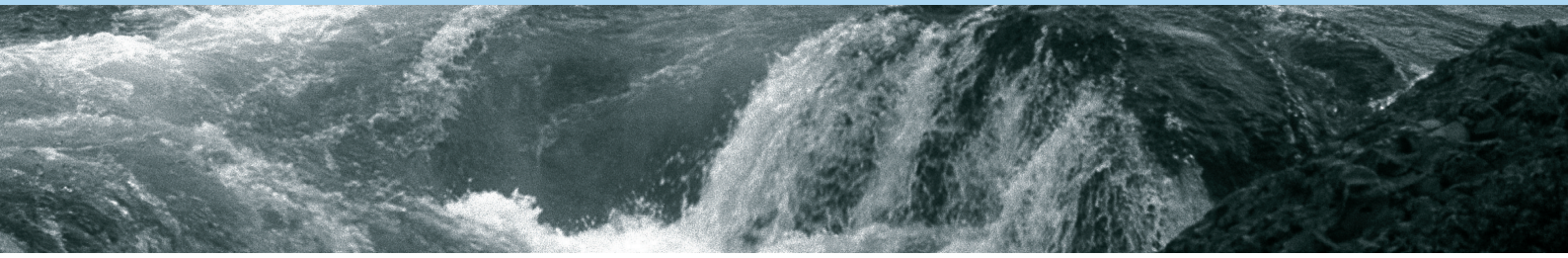
FORUM FÜR HYDROLOGIE UND WASSERBEWIRTSCHAFTUNG

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

Mariele Evers und Bernd Diekkrüger (Herausgeber)

Hydrologische Wissenschaften
Fachgemeinschaft in der DWA

FORUM FÜR HYDROLOGIE UND WASSERBEWIRTSCHAFTUNG

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

Mariele Evers und Bernd Diekkrüger (Herausgeber)

Veranstalter:

- Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA, Aachen, Hennef
- Wasserschwerpunkt des Geographischen Instituts der Friedrich-Wilhelms-Unviversität, Bonn
- Hauptausschuss Hydrologie und Wasserbewirtschaftung der DWA

Mitveranstalter:

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

Hydrologische Wissenschaften
Fachgemeinschaft in der DWA

Mariele Evers und Bernd Diekkrüger (Herausgeber):

Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement
Prozesse | Methoden | Konzepte

Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 35.15

ISBN: 978-3-88721-229-2
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.35.15

Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2015

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, München

© FgHW – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2015

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 Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

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

Vorwort

Wie jedes Jahr, am 22. März, begeht die internationale hydrologische Gemeinschaft den „Weltwassertag“, der auf der UN-Weltkonferenz über Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro ins Leben gerufen wurde. Seit nunmehr 1999 findet jährlich in zeitlicher Nähe der „Tag der Hydrologie“ (TdH) statt, der sich mittlerweile zur größten wissenschaftlichen Konferenz dieser Fachrichtung im deutschsprachigen Raum entwickelt hat. 2015 wird er an der Universität Bonn durch den Wasserschwerpunkt des Geographischen Instituts ausgerichtet.

In der europäischen Wasserpolitik und Wasserwirtschaft stellt das Jahr 2015 einen wichtigen Meilenstein dar: Ende des Jahres endet der erste Bearbeitungszyklus sowohl der EG-Wasserrahmen- als auch der EG-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie. In Deutschland werden voraussichtlich 18% der Gewässerkörper einen guten Zustand erreichen, in der EU werden es 54% sein. In jüngerer Vergangenheit abgelaufene und auch weitere zu erwartende Hochwasserereignisse unterstreichen die Bedeutung des Hochwasserrisikomanagements.

Grund genug ein Zwischenresumée zu ziehen und Prozesse, Methoden und Konzepte im europäischen aber auch weltweiten Flussgebiets- und Hochwassermanagement zu beleuchten sowie Erfolgsfaktoren und (Umsetzungs-)Hemmnisse zu ermitteln.

Neben den auf die europäische Wasserwirtschaft fokussierten Themen werden auch übergreifende hydrologische und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen im nationalen und internationalen Kontext ebenfalls ausreichend Platz eingeräumt.

42 Vorträge und 51 Poster liefern auf dem TdH 2015 in Bonn innovative wissenschaftliche und praxisnahe Beiträge zu den folgenden Themenkomplexen:

Prozesse

Flussgebiets- und Hochwassermanagement werden durch vielfältige Faktoren beeinflusst, die auf das öko- und sozio-hydrologische System wirken. Diese agieren auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen mit einer hohen Dynamik. Dabei gibt es kurzfristige Veränderungen und langfristige Trends. Es stellt sich die Frage, ob wir diese Prozesse auf allen Raum- und Zeitskalen verstanden haben und wie mögliche Veränderungen zu bewerten sind. Maßnahmen im Einzugsgebiet wirken sich auf Wasserkörper aus, Veränderungen im Oberlauf haben Konsequenzen für Unterlieger und lokale Maßnahmen im Flussgebiet interagieren z.B. mit globalen Prozessen wie Klimaveränderungen. Können die Auswirkungen dieser Veränderungen prognostiziert werden? Wie stark wirken sich anthropogene Veränderungen verglichen mit der natürlichen Variabilität aus? Welche Modelle eigenen sich besonderes klimatische als auch sozio-hydrologische Änderungen und ihre Auswirkungen darzustellen?

Methoden

Flussgebiets- und Hochwassermanagement stehen zunehmend komplexeren Fragestellungen und einem erhöhten Nutzungsdruck gegenüber, was inter-sektorale sowie inter- und transdisziplinäre Ansätze erfordern. Dabei sind z.B. skalenübergreifende Methoden, die Integration von Unsicherheiten in Entscheidungsprozessen aber auch intelligentes Geo- und Fachdatenmanagement sowie die Wissensintegration von Bedeutung. Welche Rolle spielen partizipative und transdisziplinäre Ansätze vor dem Hintergrund mangelnder Umsetzung von Maßnahmen? Wie können und sollen Methoden zur Bewertung von Zuständen und Prozessen, die ein aktuelles Erfordernis darstellen, entwickelt bzw. weiter entwickelt werden? Welche Methoden haben sich bewährt? Diese und ähnliche Fragen sind in der Praxis von hoher Relevanz.

Konzepte

Bei der Betrachtung von Flussgebiets- und Hochwassermanagement sind sowohl theoretische Konzeptdiskurse als auch empirische Untersuchungen und Fallstudien von Bedeutung. Zentrale Fragen sind, wie den Herausforderungen der Bewertung komplexer Zusammenhänge, der Priorisierung von Maßnahmen, der trans-sektorale Zusammenarbeit, der interdisziplinäre Kooperation und der Abstimmung in Entscheidungsprozessen sowie der Identifikation von Synergien und den Grenzen der Umsetzbarkeit von Maßnahmen begegnet werden kann. Diesen und ähnlichen Aspekten wollen wir in dieser Session u.a. mit folgenden Fragen begegnen: Was können Konzepte wie IWRM, die Einbeziehung von Ökosystemleistungen und ihre (monetäre) Bewertung u.a.m. zum theoretischen Verständnis aber auch in der Praxis beitragen? Wie können Synergien z.B. zwischen Hochwasser- und Gewässerschutz genutzt werden? Wie können transdisziplinäre Forschung und partizipatorische Ansätze zur Akzeptanzsteigerung und besseren Maßnahmenumsetzung beitragen?

Wir danken allen, die dazu beigetragen haben, dass der Tag der Hydrologie 2015 in Bonn stattfinden kann. Besonders danken wir für die finanzielle Unterstützung durch die Sponsoren, dem Geographischen Institut und der Rheinischen Friedrich-Wilhelms Universität Bonn.

Das Team des Wasserschwerpunktes des Geographischen Instituts der Universität Bonn wünscht allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern eine interessante und gelungene Veranstaltung.

Mariele Evers und Bernd Diekkrüger Bonn, im März 2015

Heft 35 2015 Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement: Prozesse | Methoden | Konzepte

Inhalt

Keynote Lectures

Heide Jekel

Eine Positionsbestimmung – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie in Flussgebieten 9

Beate Jessel

Intakte Flussauen – Mehrwert (nicht nur) für den Hochwasserschutz 11

Bernd Wille

Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement in der Praxis 13

Günter Blöschl

Neue Risikokonzepte im Hochwassermanagement 15

Johannes Cullmann

Das IHP VIII: Wer Wie Was…. ? 17

Session 1.1 Prozesse und Methoden

Uwe Haberlandt

Stochastische Simulation täglicher Abflüsse unter Berücksichtigung von Klimaänderungen 19

Paul Wagner, S. Murty Bhallamudi, Balaji Narasimhan, Lakshmi Kantakumar N., KP Sudheer, Shamita Kumar, Karl Schneider, Peter Fiener

Integration dynamischer Landnutzungsänderungen in ein hydrologisches Modell: Verbesserte Grundlagen für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement in Indien 29

Thomas Cornelissen, Bernd Diekkrüger, Heye Bogena

Der Nutzen hydrologischer Simulationen kleinskaliger Einzugsgebiete für die Abfluss- und Wasserbilanzmodellierung von mesoskaligen Einzugsgebieten 31

Daniel Karthe

Bedeutung des Klimawandels (insbesondere hydrometeorologischer Extremereignisse) für die Trinkwasserhygiene in Deutschland 33

Session 1.2 Konzepte und Methoden im Flussgebietsmanagement

Uwe Müller
Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement 45

Katja Sigel, Bernd Klauer, Johannes Schiller, Nina Hageman,Katharina Kern
Begründung „weniger strenger Umweltziele“ nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mit unverhältnismäßigen Kosten – ein Verfahrensvorschlag 57

Lisa Friedeheim, Sandra Pennekamp, Hartmut Sacher
Organisation der HWRM-RL in Nordrhein-Westfalen im Hinblick auf Datenerfassungs-, Datenverarbeitungs- und verteilungsprozesse 67

Britta Höllermann, Mariele Evers
Integration wissenschaftlicher Unsicherheiten in Entscheidungsprozesse - Ein risikobasierter Ansatz zur verbesserten Berücksichtigung von Unsicherheiten im Wassermanagement 77

Session 1.3 Urbane Sturzfluten

Thomas Einfalt, Marc Scheibel
Vergleich von Extremwertstatistiken aus Radarmessungen und Regenschreibern 89

Giovanni Palmaricciotti, Justus Patzke, Sandra Hellmers, Natasa Manojlovic, Peter Fröhle
Entwicklung und Umsetzung des Regensimulators „RS-TUHH“ 101

Alpaslan Yörük, Oliver Buchholz, Robert Mittelstädt
Vorsorge gegen urbane Sturzfluten - Entwicklung kommunaler Schutzkonzepte auf Basis der 2D-Modellierung mit HYDRO_AS-2D 111

Andreas Steinbrich, Markus Weiler, Hannes Leistert
AllesRoGeR? Modellierung von Sturzfluten aufgrund von Starkniederschlägen 115

Session 2.1 Prozesse und Methoden

Markus C. Casper, Oliver Gronz
Prozesstreue Parametrisierung und Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells 127

Gunnar Lischeid, Knut Kaiser, Peter Stüve, Gunnar Nützmann, Jörg Steidl, Rolf Dannowski
Differenzierung zwischen natürlichen und anthropogenen Effekten auf See- und Grundwasserspiegel in Nordostdeutschland während der letzten drei Dekaden 137

Gerd Hübner, Daniel Schwandt
Ereignisbezogener Schadstofftransport im Elbegebiet 139

Hilmar Messal, Wondwossen Debebe, Nicola Fohrer

Raum-zeitliche Analyse von Abfluss, Nährstoffen und physikalisch-chemischer Eigenschaften in Flusseinzugsgebieten des Norddeutschen Tieflandes 151

Michael Schwab, Julian Klaus, Laurent Pfister, Markus Weiler

Zusammenhänge zwischen dominanten Abflussprozessen und hoch-aufgelösten, langfristigen DOC und Nitrat Messungen mittels in situ UV-Vis Spektrometrie 163

Session 2.2 Flussgebietsmanagement – Internationale Beispiele

Martin C. Lukas

Den Blick weiten: Flusseinzugsgebietsmanagement in Java, Indonesien 169

Sonja Beuel, Miguel Alvarez, Esther Amler, Kai Behn, Kornelia Kleißler, Donovan Kotze, Christine Kreye, Constanze Leemhuis, Katrin Wagner, Susanne Ziegler, Daniel Kyallo Willy

Analyse von on-site und off-site Faktoren der hydrologischen Feuchtgebietsde-gradation in Ostafrika 171

Eleni S Bekri, Markus Disse, Panayotis C. Yannopoulos

Bewässerungsstrategien und optimierte Wasserallokation im Einzugsgebiet des Alfeios Flusses, Griechenland 181

Jens Grundmann, Niels Schütze

Technisch-methodische Herausforderungen und Lösungsansätze bei der inte-grierten Bewirtschaftung arider und semiarider Küstenregionen 193

Bernd Cyffk, Martin Kuba, Florian Betz, Ümüt Halik

Ökologische Wirksamkeit des Wassermanagements am Tarim River, NW China 201

Session 2.3 Hochwasser

Sandra Hellmers, Giovanni Palmaricciott, Natasa Manojlovic, Peter Fröhle

Modellierung der Wirksamkeit dezentraler Maßnahmen zur Minderung des Hochwasserrisikos 207

Bruno Merz, Sergiy Vorogushyn, Viet Dung Nguyen, Kai Schröter

Raum-zeitliche Variabilität von Hochwasser in Deutschland: Graduelle Trends, sprunghafte Veränderungen und Fluktuationen 219

Sergiy Vorogushyn, Daniela Falter, Viet Dung Nguyen, Kai Schröter, Heidi Kreibich, Heiko Apel, Bruno Merz

Hydraulische Interaktionen im Flusssystem: Einfluss auf Hochwassertrends, Gefährdung und Risiko 221

Maik Renner, Matthias Forkel, Kristina Brust, Kai Schwärzel, Martin Volk, Christian Bernhofer

Ein hydrometeorologisches Verfahren zur Unterscheidung der langjährigen Auswirkungen von Landnutzung und Klima auf den Wasserhaushalt 227

Robert Schatzl, Christophe Ruch

Praktische Erfahrungen mit internationalen Hochwasserprognosemodellen in der Steiermark 235

Session 3.1 Flussgebietsmanagement in der Wasserrahmenrichtlinie

Christian Gattke, Andrea Scholten, Helge Bangel

Umsetzung der EG-WRRL unter veränderlichen wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen – die Erft-Verlegung in Bergheim als erste Maßnahme des Perspektivkonzepts Untere Erft 245

Sabrina Kirschke, Sandra Richter, Jeanette Völker

Management-Indikatoren zur Bewertung des Umsetzungsprozesses der WRRL. Ein konzeptioneller und empirischer Beitrag 255

Stephan Luther, Christian Timm, Lars Jurzik, Thomas Kistemann

Oberflächengewässer: Auswirkungen von Nutzungskonkurrenzen auf die menschliche Gesundheit 265

Seifeddine Jomaa, Sanyuan Jiang, Michael Rode

Einfluss steigender landwirtschaftlicher Bioenergieproduktion auf die Fließgewässergüte 273

Tuck Fatt Siew, Petra Döll

Ein transdisziplinärer Ansatz zur Unterstützung eines integrierten Wassermanagements unter Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen 275

Session 3.2 Konzepte / Methoden im Hochwassermanagement

Günter Meon, Gerhard Riedel, Markus Anhalt, Joseph Hölscher

Innovative Hochwasservorhersage für kleine und mittlere Einzugsgebiete 287

Berenike Meyer, Sabine Keßler, Reinhard Bierl, Gunda Engel

Partizipation – ein Garant für den Erfolg naturnahen Regenwassermanagements? 297

Stefan Giehl, Daniel Skublics, Martin Schmid, Peter Rutschmann

Wirkungsanalyse und Priorisierung von steuerbaren Flutpoldern entlang der bayerischen Donau 305

Johannes Wesemann
Grundlagen für die Implementierung eines Retentionsraumkatasters – Ein Verfahren zur Bewertung des Retentionsvermögens von Überschwemmungsflächen am Beispiel der Großen Rodl 315

Sarah Kienzler, Daniela Falter, Stefan Jentsch, Annegret H. Thieken
Reduktion von Hochwasserschäden im Zusammenspiel von staatlicher und privater Vorsorge – eine Fallstudie an der Mulde 325

Session 3.3 Hochwasser

Georg Johann, Thomas Heiser, Ralf Schumacher
Wirksame Steuerungsgrößen im integrierten Hochwassermanagement – wie können sie gefunden werden? 337

Christoph Mudersbach, Jens Bender, Fabian Netzel
An analysis of changes in flood indicators in the Elbe river: implications for the selection of design discharges 347

Klaus Schneeberger, Matthias Huttenlau, Johann Stötter
Probabilistisches Modell zur Analyse des räumlich differenzierten Hochwasserrisikos 359

Natalie Stahl, Andreas Bauer, Tobias Lang
Vertiefte Wirkungsanalyse von Hochwasserrückhaltestandorten mittels Flussgebietsanalyse am Beispiel des Isareinzugsgebietes 371

Johannes Bellinger, Paul Schattan, Kristian Förster, Johannes Schöber, Stefan Achleitner, Matthias Huttenlau, Katrin Schneider, Robert Kirnbauer, Ulrich Strasser, Georg Raffeiner
Hochwasserprognose für den Tiroler Inn (HoPI): Anwendung und Weiterentwicklung eines modularen Vorhersagesystems für alpine Einzugsgebiete 373

Autorenverzeichnis 383

Keynote Lecture

Eine Positionsbestimmung – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie in Flussgebieten

Heide Jekel

Die Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) und die Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (RL 2007/60/EG) stellen auf eine Wasserbewirtschaftung in Flussgebietseinheiten ab. Eine Flussgebietseinheit umfasst die Flüsse mit ihren Zuflüssen, den zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern. Deutschland teilt acht von 10 Flussgebietseinheiten mit anderen Staaten, z.B. den Rhein, die Donau, die Elbe oder die Oder. Diese großen Öko- und hydrologischen Systeme sollen die Staaten koordiniert schützen und nutzen.

Die beiden Richtlinien haben Deutschland bei der Umsetzung vor Herausforderungen gestellt. Zum einen waren neue fachliche und verfahrensrelevante Aspekte zu berücksichtigen, zum anderen erfordern beide Instrumente die Länder- und Staatengrenzen überschreitende Koordinierung. Es waren daher inhaltliche und organisatorische Neuorientierungen gefragt, auch im Zusammenspiel zwischen Bund und Ländern.

Diese Herausforderungen hat Deutschland - auch im internationalen Kontext - bisher gut gemeistert. Deutschland hat für alle 10 Flussgebietseinheiten die erforderlichen Arbeitsschritte unternommen und die vorgegebenen Instrumente erstellt - immer fristgerecht. Die beiden Richtlinien haben die deutsche Wasserwirtschaft vorangebracht und werden in diesem Sinne auch akzeptiert sowie für sinnvoll befunden. Die zeitlichen und inhaltlichen Vorgaben für ihre Umsetzung sind allerdings durchaus ehrgeizig und gerade in den ersten Umsetzungszyklen nicht immer einfach zu realisieren. Gerade bei der Wasserrahmenrichtlinie war viel „learning by doing“ gefordert, während bei der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie teilweise auf Arbeiten in der Vergangenheit aufgebaut werden konnte.

National und international hat die Wasserrahmenrichtlinie zu einer systematischeren wasserwirtschaftlichen Planung geführt. Es sind funktionsfähige nationale und grenzüberschreitende Netzwerke entstanden, die vom besseren gegenseitigen Verständnis und gestiegenem Vertrauen profitieren. Das kommt nun auch der Umsetzung der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie zu Gute, für die dieselben Koordinierungsstrukturen genutzt werden.

Die beiden Richtlinien schaffen die Grundlagen, um auch auf neue Themen reagieren zu können, wie z.B. die Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussgeschehen oder die Temperaturentwicklung.

Keynote Lecture

Intakte Flussauen – Mehrwert (nicht nur) für den Hochwasserschutz

Beate Jessel

Im Mai und Juni des Jahres 2013 kam es an Elbe und Donau und in den zugehörigen Einzugsgebieten zu Hochwasserereignissen extremen Ausmaßes mit Schäden in Höhe von etwa 10 Milliarden Euro in Deutschland. Das Ausmaß der Schäden ist auch eine Folge menschlichen Handelns. Der Bau hochwertiger Gebäude und Infrastruktur in riskanten Lagen, die schnelle Wasserableitung durch Gewässerbegradigung und Melioration sowie der Verlust von 2/3 der ehemaligen Flussauen haben zu einer Verschärfung der Hochwassersituation geführt.

Das BfN hat im Juli 2013 anlässlich der Ereignisse an Elbe und Donau Eckpunkte formuliert, die für einen vorsorgenden Hochwasserschutz plädieren, der neben technischen Maßnahmen und einer Minderung der Schadenspotenziale die Rückgewinnung großer Retentionsräume beinhalten sollte. Es geht dabei nicht um ein Entweder-Oder, sondern um eine sinnvolle Verzahnung und Kombination von vorsorgendem und technischem Hochwasserschutz. Im nationalen Hochwasserschutzprogramm wurden Deichrückverlegungen und die Wiedergewinnung von Retentionsflächen als Maßnahmenkategorie neben der gesteuerten Rückhaltung und der Beseitigung von Schwachstellen aufgenommen. Welche Wirkung großräumige Rückdeichungen haben können, belegen Berechnungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). In Folge der Deichrückverlegung bei Lenzen an der brandenburgischen Elbe, die eine Fläche von 420 ha umfasst, sank der Hochwasserscheitel im Juni 2013 um bis zu 49 cm im Bereich der Deichöffnung. Die wasserstandssenkende Wirkung war noch 30 km stromaufwärts nachweisbar.

Neben dem Hochwasserschutz erbringen naturnahe Auenlandschaften einen vielfältigen, auch monetär messbaren Nutzen für die Gesellschaft: Sie verbessern die Wasserqualität und halten Nährstoffe aus der Landwirtschaft sowie Treibhausgase zurück. Der erlebbare Freizeit- und Erholungswert vielfältiger und schöner Flusslandschaften trägt zum Wohlbefinden der Menschen bei. Intakte Gewässer und Auen bringen der Gesellschaft einen bislang weitgehend „verborgenen“ volkswirtschaftlichen Nutzen in Millionenhöhe und schaffen durch die Kombination verschiedener Belange Win-Win-Situationen, die es nahe legen, dass Gewässer und ihre Auen künftig noch stärker zu Schwerpunkträumen von Renaturierungen werden sollten. In diese Richtung zielt auch das im aktuellen Koalitionsvertrag verankerte Bundesprogramm „Blaues Band“ zur Renaturierung von Bundeswasserstraßen. Das nationale Hochwasserschutzprogramm und das Bundesprogramm „Blaues Band“ sollten genutzt werden, gezielt solche Synergien zu schaffen, d.h. die Ziele des Hochwasserschutzes, der Schifffahrt und des Gewässer- und Auenschutzes abzustimmen und gemeinsam umzusetzen.

Keynote Lecture

Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement in der Praxis

Bernd Wille

Die Wasserwirtschaft in Deutschland steht weiterhin vor großen Herausforderungen. Zu nennen sind in erster Linie Themenfelder wie: Klimawandel, Energie, Umsetzung der EU-WRRL, Hochwasser, Starkregen, Erhaltung und Entwicklung der Infrastruktur, Demografie, Mikroschadstoffe, Mikroplastiks, Meeresschutz, Biodiversität, Effizienz und Kosten.

Die Anforderungen, Inhalte und Ziele der deutschen Wasserwirtschaft basieren zentral auf Richtlinien der EU. Damit ist die deutsche Wasserwirtschaft Teil der Europäischen Umweltpolitik.

Die Bewirtschaftung der Gewässer in der EU erfolgt gem. Art. 3 der WRRL in Flussgebietseinheiten. Operative Bezüge im Raum sind: Bearbeitungsgebiete, Planungseinheiten, Teileinzugsgebiete und Wasserkörper.

Die deutsche Wasserwirtschaft ist nach einem politisch administrierten Raumbezug aufgestellt (Länder, Bezirksregierungen, Kreise und kreisfreie Städte, Kommunen). Daraus resultieren auf ein Flusseinzugsgebiet/Teileinzugsgebiet bezogen drei Problemfelder „Misfits“ (T.Moss, ILS):

1. Die räumliche Zuständigkeit von Wasserbehörden
2. Die Interaktion der Institutionen und Akteure
3. Die Übertragbarkeit von Erkenntnissen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen

Nach eigenen Erfahrungen können die „Misfits“ weitestgehend durch dauerhafte und verbindliche Strukturen der interkommunalen Zusammenarbeit in Teileinzugsgebieten aufgelöst werden. In NRW bilden die Sondergesetzlichen Wasserverbände einen erfolgreichen Ansatz, der jedoch einer Weiterentwicklung im Einzelfall bedarf.

Um die Herausforderungen der Wasserwirtschaft in einem Teileinzugsgebiet zu managen gehören dazu:

1. Eine fachlich qualifizierte Organisation, die sich kümmert
2. Die Einbindung aller relevanten Akteure im Raum
3. Die Schaffung und Entwicklung von Informations- und Wissensgrundlagen durch Geodateninformationssysteme und –infrastrukturen

Nicht zuletzt sind unverzichtbar erforderlich, die Akzeptanz der Entscheidungsträger sowie die notwendigen Ressourcen (Personal, Geld).

Keynote Lecture

Neue Risikokonzepte im Hochwassermanagement

Günter Blöschl

Unsere Gesellschaft wird sich zunehmend den Risiken zufolge hydrologischer Extrema bewusst. Das Thema Hochwasserrisiko ist deshalb Politikern, Hochwassermanagern und Bürgern ein gleichermaßen wichtiges Anliegen. Die Debatte darüber, ob der Klimawandel die Schwere und Häufigkeit von Überflutungen erhöht, trägt zur Brisanz der Fragestellung bei (Hall et al., 2014). Mit der EU-Hochwasserrichtlinie und den entsprechenden nationalen Umsetzungen gibt es nun klare gesetzliche Vorgaben für das Hochwassermanagement. So ist etwa die Erstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen verpflichtend. Zudem ist im Einklang mit der sich entwickelnden Praxis ein integrierter Ansatz des Risikomanagements gefordert, der neben dem traditionellen Hochwasserschutz vermehrt die Abminderung der Hochwässer durch Polder sowie nicht-strukturelle Maßnahmen wie Raumplanung, Versicherungen, Bewusstseinsbildung der Bevölkerung und Hochwasserwarnungen einbindet. Die Effektivität der einzelnen Maßnahmen richtet sich nach den örtlichen Gegebenheiten. Aus diesem Grund, ist die Priorisierung der Maßnahmen schwierig, vor allem angesichts der jüngsten Veränderungen in der Demographie, Wirtschaft, Vermögen, Landnutzung und Klima, die sich alle auf das Risiko auswirken.

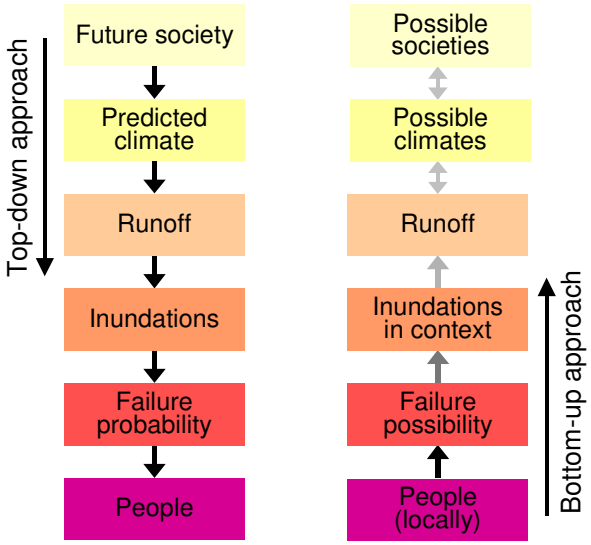


Abbildung 1: Links: Traditioneller Top-down-Ansatz zur hydrologischen Risikobewertung auf Basis von Klimaprojektionen. Rechts: Bottom-up-Ansatz zur Risikobewertung, der auf hydrologische Vulnerabilität oder Resilienz zentriert ist. Graue Pfeile zeigen weniger Abhängigkeit als schwarze Pfeile. Aus Blöschl et al. (2013).

Grundsätzlich gibt es zwei Ansätze, die die – politisch getroffene – Priorisierung von Risikomanagementmaßnahmen unterstützen können (Abbildung 1). Der erste, der sogenannten Top-down-Ansatz der Risikobewertung geht vom Klimaantrieb aus und verfolgt rechnerisch eine Kaskade der Auswirkungen auf die Überflutungen und Sachwerte mittels Szenarien.

Der zweite, sogenannte Bottom-up-Ansatz geht von der Vulnerabilität oder Resilienz der Betroffenen aus und untersucht die Möglichkeiten, diese zu verbessern. Der Top-down-Ansatz ist konzeptionell ansprechend, da er die Prozesskaskade nachverfolgt und eine wirtschaftliche Optimierung anstreben kann. Allerdings sind die dafür erforderlichen Wahrscheinlichkeiten schwer abzuschätzen, vor allem in einer sich verändernden Welt. Der Bottom-up-Ansatz ist weniger klar strukturiert, aber er hat eine soziale Motivation und ist besser geeignet, unerwartete Ereignisse abzudecken, die vorab nicht bekannt sind (sogenannte Black Swan events), da er die Vulnerabilität reduziert und die Resilienz mittels robuster Ansätze erhöht. Beim Bottom-up-Ansatz spricht man von Möglichkeiten (possibilities) statt von Wahrscheinlichkeiten (probabilities). Der Bottom-up-Ansatz weist den Hydrologinnen und Hydrologen eine wichtige, kreative Rolle der explorativen Modellierung zu, um lokalen Risikomanagern und Interessengruppen bei der Festlegung politischer Optionen zu unterstützen.
In diesem Vortrag werden die beiden Optionen des Riskomanagements gegen den Hintergrund sich verändernder Hochwässer in Europa diskutiert. Es wird argumentiert, dass dem Bottom-up-Ansatz wegen der zukünftigen Unsicherheiten im System ein größerer Stellenwert eingeräumt werden sollte.

Literatur

HALL, J., ARHEIMER, B., BORGA, M., BRÁZDIL, R., CLAPS, P., KISS, A., KJELDSEN, T. R., KRIAUČIŪNIENĖ, J., KUNDZEWICZ, Z. W., LANG, M., LLASAT, M. C., MACDONALD, N., MCINTYRE, N., MEDIERO, L., MERZ, B., MERZ, R., MOLNAR, P., MONTANARI, A., NEUHOLD, C., PARAJKA, J., PERDIGÃO, R. A. P., PLAVCOVÁ, L., ROGGER, M., SALINAS, J. L., SAUQUET, E., SCHÄR, C., SZOLGAY, J., VIGLIONE A. & G. BLÖSCHL (2014): Understanding Flood Regime Changes in Europe: A state of the art assessment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 2735-2772, doi:10.5194/hess-18-2735-2014.

BLÖSCHL, G., VIGLIONE, A. & A. MONTANARI (2013): Emerging approaches to hydrological risk management in a changing world. In: Climate Vulnerability: Understanding and Addressing Threats to Essential Resources. Elsevier Inc., Academic Press, pp. 3–10.

Keynote Lecture

Das IHP VIII: Wer Wie Was…. ?

Johannes Cullmann

Seit 1965 ist Wasser das wichtigste Thema auf der Wissenschaftsagenda der UNESCO. Um der Bedeutung dieses Themas dauerhaft Rechnung zu tragen, wurde im Jahre 1975 das International Hydrological Programme (IHP) ins Leben gerufen. Seither wurden sechs Programmphasen zu verschiedenen Wasserthematiken bearbeitet und abgeschlossen. In der VII. Phase, von 2008 bis 2013, standen existierende und mögliche gesellschaftliche Reaktionen auf Wasserstress im Fokus des Programms. Es wurden z.B. Leitlinien zu integralem Wasserressourcenmanagement von Experten aus den Mitgliedsländern der UNESCO erarbeitet und Interessenten kostenfrei zugänglich gemacht. Ein klassischer Schwerpunkt der Arbeit im Rahmen des IHP war und ist der Aus- und Fortbildungssektor. Als deutscher Beitrag wurde hierzu eine Plattform entwickelt, auf der online verschiedene Aspekte des Wassermanagements dargestellt und erklärt werden (www.iwrm-education.de). Seit 2014 wir im IHP die VIII Phase unter der Überschrift „Water Security“ bearbeitet. Dabei werden während der nächsten acht Jahre die folgenden Themen auf lokaler, regionaler und globaler Skala adressiert:

- Water related disasters and hydrological change
- Groundwater in a changing environment
- Addressing water scarcity and quality
- Water and human settlements of the future
- Ecohydrology, engineering harmony for a sustainable world
- Water education, key for water security

Weltweit gibt es 28 Exzellenzcentren die Teile der Programminhalte implementieren. Seit Juli 2014 arbeitet auch in Deutschland ein solches Zentrum zur Thematik Wasserressourcen und globaler Wandel. Das Zentrum arbeitet mit der in der Grafik dargestellten Struktur. Nähere Informationen sind auf den Webseiten www.ihp-germany.de zu finden. In Kürze wir das Zentrum unter der Webadresse www.waterandchange.org zu erreichen sein.

Stochastische Simulation täglicher Abflüsse unter Berücksichtigung von Klimaänderungen

Uwe Haberlandt

Zusammenfassung

Für die Optimierung von Talsperrrensystemen sind Langzeitspeichersimulationen erforderlich. Als Zuflussbelastung werden gewöhnlich stochastisch generierte sehr lange Zeitreihen verwendet. In der vorliegenden Untersuchung werden tägliche Abflüsse simultan für Zuflusspegel von 5 Talsperren im Westharz erzeugt. Zur Anwendung kommt das nicht parametrische k - nearest neighbour (k-nn) Bootstrap Verfahren. Hier werden bedingt an beobachteten und simulierten Klimavariablen, wiederholt Werte aus beobachteten täglichen Abflüssen gezogen. Dieses Vorgehen erlaubt auch die Simulation von Werten für zukünftiges Klima. Die Validierung erfolgte über den Vergleich von Abflussstatistiken, berechnet aus der Beobachtung und aus Simulationen. Es wurden alle betrachteten Statistiken gut wiedergegeben und signifikante Klimaänderungssignale erzeugt.

1. Einführung

Für die Überprüfung der Wirksamkeit von Talsperrenverbundsystemen und die Optimierung von Bewirtschaftungsregeln hinsichtlich Versorgungssicherheit, Wasserkraftpotential, Hochwasserschutz etc. sind Langzeitspeichersimulationen für das gesamte System erforderlich. Beobachtete Zeitreihen stellen nur eine zeitlich stark begrenze Möglichkeit des natürlichen Abflussgeschehens dar. Deshalb werden für diese Aufgabe gewöhnlich stochastisch generierte sehr lange Zeitreihen verwendet, die die wesentlichen Eigenschaften der Beobachtungsreihen gut wiedergeben und eine ausreichende Spannbreite des natürlichen Abflussgeschehens repräsentieren.

Eine besondere Anforderung bei Verbundsystemen ist die Notwendigkeit mehrere Zuflusszeitreihen zu den verschiedenen Speichern multivariat simultan unter Bewahrung der räumlichen Zusammenhänge zu erzeugen. Eine zweite besondere Anforderung ist die Erzeugung von Abflüssen auf Tageswertbasis, um die multikriteriellen Aufgaben des Verbundsystems objektiv evaluieren zu können. Schließlich besteht eine dritte Herausforderung darin, die Simulation auch für zukünftiges Klima zu gewährleisten.

Es existiert eine große Anzahl verschiedener stochastischer Verfahren zur Generierung von synthetischen Abflusszeitreihen. Prinzipiell kann man zwischen konzeptionellen, parametrischen und nicht-parametrischen Ansätzen unterscheiden. Konzeptionelle Ansätze generieren stochastische Eingangsdaten für einfache hydrologische Modelle, die danach den Abfluss erzeugen. Diese sind aufwändiger aber gut geeignet um kausal Änderungen unterschiedlicher Art zu berücksichtigen (TREIBER 1975; YU et al. 2014). Zu den parametrischen Methoden gehören z.B. die klassischen ARMA-Modelle (HIPEL & MCLEOD 1994), die sich besonders für die Simulation von Jahres- und Monatsabflüssen bewährt haben. Dagegen sind die nicht-parametrischen Methoden (LALL & SHARMA 1996; NOWAK et al. 2010; OUARDA et al. 1997) speziell für multivariate Probleme mit hoher zeitlicher Auflösung geeignet. Sie benötigen nur wenige Parameter und sind zudem einfach nachvollziehbar. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist die Anpassung und Testung des nicht parametrischen k-nn Bootstrap Verfahrens zur multivariaten Abflusssimulation auf Tagesbasis unter spezieller Berücksichtigung unterschiedlicher Klimabedingungen.

2. Methodik

Beim k - nearest neighbour (k-nn) Bootstrap werden Elemente aus der Beobachtungsreihe gezogen mit Zurücklegen, d.h. einzelne Elemente können mehrfach auftreten. Das Ziehen geschieht aus einer Reihe von in Frage kommenden Beobachtungswerten (k nächste Nachbarn) entsprechend ihrer Ähnlichkeit zu einem vorgegebenen Merkmalsvektor (für Details siehe z.B. NOWAK et al. 2010). Ein Beispiel wäre das Ziehen eines Nachfolgers auf Basis von zwei bekannten Vorgängern in einer Zeitreihe von Jahresabflüssen. Dies würde ein Neumischen unter Bewahrung der Erhaltungsneigung des jährlichen Abflusses bewirken. Im vorliegenden Fall werden die Abflüsse bedingt an Klimavariablen simuliert. Dabei wird das k-nn Bootstrap mehrfach angewandt (siehe Abbildung 1).

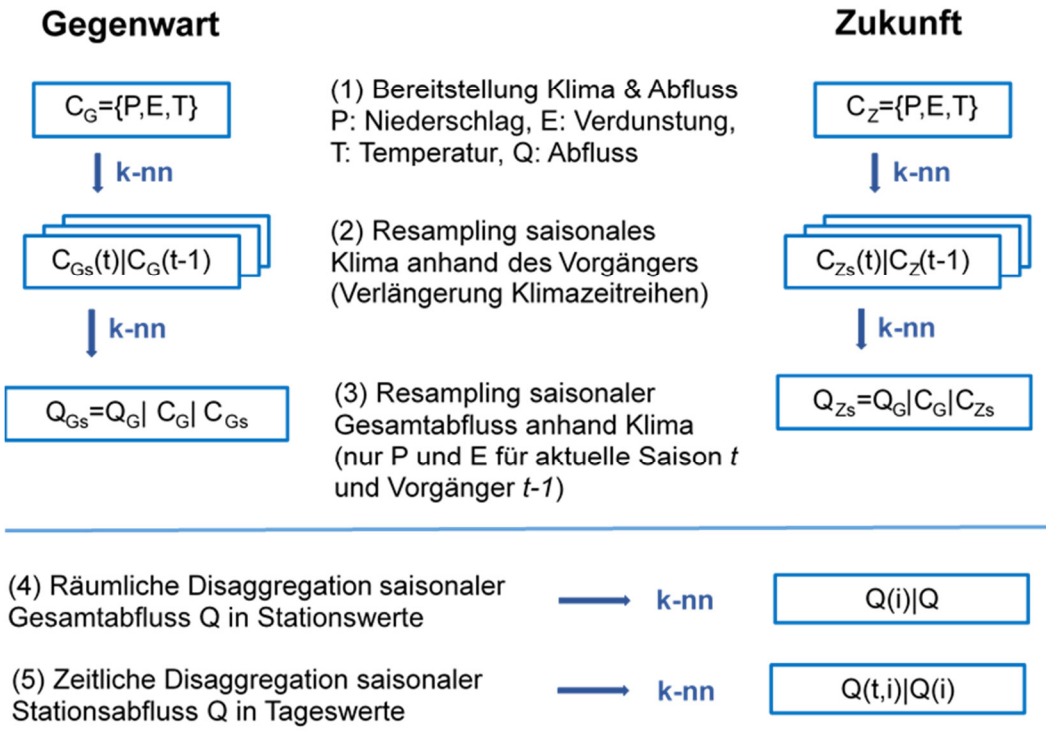


Abb. 1: Schema für die Abflussgenerierung mit k-nn Bootstrap bedingt an das Klima

Im Unterschied zum Vorgehen anderer Autoren, die auf Jahresbasis arbeiten, erfolgt hier ein Resampling von saisonalen Abflussblöcken, um unterschiedliche Klimaänderungen im Jahresverlauf besser berücksichtigen zu können. Am besten bewährt hat sich hier eine Einteilung in die 4 Perioden: Januar-März, April-Juni, Juli-September und Oktober-Dezember. Im ersten Schritt (Abbildung 1, Schritt 1) werden relevante Klimavariablen bereitgestellt. Verwendet werden hier der Niederschlag (P), die potentielle Verdunstung (E) und die Temperatur (T) als Mittelwerte über dem gesamten Einzugsgebiet. Im zweiten Schritt (Abbildung 1, Schritt 2) werden mit k-nn Bootstrap beobachtete oder simulierte (REMO, WETTREG) Klimazeitreihen verlängert, so dass jeweils 100 Realisationen von 100 Jahren Länge vorliegen. Das Resampling von Saisonblöcken erfolgt nur auf Basis des bekannten saisonalen Klima-Vorgängers aus 6 nächsten Nachbarn, wobei simultan Saisonwerte von P, E und T mit den

Gewichten 1, 10 und 100 berücksichtigt werden. Im dritten Schritt (Abbildung1, Schritt 3) werden auf Basis des simulierten Klimas (nur noch P und E) ähnliche Klimavektoren aus der beobachteten Zeitreihe (6 Nachbarn) mit den zeitlich zugehörigen Abflüssen (Abflusssumme über alle Pegel) ausgewählt. Dabei werden simultan der aktuelle Zeitschritt mit der Gewichtung 1 für P und 100 für E sowie der vorhergehende Zeitschritt mit der Gewichtung 0.5 für P und 50 für E berücksichtigt. Entsprechend des simu-lierten Klimadatensatzes erhält man wiederum jeweils 100 Realisationen zu je 100 Jahren saisonale Abflusssummen. Für das mit REMO und WETTREG bereitgestellte zukünftige Klima (P und E) erfolgt vorher eine einfache auf Monatsfaktoren basierende Biaskorrektur (Referenzperiode 1971-2000). Im vierten Schritt (Abbildung1, Schritt 4) werden die saisonalen Abflusssummen über alle Pegel räumlich auf Basis historisch beobachteter Abflussanteile zu einzelnen Pegelabflüssen disaggregiert. Wiederum wird das k-nn Bootstrap (mit 6 Nachbarn) auf Basis der Ähnlichkeit simulierter und beobachteter Abflüsse gleicher Zeitabschnitte verwendet. Schließlich erfolgt im fünften und letzten Schritt (Abbildung1, Schritt 5) die zeitliche Disaggregation der saisonalen Abflusssummen zu Tageswerten simultan für alle Pegel wiederum auf Basis beobachteter Abflussanteile.

Das Verfahren ist aufgrund seines Charakters sehr gut in der Lage die univariaten Beobachtungsstatistiken, die Autokorrelationen und die Kreuzkorrelationen für unterschiedliche zeitliche Maßstäbe (Tages-, Monats- und Jahreswerte) zu simulieren. Restriktionen bestehen bei Resamplingverfahren gewöhnlich darin, dass Werte außerhalb des beobachteten Wertebereiches nicht erzeugt werden können. Im vorliegenden Fall wird jedoch mit der Abflussskalierung über die Schritte 4 und 5 in gewissem Umfang eine Simulation von Saisonsummen und Tagesabflüssen außerhalb der Beobachtung erlaubt. Natürlich sind beliebig viele neue Abfolgen von Trocken- und Nass-Saisons möglich, die vorher so nicht beobachtet wurden. Die Anzahl der theoretisch möglichen Realisationen beträgt $c = n^k$, bei Auswahl von k aus n Elementen. Zum Beispiel gäbe es bei jährlichem Resampling aus n=30 Jahren Beobachtung $c = 2.06*10^{41}$ Realisationen zu je k=30 Jahren. Bei saisonalem Resampling entsprechend mehr. Praktisch hängt die Anzahl der synthetischen Abflussblöcke jedoch von der Dimensionalität und den Eigenschaften des Merkmalsvektors ab. Umso mehr Dimensionen berücksichtigt werden umso weniger gut zutreffende „Nachbarn“ wird es geben.

3. Untersuchungsgebiet und Daten

In Abbildung 2 ist das Untersuchungsgebiet mit den 5 zu berücksichtigenden Talsperrenzufluss-pegeln dargestellt. Die Tabelle 1 zeigt die zugehörigen Pegel-charakteristika mit den verfügbaren Beobachtungszeiträumen. Entsprechend der Voraussetzungen der multivariaten Simulation mit den nicht-parametrischen Verfahren ist ein einheitlicher Beobachtungszeitraum für alle 5 Pegel als Datenbasis erforderlich. Der größte gemeinsame Beobachtungszeitraum für den auch beobachtete Klimadaten vorliegen ist vom 1.01.1980 bis zum 31.12.2010 und umfasst 31 Jahre. Dieser gemeinsame Zeitraum wird im Folgenden als Basis für die simultane Generierung der täglichen Abflüsse bedingt an Klimadaten verwendet.

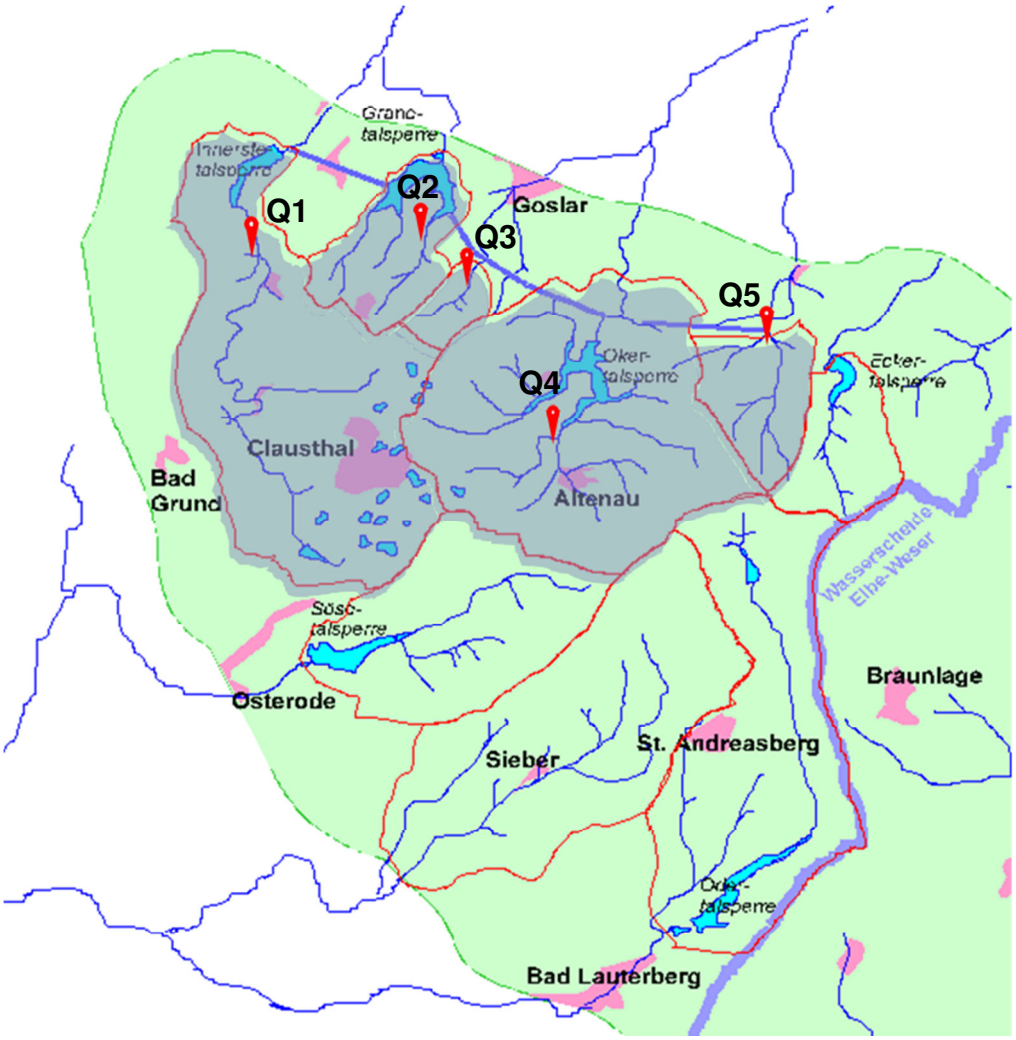


Abb. 2: Untersuchungsgebiet mit Abflusspegeln und Einzugsgebieten

Tab.1: Pegel mit verfügbaren Beobachtungszeiträumen

Nr.	Pegelname	Pegel-Nr.	EZG in km²	Beo_von	Beo_bis	Länge in Jahren
Q1	Rote Klippe	4886111	85	1.11.1963	31.5.2013	49.58
Q2	Margarethenklippe	4886103	6.7	1.11.1979	31.12.2012	33.16
Q3	Sennhütte	4821115	6.6	1.11.1971	31.12.2012	41.16
Q4	Altenau I	4821103	31.2	1.11.1948	31.12.2012	64.16
Q5	Harzburg	4821122	18.3	1.11.1925	31.12.2012	87.16

Tab 2: Verwendete Klimadaten

Nr.	Datensatz	Läufe	Variablen	von	bis
1	Beobachtung	--	P, E, T	1951	2010
2	REMO	UBA, BFG	P, E, T	1971	2100
3	WETTREG 2006	3 Realisationen	P, E, T	1971	2100

4. Ergebnisse

Die Validierung des stochastischen Abflussmodells geschieht durch Vergleich statistischer Kennwerte, berechnet aus der Beobachtungsreihe und 100 Realisationen synthetischer Reihen mit der gleichen Länge wie die Beobachtung.

4.1 Aktuelles Klima

Zuerst wurde untersucht, ob die Generierung der Abflüsse bedingt an Klimavariablen und für saisonale Zeitschritte für die Gegenwart funktioniert. Es wurden 100 Realisationen zu je 31 Jahren erzeugt. Die Abbildung 3 zeigt einen Vergleich von Statistiken berechnet aus beobachteten und simulierten Tagesabflüssen am Beispiel des Pegels Harzburg (Q5).

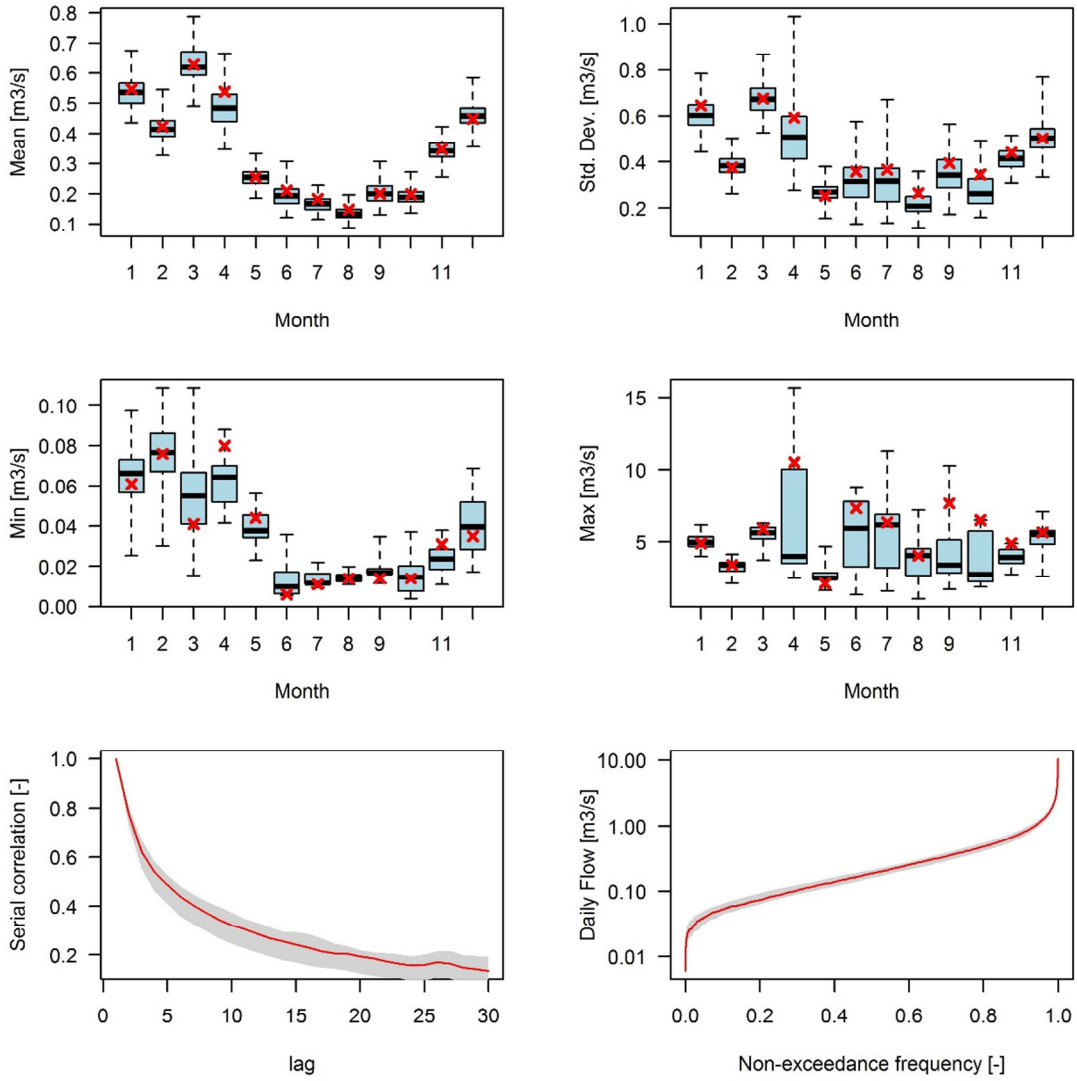


Abb. 3: Beobachtete (rote Kreuze und Linien, 1981-2010) und simulierte (Box-Plots, graue Bereiche, 100 Realisationen zu je 31 Jahren) tägliche Abflussstatistiken für den Pegel Q5

Die beobachteten Kennwerte passen sehr gut in die Spannweite der simulierten Statistiken. Auch für die Extremwerte (Min und Max) kann die Simulation für die meisten Monate Werte außerhalb des beobachteten Bereichs liefern.
Nicht dargestellt sind die Statistiken für monatliche Abflüsse. Auch hier gelingt die Simulation gut. Allerdings muss man in Kauf nehmen, dass die Lag-1 Korrelationen für die Monate 1, 4, 7 und 10 unterschätzt werden. Dies ist nicht verwunderlich, da an diesen Stellen die saisonalen Brüche im Resampling auftreten.
Die Abbildung 4 zeigt die Kreuzkorrelationen der täglichen Abflüsse zwischen allen möglichen Pegelpaaren und demonstriert, dass die simultane Generierung, wie bei dieser Methode zu erwarten, sehr gut funktioniert.

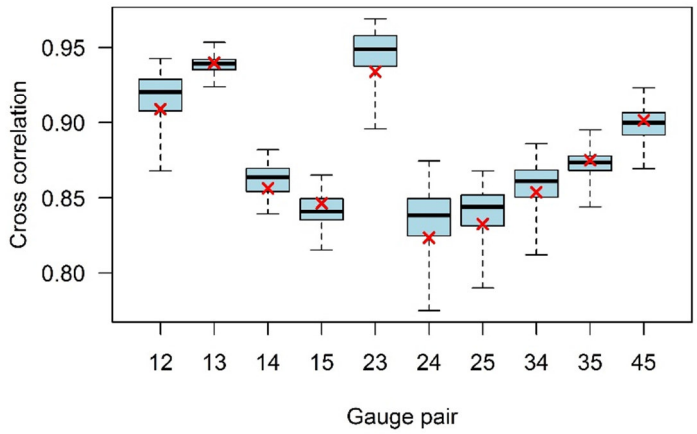


Abb. 4: Beobachtete (rote Kreuze, 1981-2010) und simulierte (Box-Plots, 100 Realisationen zu je 31 Jahren) Kreuzkorrelationen täglicher Abflüsse zwischen allen Pegelpaaren

4.2 Klima für eine „Pseudozukunft“

In diesem Schritt wurde untersucht, ob ein Ziehen von Abflüssen aus einer älteren Zeitperiode (1951-90), bedingt an beobachtete Klimadaten aus einer jüngeren Zeitperiode (1991-2010), die Statistik der beobachteten Abflüsse der jüngeren Zeitperiode („Pseudozukunft“) wiedergeben kann. Es ist wichtig zu wissen, dass eine Nachbildung der Zukunft durch ein Resampling der Vergangenheit nur möglich ist, wenn in der Vergangenheit bereits zukunftsrelevante Abflüsse vorkommen. Dieser Validierungsschritt war entscheidend für die Auswahl des am besten geeigneten Merkmalsvektors (Klimavariablen, Gewichte, Anzahl Vorgänger, etc.) und der Modellstruktur (Jahreswerte oder Saisons, etc.). Nach umfangreichen Untersuchungen und Vergleichen hat sich das in Kapitel 2 beschriebene saisonale Modell als am besten geeignet herausgestellt.
Die Abbildung 5 zeigt für die Pegel Q4 und Q5 einen Vergleich beobachteter und simulierter mittlerer monatlicher Abflüsse. Dargestellt ist die Beobachtung für die Vergangenheit (1951-90) und eine Pseudozukunft (1991-2010) sowie die Simulation für die Pseudozukunft. Für die Simulation wurden dabei beobachtete Abflüsse aus der Vergangenheit (1951-90) bedingt an das „zukünftige“ Klima (1991-2010) gezogen.

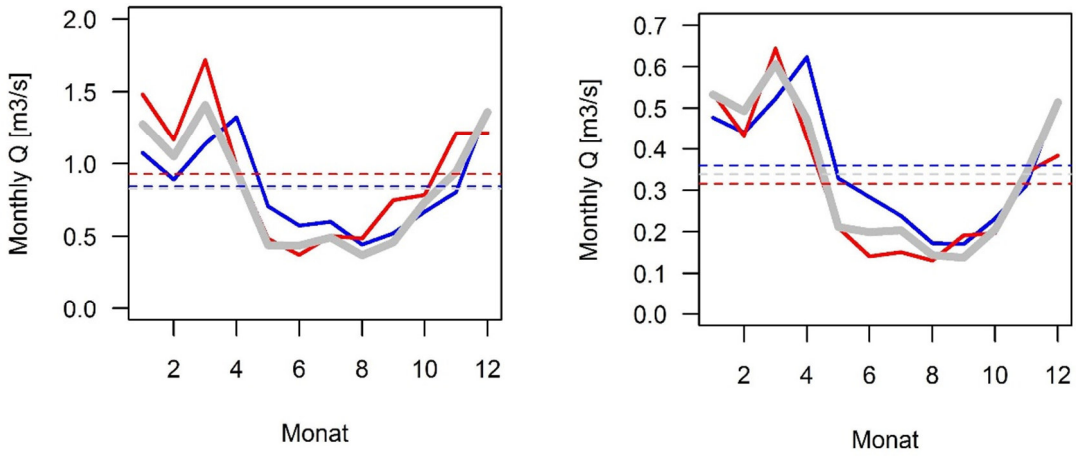


Abb. 5: Beobachtete mittlere Abflüsse der Vergangenheit (blau), beobachtete mittlere Abflüsse der Pseudozukunft (rot) und 100 Realisationen für die simulierte Pseudozukunft (grau) für die Pegel Q4 (links) und Q5 (rechts); gestrichelte Linien sind Jahresmittelwerte

Vergleicht man zunächst nur die beobachteten Abflüsse beider Perioden fallen die Verschiebung der Abflussspitze vom April in den März und die trockeneren Sommermonate für die zukünftige Zeitperiode auf. Die beobachteten Änderungen sollten durch die Simulation reproduziert werden. Dies gelang ganz gut hinsichtlich der Verschiebung der Abflussspitze. Auch die Sommer sind trockener geworden. Insgesamt wird der mittlere zukünftige Abfluss für Q4 unterschätzt und für Q5 überschätzt.

4.3 Zukünftiges Klima für die Periode „2071-2100“

Schließlich werden mit dem validierten stochastischen Modell zukünftige Abflüsse bedingt an simuliertes Klima der regionalen Modelle REMO und WETTREG erzeugt. Die Abbildung 6 zeigt einen Vergleich simulierter Abflüsse für die Gegenwart (1971-2000) und die Zukunft (2071-2100) bedingt an zwei Realisationen von WETTREG-Klima. Die Abbildung 7 zeigt denselben Vergleich bei Verwendung des Klimas aus den beiden verfügbaren REMO-Läufen.

Aus den Bildern ist erkennbar, dass im Vergleich zu den oben diskutierten Ergebnissen die Abflussspitze der Vergangenheit hier bereits im März auftritt. Dies ist mit der längeren Vergangenheitsperiode begründbar die hier bis 2010 reicht. Unter Verwendung von WETTREG wird eine deutliche Abnahme der Sommerabflüsse in der Zukunft simuliert. Bei Verwendung von REMO gibt es dagegen kaum Änderungen für die Sommerabflüsse. Für beide Modelle ist jedoch eine Abflusszunahme in den ersten drei Monaten des Jahres zu sehen.

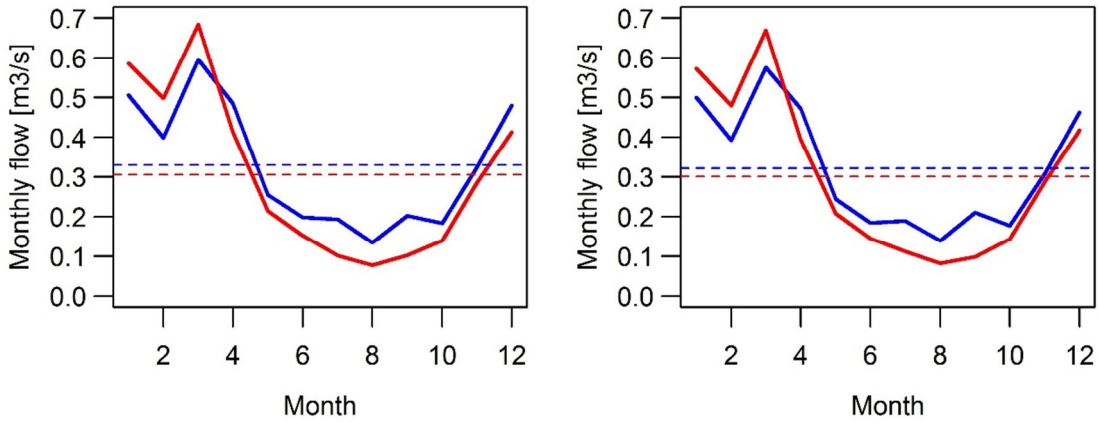


Abb. 6: Mittelwert aus 100 Realisationen simulierter mittlerer Abflüsse für die Vergangenheit (blau, 1971-2000) und die Zukunft (rot, 2071-2010) für zwei WETTREG-Läufe für den Pegel Q5

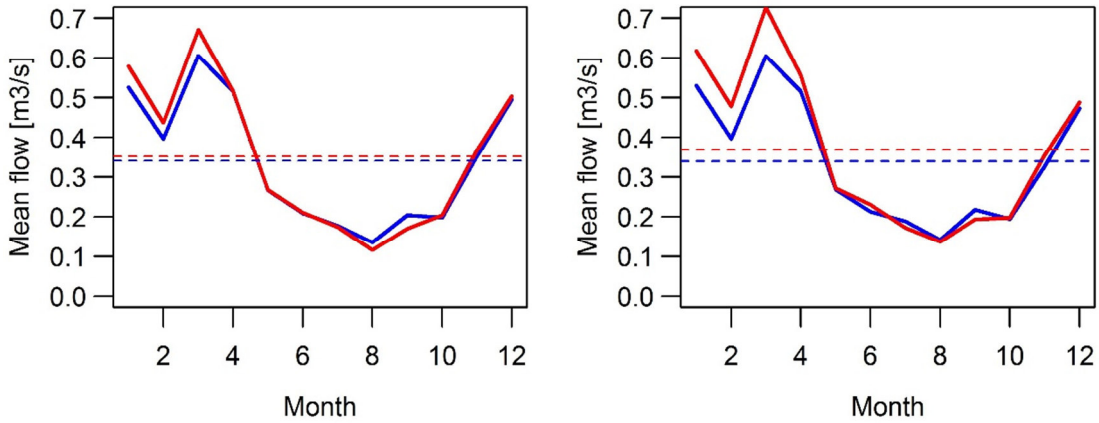


Abb. 7: Mittelwert aus 100 Realisationen simulierter mittlerer Abflüsse für die Vergangenheit (blau, 1971-2000) und die Zukunft (rot, 2071-2010) für zwei REMO-Läufe für den Pegel Q5

5. Schlussfolgerungen

Folgende zusammenfassenden Schlüsse lassen sich ziehen:

- Das stochastische Abflussmodell erlaubt eine gute und relativ einfache Simulation täglicher Abflusszeitreihen simultan an mehreren Pegeln für die Gegenwart.
- Die Validierung anhand der Pseudozukunft hat befriedigende Ergebnisse gezeigt, welches ein gewisses Vertrauen für die Simulation zukünftiger Verhältnisse schafft.
- Signifikante Änderungssignale für die Zukunft werden simuliert, jedoch unterschiedlich je nachdem welches Klimamodell als Bedingung verwendet wird. Dies bestätigt einmal mehr die Unsicherheit der Klimamodelldaten und die Notwendigkeit zur Nutzung von Ensembles für Impaktanalysen.

Die vorgestellte Methode ist sehr effizient, da eine explizite hydrologische Modellierung nicht erforderlich ist. In zukünftigen Untersuchungen sollen die mit diesem Ansatz prognostizierten Abflüsse mit denen aus einem hydrologischen Modell verglichen werden, um zu sehen inwieweit diese stochastische Methode tatsächlich brauchbare Prognosen liefern kann.

Literatur

HIPEL, K.W. & A.I. MCLEOD (1994): Time series Modelling of Water Resources and Environmental systems. Elsevier, Amsterdam.

LALL, U. & A. SHARMA (1996): A nearest neighbor bootstrap for resampling hydrological time series. Wat. Resour. Res., 32: 679-693.

NOWAK, K., PRAIRIE, J., RAJAGOPALAN, B. & U. LALL (2010): A nonparametric stochastic approach for multisite disaggregation of annual to daily streamflow. Water Resources Research, 46.

OUARDA, T.B.M.J., LABADIE, J.W. & D.G. FONTANE (1997): Indexed Sequential hydrologic modeling for hydropower capacity estimation. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 33(6): 1337-1349.

TREIBER, B. (1975): Ein stochastisches Modell zur Simulation von Tagesabflüssen. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau III der Universität Karlsruhe (TH), Heft 5.

YU, P.-S., YANG, T.-C., KUO, C.-M., CHOU, J.-C. & H.-W. TSENG (2014): Climate change impacts on reservoir inflows and subsequent hydroelectric power generation for cascaded hydropower plants. Hydrological Sciences Journal, 59(6): 1196-1212.

Integration dynamischer Landnutzungsänderungen in ein hydrologisches Modell: Verbesserte Grundlagen für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement in Indien

Paul Wagner, S. Murty Bhallamudi, Balaji Narasimhan, Lakshmi Kantakumar N., Kp Sudheer, Shamita Kumar, Karl Schneider, Peter Fiener

Landnutzungswandel im Kontext von ökonomischem Wachstum und Bevölkerungswachstum führt oftmals zur Verringerung des Wasserdargebots bei gleichzeitig wachsendem Wasserbedarf. Eine entsprechende Entwicklung ist in weiten Teilen Indiens zu beobachten, wo die Urbanisierung anders genutzte und naturnahe Flächen verdrängt und verringert.
Zur Untersuchung aktueller und potentieller, zukünftiger Auswirkungen des Landnutzungswandels auf das Wasserdargebot werden üblicherweise hydrologische Modelle eingesetzt. In der Regel werden Modellläufe für zwei Landnutzungsstadien durchgeführt und die Modellergebnisse miteinander verglichen. Diese Herangehensweisen gibt einen guten Überblick über die mittleren Effekte des Landnutzungswandels, graduelle Veränderungen und Dynamiken werden mit diesem Ansatz jedoch nicht erfasst.
Das Ziel dieser Studie ist die Integration von dynamischen Landnutzungsänderungen in ein hydrologisches Modell. Dazu werden Landnutzungsprojektionen aus dem Modell SLEUTH in das hydrologische Modell SWAT integriert. Als Untersuchungsgebiet dient das mesoskalige Einzugsgebiet der Flüsse Mula und Mutha oberhalb der Millionenstadt Pune in Indien.

Der Großraum Pune ist gekennzeichnet durch eine schnelle wirtschaftliche Entwicklung und ein starkes Bevölkerungswachstum. Das Modell SLEUTH berechnet jährliche Landnutzungskarten, die in die SWAT-Modellläufe integriert werden. Bis zum Jahr 2028 wird eine Zunahme urbaner und eine Abnahme landwirtschaftlicher Flächen projiziert.
Die SWAT-Modellergebnisse zeigen, wie sich diese Veränderungen insbesondere in den Teileinzugsgebieten kontinuierlich immer stärker auf die Wasserhaushaltskomponenten auswirken. Überdies sind saisonale Auswirkungen wie eine erhöhte Abflussspende zu Beginn der Regenzeit zu beobachten, die in einem Monsunklima besonders relevant sind.

Die Integration von Landnutzungsänderungen in ein hydrologisches Modell ermöglicht somit eine genauere Analyse von raum-zeitlichen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und liefert damit eine verbesserte Grundlage für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement.

Der Nutzen hydrologischer Simulationen kleinskaliger Einzugsgebiete für die Abfluss- und Wasserbilanzmodellierung von mesoskaligen Einzugsgebieten

Thomas Cornelissen, Bernd Diekkrüger, Heye Bogena

Die Parametrisierung hydrologischer Modelle stellt unabhängig von ihrem Anwendungsgebiet eine große Herausforderung dar, weil die Festlegung der Parameter nicht nur von der Datenqualität, sondern auch von der räumlichen und zeitlichen Modellauflösung und der betrachteten Gebietsskala abhängt. In den letzten Jahren ist die Verfügbarkeit von hochaufgelösten Messdaten (z.B. Eddy-Kovarianz, drahtlose Bodenfeuchtesensornetzwerke), die für die Parameterkalibrierung kleinskaliger Einzugsgebiete verwendet werden können, gestiegen.

Die vorliegende Studie stellt erstens die Frage, wie Erkenntnisse aus der Kalibrierung und Parametrisierung eines kleinskaligen Einzugsgebiets die Unsicherheiten bei der Parametrisierung eines mesoskaligen Einzugsgebiets reduzieren können (upscaling). Zweitens wird untersucht, wie sich die Wasserbilanz, die Abflusskomponenten und die Bodenfeuchtedynamik der kleinskaligen Simulation verändern, wenn die Boden- und Landnutzungsparameter des mesoskaligen Einzugsgebiets verwendet werden.

Als Beispieleinzugsgebiete werden das 0.27 km² große, mit Fichten bestandene Quellgebiet des Wüstebachs, Nationalpark Eifel, verwendet, sowie das 42 km² große Einzugsgebiet der Erkensruhr, das neben Fichten auch Buchen und Graslandvegetation aufweist. Das Modellierungskonzept basiert für die erste Fragestellung auf einer schrittweisen Einführung räumlicher Heterogenität des Bodens, der Vegetation, der potentiellen Verdunstung und des Niederschlags in die Erkensruhr-Simulation. Für die zweite Fragestellung werden die Landnutzungsparametrisierungen der Erkensruhr für Grasland und Laubwald mit der Wüstebach-Simulation jeweils mit den Bodendaten der Erkensruhr (1:50000) und des Wüstebachs (ca. 1:2500) berechnet.

Erste Ergebnisse der Upscaling-Simulationen zeigen, dass die Nutzung der Erkenntnisse über die residualen Wassergehalte und die Porositäten aus der Wüstebach-Simulation die Unsicherheiten in der Bodenparametrisierung der Erkensruhr-Simulation reduzieren können. Die Verwendung verschiedener Bodendaten in der Wüstebach-Simulation verändert ausschließlich die Simulation der Abflusskomponenten, während die Simulation der Verdunstungskomponenten sensitiv auf die Veränderung der Vegetation reagiert.

Bedeutung des Klimawandels (insbesondere hydrometeorologischer Extremereignisse) für die Trinkwasserhygiene in Deutschland

Daniel Karthe

Zusammenfassung

Für die Siedlungswasserwirtschaft sind Klimaveränderungen auf vielschichtige Weise relevant. Während in Deutschland und Mitteleuropa zumindest in den nächsten Jahrzehnten nicht mit größeren Versorgungsengpässen zu rechnen ist, müssen sich Wasserversorger zumindest auf klimawandelbedingte Veränderungen in der Wasserverfügbarkeit und Rohwasserqualität einstellen. Hydrometerologische Extremereignisse, für deren Häufigkeit und Intensität eine Zunahme prognostiziert wird, führen vielfach zu zeitweiligen Verschlechterungen der Rohwasserqualität, und in Ausnahmefällen auch zur Kontaminierung von Wasserinfrastrukturen. Während in Deutschland Untersuchungen zum Auftreten trinkwasserbedingter Infektionen weitgehend fehlen, legen eine Reihe von Studien aus anderen Industriestaaten nahe, dass es im Kontext von Starkniederschlagsereignissen, aber auch im Nachgang längerer Trockenperioden, zu Krankheitsausbrüchen durch wasserbürtige Protozoen, Bakterien und Viren kommen kann, zumal höhere Temperaturen sich begünstigend auf das Überleben und die Reproduktion wichtiger wasserbürtiger Krankheitserreger auswirken. Zur Mitigation klimawandelbedingter Herausforderungen im Bereich der Trinkwasserhygiene besteht ein Bedarf an innovativen Detektionsmethoden wie auch integrierten Monitoringprogrammen, die hydro-klimatologische Trends und Extremereignisse, die Roh- und Trinkwasserqualität sowie die Inzidenz wasserbürtiger Erkrankungen adressieren.

1. Einleitung

Hinsichtlich der Wasserqualität sind die Auswirkungen des Klimawandels noch schwieriger zu beurteilen als hinsichtlich verfügbarer Mengen und Oberflächenabflüsse, und dies trifft in verschärftem Maße auf die Wasserhygiene zu. Grund dafür ist, dass eine Vielzahl weiterer Prozesse, wie z.B. anderweitig bedingter Veränderungen von Wasserkörpern, soziodemographische Veränderungen, Verhaltensveränderungen auf Seiten exponierter Individuen und Gemeinschaften, Entwicklungen im Gesundheitswesen und in der Pharmazie parallel zum Klimawandel wirksam werden und eine genaue Trennung der Auswirkungen nicht immer möglich ist (EBI et al. 2013, SEMENZA & MENNE 2009, SENHORST & ZWOLSMAN 2005, RODÓ et al. 2013). Unter anderem ist zu erwarten, eine Zunahme von Flutereignissen die Einspülung von Kontaminantien begünstigt, und es in Gewässern zu einer Temperaturzunahme und stärkeren Sauerstoffdefiziten als bislang kommt. So sind tiefgreifende Veränderungen in der aquatischen Ökologie und damit auch hinsichtlich der Selbstreinigungspotentiale der Gewässer zu erwarten (EEA 2003). Für die Siedlungswasserwirtschaft sind drei Prozesse von einer besonderen Relevanz: (1) Veränderungen der Rohwasserqualität; (2) Auswirkungen des Klimawandels auf Infrastruktursysteme; und (3) Veränderungen im Verhalten und der Exposition von Wassernutzern (BEAUDEAU et al. 2011). Auch in Gebieten mit einer heute sehr guten Rohwasserqualität und einer entsprechend ausgelegten Trinkwasseraufbereitung können sich im Zuge des Klimawandels neue Herausforderungen ergeben, wenn es beispielsweise aus klimatischen Gründen zu einem Konzentrationsanstieg von hygienerelevanten Mikroorganismen kommt (EBI et al. 2013). Insbesondere durch hydrologische Extremereignisse wächst das Risiko von Schäden an Wasserinfrastrukturen (ECDC 2010). Aus siedlungswasserwirtschaftlicher Sicht spielen darüber hinaus eine zu erwartetende Zunahme von Starkniederschlagsereignissen eine wichtige Rolle, da diese u.a. zu vermehrten Misch-

kanalisations-Überläufen führen (ESCALER et al. 2012). In Küstengebieten sind auch Auswirkungen des ansteigenden Meeresspiegel v.a. auf tiefliegende Infrastrukturen zu erwarten (NILSEN et al. 2011). Zu Ausbrüchen trinkwasserinduzierter Erkrankungen kommt es in der Regel durch das Zusammenwirken von mindestens zwei Faktoren: (1) eine Belastung des Rohwassers, die insbesondere dann problematisch ist, wenn sie nicht rechtzeitig erkannt wird; (2) eine unzureichende Wasseraufbereitung, die wiederum dann besonders problematisch ist, wenn sie nicht im Rahmen des Hygienemonitoring erkannt wird. Es kann allerdings auch innerhalb des Versorgungsnetzes zu einer Rekontamination des aufbereiteten Wassers kommen, die sowohl systeminterne Ursachen wie auch externe Stoffeinträge als Ursache haben kann (PAYMENT et al. 1997, ROSE et al. 2001).

2. Auswirkungen des Temperaturanstiegs

Regionalisierte Klimamodelle gehen davon aus, dass sich bis 2050 die Temperaturen in Deutschland um mindestens 1.25K im Vergleich zur letzten Normalperiode (1961-1990) erhöhen werden, wobei tendenziell in den Wintermonaten und in Südwestdeutschland die höchsten Temperaturanstiege zu erwarten sind (JACOB et. al. 2008, KREIENKAMP et al. 2011, ZEBISCH et al. 2005). Studien zur Entwicklung der Wassertemperaturen in den Einzugsgebieten von Rhein, Donau und Elbe belegen eine durchschnittliche Zunahme der Wassertemperaturen im Laufe der letzten Jahrzehnte (MARKOVIC et al. 2013, ZWOLSMAN & VAN BOKHOVEN 2007). An Elbe und Donau wurde seit den 1980er Jahren sowohl eine deutliche Zunahme der Tage mit Wassertemperaturen von über 20°C als auch ein um etwa 5 bis 12 Tage früheres Einsetzen von Temperaturen oberhalb von 15°C beobachtet (MARKOVIC et al. 2013). Für den Rhein wurde über die letzten 3 Dekaden ein Anstieg der sommerlichen Wassertemperaturen um etwa 2K beobachtet, mit Maxima in den Dürrejahren 1976 und 2003 (ZWOLSMAN & VAN BOKHOVEN 2007). Obwohl Studien zur Auswirkung des Temperaturanstiegs auf die Wasserhygiene in Deutschland und Mitteleuropa bislang weitgehend fehlen (FUNARI et al. 2012), ist davon auszugehen, dass höhere Temperaturen die Vermehrung vieler Mikroorganismen und Einzellern in Gebieten gemäßigter und subpolarer Klimate begünstigen dürfte (ECDC 2010; ECDC 2012, PETRY 2009, RODÓ et al. 2013, SCHÖNTHALER et al. 2011), wenngleich zumindest für einige Erreger gegenteilige Effekte zu erwarten sind (HUNTER 2003, IVES et al. 2007).

Tab. 1: Temperaturbereiche wichtiger wasserübertragener Infektionserreger (nach STABEN et al. 2014)

Organismen	Minimum	Optimum	Maximum
Escherichia coli	8…10°C	39°C	48°C
Klebsiella pneumoniae	10°C	36…38°C	46°C
Pseudomonas aeruginosa	9°C	37°C	43°C
Legionella pneumophilia	25° C	32-35°C	45°C

Insgesamt ist davon auszugehen, dass in den gemäßigten Breiten sich die Länge der möglichen Übertragungssaison ausdehnen wird, sich die Anzahl von Pathogen-Generationen pro Jahr erhöht und dieser Prozess auch die Entwicklung von Resistenzbildungen begünstigt.

Neben der allgemeinen Temperaturzunahme dürfte hierbei vor allem auch die Erhöhung der Nachttemperaturen eine große Rolle spielen (RODÓ et al. 2013). Insgesamt werden aber bessere Datengrundlagen benötigt, um die Auftretenswahrscheinlichkeit wasserinduzierter Erkrankungen im Zuge eines Temperaturanstiegs modellieren und verlässlich vorhersagen zu können, wobei aber auch weitere Faktoren wie z.B. die Adaptation von Erregern an sich verändernde Umweltbedingungen berücksichtigt werden müssen (FUNARI et al. 2012, WILSON 2009).
Neben einer Erhöhung der Wassertemperatur in Gewässern führen Hitzetage z.T. auch zu einer deutlichen Temperaturerhöhung in unterirdisch verlaufenden Rohrleitungen, und zwar insbesondere dann, wenn diese unterhalb asphaltierter Straßen verlaufen (BERGER & KRAUSWALD 2004). Sowohl aus langjährigen Zeitreihen wie auch aus Klimamodellen lässt sich eine zukünftige Zunahme der Häufigkeit von Sommertagen (Überschreitung von 25°C) sowie von Hitzetagen (Überschreitung von 30°C) ableiten; zugleich ist mit einer deutlichen Abnahme kalter Wintertage zu rechnen (JACOB et al. 2008, JONAS et al. 2005). Für die Großräume Magdeburg und Berlin beispielsweise wird erwartet, dass die Anzahl der Sommertage von derzeit 30-40 pro Jahr bis 2070 auf ungefähr 55 bis 60 ansteigen und sich die Anzahl der Hitzetage ausgehend von 6-8 pro Jahr nahezu verdoppeln wird (KROPP et al. 2009, LOTZE-CAMPEN et al. 2009). Für den Großraum Freiburg, der bereits heute zu den wärmsten Regionen Deutschlands zählt, ist mit einer Zunahme der Sommertage pro Jahr von 52 im Zeitraum 1971-2000 auf 79 im Zeitraum 2021-2050 zu rechnen, während die Anzahl der jährlichen Hitzetage von 14 auf 24 ansteigen dürfte (LUBW 2005).
Der globale Temperaturanstieg dürfte auch dazu führen, dass in Regionen gemäßigten Klimas sich die aus der Viehhaltung ergebenden Einträge in Oberflächen- und Rohwasser verschieben dürften, da Vieh bereits früher im Jahr auf die Weiden gelangt (LAKE et al. 2005).

3. Auswirkungen hydro-meteorologischer Extremereignisse

Da bislang systematische Studien zur Auswirkung klimatischer Extremereignisse auf die Trinkwasserhygiene für Europa weitgehend fehlen, ist es aktuell schwierig, die diesbezüglichen gesundheitlichen Auswirkungen zu beurteilen (CANN et al. 2013). Es ist aber davon auszugehen, dass sowohl Starkniederschlagsereignisse als auch starke Trockenperioden Auswirkungen auf die Wasserhygiene haben.

3.1. Starkregenereignisse und ihre Auswirkungen auf die Siedlungswasserwirtschaft

Starkregen- und Hochwasserereignisse können den unkontrollierten Eintrag in der Umwelt auftretender Mikroorganismen in Oberflächengewässer, Küstengewässer, Brunnenanlagen sowie in für die Trinkwasserversorgungssysteme kritische Bereiche zur Folge haben (HUNTER 2003, SEMENZA & MENNE 2009, ST LAURENT & MAZUMDER 2014).
Dabei kann grundsätzlich zwischen punktförmigen (z.B. Kläranlagen) und diffusen Eintragsquellen (z.B. Oberflächenabfluss von urbanen oder landwirtschaftlichen Flächen) unterschieden werden (NNANE et al. 2012). Bei diffusen, flächenhaften Quellen wird der oberflächliche Abfluss und damit z.B. eine Einspülung von Tierfäkalien und Nährstoffen dann wirksam, wenn der Niederschlag großflächig die Infiltrationskapazität der Böden übersteigt. In Gewäs-

sern und Kanälen können starke Niederschlagsereignisse im Extremfall auch zu einer Umkehr der Fließrichtung und von Transportprozessen führen (HUNTER 2003).
Wenn Starkniederschläge in Siedlungsgebieten die Kapazitäten der Kanalisation überschreiten, kann dies zeitweise zu Überschwemmungen und zu Mischwasserüberläufen führen, wodurch der Eintrag von Mikroorganismen in Oberflächengewässer, und im Extremfall in versorgungsrelevante Infrastrukturen, ebenfalls begünstigt wird (HUNTER 2003, MKULNV NRW 2011, SEMENZA & NICHOLS 2007). Zur besseren Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Siedlungsentwässerung müssten Klimamodelle die Inputdaten für urbane Abflussmodelle in einer räumlichen Auflösung von ca. 5 km² oder besser liefern, was derzeit selbst regionalisierte Klimamodelle nicht leisten können (NILSEN et al. 2011).
Eine Reihe von Studien belegt Zusammenhänge zwischen starken Niederschlagsereignissen und erhöhten Konzentrationen pathogener Mikroorganismen in Oberflächengewässern (ÅSTRÖM et al. 2013, BRITTON et al. 2010, LAKE et al. 2005, NNANE et al. 2012). Unter anderem führen Starkniederschlagsereignisse regelmäßig zu einem deutlichen Anstieg der Konzentration pathogener Mikroorganismen in Talsperren, die zur Trinkwasserversorgung genutzt werden (ECDC 2010, ECDC 2012, KISTEMANN et al. 2002).
Grundsätzlich variiert die Anzahl der eingetragenenen Mikroorganismen im Laufe eines Starkniederschlagsereignisses und ist während des anfänglichen "first flush" besonders hoch (NNANE et al. 2012, WONG et al. 2009). Sowohl durch die Zunahme der Fliessgeschwindigkeit als auch der Trübung ist davon auszugehen, dass Starkniederschlags- und Hochwasserereignisse zu einer Reduzierung der natürlichen Inaktivierung von Pathogenen durch die UV-Strahlung führen (FUNARI et al. 2012). Auch wenn modellgestützte Untersuchungen zeigen, dass in den deutschen Flusseinzugsgebieten sehr hohe Frachten coliformer Bakterien (meist > $2*10^{13}$ KBE / km² pro Jahr) in die Gewässer eingetragen werden, fehlen aufgrund des Beprobungsaufwandes zumeist Untersuchungen auf der Ebene einzelner Gewässer (REDER et al. 2015).
Für Cryptosporidien konnte nachgewiesen werden, dass sie sich nach einem Eintragsereignis im Gewässer zunächst teilweise mit suspendierten Sedimenten absetzen (ROQUET et al. 2000) und in diesem Milieu längere Zeit überleben (ROBERTSON et al. 1992) und später wieder resuspendiert werden können (LAKE et al. 2005). Wenn Oberflächenwasser oder Grundwasser in Karstgebieten als Rohwasser genutzt werden, können neben Pathogeneinträgen auch hohe Konzentrationen an organischer Substanz problematisch sein, welche die Trinkwasseraufbereitung beeinträchtigen. So kommt es in den mittleren Breiten insbesondere in den Herbstmonaten bei Starkniederschlagsereignissen zu signifikanten DOC-Einträgen. Hohe DOC-Gehalte behindern, insbesondere bei gleichzeitig erhöhter Turbidität des Rohwassers, Koagulationsprozesse bei der Trinkwasseraufbereitung. Besonders problematisch ist es, wenn die erhöhten DOC-Einträge mit Cryptosporidieneinträgen ins Rohwasser einhergehen (ATHERHOLT et al. 1998, HUCK et al. 2001, HURST et al. 2004). In Karstgebieten sind Starkniederschlagsereignisse eine besondere Herausforderung für die Rohwasserhygiene und können nicht nur zu einem hohen Erregerdurchsatz (durch schlechten Erregerrückhalt), sondern auch zu Freisetzungen von Mikroorganismen führen, die an leicht erodierbare Partikel adsorbiert sind (DUSSART-BAPTISTA et al. 2003).

3.2. Einfluss von Hitze- und Trockenperioden

Längere Trockenzeiten, die mit Niedrigwasserperioden einhergehen, führen zur Erhöhung der spezifischen Abwasserlast und damit auch der Konzentration human- und tierpathogener Mikroorganismen (FUNARI et al. 2012, NICHOLS et al. 2009, PETRY 2009, SENHORST & ZWOLSMAN 2005). Bedeutsam sind Trockenperioden auch, wenn sie einem stärkeren Niederschlagsereignis vorausgehen. Starkniederschlagsereignisse nach längeren Trockenperioden können, wenn die Filtrationskapazität der Böden durch Austrocknung herabgesetzt ist oder sich Bodenrisse ausgebildet haben, dazu führen, dass Krankheitserreger in oberflächennahe Grundwasserleiter gelangen (NICHOLS et al. 2009, PETRY 2009). Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels kann es darüber hinaus zu veränderten Wasserbewegungen von Fliessgewässern in Richtung des Grundwasserkörpers kommen (FUNARI et al. 2012). Darüber hinaus begünstigt eine Luftsättigung der Böden den Oberflächenabfluss (NICHOLS et al. 2009, YATES & YATES 1988). Insbesondere Protozoen wie z.B. Cryptosporidien können in Form von Oocysten selbst an der Bodenoberfläche mehrere Monate lang überleben (ROBERTSON et al. 1992). In Ausnahmefällen können Hitze- und Trockenereignisse auch Auswirkungen auf die Trinkwasseraufbereitung haben. Die extreme Trockenheit im Sommer des Jahres 2003 hat in Frankreich dazu geführt, dass der Wasserverbrauch soweit angestiegen ist, dass die Kapazitäten der Trinkwasseraufbereitung überschritten und hierdurch die Trinkwasserhygiene kompromittiert wurde (BEAUDEAU et al. 2011).

3.3. Wasserassoziierte Krankheitsausbrüche in Folge klimatischer Extremereignisse

Auch wenn es in Europa insgesamt schwierig ist, das Ausmaß wasserinduzierter Krankheitsausbrüche zu quantifizieren (SEMENZA & MENNE 2009), legt eine Vielzahl von Einzelfallstudien Zusammenhänge zwischen Starkniederschlagsereignissen und dem Auftreten wasserinduzierter Infektionskrankheiten nahe (FOURNET 2012, HUNTER 2003, MIETTINEN et al. 2001, SEMENZA & MENNE 2009). Tendenziell waren dabei kleinere Wasserversorger sowie private Brunnen deutlich häufiger von einer Kontamination im Kontext extremer hydrometeorologischer Bedingungen betroffen als große Versorgungsunternehmen (BEAUDEAU et al. 2011, HUNTER et al. 2011). In einer umfassenden Meta-Studie haben CANN et al. (2013) diejenigen Erreger zusammengestellt, die in Europa im Zuge extremer Klimaereignisse zu wasserassoziierten Ausbrüchen von Infektionskrankheiten geführt haben. Diese sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Ausbrüche wasserassoziierter Infektionskrankheiten in Europa in Folge extremer Klimaereignisse (nach CANN et al. 2013; ergänzt nach NICHOLS et al. 2009)

Erregergruppe	Nachgewiesene Erreger
Protozoen	*Acanthamoeba* spp.; *Cryptosporidium* spp.; *Giardia* spp.
Bakterien	*Campylobacter* spp; *Escherichia coli*; *Leptospira* spp.; *Burkholderia pseudomallei*; *Vibrio cholerae*; *Salmonella typhi*; *Salmonella paratyphi*; *Streptobacillus moniliformis*
Viren	Enterovirus; Hepatitis A; Hepatitis E; Norovirus; Rotavirus

Untersuchungen in England haben gezeigt, dass zwischen Ausbruchsereignissen ein signifikanter Zusammenhang entweder mit Starkniederschlägen in den vorausgehenden sieben Tagen oder mit deutlich unterdurchschnittlichen Niederschlägen in den vorausgehenden drei

Wochen besteht (NICHOLS et al. 2009). Besonders bedeutende und auf Starkniederschlagsereignisse zurückzuführende Ausbruchsereignisse in Industrieländern haben sich 1993 in Milwaukee, USA sowie 2000 in Walkerton, Kanada ereignet. So kam es in Milwaukee zur Einspülung von Cryptosporidien-Cysten in ein Trinkwasserreservoir, das zur öffentlichen Wasserversorgung genutzt wurde. Insgesamt kam es zu mehr als 400.000 Erkrankungsfällen und 54 Todesfällen (HOXIE et al. 1997, MAC KENZIE et al. 1994). In Walkerton führte ein Starkniederschlagsereignis mit etwa 60jähriger Wiederkehrwahrscheinlichkeit zum Eintrag enterohämorrhagischer Eschericia coli und von Campyllobacter jejuni aus Rinderdung in die Flachbrunnen des kommunalen Wasserversorgers (AULD et al. 2004, O'CONNOR 2002).
Eine Reihe von Kontaminationsereignissen und Krankheitsausbrüchen folgte ausgeprägten Trockenperioden, wie beispielsweise Cryptosporidiose-Ausbrüche in Texas im Jahr 1998 (BERGMIRE-SWEAT et al. 1999), in Oregon 1992 (LELAND et al. 1993) und Japan 1996 (YAMAMOTO et al. 2000). Ein Ausbruch enterohämmorhagischer Eschericia coli in New York 1999 folgte ebenfalls einem Dürreereignis mit anschließenden Starkniederschlägen (CDC 1999, PATZ et al. 2000). Während des außergewöhnlich warmen Sommers 2010 wurde in Deutschland, Frankreich und den Niederlanden ein deutlicher Anstieg der Infektionen mit Legionella pneumophila verzeichnet. Da es sich bislang um einen mutmaßlichen Zusammenhang handelt, besteht hier ein Bedarf ein weiteren Untersuchungen, auch weil frühere Daten nur bedingt vergleichbar sind, da es im Bereich der legionellenbedingten Erkrankungen in den letzten Jahren zu erheblichen Verbesserungen im Monitoring sowie im Meldewesen gekommen ist (BEAUTÉ et al. 2013).

3. Diskussion und Fazit

Der Klimawandel stellt die Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland und Mitteleuropa vor neue Herausforderungen, wobei neben der allgemeinen Versorgungssicherheit insbesondere der Sicherstellung der Trinkwasserhygiene eine große Bedeutung zukommt. Bislang sind die genauen Folgen dieser Entwicklungen auf die Wasserversorgung und –hygiene aber nur teilweise absehbar. Aus diesem Grund empfiehlt das European Centre for Disease Prevention and Control die Überarbeitung aktueller Monitoringstrategien für Roh- und Trinkwasser als eine wesentliche Adaptationsmaßnahme im Kontext des Klimawandels (ECDC 2010). Heutige Technologien sind hierzu aber nur teilweise geeignet, so dass technische Innovationen im Bereich des Wasserqualitätsmonitorings erforderlich sind (ESCALER et al. 2012, KUNZE et al. 2014, LANGER et al. 2014).

Literatur

ÅSTRÖM, J., PETTERSON, T.J.R., REISCHER, G. & M. HERMANSSON (2013): Short-term microbial release during rain events from on-site sewers and cattle in a surface water soure. Journal of Water and Health 11(3): 430-442.

ATHERHOLT, T.B., LECHEVALLIER, M.W., NORTON, W.D. & J.S. ROSEN (1998): Effect of rainfall on Giardia and Crypto. Journal of the American Water Works Association 90(9): 66 –80.

AULD, H., MACIVER, D. & J. KLAASSEN (2004): Heavy rainfall and waterborne disease outbreaks: the Walkerton example. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues 67(20-22): 1879–1887.

BEAUDEAU, P., PASCAL, M., MOULY, D., GALEY, C. & O. THOMAS (2011): Health risks associated with drinking water in a context of climate change in France: a review of surveillance requirements. Journal of Water and Climate Change 2(4): 230-246.

BEAUTÉ, J., ZUCS, P. & P. DE JONG (2013): Legionnaires' Disease in Europe, 2009 – 2010. Eurosurveillance 18(10): Article 2.

BERGER, W. & J. KRAUSEWALD (2004): Witterungseinfluss auf die Trinkwasserqualität. In: FORSCHUNGSINSTITUT FÜR TIEF- UND ROHRLEITUNGSBAU (=FITR, Hrsg.) (2004): Rohrbau-Kongress 2004, S. 81-89. Weimar.

BERGMIRE-SWEAT, D., MORGAN, J., WILSON, K., VON ALT, K., MARENGO, T., BENNET, T., LEE, Y.M., TSANG, V.C., MACKENZIE, W.R. & B. FURNESS (1999): Cryptosporidiosis at Brushy Creek: Describing the Epidemiology and Causes of a Large Outbreak in Texas, 1998. In: American Water Works Association: Proceedings of the International Conference on Waterborne Pathogens. Milkwaukee, MI, USA.

BRITTON, E., HALES, S., VENUGOPAL, K. & M. BAKER (2010): The impact of climate variability and change on cryptosporidiosis and giardiasis rates in New Zealand. Journal of Water and Health 8(3): 561-571.

CANN, K.F., THOMAS, D.R., SALMON, R.L., WYN-JONES, A.P. & D. KAY (2013): Extreme water-related weather events and waterborne disease. Epidemiology and Infection 141(4): 671-686.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION (=CDC, 1999): Outbreak of Escherichia coli O157:H7 and Campylobacter among attendees of the Washington County Fair—New York, 1999. Morbidity and Mortality Weekly Report 48(36): 803-805.

DUSSART-BAPTISTA, L., MASSEIA, N., DUPONTA, J.-P. & T. JOUENNEB (2003): Transfer of bacteria-contaminated particles in a karst aquifer: evolution of contaminated materials from a sinkhole to a spring. Journal of Hydrology 284(1-4): 285–295.

EBI, K.L., LINDGREN, E., SUK, J. & J.C. SEMENZA (2013): Adaptation to the infectious disease impacts of climate change. Climate Change 118(2): 355-365.

ESCALER, I., CABELLO, A., CAMPOS, C., LESJEAN, B., HERVÉ-BAZIN, C. & M. VELASCO (2012): Climate change and the water sector in Europe: a review of research and technology development needs. Journal of Water and Climate Change 3(2): 79-94.

EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL (=ECDC, Hrsg.) (2010): Climate change and communicable diseases in the EU Member States. Handbook for national vulnerability, impact and adaptation assessments. Stockholm.

EUROPEAN CENTRE FOR DISEASE PREVENTION AND CONTROL (=ECDC, Hrsg.) (2012): Assessing the potential impacts of climate change on food- and waterborne diseases in Europe. Technical Report. Stockholm.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (=EEA) (2003): Mapping the impacts of recent natural disasters and technological accidents in Europe. European Environment Agency, Environmental issue report no. 35, Copenhagen, Denmark.

FOURNET, N., DEEGE, M.P., URBANUS, A.T., NICHOLS, G., ROSNER, B.M., CHALMERS, R.M., GORTON, R., POLLOCK, K.G., VAN DER GIESSEN, J.W., WEVER, P.C., DORIGO-ZETSMA, J.W., MULDER, B., MANK, T.G., OVERDEVEST, I., KUSTERS, J.G., VAN PELT, W. & L.M. KORTBEEK (2012): Simultaneous increase of Cryptosporidium infections in the Netherlands, the United Kingdom and Germany in late summer season, 2012. Eurosurveillance 18(2): pii=20348.

FUNARI, E., MANGANELLI, M. & L. SINISI (2012): Impact of climate change on waterborne diseases. Annali dell'Instituto superiore di sanità 48(4): 473-487.

HOXIE, N.J., DAVIS, J.P., VERGERONT, J.M., NASHOLD, R.D. & K.A. BLAIR (1997): Cryptosporidiosis-associated mortality following a massive waterborne outbreak in Milwaukee, Wisconsin. American Journal of Public Health 87(12): 2032-5.

HUCK, P.M., EMELKO, M.B., COFFEE, B.M., MAURIZIO, D.D. & C.R. O'MELIA (2001): Filtration operation effects on pathogen passage. Denver, CO, USA: American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association.

HUNTER, P.R. (2003): Climate change and waterborne and vector-borne disease. Journal of Applied Microbiology 94(S1): 37-46.

HUNTER, P. R., DE SYLOR, M. A., RISEBRO, H. L., NICHOLS, G.L., KAY, D. & P. HARTEMANN (2011): Quantitative microbial risk assessment of cryptosporidiosis and giardiasis from very small private water supplies. Risk Analysis 31(2): 228–236.

HURST, A.M., EDWARDS, A.J., CHIPPS, M., JEFFERSON, B. & S.A. PARSONS (2004): The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. Science of The Total Environment Volume 321(1–3):219–230.

IVES, R.L., KAMARAINEN, A.M., JOHN, D.E. & J.B. ROSE (2007): Use of Cell Cultures to Assess Cryptosporidum parvum Survival Rates in Natural Groundwaters and Surface Waters. Applied and Environmental Microbiology 73(18): 5968-5970.

JACOB, D., GÖTTEL, H., KOTLARSKI, S. LORENZ, P. & K. SIECK (2008): Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Dessau: UBA Serie Climate Change 11/08.

JONAS, M., STAEGER, T. & C.-D. SCHÖNWIESE (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. Dessau: UBA Serie Climate Change 07/05.

KISTEMANN, T., CLAßEN, T., KOCH, C., DANGENDORF, F., FISCHEDER, R., GEBEL, J., VACATA, V. & M. EXNER (2002): Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. Applied and Environmental Microbiology 68(5): 2188-2197.

KREIENKAMP, F., SPEKAT, A. & W. ENKE (2011): Ergebnisse regionaler Szenarienläufe für Deutschland mit der statistischen Methode WETTREG auf der Basis der SRES Szenarios A2 und B1 modelliert mit ECHAM5/MPI-OM. http://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/csc_report2.pdf

KROPP, J., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., RACHIMOW, C., LÜTTGER, A., WECHSUNG, F., LASCH, P., CHRISTIANSEN, E.S., REYER, C., SUCKOW, F., GUTSCH, M., HOLSTEN, A., KARTSCHALL, T., WODINSKI, M., HAUF, Y., CONRADT, T., ÖSTERLE, H., WALTHER, C., LISSNER, T., LUX, N., TEKKEN, V., RITCHIE, S.,

KOSSAK, J., KLAUS, M., COSTA, L., VETTER, T. & M. KLOSE (2009): Klimawandel in Sachsen-Anhalt – Verletzlichkeiten gegenüber den Folgen des Klimawandels – Endbericht. Potsdam: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung.

KUNZE, A., ELSÄßER, D., KARTHE, D., DAME, G., SEDEHIZADE, F., NIEßNER, R. & M. SEIDEL (2014): Entwicklung eines Hygiene Online-Monitoring Systems. Automatisierter Schnellnachweis von Bakterien und Viren (033W010E) für Roh- und Trinkwasser. In: Dellert-Ritter, M. (Ed.) (2014): Food + chrom Forum, pp. 60f. Mainaschaff.

LAKE, I.R., BENTHAM, G, KOVATS, R.S. & G.N. NICHOLS (2006): Effects of weather and river flow on cryptosporiadiosis. Journal of Water and Health 3(4): 469-474

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (=LUBW, Hrsg.) (2005): Der Klimawandel in Baden-Württemberg. Online unter http://www.kliwa.de/download/kliwazukunftsberbw.pdf.

LANGER, M., WOLF, C., SORGE, H.C. & D. KARTHE (2014): Forschung für die Wasserinfrastrukturen von morgen. energie|wasser-praxis 10/2014: 72-75.

LELAND, D., MCANULTY, J., KEENE, W. & G. STEVENS (1993): A cryptosporidiosis outbreak in a filtered water supply. Journal of the American Water Works Association 85(6): 34-42.

LOTZE-CAMPEN, H., CLAUSSEN, L., DOSCH, A., NOLEPPA, S., ROCK, J., SCHULER, J. & G. UCKERT (2009): Klimawandel und Kulturlandschaft Berlin. Potsdam: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung.

MARKOVIC, D., SCHARFENBERGER, U., SCHMUTZ, S., PLETTENBAUER, F. & C. WOLTER (2013): Variability and alterations of water temperatures across the Elbe and Danube River Basins. Climate Change 119(2): 375-389.

MAC KENZIE, W.R., HOXIE, N.J., PROCTOR, M.E., GRADUS, M.S., BLAIR, K.A., PETERSON, D.E., KAZMIERCZAK, J.J., ADDISS, D.G., FOX, K.R., ROSE, J.B. & J.P. DAVIS (1994): A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. New England Journal of Medicine 331(3): 161-167.

MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (=MKULNV NRW, Hrsg.) (2011): Klimawandel und Wasserwirtschaft – Maßnahmen und Handlungskonzepte in der Wasserwirtschaft zur Anpassung an den Klimawandel. Düsseldorf.

MIETTINEN, I.T., ZACHEUS, O., VON BONSDORFF, C.-H. & T. VARTIAINEN (2001): Waterborne epidemics in Finland in 1998-1999. Water Science and Technology 43(12) :67–71.

NNANE, D.E., EBDON, J. & H. TAYLOR (2012): The dynamics of faecal indicator organisms in a temperate river during storm conditions. Journal of Water and Climate Change 3(2): 139-150.

NICHOLS, G., LANE, C., ASGARI, N., VERLANDER, N.Q. & A. CHARLETT (2009): Rainfall and outbreaks of drinking water related disease in England and Wales. Journal of Water and Health 7(1):1-8.

NILSEN, V., LIER, J.A., BJERKHOLT, J.T. & O.G. LINDHOLM (2011): Analysing urban floods and combined sewer overflows in a changing climate. Journal of Water and Climate Change 2(4): 260-271.

O'CONNOR, D.R. (2002): Report of the Walkerton Inquiry. Part 1. The Events of May 2000 and Related Issues. Ontaria: Queen's Printer.

PATZ, J.A., MCGEEHIN, M.A. & S.M. BERNARD (2000): The potential health impacts of climate variability and change for the United States: Executive summary of the report of the health sector of the U.S. National Assessment. Environmental Health Perspectives 108(4): 367-376.

PAYMENT, P., SIEMIATYCHKI, J., RICHARDSON, L., RENAUD, G., FRANCO, E. & M. PREVOST (1997): A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. International Journal of Environmental Health Research 7(1): 5–31.

PETRY, D. (2009): Klimawandel und Trinkwasserversorgung: Auswirkungen, Handlungsbedarf, Anpassungsmöglichkeiten. DVGW energie|wasser-praxis 10/2009.

REDER, K., FLÖRKE, M. & J. ALCAMO (2015): Modeling historical fecal coliform loadings to large European rivers and resulting in-stream concentrations. Environmental Modelling and Software 63: 251-263.

ROBERTSON, L.J., CAMPBEL, A.T. & H.V. SMITH (1992): Survival of Cryptosporidium parvum oocysts under various environmental pressures. Applied Environmental Microbiology 58(11): 3494-3500.

RODÓ, X., PASCUAL, M., DOBLAS-REYES, F.J., GERSHUNOV, A., STONE, D.A., GIORGI, F., HUDSON, P.J., KINTER, J., RODRÍGUEZ-ARIAS, M.A., STENSETH, N.C., ALONSO, D., GARCÍA-SERRANO, J. & A.P. DOBSON (2013): Climate change and infectious diseases: can we meet the needs for better prediction? Climate Change 118(3-4): 625-640.

ROQUET, V., HOMER, F., BRINGNON, J.M., BONNE, P. & J. CAVARD (2000): Source and occurence of giardia and cryptosporidium in Paris rivers. Water Science and Technology 41(7): 79-86.

ROSE, J.B., EPSTEIN, P.E., LIPP, E.K., SHERMAN, B.H., BERNARD, S.M. & J.A. PATZ (2001): Climate Variability and Change in the United States: Potential Impacts on Water and Foodborne Diseases Caused by Microbiologic Agents. Environmental Health Perspectives 109 (Suppl. 2): 211-220.

SCHÖNTHALER, K., VON ANDRIAN-WERBURG, S. & D. NICKEL (2011): Entwicklung eines Indikatorensystems für die Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS). Dessau-Roßlau: UBA Serie Climate Change 22/11.

SEMENZA, J.C. & B. MENNE (2009): Climate change and infectious diseases in Europe. Lancet Infectious Diseases 9(6): 365-75.

SEMENZA, J. & G. NICHOLS (2007): Cryptosporidiosis surveillance and water-borne outbreaks in Europe. Eurosurveillance 12(5): 120-123.

SENHORST, H.A.J. & J.J.G. ZWOLSMAN (2005): Climate change and effects on water quality: a first impression. Water Science, Technology 51(5): 53-59.

STABEN, N., GROBE, S. & W. MERKEL (2014): Anpassung der Wasseraufbereitung und sicherer Netzbetrieb bei hohen Temperaturen. Presentation at the Scientific Conference „Hitze, Hochwasser, Nitrat - Drei Herausforderungen für die sichere Wasserversorgung von morgen", Hannover (04.06.2014).

ST. LAURENT, J. & A. MAZUMDER (2014): Influence of seasonal and inter-annual hydro-meteorological variability on surface water fecal coliform concentration under varying land-use composition. Water Research 48: 170-178.

WILSON, K. (2009): Climate change and the spread of infectious ideas. Ecology 90(4): 901-2.

WONG, M., KUMAR, L., JENKINS, T., XAGORARAKI, I., PHANIKUMAR, M.S. & J.B. ROSE (2009): Evaluation of public risks at recreational beaches in Lake Michigan via detection of enteric viruses and a human-specific bacteriological marker. Water Research 43(4): 1137–1149.

YAMAMOTO, N., URABE, K., TAKAOKA, M., NAKAZAWA, K., GOTOH, A., HAGA, M., FUCHIGAMI, H., KIMATA, I. & M. ISEKI (2000): Outbreak of cryptosporidiosis after contamination of the public water supply in Saitama Prefecture, Japan in 1996. Kansenshogaku Zasshi – Journal of the Japanese Association for Infectious Diseases. 74(6): 518-26.

YATES, M.L., YATES, S.R. & P. GERBA (1988): Modeling microbial fate in the subsurface environment. Critical Reviews in Environmental Control 17(4): 307–344.

ZEBISCH, M., GROTHMANN, T., SCHRÖTER, D., HASSE, C., FRITSCH, U. & W. CRAMER (2005): Klimawandel in Deutschland – Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Dessau-Roßlau: UBA Serie Climate Change 08/05.

ZWOLSMAN, J.J.G. & A.J. VAN BOKHOVEN (2007): Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - a preview of climate change? Water Science and Technology 56(4): 45-55.

Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement

Uwe Müller

Zusammenfassung

Worin bestehen eigentlich die Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement? Ist durch die EG-Richtlinien (EG-WRRL und EG-HWRM-RL) im Wassersektor alles klar oder müssen wir uns noch umfassender mit der Thematik beschäftigen? Benötigen wir noch immer genauere Messwerte, Methoden und Modelle um die physikalischen und biologischen Prozesse in unseren Einzugsgebieten besser beschreiben zu können oder brauchen wir Konzepte und Strategien um das vorhandene Wissen zielgerichteter an den praktischen Anwender zu transportieren? Sind hier nur die wasserwirtschaftlichen Fachdisziplinen gefragt oder müssen die vielen anderen Fachgemeinschaften an der Lösung dieser Aufgabe mitwirken. Diese und andere Fragestellungen sollen eingebettet in die Gesamtproblematik der integralen Wasserbewirtschaftung in den Flusseinzugsgebieten aufgeworfen, diskutiert und teilweise beantwortet werden. Ziel des Beitrages soll sein, einen kurzen Überblick zur komplexen Gesamtproblematik zu geben, etliche noch offene Fragestellungen darzulegen, einige Lösungsansätze aufzuzeigen und zur fachübergreifenden Zusammenarbeit zu motivieren.

1. Einleitung

Dem Wasser, unserem kostbarsten Lebens- und Wirtschaftsgut, kommt unter den Naturressourcen eine besondere Bedeutung zu. Es ist einerseits ein nicht ersetzbares Lebens-, Konsumtions-, Produktions- und Transportmittel und andererseits eine „Urgewalt“, die mit ihrer Kraft das Leben und die Güter gefährden und zerstören kann. Um das Wasser in seine Dienste stellen zu können oder um sich vor den Gefahren extremer Hochwasser oder Trockenperioden zu schützen, errichtet und nutzt der Mensch schon seit über fünftausend Jahren Bauwerke, Geräte und andere Einrichtungen (GLASEBACH & MÜLLER 1999).

Die nachhaltige Bewirtschaftung dieser natürlichen Wasserressourcen ist eine der bedeutendsten Aufgaben zur Daseinsvorsorge. Um diese Aufgabe gesetzlich zu verankern hat die Europäische Union am 23.Oktober 2000 die Richtlinie 2000/60/EG (WRRL) zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU 2000) verabschiedet. Unter dem Eindruck der extremen Hochwasserereignisse nach der Jahrtausendwende ist sieben Jahre später, am 23. Oktober 2007, die Richtlinie 2007/60/EG (HWRM-RL) über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (EU 2007) er-schienen. Beide Richtlinien regeln die Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik. Auf Europäischer Ebene existieren noch weitere Direktiven im Bereich der Wasserpolitik, die im Hinblick auf ihre Vereinbarkeit im Sinne einer Effizienzsteigerung sowie den Abstimmungs- bzw. Koordinierungsbedarf auf dem Prüfstand stehen.

Die WRRL (EU 2000) ist 2002 durch die 7. Wasserhaushalsgesetz-Novelle (WHG) und nachfolgend durch Regelungen in den Landeswassergesetzen sowie in Länderverordnungen umgesetzt worden. Mit Inkrafttreten des WHG (BRD 2009) am 1. März 2010 wurde die HWRM-RL (EU 2007) in bundesdeutsches Recht und nachfolgend durch die Landeswassergesetze in Landesrecht umgesetzt. Während die HWRM-RL (EU 2007) direkte inhaltliche Bezüge zur WRRL (EU 2000) herstellt, enthält die WRRL (EU 2000) keine expliziten Regelungen bezüglich Maßnahmen zum Hochwasserrisikomanagement. Die Umsetzungsprozesse beider Richtlinien in derselben Gebietskulisse erfordern eine vertiefte Auseinandersetzung zur Koordinierung beider Richtlinien (GIERK & MÜLLER 2012).

2. Flussgebiets- u. Hochwasserrisikomanagement = integrale Wasserbewirtschaftung?
Unter Flussgebietsmanagement wird nach PATT die gesamtheitliche Bewirtschaftung eines Fließgewässers verstanden, wobei dabei alle natürlichen und durch die menschliche Nutzung bedingten Einflüsse berücksichtigt werden sollen (PATT et al. 2009). Aus der Betrachtung der gesamten Flusseinzugsgebiete über administrativen Grenzen hinweg ergibt sich die erste Herausforderung. Der integrale Bewirtschaftungsansatz führt dazu, dass noch weitere Aspekte (z.B. Naturschutz) und damit auch gesetzliche Regelungen wie z.B. die FFH-Richtlinie (EU 1992) oder die Vogelschutzrichtlinie (EU 1979) der EU zu beachten sind. Um dem Gedanken einer integralen Wasserbewirtschaftung vollumfänglich gerecht zu werden, muss man die bisher gewählte Betrachtungsweise noch um die Standgewässer und das Grundwasser erweitern.
Die Umsetzung einer integralen Wasserbewirtschaftung erfordert die Betrachtung vieler Aspekte, wovon hier nur einige wichtige benannt werden sollen:

- Niederschlag
- Oberflächengewässer (Menge, Güte)
- Grundwasser (Menge, Güte)
- Trinkwasser (Menge, Güte)
- Abwasser (Menge, Güte)
- wassergefährdende Stoffe
- Anlagenüberwachung
- Boden-/Flächennutzung
- Stofftransporte
- …

Allein einer dieser aufgezählten Aspekte erfordert wiederum eine umfassende interdisziplinäre Zusammenarbeit vieler Fachdisziplinen. Bei der mengenmäßigen Betrachtung der Oberflächengewässer spielen zum Beispiel Trockenperioden, Hochwasser, hydrologische Kennwerte, Mindestwasserabgaben, Bemessungswasserstände usw. eine Rolle. Am Beispiel des Hochwasserrisikomanagements als ein Teil der integralen Wasserbewirtschaftung soll die Vielzahl der Fachdisziplinen und Akteure aufgezeigt werden.
Wichtige Wissensgebiete für das integrierte Hochwasserrisikomanagement (MÜLLER 2010):

- Rechtswissenschaften
- physische Geographie
  - Geomorphologie
  - Pedogeographie
- Humangeographie
  - Siedlung / Verkehr
- Bevölkerungsgeographie
- angewandte Geographie
  - Raumordnung/-planung
- Agrarwissenschaft
- Geologie
  - Hydrogeologie
  - Bodenkunde
- Hydrologie
  - Gewässerkunde
  - Hydrometrie
  - Potamologie
  - Limnologie
  - Ingenieurhydrologie
- Wasserbau
  - Hydromechanik
  - Flussbau
  - Stauanlagen
- Ökonomie
  - Volkswirtschaftslehre
- Psychologie

  - Ingenieurgeologie
- Kartographie
  - Topographie
- Meteorologie
  - angew. Meteorologie
  - Klimatologie
- Kommunikationswissenschaft
- Medienwissenschaft
- Katastrophenschutz
- …

Diese Vielfalt der Akteure, hier demonstriert am Beispiel des Hochwasserrisikomanagements, stellt die nächste Herausforderung dar (siehe auch Abbildung 1).

Abb. 1: Mitwirkende Stellen und Akteure bei der Aufstellung von HWRM-Plänen (LAWA 2010)

Das Hochwasserrisikomanagement selbst wird als ein fortlaufender und iterativer Prozess unter Berücksichtigung möglichst vieler Ebenen (Akteure) verstanden. Die einzelnen Phasen sind dabei das Hochwasser, die Hochwasserbewältigung, die Regeneration und die Hochwasservorbeugung. Ziel des integrierten Hochwasserrisikomanagements ist es, neben der Risikoakzeptanz (Risikobewusstsein) die größtmögliche Vermeidung, Verminderung oder Begrenzung des Hochwasserrisikos unter Beteiligung aller Betroffenen und Akteure aller Ebenen, mit allen verfügbaren Mitteln, in allen Phasen des Risikokreislaufes zu erreichen (MÜLLER 2010).
Die in den wasserwirtschaftlichen Fachdisziplinen tätigen Akteure sind oft entweder hauptsächlich mit der Umsetzung der WRRL (EU 2000) oder der HWRM-RL (EU 2007) beschäftigt. Dadurch können die möglichen Synergien nur schlecht ausgenutzt und Konflikte erst in einem späten Stadium gelöst werden. Die Akteure außerhalb der Wasserwirtschaft wissen nur teilweise oder gar nicht, dass Sie auch in der Verantwortung zur Erfüllung der Ziele der WRRL (EU 2000) und der HWRM-RL (2007) stehen. Dies wird später noch an einem Beispiel gezeigt.

An dieser Stelle lässt sich als Zwischenfazit feststellen, dass das Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement Bestandteil der integralen Wasserbewirtschaftung sind. Durch die Einzugsgebietsbetrachtung über administrative Grenzen hinweg steht die Herausforderung zur Koordination und Harmonisierung. Die Beteiligung vieler Fachdisziplinen bedeutet ebenfalls eine Herausforderung bezüglich einer interdisziplinären Zusammenarbeit. Mit einer integralen Wasserbewirtschaftung lassen sich die Ziele der WRRL (EU 2000) und der HWRM-RL (EU 2007) synergetisch und damit wirtschaftlicher umsetzen.

3. Umsetzung der WRRL und der HWRM-RL

3.1 Synergieeffekte und gemeinsame Vorteile bei der Umsetzung der Richtlinien

Eine von der Bund-/Länderarbeitsgruppe Wasser (LAWA) eingesetzte Kleingruppe hat ein Dokument (LAWA 2013) erarbeitet, in dem die Erfahrungen der Länder als Anwendungsempfehlung für Deutschland aufbereitet wurden. Darin wurde festgestellt, dass beide RL einen integrierten flussgebietsbezogenen Ansatz verfolgen und gleichzeitig zur grenzüberschreitenden Zusammenarbeit und Koordinierung verpflichten. Die Koordinierungspflichten gemäß Art. 9 HWRM-RL (EU 2007) legen den Schwerpunkt auf die Möglichkeiten zur Verbesserung der Effizienz und des Informationsaustausches sowie zur Erzielung von Synergien und gemeinsamen Vorteilen im Hinblick auf die Umweltziele des Art. 4 der WRRL (EU 2000). Der sich daraus ergebende Abstimmungs- bzw. Koordinierungsbedarf bezieht sich schwerpunktmäßig auf die Analyse hinsichtlich der Beschreibung des Gewässerzustands, die Belastungen bzw. Auswirkungen auf den Gewässerzustand bzw. das Gewässerpotenzial, die Inhalte der Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten hinsichtlich der Gefährdung von Umweltgütern, die Inhalte der Hochwasserrisikomanagementpläne bezogen auf die Maßnahmenplanung, die Bewirtschaftungspläne der WRRL (EU 2000) sowie die in beiden Richtlinien vorgesehene Öffentlichkeitsbeteiligung.

In Anlehnung an MÜLLER (2011) sollen die Synergieeffekte und gemeinsamen Vorteile bei der Umsetzung beider Richtlinien für Sachsen wiedergegeben werden.

Synergieeffekte zur Verringerung des Hochwasserrisikos und zur Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen eines Fließgewässers als Grundlage zur Erreichung des ökologischen Umweltziels werden in erster Linie durch Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes erwartet. Die Erhöhung der Retentionswirkungen in den Einzugsgebieten der Gewässer durch Versickerung des Niederschlagswassers oder durch Bereitstellung von Überflutungsflächen verringert den Bedarf an technischen Hochwasserschutzmaßnahmen und trägt gleichzeitig zur besseren Vernetzung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen, insbesondere in Auenbereichen, bei. Die Vernetzung der Ökosysteme und die Schaffung neuer Lebensräume im Sohl- und Uferbereich der Fließgewässer durch Überschwemmungsereignisse tragen zur Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes bei. Die Ausweisung von Überschwemmungs- und von Hochwasserentstehungsgebieten nach Sächsischem Wassergesetz als Maßnahmen der HWRM-RL (EU 2007) trägt ebenfalls zum Erhalt des ökologischen Zustandes der jeweiligen Oberflächenwasserkörper bei. Zur Effizienzsteigerung zeichnet sich ab, dass eine gemeinsame Datenhaltung und ein EDV-gestützter Maßnahmenabgleich sinnvoll sein werden.

Die Auswertung der LAWA-Kleingruppe (LAWA 2013) hat ebenfalls ergeben, dass die effiziente Erhebung und Nutzung von gemeinsamen Daten sowie die Abstimmung zu gemeinsamen adäquaten Parametern und Methoden soweit möglich und angemessen von grundlegender Bedeutung sein wird. Hierzu gehören sowohl die gemeinsame Auseinandersetzung zu den zu erreichenden Umweltzielen als auch die Abstimmung der Maßnahmen und deren Priorisierung im Einzelnen.

3.2 Vereinbarkeit bei der Umsetzung der Richtlinien

Den entscheidendsten Einfluss auf die Vereinbarkeit der Richtlinien wird die jeweilige Maßnahmenumsetzung haben. Prinzipiell kann man die Maßnahmen in drei Kategorien hinsichtlich der Zielerreichung der WRRL (EU 2000) und der HWRM-RL (2007) einteilen. Die erste Kategorie sind Maßnahmen die sich positiv auf die Zielerreichung beider Richtlinien auswirken, wie z.B. das Freihalten der Auen von Bebauung durch rechtlich festgesetzte Überschwemmungsgebiete oder Maßnahmen zum verstärkten Wasserrückhalt in der Fläche. Die zweite Kategorie sind Maßnahmen zur Umsetzung der jeweils einen Richtlinie, die sich neutral zum Ziel der andern Richtlinie verhalten, wie z.B. WRRL-Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen oder HWRM-RL-Maßnahmen zur Gefahrenabwehr. Die dritte Kategorie sind Maßnahmen, die einer Einzelfallprüfung unterzogen werden müssen, weil Sie nicht eindeutig einer der ersten beiden Kategorien zugeordnet werden können oder ggf. Konfliktpotential zur Zielerreichung der jeweils anderen Richtlinie beinhalten.

In der praktischen Umsetzung bedeutet dies, dass die in den Maßnahmenprogrammen nach WRRL (EU 2000) enthaltenen Maßnahmen der ersten Kategorie, die die Ziele des HWRM unterstützen (u. a. Wiederanbindung von ehemaligen Überflutungsräumen, morphologische Verbesserungen sowie die Verbesserung des Wasserrückhalts), in die HWRM-Pläne übernommen oder ggf. nur nachrichtlich genannt werden können, um eine Doppelberichterstattung zu vermeiden. Dabei sollte besonderes Augenmerk auf die zuvor ermittelten Maßnahmen mit potenziellen Synergien zwischen beiden Richtlinien gelegt werden. Diesen Maßnahmen sollte von vornherein eine hohe Priorität eingeräumt werden.

Die Maßnahmen der zweiten Kategorie (neutrales Verhalten) sollten in der Umsetzung der jeweiligen Richtlinie die nächste Prioritätenstufe einnehmen, da sie sich nicht negativ auf die Zielerreichung der jeweils anderen Richtlinie auswirken.

Die Maßnahmen der letzten Kategorie, die zu potenziellen Konflikten bei der Zielerreichung der jeweils anderen Richtlinie führen könnten, sollten bei der Bestimmung der Rangfolge von Maßnahmen nachrangig betrachtet werden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass insbesondere die technisch infrastrukturellen Maßnahmen der HWRM-RL (2007) in der Regel eine hohe Wirkung bei der Verminderung bestehender Hochwasserrisiken besitzen und daher im Einzelfall eine höhere Priorität bekommen können.

Auch hierzu sollen einige Erfahrungen aus Sachsen in Anlehnung an MÜLLER (2011) angeführt werden sollen. Die Realisierung von technischen Hochwasserschutzmaßnahmen sollte grundsätzlich nicht in Gewässerabschnitten erfolgen, die eine ausreichend gute morphologische Grundausprägung besitzen, die durch die Maßnahme verschlechtert wird. Diese Gewässerabschnitte sollen erhalten und entwickelt werden, da sie aufgrund des Lebensrauminventars als Rückzugsräume und Ausbreitungsquellen der gewässer-typspezifischen

Floren- und Faunenelemente dienen, die zur Erreichung des ökologischen Umweltziels in den Oberflächenwasserkörpern benötigt werden. Von diesem Grundsatz kann nur abgewichen werden, wenn signifikante negative Auswirkungen auf die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen und die Landentwässerung eintreten. Neben den generell als Vorzugslösung zu betrachtenden Maßnahmen zum Hochwasserschutz durch Erhöhung der natürlichen Retentionswirkung, werden Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenkombinationen zum technischen Hochwasserschutz, die sowohl eine Verbesserung der morphologischen Bedingungen als auch des Hochwasserschutzes bewirken, bevorzugt (sog. „win-win-Maßnahmen“, wie z. B. der Ersatz von hartem Uferverbau durch ingenieurbiologische Bauweisen, Deichrückverlegungen mit Verbesserungen der Sohl- und Uferstrukturen im Gewässerabschnitt, Ersatz von Deichen durch Flutungspolder und Aufwertung der vorherigen Deichabschnitte durch möglichst eigendynamische Entwicklung des Gewässers). Diese Maßnahmen sollten unter Berücksichtigung der lokalen Rahmenbedingungen so ausgeführt werden, dass sich der ökologische Zustand im betroffenen Gewässerabschnitt verbessert und nicht verschlechtert wird. Maßnahmen die den Hochwasserschutz verbessern, aber keine Auswirkungen auf die gewässermorphologischen Bedingungen des Gewässerabschnittes haben (sog. „no-regret-Maßnahmen“, wie z. B. Deichrückverlegungen ohne Veränderungen der unmittelbaren Sohl- und Uferstrukturen des Gewässerabschnittes, Anlage von Flutungspoldern), sind ebenso konfliktfrei umsetzbar. Sind Maßnahmen zum technischen Hochwasserschutz, die eine Verschlechterung der morphologischen Bedingungen von Gewässerabschnitten erwarten lassen (u. a. auch „low-regret-Maßnahmen“, wie z. B. die Anlage von Hochwasserrückhaltebecken), alternativlos, so muss dies mit den signifikanten negativen Auswirkungen auf die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen und die Landentwässerung entsprechend begründbar sein. Unter Berücksichtigung aller angemessenen Vorkehrungen zur Minimierung der zumeist lokal wirkenden negativen ökologischen Auswirkungen durch solche technischen Hochwasserschutzmaßnahmen auf den Oberflächenwasserkörper muss die gemeinsame Umsetzung von WRRL (EU 2000) und HWRM-RL (EU 2007) den erforderlichen Hochwasserschutz in den entsprechend gefährdeten Gebieten zulassen. Eine lokale Beeinträchtigung einzelner Gewässerabschnitte durch technische Hochwasserschutzmaßnahmen muss sich nicht zwangsläufig negativ auf den ökologischen Zustand des insgesamt zu betrachtenden Oberflächenwasserkörper auswirken. Zum Ausgleich der Beeinträchtigung durch die Erfordernisse des Hochwasserschutzes sollten an anderen Gewässerabschnitten des selben Oberflächenwasserkörper, z. B. im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerstrukturellen Bedingungen umgesetzt werden, die die potentiell negativen Folgen des Eingriffs kompensieren und bestenfalls zu einer Gesamtverbesserung der morphologischen Bedingungen im Wasserkörper führen. Weitergehende Belange des Naturschutzes sind dabei zu berücksichtigen. Wie schon erwähnt, ist der Schutz vor Überflutungen durch wasserbauliche Maßnahmen des Hochwasserschutzes nach Artikel 4 der WRRL (EU 2000) ein Grund für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern, der für Oberflächenwasserkörper das alternative Bewirtschaftungsziel eines guten ökologischen Potenziales begründet.

Hochwasserschutzmaßnahmen können in Ausnahmefällen neue Änderungen der physischen Eigenschaften eines Oberflächenwasserkörpers bewirken. Nach Artikel 4 Absatz 7 der

WRRL (EU 2000) kann diese physische Veränderung als Begründung für die Nichterreichung des guten ökologischen Zustandes oder die Verschlechterung des Zustandes in den jeweiligen Oberflächenwasserkörpern beansprucht werden, allerdings nur bei fehlenden ökologisch günstigeren und wirtschaftlich verhältnismäßigen Umsetzungsalternativen. Auch diesen Bestimmungen der WRRL (EU 2000) muss bei der Umsetzung der Hochwasserrisikomanagementpläne und den damit verbundenen wasserrechtlichen Genehmigungs- und Zulassungsverfahren Rechnung getragen werden, da an Fließgewässerwasserkörpern, die von einem sehr hohen Hochwasserrisiko betroffen sind, die notwendigen Erfordernisse der Reduzierung des Hochwasserrisikos berücksichtigt werden müssen.
Diese Ausführungen belegen, dass bei einer integrierten Einzugsgebietsbewirtschaftung und bei einem abgestimmten Vorgehen beide Richtlinien umgesetzt werden können, ohne Abstriche an den Zielen einer der beiden Richtlinien hinnehmen zu müssen (MÜLLER 2011).

4. Modelle und messtechnische Überwachung – integrative Umweltbeobachtung

Um eine integrale Wasserbewirtschaftung betreiben zu können, müssen die die physikalischen und biologischen Prozesse in den Einzugsgebieten verstanden und beschrieben werden. Dazu werden einerseits Modelle und andererseits Daten benötigt.
Aufgabe und Herausforderung der Wissenschaft ist es, neben der ständigen Verbesserung der Modelle z.B. zu den Teilprozessen des Wasserkreislaufes, die Kopplung der Modelle voranzutreiben, um letztendlich zu zuverlässigeren Aussagen für Entscheidungsprozesse zu kommen. Betont werden soll an dieser Stelle noch der letzte wichtige Schritt, die Umsetzung der Forschungsergebnisse in die Praxis. Nach der Qualifizierung komplexer Modelle und Berechnungsergebnisse müssen robuste praxistaugliche Verfahren entwickelt werden, die mit verhältnismäßigem Aufwand zu sicheren Ergebnissen führen.
Um die Qualität von Modellen beurteilen oder Aussagen über den Zustand oder Entwicklungen in den Einzugsgebieten treffen zu können, werden Daten benötigt. Die Messnetze der Wasserwirtschaft sind für verschiedene Ziele konzipiert. Die räumliche und zeitliche Auflösung der Messprogramme und Messnetze ist abhängig von ihrem Zweck und muss an veränderliche Anforderungen angepasst werden. Grundsätzlich werden folgende Größen messtechnisch überwacht: Grundwasser (Menge und Beschaffenheit); Oberflächenwasser (Menge und Beschaffenheit - chemisch und biologisch); Trinkwasser (Menge und Beschaffenheit - chemisch und biologisch); Abwasser (Menge und Beschaffenheit - chemisch und biologisch); Wasch- und Reinigungsmittel (Beschaffenheit - chemisch); wasserwirtschaftliche Anlagen (Menge und Beschaffenheit - chemisch und biologisch, Standsicherheit, …); Sonderüberwachungen (z.B. montanhydrologisches Monitoring in Braunkohlegebieten). Die Messungen dienen u.a. zur Lebensmittelsicherheit, Umweltüberwachung, Bauwerksüberwachung, Steuerung/Bewirtschaftung, Dokumentation von Umweltveränderungen, Schaffung von Datengrundlagen für Maßnahmen und Entscheidungen, Warnung, Berichterstattung z.B. gegenüber EU und Information der Öffentlichkeit
Neben der klassischen allgemeinen Umweltbeobachtung müssen die anfallenden Daten zunehmend einer integrativen Umweltbeobachtung zugeführt werden, was eine weitere Herausforderung im Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagement darstellt. Mit diesem Ansatz sollen übergreifende Fragestellungen wie z.B. der Einfluss von Veränderungen des Kli-

mas und der Landnutzung auf die Umwelt und damit z.B. auf die Zielerreichung der WRRL (EU 2000) beantwortet werden. Dazu müssen die Messnetze oder die daraus resultierenden Daten verstärkt interdisziplinär verknüpft und über Datenbanken systematischer ausgewertet werden. Da die Ressourcen für das Betreiben der Messprogramme und Messnetze limitiert sind, kann der angestrebte Mehrwert der integrativen Umweltbeobachtung nur durch eine Optimierung und Anpassung der bestehenden Systeme erfolgen. Hierzu gehören neben gut ausgebildetem Personal und einer aktuellen Geräteausstattung auch die Entwicklung von Messmethoden und zunehmend Online-Messsystemen. Dabei ist es noch wichtig zwischen dem kontinuierlichen Langzeitmonitoring und dem operativen Monitoring zu unterscheiden.
Wie schon erwähnt, müssen die anfallenden Daten zunehmend einer integrativen Umweltbeobachtung zugeführt werden, um Schlussfolgerungen und Antworten für anstehende Fragestellungen ableiten zu können. An dieser Stelle soll beispielhaft das „Wasserhaushaltsportal Sachsen“ (LfULG 2015-1) erklärt werden. Das internetbasierte „Wasserhaushaltsportal Sachsen“ stellt sachsenweite Daten für Wasserhaushaltskomponenten bzw. daraus abgeleitete Kennwerte sowohl für den IST- Zustand (1961 bis 2010) als auch für ausgewählte Zukunftsszenarien (2011 bis 2100) bereit. Die Wasserhaushaltsdaten sind Ergebnisse des seit 2008 in der Umsetzung befindlichen mehrstufigen komplexen Projektes „KliWES“, welches die Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt sächsischer Gewässereinzugsgebiete näher untersucht.
Mit dem „Wasserhaushaltsportal Sachsen“ werden nach aktuellem Stand von Wissenschaft und Technik und auf der Basis bestverfügbarer Datengrundlagen modellierte Wasserhaushaltsdaten (z. B. Niederschlag, Verdunstung, oberirdischer Abfluss, Grundwasserabfluss) bzw. daraus abgeleiteten Niedrigwasserkennwerten und demnächst auch Hochwasserkennwerten allgemeinverfügbar im Internet bereitgestellt.
Mit dem internetbasierten „Wasserhaushalsportal Sachsen“ in seiner inhaltlichen Komplexität und Funktionalität nimmt der Freistaat Sachsen im Vergleich mit anderen Bundesländern eine innovative Vorreiterrolle ein. Anwenderzielgruppen sind sowohl Fach- und Vollzugsbehörden aus der öffentlichen Verwaltung, als auch Forschungsinstitutionen bzw. Hoch- und Fachschuleinrichtungen, Ingenieur- und Planungsbüros sowie die sonstige interessierte Öffentlichkeit. Mit der Datenfreigabe für die implementierten Fachbausteine des „Wasserhaushaltsportals Sachsen“ wird eine bessere öffentliche Transparenz und Akzeptanz des Behördenhandelns erreicht.

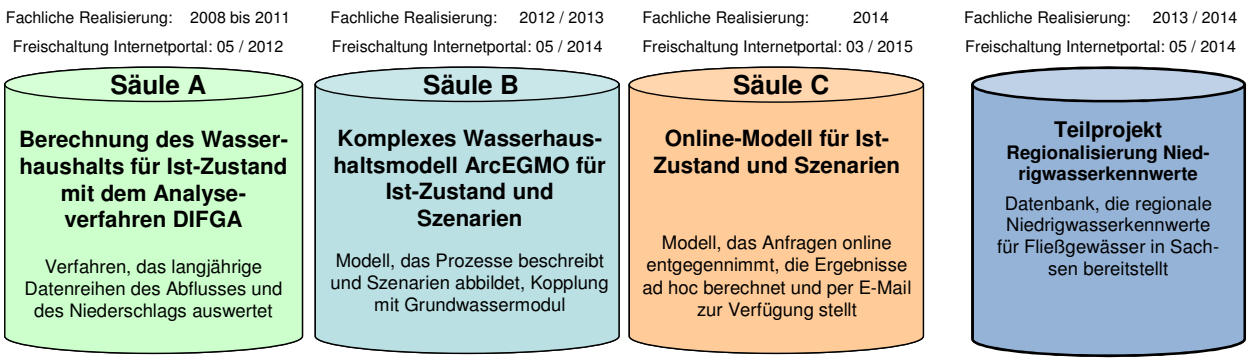


Abb. 2: Fachbausteine KliWES – Wasserhaushaltsportal Sachsen (LfULG).

Das Projektkonzept „KliWES“ besteht aus einer mehrstufigen Berechnung des Wasserhaushaltes innerhalb unterschiedlicher Fachbausteine (siehe Abbildung 2). Dazu wurde 2008 zunächst ein „Drei-Säulen-Konzept“ (Säulen A, B und C) entwickelt, welches 2013 durch einen zusätzlichen Fachbaustein „Regionalisierung von Niedrigwasserkennwerten“ ergänzt wurde. Ausführlichere Informationen zum Gesamtprojekt KliWES und dessen Methodik sind auf der Internetseite des Projektes KliWES (LfULG 2015-2) zu finden.
Die herunterladbaren Daten, die konsistente und reproduzierbare Ergebnisse, wie z.B. Grundwasserneubildung, für den Status quo und für Szenarien liefern, stellen für Fachplaner in den Bereichen Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft und Landwirtschaft ein unverzichtbares Grundlagenmaterial dar. Risikokarten verdeutlichen regionalspezifisch die Vulnerabilität des Wasser-haushaltes gegenüber Klimaveränderungen und Landnutzungsänderungen. Die ebenfalls herunterladbaren Ergebnisse der „Regionalisierung von Niedrigwasserkennwerten“ liefern flächendeckend für Sachsen für beliebig wählbare Gewässerabschnitte Niedrigwasser-Kennwerte (MNQ-Gesamtjahr; MNQ-Sommerhalbjahr; MNQ-Winterhalbjahr) als fachliche Eingangsdaten für die Festlegung bzw. die Überprüfung von Mindestwasserführungen im wasserrechtlichen Verwaltungsvollzug.

5. Kommunikation

Ein bisher meist unterschätztes Aufgabenfeld sind die fachübergreifende und die zielgruppenorientierte Kommunikation. Zu vielen Aspekten der integralen Wasserbewirtschaftung liegen bereits fundierte Fachinformationen vor, die jedoch auf Grund unzureichender Kommunikation keine oder nur ungenügende Anwendung finden. Dadurch werden insbesondere durch die Akteure außerhalb der Wasserwirtschaft unbewusst Handlungen durchgeführt, die den Zielen der Wasserbewirtschaftung teils widersprechen. Dies soll anhand von zwei Beispielen belegt werden.
Im Rahmen des Projektes „Strategien zum Umgang mit Arzneimittelwirkstoffen im Trinkwasser“ (Start 2009) wurde über eine Befragung herausgefunden, dass in Deutschland ca. 16 % der Befragten ihre Tabletten und ca. 43 % der Befragten ihre flüssigen Arzneimittel über die Toilette/Spüle entsorgen. Damit gelangen unnötig viele Schadstoffe in den Wasserkreislauf und damit in die Umwelt. Hier kann eine professionelle Kommunikation gegenüber dem Endverbraucher und natürlich eine Kommunikation gegenüber den Arzneimittelherstellern und anderen Verantwortlichen bezüglich einer wesentlich verbesserten Produktverantwortung zu einer entscheidenden Minderung dieser Schadstoffeinträge führen. Das zweite Beispiel bezieht sich auf die Ausführung von Verkehrsanlagen in Gewässernähe. Im Beitrag von MÜLLER (2012) wird u.a. gezeigt, dass bei Kreuzungsbauwerken (z.B. Brücken) wasserwirtschaftliche Gesichtspunkte, wie die Beachtung von Rückstau, Überstau, Versetzen durch Eis, Treibsel und Ablagerungen oft nicht hinreichend beachtet werden. Auch werden aus wasserwirtschaftlicher Sicht oft Fehler in der Linienführung, der Pfeiler- und Widerlageranordnung gemacht. Der häufigste Fehler wird bei Brückenbauwerken bei der Bemessung des Freibordes auf Basis des Bemessungsdurchflusses, meist durch die Anwendung einer einfachen empirischen Fließformel nur unter dem Brückenquerschnitt, gemacht. Allein in Sachsen sind nach dem Hochwasser von 2002 im Zuge der Hochwasserkonzepterstellung an den staatlichen Gewässern 1481 Brücken mit einem zu geringen Freibord identifiziert worden.

Beide Beispiele zeigen, dass eine fachübergreifende Aufklärung und die Einbeziehung aller Betroffenen eine unbedingte Voraussetzung für die Erreichung der Ziele der Wasserbewirtschaftung sind. Die Kommunikation sollte sich dabei auch auf die Kinder und Jugendlichen konzentrieren, weil das sind die Entscheidungsträger von Morgen.

Literatur

BRD, Bundesrepublik Deutschland (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist.

EU, Europäische Union (1979): Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, Vogelschutzrichtlinie, (ABl. L 103 vom 25.4.1979, S. 1), 1979

EU, Europäische Union (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, FFH-Richtlinie, (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7), 1992

EU, Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – EG-Wasserrahmenrichtlinie, (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), 2000

EU, 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

GIERK, M. & U. MÜLLER (2012): Implementierung der EG-HWRM-RL und der EG-WRRL im Hinblick auf die Umsetzung von Maßnahmen in der Praxis; DWA Landesverbandstagung Sachsen/ Thüringen 2012, Wasserwirtschaft in Sachsen und Thüringen, Seite 97 - 109, Dresden 2012

GLASEBACH, H.-J. & U. MÜLLER (1999): Talsperren und ihre Normen in Deutschland, DIN-Mitteilungen, Berlin 78 (1999), Heft 3, Seite 182 – 185, 1999

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2010): Empfehlungen für die Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen, 2010.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2013): Empfehlungen zur koordinierten Anwendung der EG-HWRM-RL und EG-WRRL, Tangermünde 2013

LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2015-1): Internetzugriff: www.wasserhaushaltsportal.sachsen.de, Februar 2015

LfULG, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2015-2): Internetzugriff: www.umwelt.sachsen.de/kliwes, Februar 2015

MÜLLER, U. (2010): Hochwasserrisikomanagement -Theorie und Praxis; Springer-Vieweg Verlag, 440 Seiten, Wiesbaden 2010

MÜLLER, U. (2011): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmen- und der Europäischen Hochwasserrisikomanagementrichtlinie - Widerspruch oder Chance in der Flussgebietsbewirtschaftung?; Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4 (2011) Heft 3, S. 141-147, 2011

MÜLLER, U. (2012): Akteure im Hochwasserrisikomanagement am Beispiel der Verkehrsplanung, Wasserwirtschaft, 102 (2012), Heft 11, Seite 10 - 15, 2012

PATT, H., JÜRGING, P. & W. KRAUS (2009): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. 3., bearb. u. aktualisierte. Aufl.: S. 236. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.

Start, Strategien zum Umgang mit Arzneimittelwirkstoffen im Trinkwasser (2009): Internetzugriff: http://www.start-project.de/broschuere/6_2.htm, Februar 2015

Begründung „weniger strenger Umweltziele“ nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mit unverhältnismäßigen Kosten – ein Verfahrensvorschlag

Katja Sigel, Bernd Klauer, Johannes Schiller, Nina Hagemann, Katharina Kern

Zusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, dass die Umweltziele „guter Gewässerzustand“ bzw. „gutes Potential“ abgeschwächt werden können, wenn deren Erreichung unverhältnismäßig aufwändig ist. Es wird hier ein Verfahrensvorschlag unterbreitet, wie die Unverhältnismäßigkeit von Kosten für einen konkreten Wasserkörper geprüft werden kann. Kernidee des Verfahrens ist, aus den Durchschnittsausgaben öffentlicher Haushalte für Gewässerschutz in der Vergangenheit und Abschätzungen des Nutzens aus Maßnahmen zur Verbesserungen des Gewässerzustandes eine wasserkörperspezifische Kostenschwelle abzuleiten. Die Praktikabilität des Verfahrens wird mit einer Fallstudie illustriert.

1. Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert, dass grundsätzlich alle Gewässer bis zum Jahr 2015, spätestens bis 2027 einem „guten Zustand“ erreichen. Tatsächlich werden in Deutschland voraussichtlich nur 18 % der Oberflächenwasserkörper dieses Ziel bis 2015 erfüllen, in der EU weniger als 50 % (BMU 2010, EEA 2012). Spätestens 2021 müssen die Mitgliedstaaten für alle Wasserkörper, die den guten Zustand bis 2027 voraussichtlich verfehlen werden, „weniger strenge Umweltziele“ festlegen und begründen. Dies ist jedoch gemäß Art. 4.5 WRRL nur gerechtfertigt, wenn diese Wasserkörper „durch menschliche Tätigkeiten […] so beeinträchtigt sind oder ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass das Erreichen der Umweltziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre“. Dabei muss die Prüfung der (Un-)verhältnismäßigkeit für jeden Wasserkörper separat vorgenommen werden.

Was genau meint die WRRL, wenn sie von „unverhältnismäßig teuer“ spricht? Wie soll bei der Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit praktisch vorgegangen werden? In den einschlägigen Handlungsanleitungen der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003, 2009) und der LAWA (2012) werden zwar verschiedene Ansätze zur Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit vergleichend diskutiert, aber keine konkreten Empfehlungen ausgesprochen. Eine umfassende Auswertung wissenschaftlicher und praxisorientierter Veröffentlichungen zu dieser Frage hat ergeben, dass es bislang europaweit noch kein etabliertes, breit anwendbares Verfahren gibt, mit der Unverhältnismäßigkeit geprüft werden kann (KLAUER et al. 2015).

Um die Unverhältnismäßigkeit zu prüfen, müssen die Kosten eines Maßnahmenbündels, mit dem ein guter Gewässerzustand bzw. gutes Potential im betrachteten Wasserkörper hergestellt werden kann, ins Verhältnis mit einer anderen Größe – einem Vergleichsmaßstab – gesetzt werden. Grundsätzlich kommen als Vergleichsmaßstäbe 1. die positiven Wirkungen des Maßnahmenbündels, also der Nutzen, und 2. die Zumutbarkeit der Kosten für diejenigen, die sie zu tragen haben, in Frage (KLAUER et al. 2007). Die Anwendung einer ökonomischen Kosten-Nutzen-Analyse, ein Ansatz, der in vielen EU-Mitgliedstaaten verfolgt wird, ist sehr aufwändig und wird den deutschen Behörden zudem aufgrund schlechter Datenlage als problematisch eingeschätzt (LAWA 2009: 7).

In diesem Aufsatz wird ein Verfahrensvorschlag zur Verhältnismäßigkeitsprüfung unterbreitet, man als „neuen Leipziger Ansatz“ bezeichnen könnte, weil er eine Weiterentwicklung des

Ansatzes von AMMERMÜLLER et al. (2008, 2011) ist, der in der Diskussion oft „Leipziger Ansatz“ genannt wurde. Bei letztem war die Kernidee, die Durchschnittskosten verschiedener Wasserkörper miteinander zu vergleichen, um so einen Anhaltspunkt bei der Festlegung einer Kostenschwelle zu Verhältnismäßigkeitsprüfung zu bekommen. Schwierigkeiten bei dessen Anwendung in der Praxis ergaben sich, weil die Kostendaten nicht flächendeckend zu Verfügung standen. Beim neuen Leipziger Ansatz werden nun stattdessen durchschnittliche Ausgaben der öffentlichen Haushalte in Deutschland für den Gewässerschutz in der Vergangenheit als Ausgangspunkt für die Festlegung einer Kostenschwelle genommen (gemessen in € pro km² EZG und Jahr). Daraus wird für jeden Wasserkörper eine spezifische Kostenschwelle errechnet, wobei zusätzlich noch die zu erwartenden positiven Auswirkungen der Maßnahmen auf den Gewässerzustand und darüber hinaus berücksichtigt werden.
Das Verfahren ist derzeit auf die Prüfung von Oberflächenwasserkörpern beschränkt, aber kann sowohl „natürliche Wasserkörper“ (NWB) als auch „künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper“ (A/HMWB) betrachten. Das Verfahren kann auf einzelne Wasserkörper als auch auf Gruppen von Wasserkörpern (z.B. Teileinzugsgebiete, Planungseinheiten) angewendet werden. Die Vorgehensweise bei der Verhältnismäßigkeitsprüfung wird an einem anonymisierten Fallbeispiel illustriert. Dieses Gewässer wird in Abschnitt 2 zunächst allgemein charakterisiert. Anschließend werden in Abschnitt 3 die einzelnen Schritte des Verfahrens abstrakt und am Beispiel erläutert. Der Aufsatz schließt mit einer Diskussion und einem Ausblick in Abschnitt 4.

2. Allgemeine Charakterisierung des Beispielgewässers

Bei dem Gewässer handelt es sich um einen deutschen Mittelgebirgsfluss mit einer Gesamteinzugsgebietsfläche von 375 km^2. Es besteht aus sieben Oberflächenwasserkörpern, von denen einer als „natürlich“ (NWB) und die anderen sechs wegen „Urbanisierung“ als „erheblich verändert“ (HMWB) eingestuft wurden. Die Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit soll für alle sieben Oberflächenwasserkörper gemeinsam vorgenommen werden, weil die Wirkungen der Maßnahmen sich nicht eindeutig einzelnen Wasserkörpern zuordnen lassen. Das Einzugsgebiet wird landwirtschaftlich intensiv genutzt und ist dicht besiedelt. Hohe Nährstoffbelastungen aus diffusen Einträgen und aus Punktquellen sowie eine schlechte Gewässermorphologie haben zur Folge, dass alle Wasserkörper aktuell in keinem guten Zustand/Potential sind. Die hohe Eutrophierungsneigung ist vor allem auf die hohe Konzentration an Gesamtphosphor zurückzuführen, aber auch morphologische Komponenten wie Abflusscharakter, Lichtverhältnisse und Strömung spielen dabei eine wichtige Rolle. Es wird im Prinzip für möglich gehalten, dass das Gewässer bis 2027 in einen guten Zustand/gutes Potential gebracht werden kann.

3. Verfahren zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten bei Oberflächenwasserkörpern – der „neue Leipziger Ansatz“

Der „neue Leipziger Ansatz“ besteht aus zwei Vorschritten, die in jedem Bundesland nur einmal durchlaufen werden müssen, und drei Hauptschritten, die für jeden Wasserkörper durchzuführen sind. Alle Schritte werden im Folgenden beschrieben. Die drei Hauptschritte werden anhand des Fallbeispiels illustriert.

Schritt 0-1: Identifikation der zu prüfenden Wasserkörper
Die Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit ist insofern aufwändig, als sie detaillierte Maßnahmenplanungen und Kostenschätzungen voraussetzt. Deshalb ist es sinnvoll, zunächst die Wasserkörper auszusondern, für die eine Verhältnismäßigkeitsprüfung nicht notwendig ist, weil sie entweder die Umweltziele voraussichtlich bis 2027 erreichen werden oder weil bei ihnen das Erreichen der Umweltziele aufgrund „natürlicher Gegebenheiten“ oder bedeutender „menschlicher Tätigkeiten“ unmöglich erscheint. Auch Wasserkörper mit speziellen Problemlagen sind ggf. gesondert zu betrachten.

Schritt 0-2: Berechnung eines bundesweiten Durchschnittswerts für vergangene öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz
Ausgangspunkt für die Berechnung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit in Schritt 2 sind die bundesweiten vergangenen öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz. Eine näherungsweise Abschätzung dieser Ausgaben ist über die Jahresrechnungsergebnisse der öffentlichen Haushalte durch das Statistische Bundesamt möglich, wobei angenommen wird, dass sich der Bereich Gewässerschutz weitgehend in den beiden Kategorien „Abwasserbeseitigung“ und „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ widerspiegelt. Demnach wurden im Zeitraum 1992 bis 2011 bundesweit jährlich durchschnittlich rund 8.783 Mio. € (in Preisen von 2010) für den Gewässerschutz ausgegeben. Bezogen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland (357.167 km^2) entspricht dies jährlichen Ausgaben in Höhe von 24.591 €/km^2 (KLAUER et al. 2015).

Schritt 1: Abschätzung der Kosten zur Erreichung des guten Zustands/Potentials
Voraussetzung für die Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit ist, dass für den betrachteten Wasserkörper ein Maßnahmenprogramm vorliegt, mit dem die Umweltziele bis 2027 erreicht werden können und das bereits auf Kosteneffizienz geprüft wurde. Bei der Abschätzung der Maßnahmenkosten sollten alle Kosten einbezogen werden, die für die Umsetzung der WRRL im Betrachtungszeitraum 2009 bis 2027 anfallen, also sowohl bereits getätigte Ausgaben also auch zukünftige, noch zu erwartende Kosten. Im Vergleich zu einer Kostenbetrachtung, die sich nur auf einen Bewirtschaftungszyklus von sechs Jahren bezieht, wird so verhindert, dass ein Stau bei der Umsetzung von Maßnahmen fälschlicherweise den Eindruck unverhältnismäßig hoher Kosten hervorruft. Grundsätzlich sind alle Arten von Kosten zu berücksichtigen, also neben Investitionskosten auch laufende Kosten und Personal- und Verwaltungskosten. Es dürfen nur Kosten in Anschlag gebracht werden, die originär mit der Zielerreichung der WRRL zusammenhängen, also Kosten von „ergänzenden Maßnahmen“ im Sinne Art. 11(4) WRRL. Kosten von „grundlegenden Maßnahmen“ (WRRL Art.11(3)), die darauf abzielen, die Mindestanforderung an den Gewässerschutz zu erfüllen, dürfen nicht einbezogen werden, weil sie, von den Mitgliedstaaten ohnehin (also unabhängig von der WRRL) durchgeführt werden müssen (KLAUER et al. 2015).
Fallbeispiel: Das Maßnahmenprogramm, mit dem das Umweltziel guter Zustand/gutes Potential für alle sieben Wasserkörper bis 2027 erreicht werden soll, umfasst Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierungsneigung und gewässermorphologische Maßnahmen (vgl. Tabelle 1). Die gewässermorphologischen Maßnahmen sind so konzipiert, dass sich der

gute morphologische Zustand voraussichtlich mittelfristig, also innerhalb von 8 bis 12 Jahren, einstellen wird. Vereinzelte Maßnahmen wurden bereits umgesetzt, die meisten befinden sich jedoch im Status der Planung.

Tab. 1: Maßnahmenprogramm für alle sieben Wasserkörper inklusive Kostenschätzung (Umsetzungszeitraum 2009-2027)

1. Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierungsneigung
▪ Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen: Optimierung der chemischen Fällung (P-Elimination) bei allen Anlagen und Einrichtung einer nachgeschalteten Flockungsfiltration bei Anlagen ab 5.000 EW Ausbaugröße ▪ Maßnahmen in der Mischkanalisation: Einbau von Retentionsbodenfiltern bei rund 70 % der Mischwasseranlagen ▪ Allgemeine Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung ▪ Errichtung von Uferrandstreifen von 5-15 m Breite je Gewässerseite ▪ Initialpflanzung zur Beschattung des Gewässers
2. Gewässermorphologische Maßnahmen
▪ Erweiterte Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur: z.B. Einbringen von Störsteinen und Totholz, Einbau von Strömungslenkern, Anlegen von Uferbuchten, Umgestaltung von Mündungen, Einbringen von Grundschwellen, Wiederanbindung von Alt- und Nebenarmen, Anlegen einer Flutmulde, Anlegen von Feuchtbiotopen, Umgestaltung von Abstürzen und Gleiten, Gewässeraufweitungen, Uferabflachungen und Sohlanhebungen.
Gesamtkosten der Maßnahmen (Investition- und laufende Kosten): 79,3 Mio. €

Schritt 2: Berechnung einer wasserkörperspezifischen Kostenschwelle

In diesem Schritt wird ausgehend vom bundesweiten Durchschnittswert für vergangene öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz (vgl. Schritt 0-2) eine Kostenschwelle für den zu prüfenden Wasserkörper berechnet. Dazu wird zunächst der Durchschnittswert auf die Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers skaliert. Das Ergebnis wird dann mit einem sogenannten Aufwandsfaktor multipliziert. Dieser Aufwandsfaktor soll den Mehraufwand berücksichtigen, der als angemessen dafür betrachtet werden kann, dass die WRRL neue, ambitionierte Ziele für den Gewässerschutz setzt, die gegenüber der Vergangenheit ggf. eine Verstärkung der Anstrengungen notwendig machen und dementsprechend höhere Ausgaben erfordern. Aufwandsfaktor = 0 würde bedeuten, dass die vergangen jährlichen Ausgaben zwar fortgeführt, aber nicht verstärkt werden, also für die WRRL keine zusätzlichen Ressourcen eingesetzt werden. Faktor 0,5 hingegen entspräche einer Verstärkung der finanziellen Anstrengungen um 50 %.

Wie sollte der Aufwandsfaktor gesetzt werden? Die Festlegung ist zwar letztendlich eine politische Entscheidung, wir schlagen aber vor, den Aufwandsfaktor von zwei Aspekten abhängig zu machen:

Zum einen sollte der Aufwandsfaktor berücksichtigen, wie weit ein Wasserkörper vom Ziel eines guten Zustand/Potentials entfernt ist. Wenn der Wasserkörper das Ziel schon fast erreicht hat, sind von den Maßnahmen geringere Zustandsverbesserungen und damit ein geringerer Nutzenzugewinn zu erwarten als bei einem Wasserkörper, der noch weit vom Umweltziel entfernt ist und bei dem daher mit den Maßnahmen bzw. der Zielerreichung deutlichere Zustandsverbesserungen und somit ein größerer Nutzengewinn verbunden sind. Des-

halb schlagen wir vor, den Aufwandsfaktor vom sogenannten „Zielabstand“ abhängig zu machen. Der Zielabstand wird hier also als ein Indikator für den Nutzengewinn verstanden, den die Gesellschaft aus einer Verbesserung des gegenwärtigen Zustandes des Wasserkörpers hin zu einem guten Zustand/Potential zieht.
Zum anderen sollte der Aufwandsfaktor auch einbeziehen, ob die Maßnahmen neben der Verbesserung des Gewässerzustandes noch weitere positive Wirkungen erzielen, beispielsweise auf den Hochwasserschutz, den (nicht-gewässerbezogenen) Naturschutz oder auf das Landschaftsbild. Solche positiven „Nebenwirkungen“ wollen wir als „Zusatznutzen“ bezeichnen. Schritt 2 ist in vier Teilschritte gegliedert.

Teilschritt 2-1: Skalierung auf die Fläche des Wasserkörpers
Der bundesweite Durchschnittswert für vergangene öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz wird auf die Fläche des zu prüfenden Wasserkörpers skaliert, indem der Wert von jährlich 24.591 €/km^2 mit der Fläche des Wasserkörpers multipliziert wird.
Fallbeispiel: Die Fläche des Einzugsgebiets des Beispielgewässers umfasst 375 km^2. Die flächenbezogenen vergangenen öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz betragen somit:

$$24.591 \frac{€}{\mathrm{km}^2\,\mathrm{a}} \times 375\ \mathrm{km}^2 = 9.221.625\ \frac{€}{\mathrm{a}}$$

Teilschritt 2-2: Ermittlung des Zielabstands des Wasserkörpers
Der Zielabstand „misst“ den Abstand zwischen dem Ist-Zustand des Wasserkörpers und dem Umweltziel guter Zustand/gutes Potential. Grundlage für dessen Berechnung ist die Einstufung des Wasserkörpers entsprechend dem Gewässermonitoring nach WRRL (Art. 8 und Anhang V). Folgende fünf Einzelkomponenten werden hierfür herangezogen: „Makrozoobenthos“, „Makrophyten“, „Phytoplankton“, „Fische“ und „Umweltqualitätsnorm“. Bei den biologischen Qualitätskomponenten werden vier Zielabstands-Klassen unterschieden: Zielabstand 0 entspricht einem „sehr guten“ oder “guten“ Zustand, Zielabstand 1 einem „mäßigen“ Zustand, Zielabstand 2 einem „unbefriedigenden“ Zustand und Zielabstand 3 einem „schlechten“ Zustand. Bei der Einzelkomponente „Umweltqualitätsnorm“ (UQN) werden nur zwei Zielabstands-Klassen unterschieden: Zielabstand 0 bedeutet „das Umweltziel ist bereits erreicht“, Zielabstand 3 bedeutet „das Umweltziel ist noch nicht erreicht“. Der aggregierte Zielabstand eines Wasserkörpers berechnet sich aus dem Mittelwert der Zielabstände der fünf Einzelkomponenten.
Fallbeispiel: Tabelle 2 gibt den Ist-Zustand und den Zielabstand der sieben Wasserkörper für die fünf Einzelkomponenten wieder. Für die gesamte Wasserkörpergruppe ergibt sich daraus ein durchschnittlicher Zielabstand von 2,12.

Tab. 2: Ist-Zustand und Zielabstand der sieben Wasserkörper (Stand 2014)

Wasserkörper	Makrozoobenthos	Makrophyten/Phytobenthos	Phytoplankton	Fische	UQN	Zielabstand
#1 HMWB	schlecht 3	k.A. -	nicht erfasst	gut 0	n.eing. 3	2,00
#2 HMWB	unbef. 2	mäßig 1	nicht erfasst	mäßig 1	n.eing. 3	1,75
#3 HMWB	unbef. 2	mäßig 1	nicht erfasst	gut 0	n.eing. 3	1,50
#4 NWB	schlecht 3	k.A. -	nicht erfasst	k.A. -	n.eing. 3	3,00
#5 HMWB	schlecht 3	unbef. 2	nicht erfasst	k.A. -	n.eing. 3	2,67
#6 HMWB	schlecht 3	gut 0	nicht erfasst	schlecht 3	n.eing. 3	2,25
#7 HMWB	unbef. 2	k.A. -	nicht erfasst	schlecht 3	eing. 0	1,67
					Durchschnitt:	2,12

k.A. = keine Angaben, unbef. = unbefriedigend, eing. = eingehalten, n.eing. = nicht eingehalten

Teilschritt 2-3: Ermittlung des Zusatznutzens des Wasserkörpers

Die Umsetzung eines Maßnahmenprogramms in einem bestimmten Wasserkörper hat nicht nur eine Verbesserung des Gewässerzustands zur Folge, sondern führt häufig auch zu weiteren positiven Nebeneffekten, dem sogenannten Zusatznutzen. Er wird mithilfe der folgenden fünf Kategorien erfasst:

- Terrestrische Ökologie und terrestrischer Naturschutz (z.B. Habitatbereitstellung, Verbesserung der Habitatqualität/-größe, Verbindung von Habitaten/grüne Korridore)
- Frischwasserbereitstellung und -reinigung (z.B. erhöhter Durchfluss, erhöhte Wasserqualität)
- Hochwasserschutz (z.B. erhöhtes Retentionsvermögen des Untergrunds, verminderte Fließgeschwindigkeit)
- Bodenschutz (z.B. verminderter Sedimenteintrag ins Gewässer, geringerer Verlust an Bodenfruchtbarkeit, vermiedene Kosten durch Versandung an Stauwerken)
- Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild (z.B. verbesserte Naherholung, erhöhter Tourismus, verschönertes Landschaftsbild)

Zur Beurteilung des Zusatznutzens werden in jeder der fünf Kategorien Punkte zwischen 0 und 3 vergeben (0: „kein Zusatznutzen“, 1: „schwacher Zusatznutzen, 2: “mittlerer Zusatznutzen, 3: „hoher Zusatznutzen“). Bei der Punktevergabe sollten sowohl Ausmaß (Stärke der positiven Wirkung) als auch Relevanz (Zahl der Nutzer, räumlicher Wirkungsbereich, Substituierbarkeit etc.) des Zusatznutzens berücksichtigt werden. Der Zusatznutzen wird zunächst für jede einzelne Nutzenkategorie separat eingeschätzt. Der aggregierte Zusatznutzen eines Wasserkörpers berechnet sich dann aus dem Mittelwert der Zusatznutzen der fünf Einzelkategorien. Die Einstufungen werden von Fachleuten auf der Grundlage ihrer Expertise ganzheitlich vorgenommen.

Fallbeispiel: Im Fallbeispiel wurde es für sinnvoll erachtet, den Zusatznutzen für alle sieben Wasserkörper gemeinsam zu ermitteln. Grundlage waren Telefoninterviews mit zwei Experten aus zuständigen Wasserbehörden. Beide Experten schätzten unabhängig voneinander den Zusatznutzen für alle fünf Nutzenkategorien gleich ein, sodass kein Mittelwert o.ä. gesucht werden musste. Der Zusatznutzen wurde von den Experten qualitativ wie folgt beschrieben:

- Terrestrische Ökologie und terrestrischer Naturschutz: Die Maßnahmen wirken sich sehr positiv auf Biotopvernetzung und Biodiversität aus (Flächenankauf, Einrichtung von Vogelschutzgebieten und Naturschutzgebieten). Das Gewässer ist Vogelschutzgebiet und gehört zum europäischen Schutzgebietssystem Natura2000.
- Frischwasserbereitstellung und -reinigung: Im Einzugsgebiet gibt es keine Wasserversorgungsunternehmen oder industriellen Nutzer, die von einer verbesserten Wasserqualität profitieren könnten.
- Hochwasserschutz: Die gewässermorphologischen Maßnahmen wirken sich positiv auf die Hochwasserretention aus, da das Gewässer aus dem engen Bett befreit wird. Das Ausmaß ist abhängig von den Streckenkilometern, an denen Maßnahmen durchgeführt werden. Es gibt Synergieeffekte mit der EG-Hochwasserschutzrichtlinie.
- Bodenschutz: Für den Bodenschutz ergeben sich sehr positive Wirkungen auf die Flächen, die angekauft werden und auf denen dann keine Landwirtschaft mehr stattfindet. Großflächig sind die Wirkungen aber eher begrenzt. Die Renaturierung von Auen bewirkt, dass bei Hochwasser erodierter Boden zurückgehalten wird. Allgemein erhöhen Gewässerschutzmaßnahmen das Bewusstsein für Bodenschutz in der Gesellschaft.
- Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild: Das Einzugsgebiet ist ein wichtiges Naherholungsgebiet für viele Einwohner aus dem weiteren Umkreis. Es ist bereits ein Radwanderweg entlang des Gewässers vorhanden, der eine wichtige überregionale Verbindungsachse darstellt und einige Einkehrmöglichkeiten bietet. Durch die Maßnahmen wird die Attraktivität des Gebiets deutlich erhöht, weil das Landschaftsbild verschönert und Wasser wieder besser erlebbar wird. Indem dem Gewässer wieder mehr Raum gegeben wird entstehen z.B. im Winter Eisflächen zum Schlittschuhlaufen. Das Gewässer ist kulturgeschichtlich von besonderer Bedeutung, u.a. aufgrund einiger historischer Mühlen.

Die quantitative Bewertung des Zusatznutzens durch die Experten ist in Tabelle 3 dargestellt. Es ergibt sich für die gesamte Wasserkörpergruppe ein aggregierter Zusatznutzen von 2,0.

Tab. 3: Zusatznutzen der sieben Wasserkörper

Ökologie und Naturschutz	Frischwasser-bereitstellung und -reinigung	Hochwasser-schutz	Bodenschutz	Tourismus, Erholung, etc.	Zusatznutzen (Mittelwert)
hoch: 3	keiner: 0	mittel: 2	mittel: 2	hoch: 3	2,0

Teilschritt 2-4: Ermittlung des Aufwandsfaktors und der Kostenschwelle

Der Aufwandsfaktor soll den Mehraufwand berücksichtigen, der als angemessen dafür betrachtet werden kann, dass die WRRL neue, ambitionierte Ziele für den Gewässerschutz setzt. Die gegenüber der Vergangenheit ggf. notwendigen, verstärkten Anstrengungen rechtfertigen auch höhere Ausgaben. Für die Ermittlung des Aufwandsfaktors wird folgende Formel vorgeschlagen:

$$\text{Aufwandsfaktor} = \frac{2}{18}\text{Zielabstand} + \frac{1}{18}\text{Zusatznutzen}$$

Der maximale Aufwandsfaktor beträgt somit 0,5. Er liegt dann vor, wenn Zielabstand und Zusatznutzen den Maximalwert drei haben. Mehrausgaben für „ergänzende Maßnahmen“ im

Sinne der WRRL bis in Höhe von maximal 50% der vergangenen öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz würden in diesem Fall noch als verhältnismäßig betrachtet. Bei maximalem Zielabstand und ohne Zusatznutzen beträgt der Aufwandsfaktor 0,33. In diesem Falle läge die Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit bei Mehrausgaben in Höhe von maximal 33% der vergangenen öffentlichen Ausgaben. Ist der Zielabstand nahe null und der Zusatznutzen null, so sollten die Ausgaben für „ergänzende Maßnahmen“ ebenfalls nahe null sein. Bei der hier vorgeschlagenen Formel fließt der Zielabstand mit doppelt so hohem Gewicht ein wie der Zusatznutzen, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass das primäre Ziel der WRRL in der Verbesserung des Gewässerzustands liegt. Es sind auch andere Gewichtungen denkbar.
Die wasserkörperspezifische Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit wird ermittelt, indem der skalierte Durchschnittswert für vergangene öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz (vgl. Teilschritt 2-1) mit dem Aufwandsfaktor multipliziert wird.
Fallbeispiel: Ausgehend von den für das Beispielgewässer ermittelten Werten für den Zielabstand (2,12) und den Zusatznutzen (2,00) errechnet sich der Aufwandsfaktor wie folgt:

$$\frac{2}{18}2{,}12 + \frac{1}{18}2{,}00 = 0{,}34\overline{6}$$

Die wasserkörperspezifische Kostenschwelle beträgt demnach:

$$9.221.625\ €/\mathrm{a}\ \times 0{,}34\overline{6} = 3.196.830\ €/\mathrm{a}$$

Bezogen auf den Betrachtungszeitraum von 2009 bis 2027 beträgt die wasserkörperspezifische Kostenschwelle für das Beispielgewässer:

$$3.196.830\ €/\mathrm{a} \times 18\ \mathrm{a} =\ 57.542.940\ €$$

Schritt 3: Vergleich der Kosten mit der Kostenschwelle
In diesem letzten Schritt müssen die im ersten Schritt ermittelten wasserkörperspezifischen Kosten zur Erreichung des guten Zustands/Potentials mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle aus Schritt 2 verglichen werden. Überschreiten die Kosten die Kostenschwelle, liegt Unverhältnismäßigkeit vor.
Fallbeispiel: Die Kosten für das Maßnahmenprogramm von rund 79 Mio. € liegen deutlich über der Kostenschwelle von 57,5 Mio. €. Es kann im vorliegenden Fall somit eine Zielabsenkung gemäß WRRL Art. 4.5 mit unverhältnismäßig hohen Kosten begründet werden.

4. Diskussion und Ausblick
Es wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem die Maßnahmenprogramme zu Erreichung eines guten Zustandes bzw. Potentials in einem Wasserkörper auf unverhältnismäßige Kosten geprüft werden kann, um auf diese Weise ggf. weniger strenge Umweltziele zu begründen. Laut WRRL müssen Zielabsenkungen für einzelne Wasserkörper separat begründet werden. Weil sich nicht selten die Maßnahmenwirkungen mehrere Wasserkörper gemeinsam betreffen, kann es unseres Erachtens sinnvoll sein, kleine Gruppen von Wasserkörpern gemeinsam zu prüfen. Das ist mit dem vorliegenden Verfahren möglich. Die Datenanforderungen des Verfahrens sind moderat und gleichzeitig ist der Abwägungsprozess einfach und trans-

parent gestaltet. Am aufwändigsten ist sicherlich die Kostenabschätzung des Maßnahmenprogramms, mit dem die Umweltziele in dem zu prüfenden Wasserkörper erreicht werden sollen. Doch dieser Schritt ist unerlässlich, denn diese Kosten sollen ja schließlich auf Unverhältnismäßigkeit geprüft werden. Insgesamt erscheint das Prüfverfahren praktikabel, was sich auch bei seiner testweisen Anwendung im Fallbeispiel gezeigt hat. Der neue Leipziger Ansatz ist grundsätzlich in allen Bundesländern anwendbar. Das Verfahren entspricht nach erster juristischer Prüfung den rechtlichen Anforderungen von § 30 WHG/Art. 4.5 WRRL, auch wenn mangels einschlägiger Rechtsprechung eine abschließende Bewertung noch nicht vorgenommen werden kann (KLAUER et al. 2015).

Eingangs wurde erläutert, dass es grundsätzlich zwei mögliche Vergleichsmaßstäbe für Unverhältnismäßigkeit gibt: Die Kosten zur Erreichung der Umweltziele können 1. deren positiven Wirkungen (Kosten-Nutzen-Kalkül) und 2. der finanziellen Leistungskraft des Kosten-trägers gegenübergestellt werden. Der hier entwickelte Ansatz verwendet beiden Argumentationsmuster in pragmatischer Form:

- Finanzielle Leistungsfähigkeit: Da bei der Verwendung von staatlichen Finanzmitteln immer Abwägungen zwischen unterschiedlichen Politikzielen zu treffen sind, geht es hier letztlich um die Frage: Wieviel Mittel ist die Gesellschaft bereit, für die Erreichung von Gewässerschutzzielen insgesamt und am konkreten Wasserkörper zu investieren? Die zurückliegenden öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz können als grober Anhaltspunkt für die Prioritätensetzung der Gesellschaft und auch für deren finanzielle Leistungsfähigkeit angesehen werden, denn diese Ausgaben kamen letztlich durch eine politische Willensbildung zustande. Indem in dem vorliegenden Verfahren die Ausgaben für den Gewässerschutz in der Vergangenheit als Vergleichsmaßstab herangezogen wurden, werden also Aspekte der finanziellen Leistungsfähigkeit des Staates berücksichtigt. 50% der durchschnittlichen zurückliegenden öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz bilden eine Obergrenze für die zukünftigen zusätzlichen Ausgaben.
- Kosten-Nutzen-Kalkül: Gleichzeitig spielt die Berücksichtigung der Nutzen, die durch die Verbesserung des Gewässerzustands generiert werden, eine wesentliche Rolle im hier vorgeschlagenen „neuen Leipziger Ansatz“: Der Zielabstand ist ein Indikator für den Nutzen, den die Verbesserung des Gewässerzustandes vom Status quo hin zum guten Zustand/Potential mit sich bringt. Ist der Zielabstand groß, d.h. bringen die Maßnahmen starke Verbesserungen, wird die Kostenschwelle, ab der Kosten als unverhältnismäßig anzusehen sind, entsprechend angehoben. Ist der Zielabstand klein, z.B. der gute Zustand bereits erreicht, ist die Schwelle niedrig, im Extremfall sogar null. Gleiches gilt für eventuell anfallenden Zusatznutzen – auch sie werden durch eine entsprechende Anhebung oder Absenkung der Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit berücksichtigt. Das vorgeschlagene Verfahren beinhaltet in seinem Kern Kosten-Nutzen-Abwägungen auf der lokalen Ebene der Wasserkörper.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass der hier vorgeschlagene „neue Leipziger Ansatz“ Leistungsfähigkeitsüberlegungen auf nationaler Ebene kombiniert mit Kosten-Nutzen-Abwägungen auf lokaler Ebene. Die konkrete Ausgestaltung des Aufwandsfaktors ist eine Setzung, die durchaus diskutiert werden kann. Es ist deshalb geplant, in weiteren Fallstudien Erfah-

rungen zu sammeln, um auf deren Grundlage insbesondere unterschiedliche Wichtungen von Zielabstand und Zusatznutzen und unterschiedliche Obergrenzen des Faktors zu testen. Das Verfahren ist in erster Linie für eine breite, einfache Anwendung „in der Fläche“ konzipiert. Es erscheint weniger geeignet für Fälle, in denen schon vertiefte Kosten- und Nutzenuntersuchungen vorliegen, weil die Informationen hieraus in die Abwägungsentscheidung mit einfließen sollten. Das Verfahren wurde zunächst für natürliche wie auch künstliche oder erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper entwickelt. Eine Anwendung auf Grundwasserkörper erscheint prinzipiell möglich, bedarf aber noch weiterer konzeptioneller Überlegungen und praktischer Tests.

Literatur

AMMERMÜLLER, B., KLAUER, B., SIGEL, K. & I. BRÄUER (2008): Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Projektbericht).

AMMERMÜLLER, B., KLAUER, B., SIGEL, K. & I. BRÄUER (2011): Kosten-Nutzen-Abwägung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Methodik zur Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten (Handbuch). Logos Verlag. Berlin.

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern. Bonn

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2012): European waters – assessment of status and pressures. Copenhagen.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 1. Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Luxembourg.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 20. Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives. Luxembourg.

KLAUER, B., MEWES, M., SIGEL, K., UNNERSTALL, H., GÖRLACH, B., BRÄUER, I., PIELEN, B. & R. HOLLÄNDER (2007): Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse. UFZ-Bericht 02/2007.

KLAUER, B., SIGEL, K., SCHILLER, J., HAGEMANN, N. & K. KERN (2015): Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft. Methoden im europäischen Vergleich und Ableitung eines kohärenten Verfahrens für die LAWA (Projektbericht).

LAWA (2009): Gemeinsames Verständnis von Begründungen zu Fristverlängerungen nach § 25 c WHG (Art. 4 Abs. 4 WRRL) und Ausnahmen nach § 25 d Abs. 1 WHG (Art. 4 Abs. 5 WRRL).

LAWA (2012): Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenger Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Produktdatenblatt 2.4.4.

Organisation der HWRM-RL in Nordrhein-Westfalen im Hinblick auf Datenerfassungs-, Datenverarbeitungs- und verteilungsprozesse

Lisa Friedeheim, Sandra Pennekamp, Hartmut Sacher

Zusammenfassung

Die Umsetzung der EG-Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (EG-HWRM-RL) erfolgt in Deutschland durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Die Verantwortung für die Durchführung liegt bei den Bundesländern. Da das Hochwasserrisikomanagement viele Handlungsfelder umfasst und die unterschiedlichen Fachbehörden und Institutionen in die Erstellung eingebunden werden sollen, ist die Umsetzung i.d.R. verbunden mit einem komplexen Kommunikations- und Informationsprozess. Dieser muss die folgenden Anforderungen erfüllen:

- Einheitliche Abfrage von Daten und Informationen bei verschiedenen Akteuren und Institutionen.
- Gemeinsamer Datenzugriff der verschiedenen beteiligten Akteure und Institutionen.
- Sicherstellung der zielgerichteten Bereitstellung der Ergebnisse für unterschiedliche Zwecke (Reporting für die EU, Veröffentlichung etc.).

Das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV) hat dazu 2011 ein Projekt zur Fachberatung und Unterstützung des MKULNV NRW bei der Umsetzung der EG-HWRM-RL initiiert. In seinem Rahmen wurde ein Konzept für die Prozesse der Datenerfassung, -verarbeitung und -verteilung entwickelt, mit dem Ziel, Datentransporte zu minimieren und dezentrale Datenhaltungen weitgehend zu vermeiden.

Dazu wurde die bestehende zentrale Datenhaltung erweitert und ein Wiki-System eingerichtet, das als Portal für projektrelevante Informationen fungiert. Spezielle GIS-Datenbestände – zentral organisiert und betreut von IT.NRW – dienen zur Verteilung vorhandener Landesdaten an die Akteure sowie zur Zusammenführung neu erfasster Geo-Daten.

Ziel ist es, bis Ende 2015 NRW-weit in jedem der vier Flussgebiete einen Hochwasserrisikomanagementplan aufzustellen, der die Ansätze aller für die Aufstellung und Umsetzung der Maßnahmen des Hochwasserrisikomanagements zuständigen Akteure aufnimmt. Zuständige Akteure sind z. B. Kommunen, Kreise, Wasser- und Deichverbände, aber auch andere betroffene Verbände und Institutionen (z. B. Land- und Forstwirtschaft, Umweltverbände, Wirtschafts- und Kulturinstitutionen und Bürgerinitiativen). Somit wird ein zukunftsfähiger Umgang mit Hochwasserrisiken im Sinne der EG-HWRM-RL ermöglicht.

Mit Hilfe der eingeführten zentralen Datenhaltung können im Weiteren auch die Schritte der zweiten Phase der HWRM-Planung (ab 2016) wie die Erfolgskontrolle und die Fortschreibung der Pläne effizient und zentralisiert erfolgen.

1. Organisationsstruktur zur Umsetzung der EG-HWRM-RL in NRW

Die Umsetzung der EG-HWRM-RL wird europaweit in Flussgebietseinheiten koordiniert. Nordrhein-Westfalen ist an den internationalen Flussgebietseinheiten Maas, Ems und Rhein sowie der nationalen Flussgebietseinheit Weser beteiligt. In diesen Flussgebietseinheiten werden in jedem Mitgliedstaat und innerhalb Deutschlands in jedem Bundesland jeweils Hochwasserrisikomanagementpläne erstellt, die dann zwischen den Bundesländern und zwischen den Mitgliedstaaten koordiniert werden (vgl. Art. 8 EG-HWRM-RL).

In NRW sind die fünf Bezirksregierungen mit Sitzen in Arnsberg, Detmold, Düsseldorf, Köln und Münster als obere Wasserbehörden zuständig für die Aufstellung der Hochwasserrisikomanagementpläne. Die Steuerung der Arbeiten zur Umsetzung der EG-HWRM-RL erfolgt unter Federführung des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MKULNV) durch die Arbeitsgruppe Hochwasserschutz (AG HWS), in der neben dem Ministerium das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) sowie die genannten Bezirksregierungen vertreten sind. Das LANUV übernimmt nach Fertigstellung der HWRM-Pläne die Aufgabe des Reportings an die EU.

Das Wiki-System www.flussgebiete.nrw.de

Die Website www.flussgebiete.nrw.de (Abbildung 1) fungiert als gemeinsame Informations-Plattform für die Umsetzung der EG-Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL) und der EG-HWRM-RL in Nordrhein-Westfalen. Die Website basiert auf Wiki-Technologie und bietet neben den öffentlich verfügbaren Inhalten auch einen internen Bereich zum Datenaustausch, zur Bearbeitung und Abstimmung. Die Mitarbeiter der Bezirksregierungen haben die Möglichkeit, Dokumentationen direkt in das zentrale System einzupflegen und sind dadurch von weiteren internen Dokumentationspflichten entlastet. Zusätzlich erleichtert die gemeinsame Infrastruktur ein kooperatives Arbeiten über die Grenzen einzelner Institutionen und Zuständigkeiten hinweg. Für den Zugriff auf nicht-öffentliche Daten wurde ein Konzept zur Verwaltung der Benutzerrechte entwickelt.

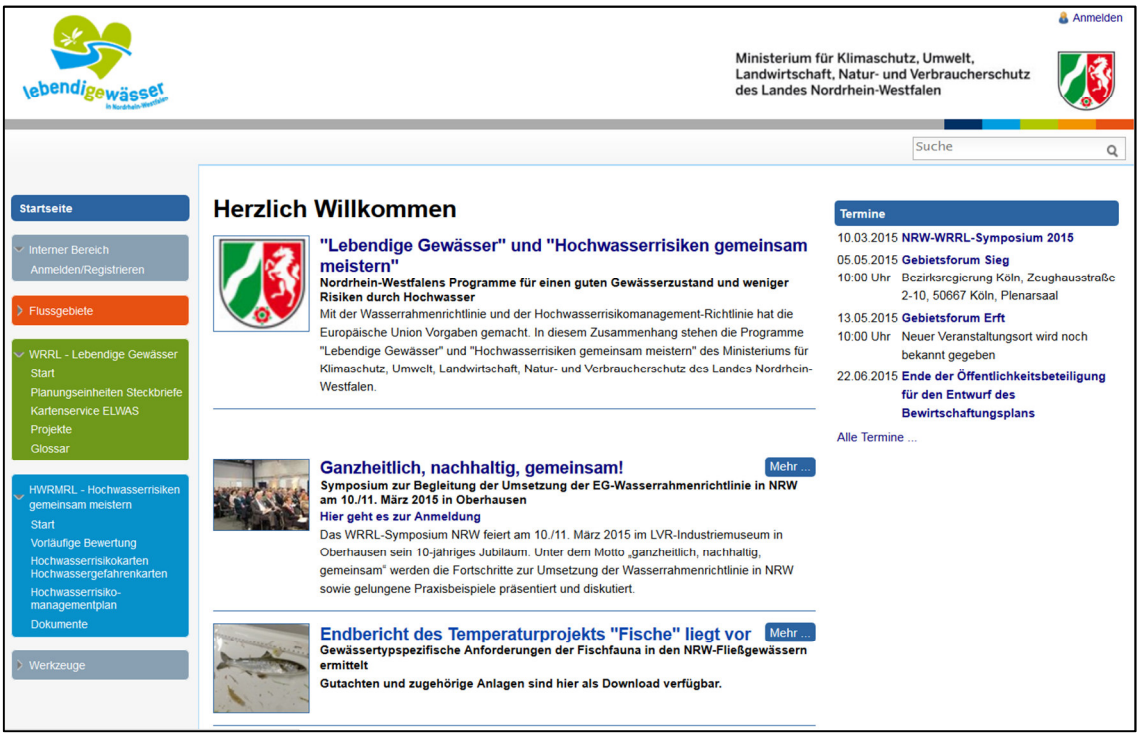


Abb. 1: Startseite in das gemeinsame Wiki der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRMRL) und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (Quelle: www.flussgebiete.nrw.de).

Die Veröffentlichung der erstellten Produkte wie Berichte zu einzelnen Arbeitsschritten, Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten, Textteile der HWRM-Pläne und Umwelt-

berichte sowie zukünftig auch weitergehende und vertiefende Auswertungen und Informationen für Kommunen wird über das Wiki abgewickelt, sodass dauerhaft nur ein Datenpool gepflegt werden muss.
Die für die Beteiligungsverfahren bereitgestellten Unterlagen sowie Hintergrund- und Detailinformationen nicht nur der EG-HWRM-RL sondern auch der WRRL werden auf der Website bereitgestellt. Zusätzlich ist eine breite Sammlung an Literatur verfügbar, die für eine oder beide Richtlinie(n) relevant ist.

2. Datenerfassung, -verarbeitung und -verteilung in den einzelnen Arbeitsschritten des Hochwasserrisikomanagements

In der EG-HWRM-RL sind die einzelnen Schritte zur Erarbeitung der HWRM-Pläne definiert (vgl. Abbildung 2). Bis 2011 wurden die Gebiete mit potenziell signifikantem Hochwasserrisiko definiert. Bis 2013 wurden für diese Gebiete Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten erstellt. Bis 2015 schließlich muss die Erstellung der Hochwasserrisikomanagementpläne abgeschlossen sein.
Nachfolgend wird für die einzelnen Arbeitsschritte aufgezeigt, wie die Prozesse der Datenerfassung, -verarbeitung und -verteilung organisiert wurden.

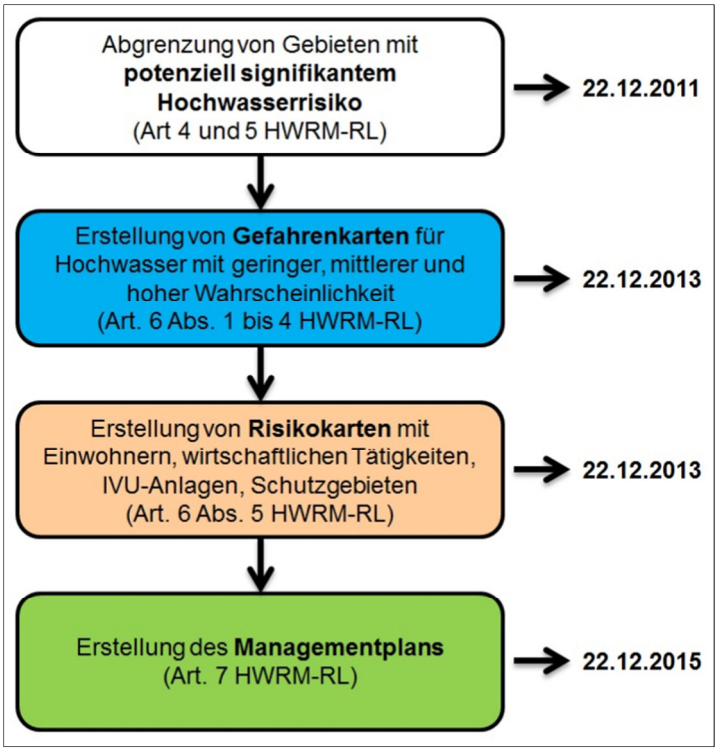


Abb. 2: Fristen der EG-HWRM-RL für die Erarbeitung der HWRM-Pläne (eigene Grafik; unter Berücksichtigung von LAWA 2010)

2.1 Ermittlung der Gewässer mit signifikantem Hochwasserrisiko

Die Gewässer in NRW (ca. 50.000 km Fließlänge) wurden in zwei Stufen hinsichtlich der von ihnen ausgehenden Hochwassergefahr eingeordnet.

Die Bewertung der ersten Stufe erfolgte auf der Grundlage des „Hochwasserartikelgesetzes“ (Hochwasserschutzgesetz 2005) des Bundes. Ihr Ergebnis wurde in einer Liste mit den „hochwasserbedingt schadensträchtigen Gewässern und Gewässerabschnitten gemäß § 112 Abs. 2 LWG“ („Gewässerliste“) zusammengestellt (BUSCHHÜTER 2012). Sie umfasst 673 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte mit insgesamt über 6.000 km Fließlänge.
In der zweiten Bewertungsstufe wurden diese Gewässer im Hinblick auf ein potenziell signifikantes Hochwasserrisiko betrachtet.
Da die HWRM-RL nicht konkret ausführt, was als „signifikantes Hochwasserrisiko“ gilt, haben Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz gemeinsam die Signifikanzkriterien für den ersten Zyklus der HWRM-RL in in einem Pilotprojekt an der Sieg entwickelt und festgelegt. Das aus der Pilotstudie entstandene Papier "Arbeitshilfe Sieg" bildete die Basis für die LAWA-Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen (LAWA 2010), das bundesweit Anwendung fand. Es gewährleistet eine mit vertretbarem Aufwand landesweit einheitliche Bearbeitung und ermöglicht eine Beurteilung nach einheitlichen Kriterien, die den Anforderungen der HWRM-RL gerecht werden.
Für einige der Gewässer lagen aus Hochwasseraktionsplänen o. ä. Erkenntnisse zu Hochwassergefahren vor, die direkt verwendbar waren Für alle anderen ca. 400 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte mit ca. 4.300 km Fließlänge wurde das in der Arbeitshilfe Sieg beschriebene Abschätzverfahren angewandt.
Die standardisierte Ermittlung nach einheitlichen Kriterien führt zu einer hohen Vergleichbarkeit der Resultate. Die Einstufung der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte als Gewässer mit signifikantem Hochwasserrisiko wurde in den später erfolgten hydraulischen Detailuntersuchungen i.d.R. bestätigt.
Die Geo-Informationen zu allen 673 Risikogewässern liegen in einer GIS-Datenbank (GDB von Esri) vor. Eine Kopie der GIS-Daten steht den fachlich betrauten Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Landesbehörden über das Kommunikationsportal www.flussgebiete.nrw.de zur Verfügung.

2.2 Erstellung der Hochwassergefahrenkarten (HWGK) und Hochwasserrisikokarten (HWRK)

Für alle Risikogewässer wurden im zweiten Schritte die Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten erstellt. Um eine Zusammenführung und standardisierte Weiterverarbeitung der verschiedenen HWGK- und HWRK-Daten zu ermöglichen, wurde die Struktur der abzugebenden Daten zentral vorgegeben (Musterprojekt HWGK/HWRK). Zuständig für die Erarbeitung der Karten nach den gemeinsam festgelegten Standards sind die Bezirksregierungen in NRW. Die Kommunen und andere Verantwortliche wie Wasser- oder Deichverbände überprüfen die Karten auf Plausibilität und sorgen mit ihrer Ortskenntnis für die Aktualität und Vollständigkeit der Geo-Informationen.
Die hydraulischen Berechnungen zur Erstellung der Karten wurden von Ingenieurbüros und einigen Bezirksregierungen auf Basis der gemeinsam definierten Standards durchgeführt. Die Vorgaben für neu zu erstellende Hydrauliken waren Bestandteil der Ausschreibungsunterlagen. Eine Vorgabe für die zu nutzende Software für die hydraulischen Berechnungen gab es explizit nicht.

Mit Hilfe des Musterprojekts HWGK/HWRK wurde bei IT.NRW eine GIS-Datenbank (SDE von Esri) aufgebaut, in die die Inhalte der HWGK und HWRK aus den Bearbeitungen der Bezirksregierungen zentral und einheitlich abgelegt wurden. Vor dem Import der Daten in die zentrale Datenbank führte die jeweils zuständige Bezirksregierung eine Qualitätssicherung durch.
Das oben beschriebene Wiki www.flussgebiete.nrw.de diente im internen Teil auch der Fortschrittskontrolle während der Laufzeit der Erstellung der HWGK und HWRK sowie als Plattform zum Austausch von Fragen und Vorgaben. So kann hier z. B. der jeweils aktuelle Stand des Musterprojektes zur Erstellung der HWGK/HWRK mit GIS-Datenbank und zugehörigen erläuternden Texten und Berichtsvorlagen heruntergeladen werden. Anhand eines Ampel-Systems (s. Abbildung 3) war der Stand der Arbeiten jederzeit leicht zu überschauen.

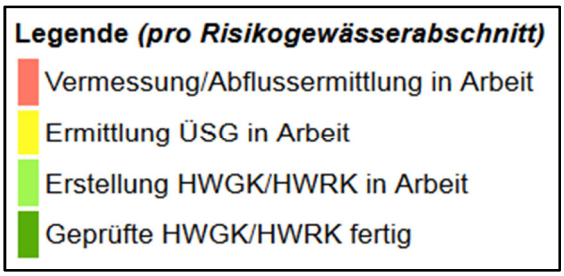


Abb. 3: Abbildung Ampel-System

Prüfung, Aktualisierung und Veröffentlichung der Karten
Für die Qualitätssicherung der Bezirksregierungen vor dem Import der Daten in die zentrale Datenbank wurden Prüf-Werkzeuge entwickelt, die an die Mitarbeiter der Behörden verteilt wurden. So konnte der Prüfvorgang standardisiert werden. Beim Import der Daten in die zentrale SDE durchliefen alle Daten weitere (technische) Prüfschritte.
Seit Ende März 2014 ist die Datenbank für Aktualisierungen geöffnet. Diese werden durch die Bezirksregierungen vorgenommen. In der Landes-SDE ist der jeweils aktuelle Datenbestand vorhanden. Eine Versionierung erfolgt bei der parallelen Aktualisierung der zugehörigen über 13.500 Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten im PDF-Format. Hier bleiben die „veralteten“ Karten als Dokumentation vorheriger Datenstände im System erhalten. Die PDF-Karten wurden auch im öffentlichen Teil des Wiki www.flussgebiete.nrw.de abgelegt. Auf diese Karten verweist auch der Bericht der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheines (IKSR) an die EU(IKSR 2014) per Internetlink.

2.3 Aufstellung der Hochwasserrisikomanagementpläne (HWRM-Pläne)
Die Grundlage für die Erhebung von Maßnahmen in der Hochwasserrisikomanagementplanung ist die Auswertung der Gefahren- und Risikokarten und die Definition der zu erreichenden Ziele im Hinblick auf die Verringerung der Hochwasserrisiken (Defizitanalyse, vgl. Abbildung 4). Die Bezirksregierungen führten diese Schritte auf Basis einer landesweiten Arbeitshilfe und eines landesweiten Zielkatalogs durch. Darauf aufbauend wurde unter aktiver Einbeziehung der zuständigen Akteure die Maßnahmenplanung erstellt. Auch für diese Maßnahmenplanung wurde mit dem Maßnahmentypenkatalog NRW eine landesweit einheitliche Grundlage vereinbart. Da die Flussgebietseinheiten für eine aktive Beteiligung zu großräu-

mig sind, wurden diese Maßnahmenplanungen zunächst auf der Ebene von kleineren Managementeinheiten durchgeführt. In diesen Managementeinheiten wurden gemeinsam mit den Kommunen und weiteren zuständigen Akteuren (Kreise, Wasser- und Deichverbände auch andere betroffene Verbände und Institutionen) konkrete Maßnahmen vereinbart.

2.3.1 Maßnahmenerfassung

Neben der inhaltlichen Definition von landesweit einheitlichen Maßnahmentypen wurde im Hinblick auf die Erfassung der Maßnahmen auch landesweit definiert, welche Informationen zu den jeweiligen Maßnahmen erhoben und dokumentiert werden müssen. Grundlage für diese Überlegungen sind die Anforderungen der EU an das Reporting (welche Informationen benötigt die EU), Anforderungen für die Veröffentlichung (welche Informationen sind zum Verständnis für die Öffentlichkeit wichtig) und im Hinblick auf die Evaluation und Fortschreibung. Damit die Erhebung der Maßnahmen durch die Bezirksregierungen in einheitlicher Form dokumentiert wird und die o.g. Anforderungen berücksichtigt werden, wurde das Musterprojekt Maßnahmenerfassung als GIS-Datenbank erstellt, die damit auch die räumliche Verortung der Maßnahmen ermöglicht. Unter Einbeziehung der Analyse der Gefahren- und Risikokarten werden die Risiken pro Kommune dokumentiert und eine Verknüpfung von Maßnahmen und Wirkungsbereichen ermöglicht.

Die praktische Umsetzung der Einbeziehung der zuständigen Akteure war den Bezirksregierungen überlassen, die in Abhängigkeit von der spezifischen Situation dafür unterschiedliche Wege fanden. Einige Hilfsmittel standen landesweit zur Verfügung, z. B. die Erfassung der vorgesehenen Maßnahmen über Excel-Tabellen. Für die Excel-Tabellen wurde ein verbindliches Muster entwickelt und vorgegeben, das die zu erfassenden Informationen inhaltlich und formal festlegt. Verschiedene erläuternde und unterstützende Dokumente (Lesehilfe, Erfassungshilfe) gaben Hilfestellung bei der Maßnahmen- und Wirkungsbereichserfassung.

Die Relationen zwischen Maßnahmen und Wirkungsbereichen waren bereits in den Excel-Tabellen angelegt. Dies verhinderte, dass Maßnahmen mit überregionaler Reichweite (z.B. bei den Maßnahmenträgern Wasserverband, Land) mehrfach in der Datenstruktur auftauchen. Die korrekte Erfassung und Darstellung von überregionalen Maßnahmen – besonders auch von Maßnahmen, die die Grenzen der Bezirksregierungen überschreiten – erfordern sorgfältige Abstimmungen zwischen den jeweils zuständigen Bezirksregierungen. Jeweils eine Bezirksregierung ist bei diesen Abstimmungsprozessen federführend.

Die Inhalte der Excel-Tabellen wurden mit Hilfe eines Import-Tools in lokale GIS-Datenbanken (GDB von Esri) bei den Bezirksregierungen importiert. Beim Import wurden verschiedene Daten- und Plausibilitätsprüfungen durchgeführt. In der Geodatenbank können auch räumliche Checks durchgeführt werden, die in Excel nicht möglich sind.

Analog zur Vorgehensweise bei den HWGK/HWRK wurde auch für die Maßnahmenerfassung und -dokumentation mit Hilfe des Musterprojekts Maßnahmenerfassung bei IT.NRW eine zentrale SDE-Datenbank aufgebaut. Aus den lokalen Datenbanken wird die zentrale landesweite Maßnahmendatenbank befüllt.

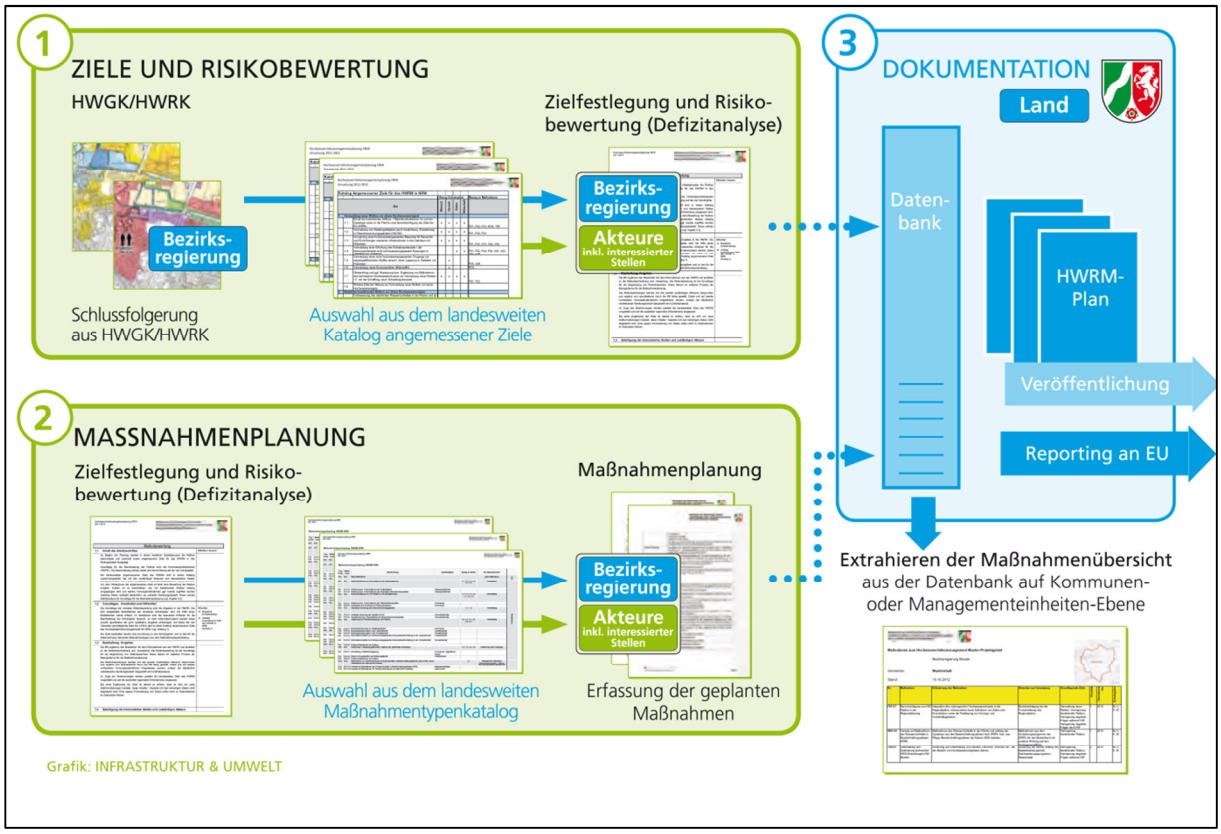


Abb. 4: Arbeitsschritte und Hilfsmittel zur Umsetzung der HWRM-RL in NRW (Überblick ohne SUP) (INFRASTRUKTUR & UMWELT in (MKULNV 2013))

2.3.2 Zentrale Maßnahmen-Datenbank (Landes-SDE "Maßnahmen")

Die zentrale Maßnahmen-Datenbank ist eine bei IT.NRW gehostete Spatial Database Engine (SDE, Esri). Sie enthält die geprüften Maßnahmen- und Wirkungsbereichs-Daten, die im aktuellen Zyklus der HWRM-Planung erfasst wurden (s. Abb. 4). Automatisierte Abläufe und Qualitätskontrollen haben das Hochladen der Daten der Bezirksregierungen in den Landesdatenbestand vereinfacht. Nach dem Ablegen der Projekte in die Landes-SDE "Maßnahmen" erfolgen zentrale Qualitätsprüfungen und zentrale Anpassungen/Standardisierungen.

Weitere Aktualisierungen/Fortschreibungen der Daten durch die Bezirksregierungen sind jederzeit möglich. Beim ersten Import in die Landesdatenbank werden die aus einer lokalen Geodatabase stammenden Daten mit einer Projekt-ID versehen. Über diese ID können die Projekte wieder gelöscht und durch aktuelle Daten ersetzt werden. Das Löschen umfasst die Maßnahmen sowie zugehörige Relationen und nicht mehr referenzierte Wirkungsbereiche.

IT.NRW verarbeitet die in der Landesdatenbank vorhandenen Daten weitgehend automatisiert weiter, z. B. für die Meldung an die EU. Die Landes-SDE "Maßnahmen" wird in Zukunft die Daten für die Websites "Umweltdaten vor Ort (UVO) (www.uvo.nrw.de/) und ELWASWEB (www.elwasweb.nrw.de) bereitstellen.

2.3.3 Beteiligung der Öffentlichkeit

Die interessierte Öffentlichkeit kann über das von Anfang April bis Ende Juni laufende Beteiligungsverfahren im Internet (www.beteiligung-online.nrw.de) Anmerkungen zur Risikomanagementplanung abgeben. Relevante Äußerungen können auch zu Anpassungen in den Plänen führen. Die Beteiligung der Öffentlichkeit wird unterstützt durch die Bereitstellung von verschiedenen Hintergrunddokumenten auf www.flussgebiete.nrw.de.

3. Ausblick auf den zweiten Zyklus der HWRMRL (2016 – 2021)

Ein Konzept für die im zweiten Zyklus anstehenden Arbeiten wird auf Basis der Erkenntnisse aus dem laufenden 1. Zyklus bis Ende 2015 erarbeitet.

Aktualisierungen und Anpassungen, die im zweiten Zyklus notwendig werden, können auf dem bisher geschaffenen Fundament aus Daten und Infrastruktur zur Datenpflege leicht erfolgen.

Die Gewässerkulisse der Risikogewässer wird entsprechend der Ergebnisse aus den hydraulischen Detailuntersuchungen ergänzt bzw. überarbeitet.

Die Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten werden schon jetzt laufend aktualisiert. Veränderungen bei den Risikogewässern und neue hydraulische Studien werden zukünftig zu weiteren Aktualisierungen führen.

Die gemeldeten Maßnahmen werden im Hinblick auf ihre Umsetzung beobachtet, aktuelle Maßnahmen werden hinzukommen. Neue Anforderungen werden vermutlich auch zu strukturellen Änderungen/Ergänzungen führen.

4. Fazit

Durch die Kombination der gemeinsamen Plattform Wiki mit der Erstellung zentraler Musterprojekte für wesentliche Arbeitsschritte und der Bereitstellung weiterer unterstützender Dokumente ist es gelungen, die Erarbeitung der HWRM-Pläne in NRW effektiv zu koordinieren. Die Bezirksregierungen konnten die konkrete Umsetzung der einzelnen Arbeitsschritte entsprechend ihrer individuellen Rahmenbedingungen und Vorstellungen organisieren. Die Ergebnisse erfüllen alle Mindestanforderungen sowohl von Seiten der EU (Reporting) als auch im Hinblick auf die Dokumentation und Veröffentlichung.

Die Bereitschaft zur Mitarbeit in kollaborativen DV-Prozessen ist nicht nur zu fördern sondern auch zu fordern. Der versierte Umgang mit komplexen Websites und Datenprozessen ist nicht auf Anhieb Jedermanns Sache. Bestehende Vorbehalte und Einstiegsschwellen auf Seiten der Anwender in den Behörden sind jedoch durch geeignete Kommunikation und Schulung überwindbar. Meist besteht eine hohe Lernfähigkeit und -bereitschaft. Sobald deutlich wird, dass die implementierten Werkzeuge funktionieren und die Arbeit erleichtern, werden diese angenommen und geschätzt.

‚Das Projekt hat gezeigt, dass viele bisher erforderliche Verteilprozesse durch eine gut erreichbare zentrale Ablage entfallen können. Verteilt werden muss weiterhin das Wissen um die Handhabung, die Ablageorte und um aktuelle Veränderungen.

Literatur

BUSCHHÜTER, E. (2012): Umsetzung der EG-HWRM-RL in Nordrhein-Westfalen. In: Mitteilungen des Lehrstuhls und Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft 166 zum 42. Internationalen Wasserbausymposium (12.-13. Januar 2012), S. 20 -36.

LAWA (2010): Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen, beschlossen auf der 139.LAWA-VV am 25./26.03.2010 in Dresden.

MKULNV (2011): Bericht zur vorläufigen Bewertung nach der EG-Hochwasser-risikomanagement-Richtlinie (EG-HWRM-RL) in NRW, Bearb.: Hydrotec, Düsseldorf.

MKULNV (2013): Hochwasserrisiko-Management, Schritte zum zukunftsfähigen Umgang mit den Risiken durch Hochwasser in Nordrhein-Westfalen. Broschüre, Düsseldorf, 2013.

MKULNV (2014): Bericht zu den Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten (HWGK/HWRK) im Rahmen der EG-Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (EG-HWRM-RL) in NRW, Bearb.: Hydrotec / INFRASTRUKTUR & UMWELT, Düsseldorf.

IKSR (2014): Bericht über die Erstellung der Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten in der internationalen Flussgebietseinheit Rhein (Einzugsgebiet >2.500 km², Teil A) und den Informationsaustausch nach Artikel 6 Abs. 2 der EG-Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz

Integration wissenschaftlicher Unsicherheiten in Entscheidungsprozesse – Ein risikobasierter Ansatz zur verbesserten Berücksichtigung von Unsicherheiten im Wassermanagement

Britta Höllermann, Mariele Evers

Zusammenfassung

Der sozio-hydrologische Wandel erfordert es, Entscheidungen unter großer Unsicherheit zu treffen. Während Wissenschaft vorrangig die Reduktion von Unsicherheiten vorantreibt, versuchen Praxis und Politik mittels risikobasierter Entscheidungsansätze Unsicherheiten während des gesamten Managementprozesses Rechnung zu tragen. Eine Verknüpfung beider Perspektiven garantiert die Anschlussfähigkeit der Konzepte und fördert somit die Integration wissenschaftlicher Unsicherheiten in Entscheidungsprozesse. Das vorgestellte Integrations- und Analysekonzept geht hierbei über eine reine Typologie hinaus, indem es u.a. eine Übersicht der neuralgischen Punkte bietet, ihre Wechselbeziehungen im Entscheidungsprozess offen legt und konkrete Handlungsfelder aufzeigt. Anhand des Beispiels Talsperrensteuerung wird das Konzept exemplarisch vorgestellt und anhand erster Ergebnisse aus Experteninterviews um Bedürfnisse und Anforderungen aus der Praxis ergänzt sowie validiert.

1. Einleitung

Klimawandel und -variabilität, sowie der sozio-ökonomische Wandel mit seiner Dynamik sind eine große Herausforderung für das vorrausschauende und nachhaltige Wassermanagement. Insbesondere die Talsperrensteuerung ist in ein komplexes sozio-hydrologisches System eingebunden und reagiert sensibel auf sozio-ökonomische, klimatische und Landnutzungsänderungen. Aus der Multifunktionalität der Talsperren, einerseits als Rückhalteraum zum Überflutungsschutz und andererseits als Reserve zur gesellschaftlichen, ökologischen und auch energetischen Bedarfsdeckung, ergeben sich erhebliche Zielkonflikte die hohe Anforderung an das Management stellen. Entscheidungen müssen dabei oft unter sich ändernden Rahmenbedingungen und Zielvorstellungen und damit unter großer Unsicherheit getroffen werden. Dies gilt vor allem, da die bisherige Annahme eines stationären Verhaltens mit Variationen innerhalb gewisser Grenzen nicht mehr tragbar ist (MILLY et al. 2008) und auch Änderungen außerhalb bisher anerkannter und bekannter Grenzen antizipiert werden müssen.

Akteure die mit solchen Unsicherheiten konfrontiert werden, bedienen sich verschiedener Heuristiken und Verhaltensmustern wie beispielsweise Verfügbarkeit und Anker, um diese Unsicherheit zu kompensieren. Verfügbarkeit beschreibt die Präsenz der Thematik, die wiederum durch verschiedene Faktoren wie u.a. Gedächtnis, Medienpräsenz, soziale Diskurse und persönliche Erfahrung beeinflusst ist. Die Anlehnung an Anker bedeutet, dass während der Entscheidungsfindung präsente Informationen auch dann Berücksichtigung finden, wenn sie für die spezielle Situation nicht aussagekräftig sind (RENN 2008). Offen bleibt, wie Unsicherheiten effektiv in Planungs- und Entscheidungsprozesse integriert werden können, um Risiken zu mindern und dem Kontext angepasste Bewältigungsstrategien zu wählen. Das im Folgenden vorgeschlagene Integrations- und Analysekonzept bietet hierfür eine strukturierte Darstellung der Unsicherheiteninformationen. Dabei werden sowohl die Bedürfnisse der Wissenschaft als auch der Praxis berücksichtigt, sodass Unsicherheiten Raum in Planungs-

und Entscheidungsprozessen finden können. Schließlich unterstützt das Konzept Entscheider/innen dabei, über die aufbereitete und fundierte Unsicherheitsinformation Verfügbarkeit und Anker reflektiert und kontextangepasst zu setzen und so auf Erkenntnisse zurückgreifen, die positiv zur Entscheidungsfindung beitragen.

2. Integrations- und Analysekonzept zur Berücksichtigung von Unsicherheiten im Wassermanagement

Die Bedeutung und Notwendigkeit von Unsicherheitsbetrachtung für das Management wird von vielen Autoren hervorgehoben (z.B. BEVEN 2008, KINZIG et al. 2003). Generell hat sich die Anzahl wissenschaftlicher Publikationen zum Thema Unsicherheiten seit der von FUNTOWICZ & RAVETZ (1993) angestoßenen Diskussion zur „Wissenschaft in der Post-Normalen Zeit“ deutlich erhöht. Ein verstärkter Anstieg ist seit dem Millenniumswechsel zu verzeichnen, welcher evtl. mit den – auch öffentlich geführten – Diskussionen um die mangelnde Kommunikation der Unsicherheiten im IPCC TAR von 2001 einhergeht und nochmals deren Relevanz erhöht hat. Fokussiert man die Suche auf den Forschungsbereich „Wasserressourcen“ ist eine ähnliche Entwicklung erkennbar und es wird deutlich, dass in diesem Zusammenhang auch Untersuchungen zum Thema Risiko zunehmen. Während Anfang der 1990er Jahre bei ca. 10% der Publikationen das Thema Risiko zumindest teilweise behandelt wurde, waren es zum Ende der 2000er (und auch noch aktuell) ca. 20% aller Publikationen (Abbildung 1).

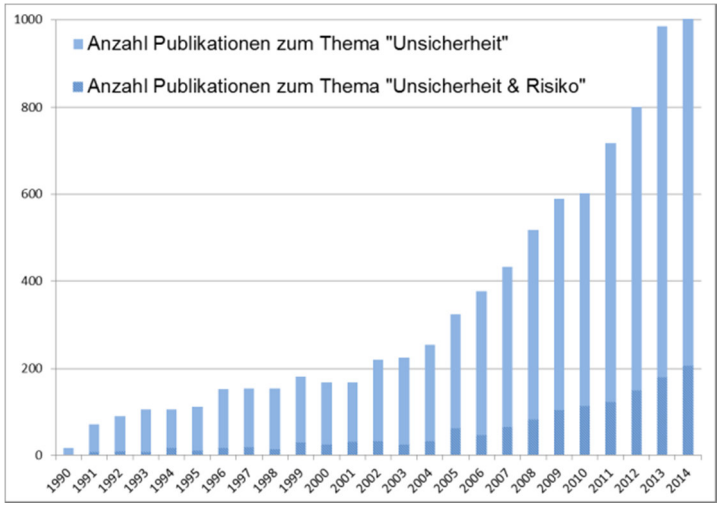


Abb. 1: Anzahl wasserrelevanter Publikationen zum Thema Unsicherheit bzw. Unsicherheit und Risiko (Web of Science Statistik zur Suchanfrage „Uncertainty“ bzw. „Uncertainty + Risk“; Forschungsfeld „Water Resources“, Analyse vom 14.2.2015)

Eine Analyse der Unsicherheiten unter dem Aspekt der risiko-basierten Entscheidungsfindung ist daher ein lohnender Ansatz für die Integration der Perspektiven von Produzenten/innen und Nutzern/innen von Wissen. Während die Wissenschaft einen starken Fokus auf die Reduzierung von Unsicherheiten legt (MAXIM & VAN DER SLUIJS 2011), werden in der Praxis zumeist risiko-basierte Planungsansätze genutzt, um Unsicherheiten Rechnung zu tragen und sie gegenüber anderer entscheidungsrelevanter Faktoren abzuwägen (AVEN 2010, WILLOWS et al. 2003).

Beide Perspektiven sind wertvoll und finden Eingang in das entwickelte Integrations- und Analysekonzept, um die Anschlussfähigkeit der Perspektiven und Ansätze zu gewährleisten. Hierzu wird die Unsicherheitencharakterisierung mit einem risiko-basierten Ansatz verknüpft, um an gängige Entscheidungsansätze anknüpfen und die Nutzerperspektive besser integrie-

ren zu können. Anhand erster Auswertungen von Experteninterviews[1] wird die Relevanz dieses Ansatzes hervorgehoben.

2.1 Unsicherheitsperspektive

Um Unsicherheiten besser beschreiben und identifizieren zu können, sind in den letzten 15 Jahren im Bereich der Wasser- und Umweltforschung verschiedene Typologien und Charakterisierungen entwickelt worden. Generell kann man feststellen, dass die verschiedenen Konzepte sich in ihren Foki, Perspektiven oder Zielen zwar unterscheiden, sich aber selten gegenseitig ausschließen so dass Überschneidungsbereiche und Anknüpfungspunkte erkennbar sind.

Die Unterscheidung nach Grad, Natur und Ort der Unsicherheit wurde von WALKER et al. (2003) für modell-basierte Entscheidungsunterstützung entwickelt. Hierbei beschreibt der Grad der Unsicherheit die Vollständigkeit des Wissens, Natur beschreibt die Gründe der Unsicherheit und der Ort die verschiedenen Quellen der Unsicherheit. Weitere Autoren bauen auf diese grundlegende Systematik auf (vgl. BRUGNACH et al. 2007, JANSSEN et al. 2005, REFSGAARD et al. 2007) und haben sie mit der Einführung von Wissensbeziehungen (BRUGNACH et al. 2008) und dem Konzept der kaskadierenden Unsicherheiten (VAN DEN HOEK et al. 2014) weiter entwickelt. Während sich diese Unsicherheitencharakterisierung nur auf fundamentale Unsicherheiten bezieht, also die Unsicherheiten die sich aus dem Phänomen selbst oder dem Wissen über dieses Phänomen ableiten, ergänzen andere Autoren auch die Bedeutung der praktischen bzw. prozessbestimmten Unsicherheit. SIGEL et al. (2010) beispielsweise unterscheiden genauer zwischen fundamentalen und praktischen Gründen sowie fakten- und normbezogenen Quellen der Unsicherheit. MAXIM & VAN DER SLUIJS (2011) führen eine Einteilung in Gegenstands-, Kontext- und Prozessbezogene Dimension der Unsicherheit ein. Auch ABBOTT (2005) betont die Bedeutung von prozess- und umweltbezogenen Unsicherheiten für Planungsprozesse. Sie fügen somit dem Analyserahmen eine neue Unsicherheiten-Dimension hinzu, die Prozess- und Planungsunsicherheiten.

Trotz der vielfältigen Perspektiven und Ziele der Unsicherheitencharakterisierung können drei wesentliche Gemeinsamkeiten herausgearbeitet werden. Erstens definieren alle Ansätze den Grad der Unsicherheit auf einer Skala von absoluter Sicherheit über diverse Formen der Unsicherheit (z.B. Szenario-Unsicherheit) bis hin zu einem Fehlen an Wissen bzw. Ignoranz (vgl. SIGEL et al. 2010, WALKER et al. 2003). Darüber hinaus betont BRUGNACH et al. (2008) die Bedeutung von Ambiguität, dem unterschiedlichem Wissen über ein Phänomen. Zweitens herrscht weite Übereinstimmung in der Notwendigkeit der Verortung der Unsicherheit, wenngleich hier Unstimmigkeiten in der Begrifflichkeit vorkommen (vgl. SIGEL et al. 2010). Drittens nehmen alle Autoren Bezug auf die Gründe der Unsicherheit. Während

[1] Bislang (Stand 31.12.2014) wurden 9 Experten aus Wasserverbänden und Umweltministerien in Deutschland mit Expertise im Bereich Geo- und Ingenieurswissenschaften bzgl. des Themas Wasser- und Hochwasserrisikomanagement interviewt. Die Praxisakteure waren entweder direkt in Planungs- und Entscheidungsprozesse eingebunden oder stellten wissenschaftlich aufbereitete Informationen für Entscheidungsvorlagen bereit. Weitere Interviews sind in Vorbereitung und decken auch den privatwirtschaftlichen Wasserkraftsektor ab.

WALKER et al. (2003) sich ausschließlich auf die umweltbezogenen Gründe beziehen, ergänzen beispielsweise ABBOTT (2005), MAXIM & VAN DER SLUIJS (2011) und SIGEL et al. (2010) Unsicherheit aufgrund von Planungsprozessen.

Gründe	Grad der Unsicherheit	Quellen der Unsicherheit
Umwelt-unsicherheiten	▪ Inwiefern sind die Eintrittswahrscheinlichkeiten bzw. die Konsequenzen hinsichtlich eines Ereignisses bekannt? ▪ Können Risikostrategien im klassischen Sinne angewendet werden oder besteht die Notwendigkeit andere Strategien zu wählen die explizit Unsicherheiten berücksichtigen?	▪ Werden die Rahmenbedingungen, Daten, Parameter, Modellauswahl und Modellergebnisse in ihrer Begrenztheit umfassend reflektiert? ▪ Werden Expertenwissen und Experteneinschätzung genutzt?
Prozess-unsicherheiten	▪ Zu welchem Grad ergeben sich Unsicherheiten aus den zu Grunde liegenden Planungsprozessen? ▪ Welchen Einfluss üben Normen, Regularien und Ressourcen aus? ▪ Wie beeinflusst die Verfügbarkeit von Wissen (kognitiv wie physisch)? ▪ Wie entscheidet die Risikowahrnehmung über den Grad der Beachtung von Unsicherheiten? ▪ Inwiefern verändern strategische Verbindlichkeiten und Verantwortung die Unsicherheitsbetrachtung?	▪ Welche Einschränkungen und Rahmenbedingungen (finanzieller, politischer, personeller Art) sind gegeben? ▪ Woher beziehe ich das Wissen für Entscheidungen (z.B. Expertenwissen) und in welcher Form erfolgt die Interpretation und Auswahl sowie die Einschätzung der Relevanz? ▪ Welche Interessen werden (müssen) vertreten (werden)? Wer übernimmt (muss) Verantwortung (übernehmen)? ▪ Wie werden gesellschaftliche Werte und Normen eingeschätzt?

Abb. 2: 2x2 Unsicherheits-Matrix mit Darstellung von Gründen und Quellen von Unsicherheit anhand erläuternder Fragestellungen und Hervorhebung der Wechselbeziehung zwischen Umwelt- und Prozessunsicherheiten sowie Wissensobjekten. Eigene Darstellung.

Zusammenfassend kann man festhalten, dass Grad und Quelle der Unsicherheit ergänzt um die zwei Gründen der Unsicherheit die Hauptkriterien für die Unsicherheitencharakterisierung darstellen. Die Unterscheidung in Umwelt- und Prozessunsicherheiten ist relativ einfach, hilft ihre gegenseitige Einflussnahme zu verstehen und ermöglicht durch Veränderung des Einen, positiv auf den Anderen einzuwirken (vgl. VAN DEN HOEK et al. 2014). Die sich daraus ergebende 2x2 Matrix ist in Abbildung 2 dargestellt und ist ein stark kondensiertes aber umfassendes Werkzeug zur Darstellung strukturierter Unsicherheitsinformationen. Ferner wurde (wenngleich noch nicht im Detail) auf die Wissensobjekte „Natur, Technik und Gesellschaft“ Bezug genommen (vgl. BRUGNACH et al. 2008), die eine schnellere Verortung der Unsicherheiten ermöglichen und auch dem sozio-hydrologischen System Rechnung tragen.

Aus Sicht der interviewten Experten ist die Transparenz, auf welcher Basis Entscheidungen und Planungen basieren, eine Methode mit den involvierten Unsicherheiten umzugehen. Allerdings bezog sich die erwähnte Transparenz nur auf die Quellen der Umweltunsicherheiten und nicht auf die Prozessunsicherheiten mit denen die Praxisakteure implizit agierten. Die vorgeschlagene 2x2 Matrix erhöht somit die Transparenz sowie Handlungsfähigkeit im Pla-

nungsprozess durch klare Benennung und Vergegenwärtigung der vielfältigen Quellen und Ursachen von Unsicherheit. Einige Experten empfanden diese Art der Transparenz auch als hilfreiches Argument für z.B. Messnetzerhaltung, da sie sich immer stärker einem finanziellen und personellen Ressourcenmangel ausgesetzt sehen, der aus ihrer Sicht Unsicherheiten potentiell erhöht.

2.2 Risikoperspektive

Die Nutzung risiko-basierter Entscheidungs- und Planungsprozesse ermöglicht die Integration von physischen und sozialen Variablen sowie die Berücksichtigung verschiedener Stakeholderinteressen, um potentielle Zielkonflikte zu reflektieren und aufzulösen (BAKKER 2012), oder auch der Dynamik des sozio-hydrologischen Systems Rechnung zu tragen (DI BALDASSARRE et al. 2013). Politikgestaltung und Strategieplanung sind deshalb oft eng mit Risikomanagement verknüpft (SMITH & STERN 2011). Im Rahmen einer Risikobetrachtung stellt sich somit auch die Frage, wie Unsicherheiten im Entscheidungsprozess Rechnung getragen werden kann und welche Gewichtung sie im Vergleich zu anderen Belangen erfahren. Dieses Abwägen ist ein Urteilsprozess der immer kontextbezogen reflektiert werden muss. Gerade die Berücksichtigung und Bewertung der involvierten Unsicherheiten hinsichtlich anderer Entscheidungskriterien ist ein wichtiges Element für die Risikoeinschätzung (AVEN 2010). Der Risikoprozess beinhaltet somit immer zwei Seiten: die des Verstehens und die des Entscheidens. Hierbei ist es wichtig, dass das Verstehen auf vollständiger Information beruht, d.h. dass auch die Informationen über Unsicherheit ein wichtiger Bestandteil der Information ist (BLÖSCHL & MONTANARI 2010) und somit über alle Phasen der Risiko Governance[2] transportiert werden muss. Wichtige Schritte des Risiko Governance Prozesses sind 1) Risikovorabeinschätzung mit transdisziplinärer Risikoskizze und Problemdefinition, 2) Risikobewertung, zusammengesetzt aus wissenschaftlicher Risikoabschätzung und Besorgniserhebung der Akteure und Öffentlichkeit als Basiswissen, 3) Charakterisierung und Evaluation dieser Risikobewertung unter Beachtung der wissenschaftlichen Fakten und gesellschaftlicher Wertvorstellungen, 4) Risikomanagement als Umsetzung der Entscheidung und 5) Risikokommunikation als verbindendes und integratives Element (vgl. IRGC 2005, 2008). Die zentrale Position der Kommunikation hebt dessen Bedeutung hervor. MAUELSHAGEN et al. (2014) betonen, dass v.a. der laterale Wissenstransfer im Risikomanagement aufgrund von zeitlichen, finanziellen und auch personellen Engpässen gefährdet ist und ein effektives Wissensmanagement neben einer Austauschplattform auch eine gemeinsame Sprache entwickeln muss. Diese Aspekte finden sich auch in den Interviewaussagen bzgl. fehlender Ressourcen und des Verständnisses von Begrifflichkeiten wieder. Zum Beispiel verfügen die Experten über eine differenzierte Sichtweise auf Unsicherheiten, nutzen aber teilweise andere Begriffe und Kategorien als im wissenschaftlichen Umfeld. Die Integration der Nutzerperspektive hat somit eine hohe Bedeutung für den Umgang und den

[2] Risiko Governance beschreibt die Einbindung von Stakeholdern, Regularien, Konventionen, institutionellen Rahmenbedingungen und verschiedenen Risikoperzeptionen in das Risikomanagement. Es fördert somit die Koordination und Kooperation zwischen diversen Stakeholdern und ermöglicht eine umfassendere Einschätzung und Beurteilung der involvierten Risiken und Zielkonflikte (RENN 2008).

Transfer von Unsicherheitsinformationen (vgl. GABBERT et al. 2010, MAUELSHAGEN et al. 2014).

Was unterscheidet nun Risiko und Unsicherheit? Nach EU HWRM-RL 2007/60/EC ist Risiko das Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit eines bestimmten Ereignisses und dessen Folge, wobei Zeitpunkt und Ort des Eintritts unbekannt sind. Unsicherheit ist, wenn die Eintrittswahrscheinlichkeit und/oder das Ausmaß der Folge nicht genau abschätzbar ist (WILLOWS et al. 2003). Risiko – so definiert - kann somit als ein Idealzustand angesehen werden für den ausreichende und erprobte Managementstrategien entwickelt wurden, z.B. quantitative Kosten-Nutzen-Analyse oder qualitative Optimierungsmodelle (STIRLING 2010). Aufgrund der Unvorhersagbarkeit zukünftiger Änderungen in Rahmenbedingungen - wie klimatische, hydrologische und ökologische Änderungen, soziale Entwicklungen und vor allem öffentliche Wahrnehmung von z.B. Schutzmaßnahmen oder Sicherheitsbedürfnissen (HOOIJER et al. 2004) - müssen aber mehr und mehr Entscheidungen außerhalb des einschätzbaren Risikos getroffen werden. Entscheidungen unter Unsicherheit werden zur Regel (vgl. auch FUNTOWICZ & RAVETZ, 1993). STIRLING (2010) beschreibt den Mangeln an Information zu Eintrittswahrscheinlichkeit und/oder Ausmaß als Unsicherheit, Ambiguität und Ignoranz (vgl. Abbildung 3). Die Praxis wird somit herausgefordert, stärker über den vorhandenen Wissensstand und mögliche Entscheidungsfindungsstrategien zu reflektieren, so dass neben der klassischen quantitativen Risikobewertungsmethoden auch qualitative neue Methoden eingesetzt werden müssen, um dem unvollständigen Wissensstand Rechnung tragen zu können, wie z.B. Szenarioanalyse oder interaktive Modellierung (STIRLING 2010).

Abb. 3: Unsicherheitsdreieck (Eigene Darstellung, verändert nach STIRLING 2010)

Aus Sicht der Praxisakteure ist Unsicherheitsinformation ein wichtiger Bestandteil der Information um die Risiken und Konsequenzen ihres Handelns einschätzen zu können. Die Wechselbeziehung zwischen Unsicherheit, Risiko und Risikowahrnehmung wird von vielen Interviewpartnern betont, wenngleich nur wenige von ihnen explizit klassisches Risikomanagement betreiben. Die Integration der Risikoperspektive unterstützt den Planungsprozess durch Visualisierung der wechselseitigen Beziehungen und Abhängigkeiten von Risiko und Unsicherheit und stellt einen situationsangepassten und wissenschaftlich fundierten Anker für Entscheidungen bereit. Die Steuerung der Talsperre(n) und Einschätzung des Handlungsspielraums kann je nach Grad der Risikowahrnehmung, die sich z.B. aus aktueller Abflusssituation und prognostizierter Niederschlagsereignisse ergibt, variieren. So wird beispielsweise abgeschätzt, ob der aktuelle Hochwasserschutzraum trotz prognostizierter Niederschläge als ausreichend eingestuft wird und ob ein Hochwasser auch ohne Erhöhung des Grundablasses über die für Wasserkraftnutzer verwertbare Menge hinaus vermieden werden kann (vgl. auch 2.3) um somit auch der Verantwortung gegenüber den Stakeholdern gerecht zu werden. Der Einfluss der Risikowahrnehmung hinsichtlich der Beachtung und Berücksich-

tigung von Unsicherheiten betont daher ebenfalls die Notwendigkeit einer Integration der Unsicherheiten- und Risikoperspektive.

2.3 Integration der Perspektiven

Die enge Wechselbeziehung zwischen den beiden Perspektiven ist schon in den vorangestellten Abschnitten deutlich geworden und soll im Folgenden anhand zweier ausgewählter Phasen des Risikomanagementzyklus, der Risikoeinschätzung und der Risikobeurteilung erläutert werden. Die Rahmung und Vorabschätzung des Risikos wird hier grob mit den Zielkonflikten, die sich aus der Multifunktionalität der Talsperrensteuerung ergeben, abgesteckt und daher außen vorgelassen. Daran schließt sich die Risikoeinschätzung an innerhalb derer die Zielkonflikte erörtert werden. Zielkonflikte werden von den Praxisakteuren als eine Quelle der Unsicherheit genannt, da sie entscheiden müssen, inwiefern ein potentielles Hochwasser durch vorherige Hochwasserentlastung gemindert werden kann und welchen potenziellen Schaden dabei bzgl. ökonomischer Verluste in der Energieerzeugung in Kauf genommen werden müssten. Hierbei verweisen die Interviewpartner auf die Unsicherheiten in der Ensemblevorhersage der möglichen Niederschlagsmengen und der Sensitivität des Systems bzgl. der Randbedingungen und Modelle. Auffallend ist hier, dass die Akteure bewusst nur auf die Umweltunsicherheiten eingehen, in denen sie eine direkte Verbindung zu ihrem Handeln bzgl. der Zielkonflikte ausmachen (vgl. Abbildung 4 blaue Hervorhebung).

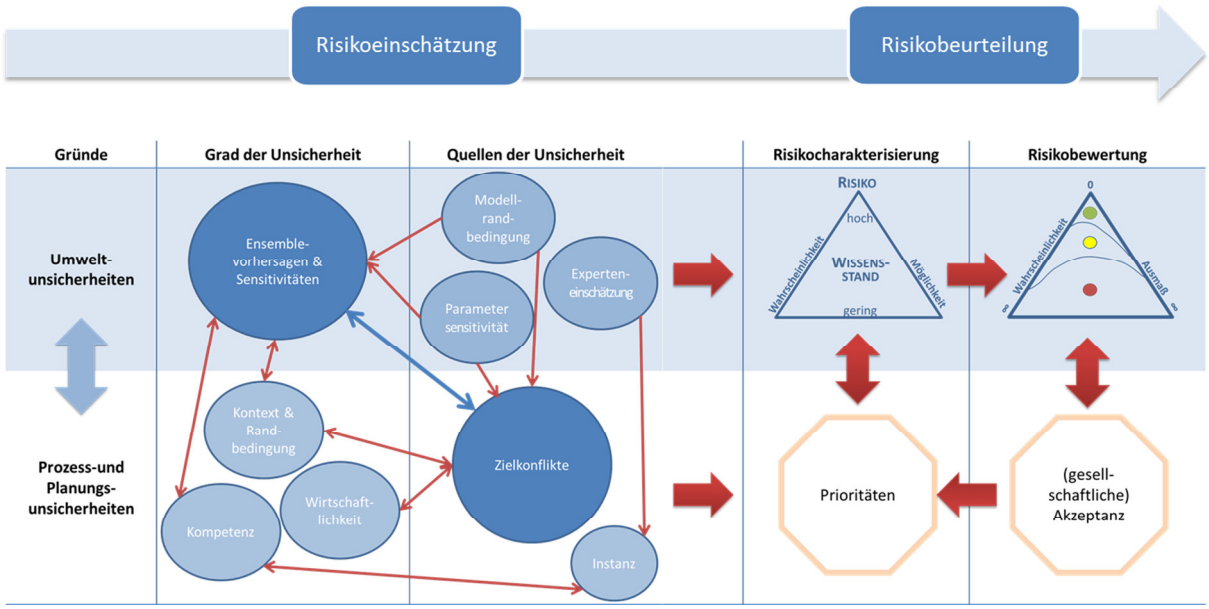


Abb. 4: Integrations- und Analysekonzept am Beispiel der Risiko Governance Phasen Risikoeinschätzung und Risikobeurteilung. Eigene Darstellung. (Erläuterung im Text)

Weniger präsent in diesem Zusammenhang sind den Experten inhärente Prozessunsicherheiten. Diese Unsicherheiten werden zwar genannt, wie beispielsweise Randbedingungen als eine Variable für den Grad der Risikowahrnehmung, aber nicht direkt als Unsicherheit erkannt. Je nachdem wie die Randbedingungen eingeschätzt werden, z.B. ob der Füllstand der Talsperre schon eine kritische Größe angenommen hat, verändert sich somit die Wahrnehmung der Unsicherheiten in den Ensemblevorhersagen bzgl. des Zielkonflikts gegenüber ei-

nem Füllstand der einen größeren Handlungsspielraum erlaubt. Ein anderes Beispiel ist die Einschätzung der Kompetenzen, welche auch wieder in Abhängigkeit der Risikowahrnehmung variiert. Durch das Einbinden einer weiteren Instanz mit anderem Expertenwissen wird in diesem Fall versucht, den Unsicherheiten auf der Umweltebene zu begegnen und so z.B. die Robustheit der Modellergebnisse besser einschätzen zu können. In diesem Zusammenhang betonten einige Experten auch die hohe Bedeutung eines guten, lokalen und persönlichen Kontakts zu Klimaexperten. Anhand dieser Beispiele konnten bereits die intensiven Wechselbeziehungen sowie die Notwendigkeit der Visualisierung der Integration der beiden Perspektiven dargestellt werden. Im nächsten Schritt, der Risikobeurteilung, wird dies nochmals verdeutlicht. Die Herausforderung in diesem Schritt besteht darin, die verdichtete Unsicherheitsinformation aus den Umwelt- und Prozessunsicherheiten in Relation zur Risikobewertung zu setzen. Die Risikobewertung erfolgt anhand des Ampelmodels (in Abbildung 4 als Dreieck dargestellt), welches die Grenzen zwischen dem akzeptablen Risiko (grün), notwendigen Minderungsstrategien (gelb) und inakzeptablem Risiko (rot) zieht. Die Grenzen sind auch ein Ergebnis der gesellschaftlichen Akzeptanz bzw. werden von ihr beeinflusst. Ebenso wirken die Prozessunsicherheiten auf die (z.T. verhandelte) Priorisierung der verschiedenen Maßnahmen. Diese sind wiederum rückgekoppelt mit dem Grad der Vollständigkeit des Wissens, welches sich aus den Umweltunsicherheiten ergibt. Die Darstellung von Wissensstand (vgl. auch Abbildung 3) und Beurteilungsampel in Form eines Dreiecks stellt ein einfaches Werkzeug zur Berücksichtigung der Unsicherheiteninformation dar und unterstützt so den Beurteilungsprozess. Hierbei muss indes beachtet werden, dass die Wertigkeit der Achsen nicht identisch und ein direkter Vergleich nicht zulässig ist. Dennoch lässt sich die Angemessenheit der Grenzsetzung in der Beurteilungsampel reflektieren.

Das vorgeschlagene Integrations- und Analysekonzept geht somit über eine reine Unsicherheitencharakterisierung und Typologie hinaus, indem Informationsdefizite während des Entscheidungsprozesses identifiziert werden. Weiterhin wird deutlich, wo potenzielle Handlungsfelder liegen und eine Unsicherheitenreduktion in Bezug auf die verschiedenen Gründe und Quellen von Unsicherheiten möglich ist. Wird weiterhin noch nach Wissensobjekten unterschieden, kann auch direkt auf diese Bezug genommen werden (vgl. Abbildung 2, HÖLLERMANN & EVERS 2015). Des Weiteren werden der Beurteilungsprozess und die informierte Entscheidung unterstützt.

3. Zusammenfassung und Ausblick

Die klimatische Variabilität und die zu erwartenden klimatischen Veränderungen, aber auch der sozio-ökonomische Wandel mit seiner Dynamik und Interaktion stellen große Herausforderungen an das vorrausschauende und nachhaltige Wassermanagement. So müssen oftmals kostspielige und langlebige Entscheidungen unter großer Unsicherheit gefällt werden. Knappe Ressourcen (Zeit, Kapazität und Finanzen) erlauben nicht immer die benötigten Partizipations- und Austauschprozesse oder die Entwicklung maßgeschneiderter Konzepte, um dem Thema Unsicherheiten ausreichend zu begegnen. Das vorgeschlagene Integrations- und Analysekonzept soll einen Beitrag dazu leisten, diese Einschränkungen zu überbrücken und ein grundlegendes Werkzeug zur (1) Sensibilisierung von Unsicherheiten und Ambigui-

täten, (2) Strukturierung von Wissen und (3) Einschätzung und Beurteilung für die zu bearbeitende Managementaufgabe bereit zu stellen um konkrete Felder für Handlungsoptionen aufzuzeigen. Das Konzept bietet somit eine Alternative, wenn partizipative Prozesse nicht möglich sind, bzw. erleichtert partizipative Prozesse anhand der vorgeschlagenen Strukturierung und konsequenten Berücksichtigung der Unsicherheiteninformation. Durch die Betonung fundierter wissenschaftlicher Informationen, den zugrunde liegenden Prozessunsicherheiten sowie der Visualisierung möglicher fehlender Informationen kann das Integrationskonzept Anker setzen, die einen positiven Einfluss auf den Praxisakteur und seine Entscheidungen haben können.
Wichtige Voraussetzung für ein erfolgreiches Integrationskonzept ist, dass es die Bedürfnisse und Anforderungen von Wissenschaft und Praxis erfüllt. Erste Auswertungen von Experteninterviews zeigen, dass das Interesse von Seiten der Praxisakteure an diesem Thema hoch ist und sie dem Thema Unsicherheiten eine hohe Relevanz für ihre Planungs- und Entscheidungsfindung einräumen. Bereits jetzt haben die Experten einige Strategien zur Bewältigung von Unsicherheiten entwickelt. Der Bereich der Prozessunsicherheiten wird häufig jedoch nicht explizit erwähnt und der Umgang mit dem Thema Unsicherheiten wird stark von ihrer Risikowahrnehmung bestimmt, so dass die Integration in einen risiko-basierten Ansatz sinnvoll erscheint.

Auch wenn noch weiterer Experteninterviews und Analysen zur stärkeren Berücksichtigung der Bedürfnisse der Praxis anvisiert und zur Konzeptvalidierung vorgesehen sind, wird schon jetzt deutlich, dass das vorgeschlagene Integrations- und Analysekonzept eine Brücke zwischen den beiden Perspektiven, Praxis und Wissenschaft, baut und so einen positiven Beitrag zur Entscheidungsfindung unter Unsicherheit leisten kann.

Literatur

ABBOTT, J. (2005): Understanding and managing the unknown - The nature of uncertainty in planning. Journal of Planning Education and Research, 24 (3): 237-251.

AVEN, T. (2010): Misconceptions of risk. Wiley. com.

BAKKER, K. (2012): Water Security: Research Challenges and Opportunities. Science, 337 (6097): 914-915.

BEVEN, K. (2008): Environmental modelling: an uncertain future? Taylor & Francis.

BLÖSCHL, G., & A. MONTANARI (2010): Climate change impacts-throwing the dice? Hydrological Processes, 24 (3): 374-381.

BRUGNACH, M., DEWULF, A., PAHL-WOSTL, C., & T. TAILLIEU (2008): Toward a Relational Concept of Uncertainty: about Knowing Too Little, Knowing Too Differently, and Accepting Not to Know. Ecology and Society, 13 (2).

BRUGNACH, M., TAGG, A., KEIL, F., & W. J. DE LANGE (2007): Uncertainty matters: Computer models at the science-policy interface. Water Resources Management, 21 (7): 1075-1090.

DI BALDASSARRE, G., VIGLIONE, A., CARR, G., KUIL, L., SALINAS, J. L., & G. BLÖSCHL (2013): Socio-hydrology: conceptualising human-flood interactions. Hydrology and Earth System Sciences, 17 (8): 3295-3303.

FUNTOWICZ, S. O., & RAVETZ, J. R. (1993): Science for the Post-Normal Age. Futures, 25 (7): 739-755.

GABBERT, S., VAN ITTERSUM, M., KROEZE, C., STALPERS, S., EWERT, F., & J. A. OLSSON (2010): Uncertainty analysis in integrated assessment: the users' perspective. Regional Environmental Change, 10 (2): 131-143.

HÖLLERMANN, B., & M. EVERS (2015): Integration of uncertainties in water and flood risk management. Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences (PIAHS), accepted.

HOOIJER, A., KLIJN, F., PEDROLI, G. B. M. & A. G. VAN OS (2004): Towards sustainable flood risk management in the Rhine and Meuse river basins: Synopsis of the findings of IRMA-SPONGE. River Research and Applications, 20 (3): 343-357.

IRGC. (2005): Risk Governance - Towards an Integrative Approach (Vol. 1), Geneva.

IRGC. (2008): An introduction to the IRGC Risk Governance Framework, Geneva.

JANSSEN, P. H. M., PETERSEN, A. C., VAN DER SLUIJS, J. P., RISBEY, J. S. & J. R. RAVETZ (2005): A guidance for assessing and communicating uncertainties. Water Science and Technology, 52 (6): 125-131.

KINZIG, A., STARRETT, D., ARROW, K., ANIYAR, S., BOLIN, B., DASGUPTA, P., EHRLICH, P., FOLKE, C., HANEMANN, M., HEAL, G., HOEL, M., JANSSON, A., JANSSON, B.-O., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MÄLER, K.-G., PACALA, S. W., SCHNEIDER, S. H., SINISCALCO, D. & B. WALKER (2003): Coping with uncertainty: a call for a new science-policy forum. AMBIO: a Journal of the Human Environment, 32 (5): 330-335.

MAUELSHAGEN, C., SMITH, M., SCHILLER, F., DENYER, D., ROCKS, S. & S. POLLARD (2014): Effective risk governance for environmental policy making: A knowledge management perspective. Environmental Science & Policy, 41: 23-32.

MAXIM, L., & J. P. VAN DER SLUIJS (2011): Quality in environmental science for policy: Assessing uncertainty as a component of policy analysis. Environmental Science & Policy, 14 (4): 482-492.

MILLY, P. C., BETANCOURT, J., FALKENMARK, M., HIRSCH, R. M., KUNDZEWICZ, Z. W., LETTENMAIER, D. P. & R. J. STOUFFER (2008): Climate change. Stationarity is dead: whither water management? Science, 319 (5863): 573-574.

REFSGAARD, J. C., VAN DER SLUIJS, J. P., HØJBERG, A. L. & P. A. VANROLLEGHEM (2007): Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance. Environmental Modelling & Software, 22 (11): 1543-1556.

RENN, O. (2008): Risk governance: coping with uncertainty in a complex world. Earthscan.

SIGEL, K., KLAUER, B. & C. PAHL-WOSTL (2010): Conceptualising uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. Ecological Economics, 69 (3): 502-510.

SMITH, L. A. & N. STERN (2011): Uncertainty in science and its role in climate policy. Philos Trans A Math Phys Eng Sci, 369 (1956): 4818-4841.

STIRLING, A. (2010): Keep it complex. Nature, 468 (7327): 1029-1031.

VAN DEN HOEK, R. E., BRUGNACH, M., MULDER, J. P. M. & A. Y HOEKSTRA (2014): Analysing the cascades of uncertainty in flood defence projects: How "not knowing

enough" is related to "knowing differently". Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, 24: 373-388.

WALKER, W. E., HARREMOËS, P., ROTMANS, J., VAN DER SLUIJS, J. P., VAN ASSELT, M. B., JANSSEN, P. & M. P. KRAYER VON KRAUSS (2003): Defining uncertainty: a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. Integrated assessment, 4 (1): 5-17.

WILLOWS, R., REYNARD, N., MEADOWCROFT, I. & R. CONNELL (2003): Climate adaptation: Risk, uncertainty and decision-making. UKCIP Technical Report. UK Climate Impacts Programme.

Vergleich von Extremwertstatistiken aus Radarmessungen und Regenschreibern

Thomas Einfalt, Marc Scheibel

Zusammenfassung

Mittlerweile liegen fast 15 Jahre kontinuierliche und in ausreichender Qualität aufbereitete Wetterradarmessungen für die Nutzung von Niederschlagsauswertungen vor. In NRW werden diese ebenfalls kontinuierlich (im Jahresrhythmus) in Kooperation mit dem deutschen Wetterdienst von den Wasserverbänden zusätzlich für historische Analysen „offline“ korrigiert und angeeicht. Aufgrund zahlreicher hydrologischer Fragestellungen und dem Bedürfnis in der Modellierung und Bewertung von Abflussereignissen möglichst realitätsnahe Ergebnisse zu erzielen wurden erste Untersuchungen zur Nutzung des Kontinuums auch für klimatologische und statistische Fragestellungen angestrengt. Im Bezug zu den wasserwirtschaftlichen Fragestellungen, hat der Wupperverband gemeinsam mit dem Büro hydro & meteo die weiteren Vorrausetzungen untersucht um Radardaten systematisch einzubeziehen. Dazu wurden die ersten Ansätze vertieft und erste statistische Vergleiche mit Schreiberdaten und verschiedenen Radarprodukten getätigt. Dies dient zum Einen der Quantifizierung von Unsicherheiten und Unterschieden zwischen den einzelnen Datenpools und verschiedener Auswerteverfahren (Ereignisbezogen, Extremwertbezogen, Einzelradar, Komposit, Aneichung mit und ohne Bildinterpolation) und soll zum Anderen Methoden entwickeln und testen, die eine zukünftige routinemäßige Verwendung der Radardaten in Planung, Bemessung und Betrieb ermöglichen.

Einführung

Die praktische Einbindung von Wetterradardaten begann beim Wupperverband im Jahre 2007, mit den ersten Nachrechnungen von ablaufenden Hochwasserereignissen (EINFALT et al. 2008, EINFALT et al. 2010). Hydrologisch gab es dort bereits das Problem, das die Starkregen / Sturzflutereignisse lokal so differenziert auftraten, dass ein reine Verwendung von Stationsdaten in den hydrologischen Modellen nicht zur Reproduktion der tatsächlichen Ereignisse und Schadensbilder ausreichten. Da es sich in den meisten Fällen um Haftungsrelevante Schäden handelte kam der plausiblen Modellnachbildung besondere Bedeutung zu.

Trotz einer hohen Stationsdichte im Einzugsgebiet (über 40 Stationen auf ca. 800 km²) wurde so bereits deutlich, dass selbst innerhalb kleinerer Teileinzugsgebiete die räumlich Variabilität des Abflusswirksamen Niederschlages bei den lokal auftretenden Starkregen so hoch ist, das nur eine zukünftige Kombination mit den Wetterradardaten zu brauchbaren Ergebnissen in der hydrologischen Modellierung führen kann. Dies zeigte sich auch zunehmend bei der Verwendung der offline angeeichten Radardaten zur Kalibrierung von kleinräumigen Wasserbilanzmodellen (unter 10 km²). Selbst bei temporär für Messkampagnen ergänztem dichteren Stationsnetz, konnten aufgrund der hohen Komplexität (Verknüpfung Entwässerung und Gewässer, Verzweigungen etc.) Einzelereignisse nicht richtig abgebildet werden (SCHEIBEL 2013). Auch hier halfen die ergänzenden Informationen des Wetterradars.

Diese Erkenntnisse ergaben den Anlass zu weiteren Forschungen im Bereich der Nutzung der Wetterradardaten in der hydrologischen Modellierung und dem Hochwasserrisikomanagement. Aufgrund der Notwendigkeit im operationellen Hochwassermanagement Hochwasser-Abflusswirksamen Niederschlag für die Prognose und Vorwarnung gebietsspezifisch kennen zu müssen (Warnschwellen) und darauf abgestimmter Gefahren- und Risikokarten

sowie der Planung und Bemessung von Anlagen und weiterer Maßnahmen wurde in einem ersten Pilot die Machbarkeit erforscht (SCHEIBEL 2013). Die hier erzielten Ergebnisse zeigten deutlich den Nutzen, enthielten jedoch auch einige Diskussionen und ergaben dementsprechende offene Fragestellungen. Bezogen auf die Vergleichbarkeit der Extremwerte aus Radarmessungen und Regenschreibern wird der folgende Beitrag detaillierter eingehen und die aus den offenen Punkten folgenden Untersuchungen erläutern.
Der Beitrag stellt einen Stand der Forschungen dar und gibt einen Ausblick auf die nächsten Schritte. Abbildung 1 zeigt die Konzeption der Einbindung von Wetteradardaten beim Wupperverband in die hydrologische Modellierung. Zu unterscheiden ist hier in die „online"-Anwendung im Hochwasserereignismanagement und der „offline"-Anwendung für die Planung und Bemessung. Historische Informationen und deren Einordnung werden für beide Fälle benötigt: auf der einen Seite um Warngrenzen und notwendige Vorbereitungszeit zu kennen, auf der anderen Seite um Gefahren und Maßnahmen realistisch zu dimensionieren.

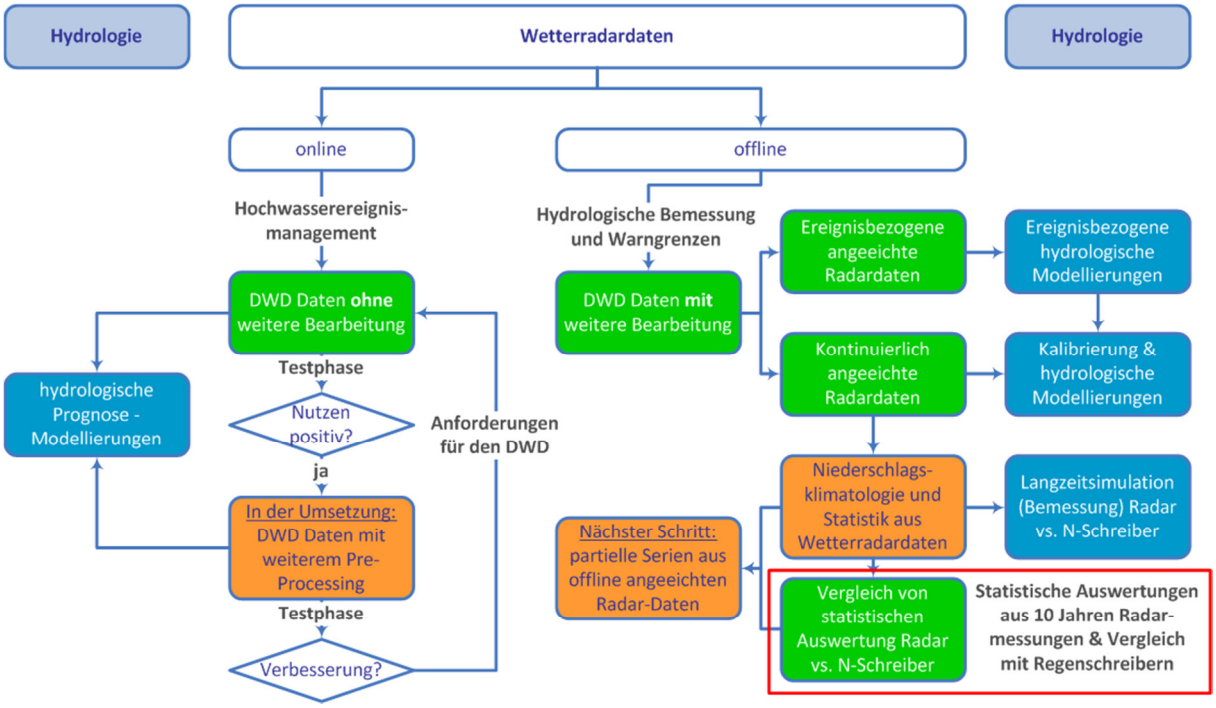


Abb. 1: Einbindung der Radardaten in hydrologische Prozesse beim Wupperverband

Die operationelle Verwendung der vom DWD online angeeichten Radardaten ist schon länger umgesetzt, die Verwendung der „Rohdaten" mit eigenem Pre-Processing zur Produktverbesserung befindet sich im Aufbau. In der „offline"-Anwendung sind die kontinuierliche Aufbereitung der Daten (Jahreszyklus), das Nachbilden einzelner Hochwasserereignisse bereits und die Kalibrierung hydrologischer Gebietsmodelle langjährige Routine. Die Ermittlung statistischer Kenngrößen aus den Wetterradardaten selbst (Niederschlag) bzw. aus der Verwendung für Langzeitsimulationen (Abfluss) ist erprobt, bedarf aber noch weiterer Praxis. Einer der nächsten Schritte zusammen mit anderen Wasserverbänden in NRW ist die flächendeckende Katalogisierung von Niederschlagsereignissen aus Radardaten und gemeinsam mit dem DWD die Aufbereitung der Daten in Richtung Klimatologie voranzutreiben.

2. Untersuchungskonzeption

Für die Bemessung von wasserwirtschaftlichen Bauwerken werden traditionellerweise Extremwertstatistiken von langen Niederschlagsbeobachtungen von mindestens 30 Jahren Länge genutzt, da diese aufgrund der Zielgrößen der Bemessung (Schutzgrade mit hoher Jährlichkeit) und der entsprechenden Abschreibungsdauer (mehrere Jahrzehnte). Diese Statistiken sind jedoch nicht für alle Gebiete und damit Örtlichkeiten vorhanden, für die sie benötigt werden und die Repräsentativität nicht ausreichend gegeben (siehe oben).
Qualitativ ausreichende Radarmessungen werden nun bereits im 15. Jahr in Deutschland erhoben. Damit werden erste statistische Auswertungen möglich, bei denen Radarmessungen mit Regenschreibermessungen verglichen werden können. Auch wenn sie damit noch nicht den 30jährigen Wetterzyklus erreichen, können Methoden getestet und die Ergebnisse in Ihren Tendenzen und der Repräsentativität beobachtet werden. Dabei sollen die Wetterradardaten die Schreiberdaten nicht ersetzen, sondern ergänzen. So kann die optimale Synergie genutzt werden: Schreiberdaten werden zur Aneichung benötigt und liefern die langjährige statistische Einordnung – Radardaten liefern die Umrechnung in Gebietsniederschlag und ergeben die dementsprechende Abdeckung und Repräsentativität der Schreiber.
In der hier vorgestellten Untersuchung stand daher folgende Fragestellung im Vordergrund:

- **Sind Extremwerte an Regenschreibern und aus Radarmessungen vergleichbar?**

Zur Ermittlung der Vergleichbarkeit und der Unsicherheiten wurden vier langjährige Regenschreiber im Einzugsgebiet der Wupper und 3 Radarstandorte für einen Vergleich ausgewählt (Datenbasis aktuell: 10 Jahre: 2001 bis 2010). Für jeden Schreiberstandort wurden neben den Stationsdaten selbst (ergänzend mit existierenden Auswertungen) folgende Zeitreihen untersucht:

- der Wert des Radarpixels über dem Ort des jeweiligen Regenschreibers
- die acht umgebenden Pixel um den Regenschreiber

Der letzte Ansatz dient zur Berücksichtigung von Effekten wie Drift. Dabei sind je nach Örtlichkeit und messtechnischer Abdeckung die Messungen von 2 bzw. 3 Radarstationen, herangezogen worden (siehe Abbildung 2). Um die Sensitivität von Effekten wie Dämpfung und Entfernung zum Radarstandort auf Extremwerte zu ermitteln wurde außerdem

- das Komposit aller verfügbaren Radarstationen gebildet.

Wie Abbildung 2 zeigt haben die Pixel unterschiedliche Größen und Ausrichtungen, da sie von verschiedenen Einzelradaren oder dem Komposit stammen.
Radar- und Schreiberdaten haben eine unterschiedliche zeitliche Diskretisierung: Während die Schreiber kontinuierlich aufzeichnen und damit eine sehr hohe zeitliche Auflösung ermöglichen, ergeben sich aus den verwendeten Radarmessungen und den zugehörigen Niederschlagswerten lediglich „Momentaufnahmen“ (abhängig von den Scanstrategien) alle 5 Minuten. Mittels eines Verfahrens mit zeitlicher Interpolation (JASPER-TÖNNIES & JESSEN 2014) wurden für die weiteren Untersuchungen Minutenwerte erzeugt. Somit konnten zum Vergleich 2 Aneichmethoden (mit und ohne zeitliche Interpolation) und der Effekt zwischen

kontinuierlicher Aufzeichnung (Schreiber) und 5 Minutenwert (Radar) verglichen werden. Beide arbeiten mit einer räumlich variablen Aneichung von Tagessummen mit Hilfe einer IDW-Interpolation (reziproke Abstandsquadrate).

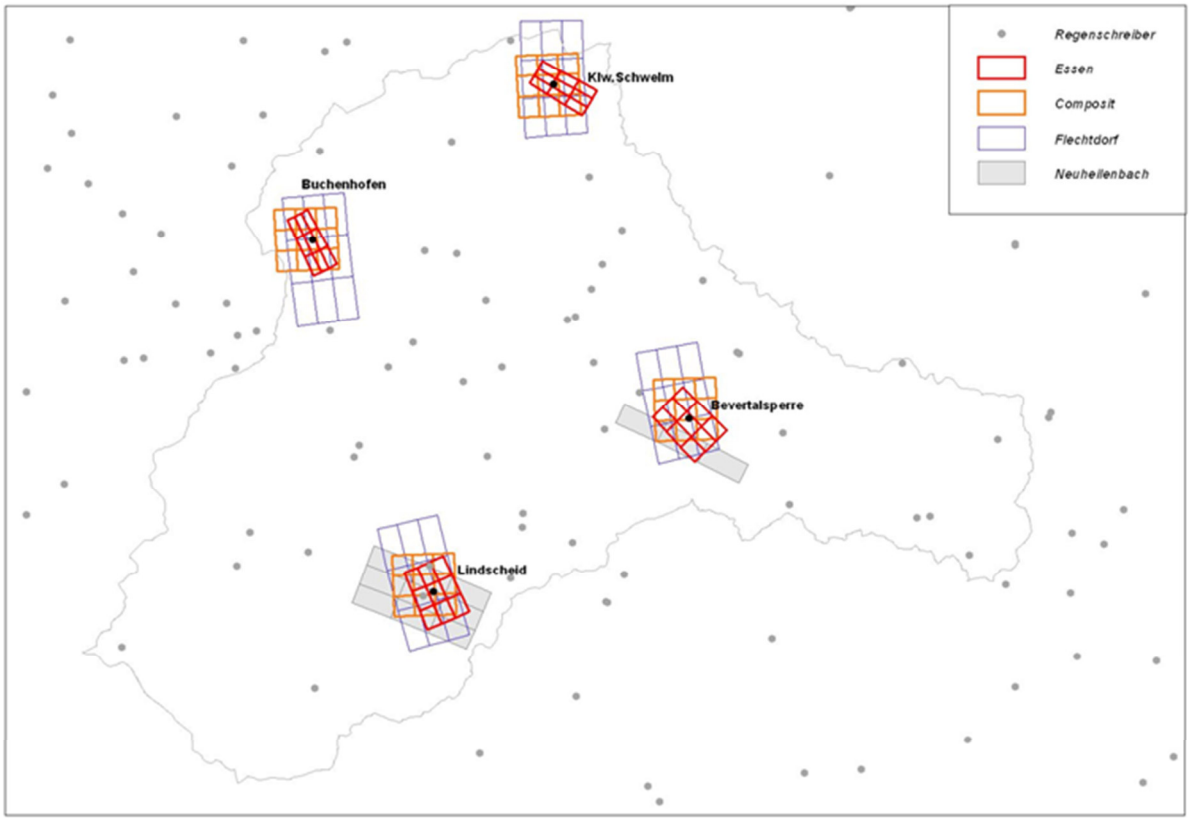


Abb. 2: Lage der gewählten Regenschreiberstationen und die zugehörigen untersuchten Radarpixel (je nach Abdeckung bis zu drei Einzelradars nebst Komposit)

Durch die Betrachtung der „Neunerumgebung“ ergibt sich ein weiterer Ansatz, der aufgrund der Erkenntnisse zur lokalen Variabilität und dem Einfluss von Zellgrößen Bedeutung findet: der Vergleich für die „Neunerumgebung“ mit

- Extremwertorientierter Auswertung (Berechnung des Mittelwertes der jeweiligen Höchstwerte der partiellen Serien jedes der 9 Einzelpixel - zu Grunde liegen können also **unterschiedliche** Zeitpunkte des Auftretens an den Einzelpixeln)
- Ereignisorientierter Auswertung (Ermittlung der höchsten gemessenen Ereignisse als Mittelwert über alle neun Pixel - zu Grunde liegen **immer dieselben** Zeitpunkte des Auftretens an den Einzelpixeln)

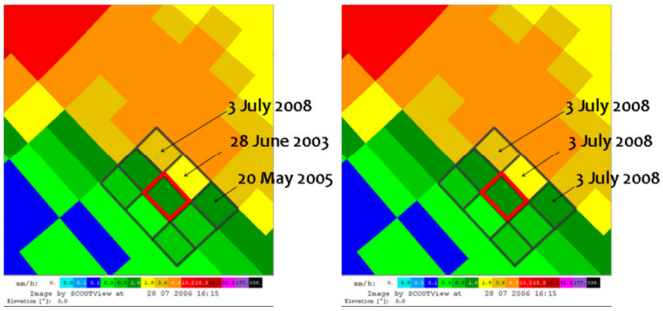


Abb. 3: Extremwertorientierte (links) und Ereignisorientierte (rechts) Auswertung

Aufgrund der unterschiedlichen Auswahl und Aufbereitungen der Radardaten ergeben sich zusätzliche Möglichkeiten zum Vergleich diverser Einflüsse auf die Extremwerte:

- Welche Unterschiede gibt es zwischen der extremwertorientierten Auswertung und der ereignisorientierten Auswertung?
- Verändert die Kompositierung die Extremwerte?
- Sind Extremwerte bei den beiden Aneichverfahren unterschiedlich?

Für die Extremwertuntersuchung wurden für jede Station und jedes Pixel die höchsten 27 Ereignisse aus den gewählten 10 Jahren und in einem ersten Schritt für folgende 4 Dauerstufen ermittelt und verglichen:

- 5, 15, 30 und 60 Minuten.

Die kurzen Dauerstufen wurden als erste Ansatz wegen Ihrer Relevanz in den kleinen Einzugsgebieten mit geringer hydrologischer Konzentrationszeit bei Starkregen gewählt.

3. Fragestellungen und Ergebnisse

Für die Untersuchung wurden, wie oben beschrieben, partielle Serien gebildet. Ermittelt und dargestellt wurden jeweils der Wert, die Abweichung zwischen den neun Pixeln, der Mittelwert und der Median. Für die ereignisorientierte Auswertung war darüber hinaus interessant, wie viele Pixel eines selben Ereignisses sich unter den höchsten 27 in der statistischen Auswertung befanden.

3.1 Sind Extremwerte an Regenschreibern und aus Radarmessungen vergleichbar?

Um diese Frage zu beantworten, wurden zwei Überprüfungen zwischen den Stationsdaten und den Radardaten durchgeführt: a) auf dasselbe Datum und b) auf vergleichbare Höchstwerte. Als erstes wurden die vier gewählten terrestrischen Stationen im Bezug auf Ihre Extremwerte ausgewertet:

a) die partiellen Serien aus den Jahren 2001 bis 2010 (gleicher Bezugszeitraum wie die Radardaten – direkter Vergleich möglich)
b) eine Gegenüberstellung mit Extremwertstatistiken aus längeren Beobachtungszeiten (> 35 Jahre, zur Einordnung des kürzeren Zeitraumes in das Gesamtkontinuum).

a) Für den Zeitraum 2001-2010 lagen die höchsten Niederschläge für die Dauerstufen 60 und 30 Minuten an der Station Lindscheid vor (eine Station mit besonders ausgeprägter Häufung an Starkregen > 15mm/h in der letzten Dekade), für die Dauerstufe 15 Minuten liegen die Stationen Lindscheid und Buchenhofen in einer ähnlichen Größenordnung (siehe Abbil-

dung 4). Die Extremwerte der Station Schwelm lagen in allen Dauerstufen im unteren Bereich (im direkten Vergleich mit den anderen 4 Stationen). Die Variabilität zwischen den Stationen im 813 km² großen und topographisch ausgeprägten Einzugsgebiet ist also deutlich erkennbar – die Standardabweichung liegt hier in der Größenordnung von 20%.

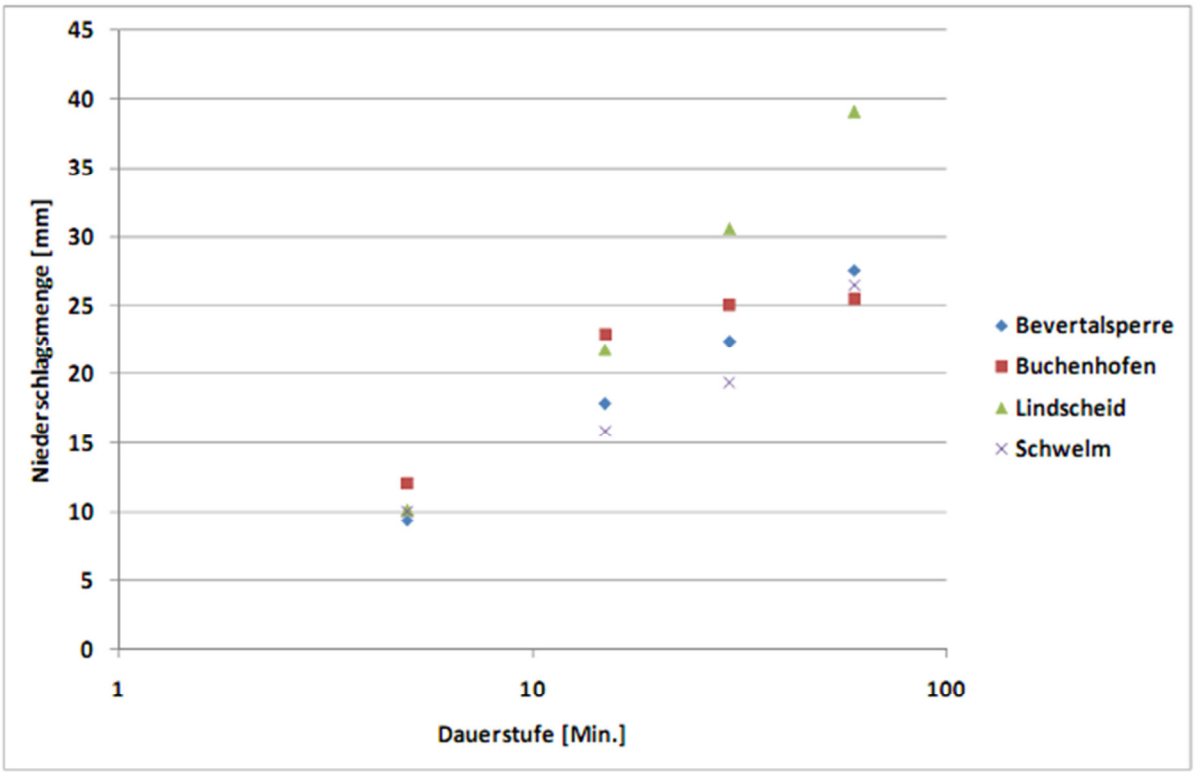


Abb. 4: Auftreten der höchsten gemessenen Niederschläge an den vier betrachteten Regenschreiberstationen zwischen 01.11.2000 und 01.11.2010 – dargestellt für die Dauerstufen 5, 15, 30 und 60 Minuten

b) Die Extremwertstatistiken sind aus den langjährigen Reihen an den beobachteten Stationen nach DWA A531 (DWA 2012) erstellt und den entsprechenden KOSTRA-Kacheln (DWD 2005) gegenübergestellt worden. Zur Vergleichbarkeit mit der partiellen Serie aus Stationsdaten und den Radardaten wurde in einer ersten Näherung der Wert aus der Langzeitstatistik ausgewählt, der einem Auftreten von einmal in 10 Jahren entspricht (Beispielhaft in Abbildung 5 für die Dauerstufe 60 Minuten).
Auch diese Langzeitbetrachtungen zeigen eine räumliche Variablität zwischen den Stationen – sie beträgt bei KOSTRA etwa 3% (räumliche Aggregation mit geringerer Stationsdichte – deswegen homogener), bei der Stationsstatistik etwa 13% und über den kurzen Zeitraum (partielle Serie) wie oben beschrieben 22%. Was man auch sehen kann, sind die Abweichungen der partiellen Serie aus den gewählten 10 Jahren zur Langzeitbetrachtung: Lindscheid liegt hier deutlich, Bever etwas über und Schwelm unter dem jeweiligen 10 jährlichen Wert. Das bestätigt die Beobachtung der Zunahme von Extremwerten in Lindscheid und den eher gemäßigteren Werten in Schwelm in der letzten Dekade. Der Wert für Buchenhofen scheint auch für die Langzeitbetrachtung repräsentativ zu sein.

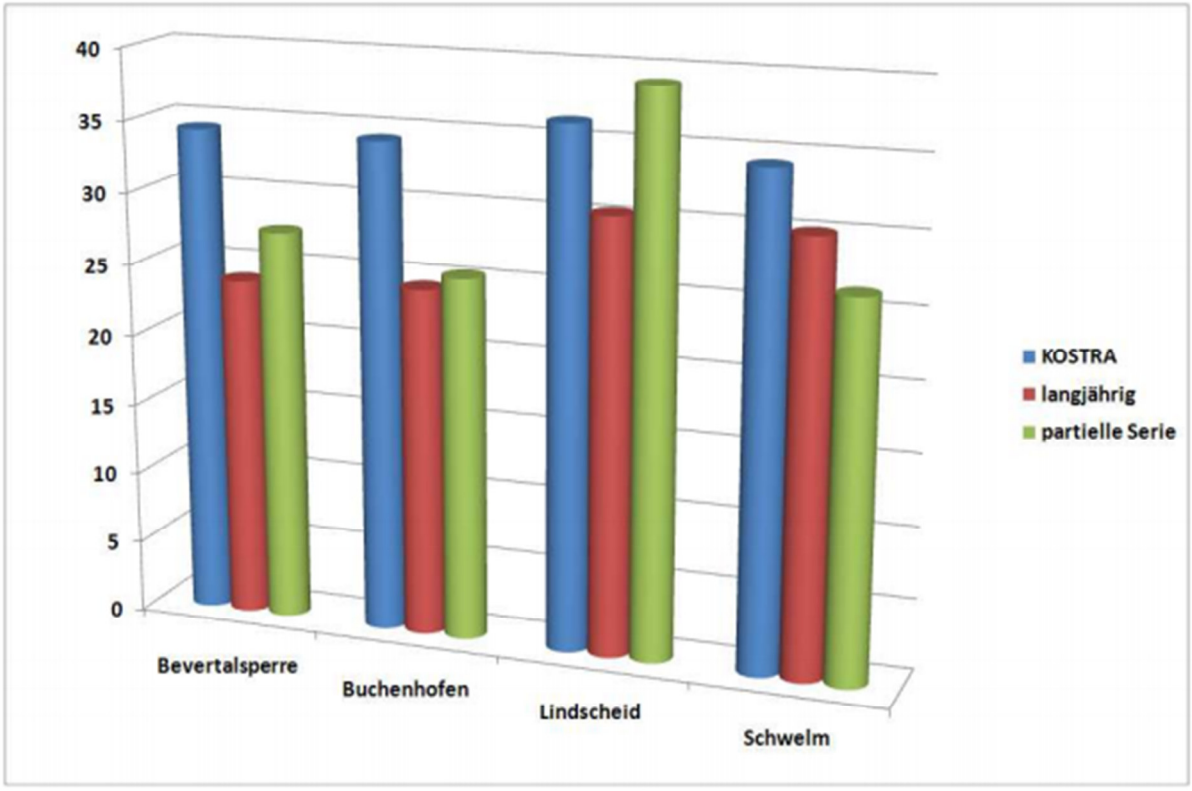


Abb. 5: Statistische Niederschlagsmengen für die Dauerstufe 60 Minuten und eine Wiederkehrhäufigkeit von 10 Jahren an den Untersuchungsstationen

Die Radardaten wurden mit Hilfe von Tagessummen an Bodenmessungen angeeicht und lagen bereits vor (FRERK et al. 2012). Die vier hier ausgewählten Stationen wurden zur Aneichung ebenfalls herangezogen. Da das gewählte Aneichverfahren auf Tageswertbasis durchgeführt wurde, ergeben sich zwar zwangsweise gleiche Tagessummen zwischen Radar und Regenschreiber (am Standort), für kürzere Dauerstufen kann es jedoch erhebliche Unterschiede geben. Die jeweils 5 höchsten Werte an den Regenschreibern wurden auch in der „Neunerumgebung“ der Radarpixel gesucht (siehe auch Kapitel 3.3). An mindestens einem der neun war dann der jeweilige Wert in den meisten Fällen auch unter den 20 höchsten Werten der Radarauswertung zu finden: in 85% für die Dauerstufe 5 Minuten, 90% für 15 Minuten, 100% für sowohl 30 als auch 60 Minuten. Damit ist abgesichert, das Regenschreiber und Radar im Wesentlichen dieselben Extremereignisse erfassen.
Die Extremwerte in den Radardaten hängen stark vom Einzelradar und dem Aneichverfahren ab. Für Stundensummen lagen beispielsweise die Werte an der Station Bevertalsperre zwischen 21,6 mm und 25,3 mm, während am Regenschreiber 27,5 mm gemessen wurden (einen Überblick gibt Tabelle 1).

Tab. 1: Bandbreite der Extremwerte der verschiedenen Radarauswertungen im Vergleich zu den Extremwerten an den Regenschreibern.

	Bevertalsperre			Buchenhofen			Lindscheid			Schwelm		
	Min Radar	Max Radar	Station	Min Radar	Max Radar	Station	Min Radar	Max Radar	Station	Min Radar	Max Radar	Station
5 min	5,2	11,5	9,4	5,9	16,0	12,1	6,5	13,6	10,2	5,1	11,0	10,1
15 min	11,5	18,8	17,9	14,9	21,5	22,9	15,6	20,8	21,8	9,4	21,8	15,9
30 min	16,4	21,8	22,4	18,5	25,0	25,0	18,6	25,6	30,6	14,6	25,4	19,4
60 min	21,6	25,3	27,5	20,9	29,3	25,4	22,4	32,4	39,1	18,9	34,0	26,4

Das bedeutet, dass die Konsistenz zwischen Regenschreiberwerten und Radarwerten für die Höchstwerte kürzerer Dauerstufen am selben Ort in den untersuchten Daten nur zufriedenstellend ist. Dies bedeutet aber auch, dass durch die Übertragung der Stationsdaten selbst auf kleinräumige Gebiete ohne Faktoren nicht repräsentativ sein wird. Hier kommt der Unterschied der Bestimmung des Niederschlages über Volumen (Radar) zu der punktuellen (Schreiber mit nur 200 cm²) deutlich zum Tragen. Die Frage, in wie weit eine zeitlich höher aufgelöste Aneichung eine Verbesserung auch in den Bereichen ohne Vergleichsstationen bringt, ist einem weiteren Schritt über Validierung noch zu untersuchen.

3.2 Welche Unterschiede gibt es zwischen der extremwertorientierten Auswertung und der ereignisorientierten Auswertung?

a) Extremwerte an den neun Pixeln um den Regenschreiberstandort:

Die extremwertorientierte Auswertung ergibt in der Neunerumgebung um einen Standort höhere Werte als die ereignisorientierte Auswertung, da hier jeweils der höchste Pixelwert aus der zehnjährigen Reihe gesucht wird. Tabelle 2 zeigt die durchschnittliche Anzahl von Pixeln der höchsten 20 Ereignisse bei der ereignisorientierten Auswertung, die jeweils auch in den höchsten 27 Werten der Einzelpixel zu finden sind. Kürzere Dauerstufen führen hier zu einer geringeren Übereinstimmung aufgrund der ausgeprägteren Kleinräumigkeit solcher Ereignisse.

Tab. 2: Anzahl der Pixel der Neunerumgebung je Ereignis, die in den Einzelpixelstatistiken vorkommen.

	Bevertalsperre	Buchenhofen	Lindscheid	Schwelm	im Mittel
5 min	4,60	5,85	6,35	5,65	5,61
15 min	5,95	6,40	7,30	6,85	6,63
30 min	6,50	6,95	7,60	6,80	6,96
60 min	6,90	6,95	7,40	7,25	7,13

b) Unterschiede in den Mittelwerten der beiden Ansätze

Die Mittelwerte der Neunerumgebung beim extremwertorientierten Ansatz liegen für die meisten Ereignisse und Stationen näher am Regenschreiberwert (Beispiel Lindscheid und Schwelm, siehe Abbildung 6), als die ereignisorientierten Werte. Dabei ist die Variabilität in den verschiedenen Stationen und Dauerstufen unterschiedlich. Jedoch liegen die partiellen

Serien der Stationen fast immer über beiden Varianten aus den Radardaten – Erinnerung: die Aneichung fand auf Tageswertbasis statt. Die hydrologischen Berechnungen sollten deshalb also auch für kleine Einzugsgebiete mit einer Abminderung von Extremwerten aus Punktmessungen rechnen.

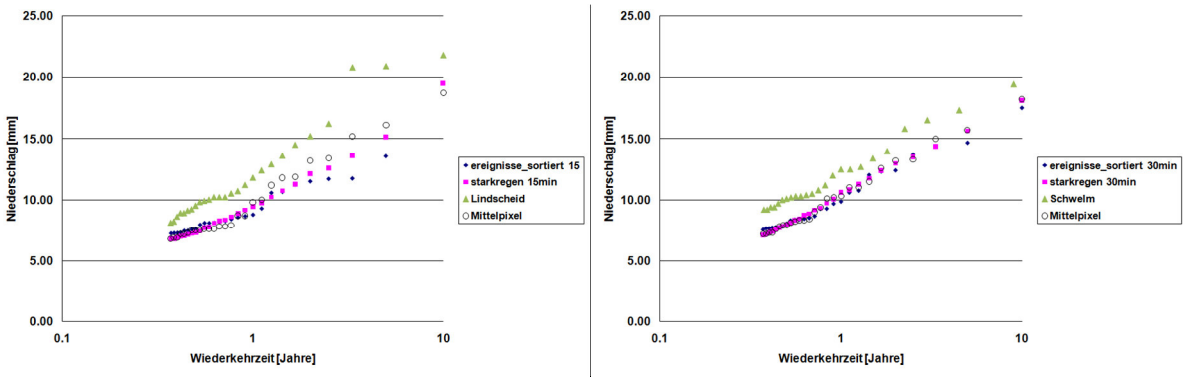


Abb. 6: Vergleich der Werte aus ereignisorientierter Auswertung (blau), extremwert-orientierter Auswertung (pink) und Stationsniederschlag (grün), Dauerstufe 15 Minuten Lindscheid und 30 Minuten Schwelm

3.3 Verändert die Kompositierung die Extremwerte?

Die Kompositierung wurde mit einer gewichteten Bewertung durchgeführt, bei der Pixel nahe dem Radar ein höheres Gewicht bekommen als solche in großer Entfernung (EINFALT et al. 2012). Der Unterschied zwischen dem Komposit und den Einzelradars liegt in der Größenordnung der Unsicherheit von ca. 20%, die auch zwischen den Einzelpixeln (siehe vorheriger Punkt) beobachtet wurde.

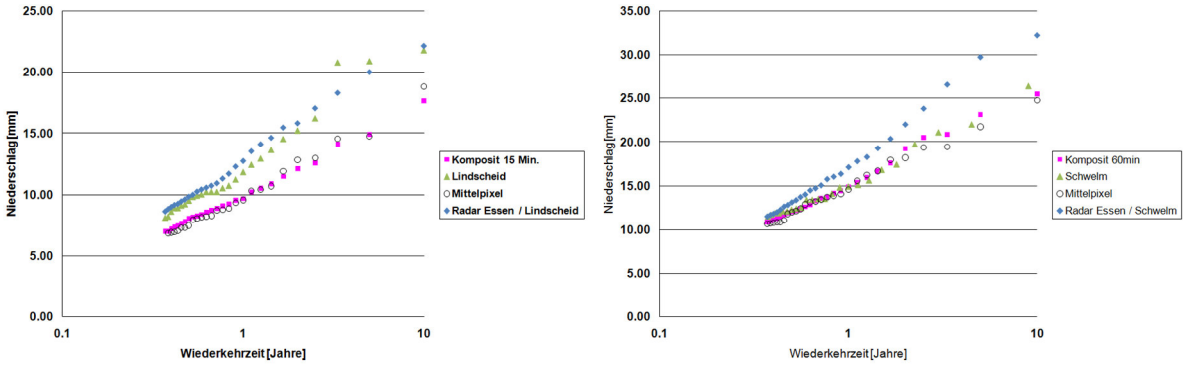


Abb. 7: Vergleich von Komposit-, Einzelradar- und Regenschreiberwerten für die Dauerstufe 15 Minuten an der Station Lindscheid und 60 Minuten an der Station Schwelm

In den meisten Dauerstufen und Stationen zeigt das Komposit eine ähnliche Übereinstimmung wie das Mittelpixel des Einzelradars Essen. Abbildung 7 zeigt dies exemplarisch für die zwei Dauerstufen und Stationen. Hierbei ist aber darauf zu achten, dass es durchaus unterschiedliche Kompositierungsmethoden gibt und z.B. die Methode der Wahl des größten Wertes der einzelnen Radare (Verwendung im Warndienst) das Ergebnis deutlich verändern kann.

3.4 Sind Extremwerte bei verschiedenen Aneichverfahren unterschiedlich?

Der mittlere Unterschied zwischen der standardmäßigen Aneichung („Aneichung1“ genannt) und der Aneichung mit Bildinterpolation („Aneichung2“) ist in den Auswertungen systematisch sichtbar. Für die vier Stationen, die zwei gemeinsamen Radarstandorte und das Komposit wurden die Mittelwerte der partiellen Serien berechnet. Die Mittelwerte der Aneichung mit Bildinterpolation sind dabei niedriger als die der Standardaneichung- Dies tritt für kleine Dauerstufen deutlicher zu Tage als für große (siehe Abbildung 8). Für längere Dauerstufen wird die Auswirkung also geringer. Damit ist die Bildinterpolation in der Aneichung insbesondere für die Extremniederschläge in kurzen Dauerstufen relevant.

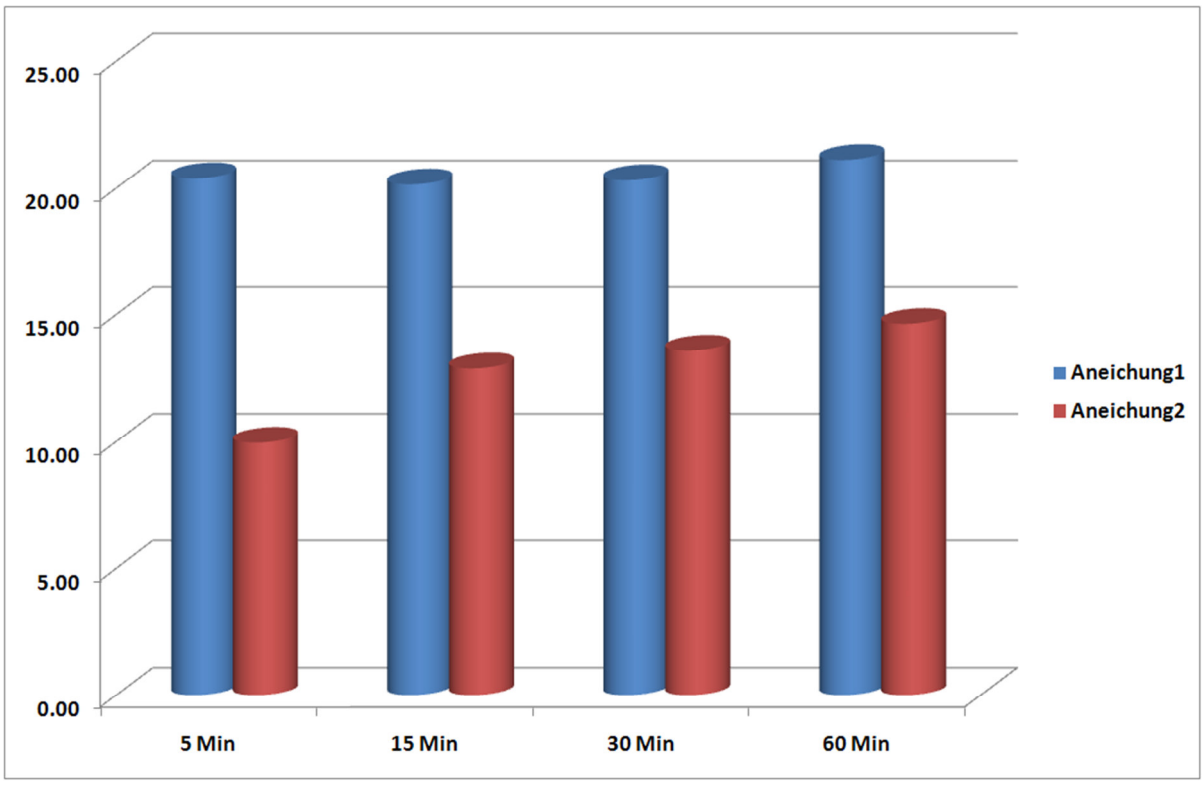


Abb. 8: Variabilität der Höchstwerte für die Stadardaneichung (blau) und die Aneichung mit Bildinterpolation (rot), Mittelwert für alle Stationen und Standorte

4. Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

Die erzielten und dargestellten Untersuchungsergebnisse zeigen vor Allem:

- Obwohl es zwischen den einzelnen Werten für Ereignisse an Radar und Regenschreiber Unterschiede gibt, sind die Extremwerte über zehn Jahre doch sehr ähnlich.
- Extremwerte eines Radarpixels sind in der Regel etwas niedriger als solche von Regenschreibern. Inwieweit dieses z.B. an der räumlichen Ausdehnung der Pixel oder verschiedenen Aneichverfahren liegt, wird nun weiter untersucht.
- Eine extremwertorientierte Auswertung zeigt deutlich andere Ergebnisse als eine ereignisorientierte Auswertung (in der „Neunerumgebung“), insbesondere für Häufigkeiten > 1 Jahr.
- Die Standardabweichung der einzelnen Pixel einer „Neun-Pixel-Umgebung“ kann insbesondere bei seltenen Ereignissen hoch sein und zeigt die hohe räumliche Variabilität von

Starkregen. Dieses gilt in höherem Maße für kurze Dauerstufen (5 Min., 15 Min.) als für längere.

- Selbst kleinräumige Extremniederschläge weisen auf einer Fläche von neun Pixeln einen geringeren Gebietsniederschlag auf als die Werte an Einzelpixeln.
- Die Kompositierung verändert die Extremwertstatistik im Vergleich zu Statistiken von Einzelradars nicht nennenswert (abhängig vom Verfahren). Deshalb können Statistiken und Zeitreihen von Kompositdaten in derselben Art und Weise verwendet werden wie diejenigen von Einzelradars.
- Die Aneichung mit Bildinterpolation führt zu geringeren Unterschieden innerhalb der Neun-Pixel-Umgebung.

Die Bandbreite der Werte über die neun Pixel um einen Standort herum kann groß sein – der Näherungswert von 20% kann deshalb als Richtwert für die Unsicherheit bei der Aneichung mit Stationsdaten dienen. Effekte wie Drift, Koordinatenungenauigkeiten und Glättung innerhalb eines Pixels tragen zu dieser Unsicherheit bei.

Literatur

DWA (2012): Arbeitsblatt 531 Starkregen in Abhängigkeit von Wiederkehrzeit und Dauer-DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 531, Hennef.

DWD (2005): KOSTRA-DWD-2000, Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951-2000) - Offenbach am Main : DWD, 2005.

EINFALT, T., SCHEIBEL, M. & R. MITTELSTÄDT (2008). Analysis of a damage producing flash flood in the Wupper area, Proceedings 5th ERAD, Helsinki, Finnland. ISSN 978-951-697-676-4.

EINFALT, T., LÖCKE, A. & M. SCHEIBEL (2010). Möglichkeiten und Grenzen der N-A-Simulation mit Radardaten. In: KLEEBERG, H.-B. & H. NACKEN (Hrsg.): 2. Trierer Workshop zur Niederschlags-Abfluss-Modellierung „Abflüsse aus extremen Niederschlägen“. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 28.10: S. 53-68.

EINFALT, T. & A. H. LOBBRECHT (2012): Compositing international radar data using a weight-based scheme // IAHS red book. - [s.l.] : IAHS, 2012. - Vol. 351.

FRERK, I., TREIS, A., EINFALT, T. & M. JESSEN (2012):Ten years of quality controlled and adjusted radar precipitation data for North Rhine Westphalia - methods and objectives [Conference] // 9th International Workshop on Precipitation in Urban Areas, St. Moritz, 6-9 December. ISBN 978-3-906031-21-7. - 2012.

JASPER-TÖNNIES, A. & M. JESSEN (2014): Improved radar QPE with temporal interpolation using an advection scheme // ERAD Proceedings. - Garmisch : ERAD, 2014.

SCHEIBEL, M. (2013): Nutzung von Radarauswertungen für die HWRM-Richtlinie. In: Jäckel, S. (Editor): Wetterradar - Anwendungen und neue Entwicklungen. Tagungsband zum VDI-Expertenforum, 23. Oktober 2013, Bonn. Edition: KRdL-Schriftenreihe, Band 47, Publisher: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, ISBN: 978-3-931384-78-4

Entwicklung und Umsetzung des Regensimulators „RS-TUHH“

Giovanni Palmaricciotti, Justus Patzke, Sandra Hellmers, Natasa Manojlovic, Peter Fröhle

Zusammenfassung

In dieser Arbeit werden die Entwicklungsschritte und der Aufbau des Regensimulators „RS-TUHH“ vorgestellt. Neben den Konstruktionsdetails werden auch die Eigenschaften des Regensimulators sowie des simulierten Regens dargestellt. Um die räumliche Verteilung mit unterschiedlicher Auflösung zu untersuchen, sind in mehreren Versuchsreihen Auffangbehälter verschiedener Größe auf der Testfläche aufgestellt worden. Die Parameter Tropfenspektrum, Tropfenanzahl, Tropfenfallgeschwindigkeit und Intensität werden über einen Laser-Niederschlags-Monitor (LNM) bestimmt. Durch ein an der TUHH entwickeltes Ombrometer werden die Ergebnisse des LNM zur Intensität und dessen Konstanz über die Zeit verifiziert. Ein Durchflussmessgerät zeichnet bei Versuchen stets die zugeführte Wassermenge auf. Als Ausblick werden die ersten Ergebnisse von Untersuchungen an Gründachmodellen erläutert.

1. Einführung

In städtischen Gebieten erfolgt die Bewirtschaftung des Niederschlagswassers hauptsächlich durch zentrale Anlagen wie das Kanalnetz, Regenrückhaltebecken oder vorhandene Gewässer. Solche Anlagen werden für definierte Regenereignisse bemessen. Bei Extremereignissen, die das Bemessungsereignis überschreiten, kann es zu unkontrollierten Abflüssen an der Oberfläche kommen, die zu Überflutungen mit entsprechenden Schäden an Gebäuden und der Infrastruktur führen können.

Auf der Grundlage von Klimamodellrechnungen wurden Szenarien abgeleitet, nach denen Starkregenereignisse als Folge des Klimawandels zukünftig häufiger vorkommen als bisher (IPCC 2012). Diese Untersuchungen basieren auf möglichen Klimaszenarien und sind Ergebnisse von Berechnungen mit numerischen Modellen. Bei der Entwicklung von Anpassungsstrategien an die Folgen des Klimawandels müssen, Klimaszenarien und Modellergebnissen entsprechend, resultierende Unsicherheiten einbezogen werden. Für solche Strategien werden daher häufig insbesondere Maßnahmen betrachtet, die an die gegebenen Situationen flexibel anpassbar sind.

Ein möglicher Ansatz für die Anpassung der Bewirtschaftung von Niederschlagswasser in städtischen Gebieten an die möglichen Folgen des Klimawandels ist die Verwendung von Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung (DRWB), bei denen die Anlagen (z.B. Gründächer und Mulden) auf viele Grundstücke verteilt eingesetzt werden. Durch die dezentrale Bewirtschaftung des Niederschlags auf mehreren Grundstücken können die Zuflüsse zu zentralen Entwässerungssystemen wie Kanalnetz oder Gewässer vermindert bzw. Abflussspitzen zeitlich verzögert und damit die Anzahl der Überlastungen solcher Entwässerungssysteme reduziert werden. Darüber hinaus können die Maßnahmen der DRWB durch die Förderung von Verdunstung und Versickerung zur Erhaltung des naturnahen Wasserhaushaltes sowie zu einer Verbesserung des Mikroklimas beitragen.

Die Wirkung von potentiellen Anpassungsstrategien an die möglichen Folgen des Klimawandels durch die Anwendung von den o.g. Maßnahmen wird in der Regel mittels numerischen Niederschlags-Abfluss-Modellen quantifiziert. Auf der Grundlage dieser Wirkungsanalysen werden Akteure und Stakeholder in der Entscheidungsfindung unterstützt, in welchem Um-

fang die Umsetzung von Maßnahmen mögliche Auswirkungen durch den Klimawandel reduzieren können.
Das Ziel der vorliegenden und weiteren Arbeiten am Institut für Wasserbau der TUHH ist die Entwicklung eines Versuchsstandes zur großflächigen physikalischen Simulation von Niederschlägen. Anhand eines anschaulichen Modells soll das hydraulische Verhalten sowohl von physikalischen Modellen von Maßnahmen der DRWB als auch von urbanen (Gelände-)Modellen vor und nach der Umsetzung der o.g. Maßnahmen unter Starkregen untersucht werden. Darüber hinaus besteht langfristig das Bestreben, die aus den physikalischen Simulationen gewonnenen Erkenntnisse zur Kalibrierung, gegenseitigen Weiterentwicklung und Optimierung von numerischen Niederschlags-Abfluss-Modellen zu verwenden. Das Institut für Wasserbau hat in Zusammenarbeit mit Björnsen Beratende Ingenieure GmbH ein Software Modell entwickelt: Kalypso-Hydrology (http://kalypso.bjoernsen.de/). In das Modell wurden neue Berechnungsansätze implementiert zur Abbildung von Anpassungsstrategien, wie z.B. Gründächer o.ä., um so deren Wirkung abschätzen zu können (HELLMERS et. al. 2015).

2. Methoden

2.1 Entwicklung der einzelnen Komponenten

Um erste Vorversuche verschiedener Beregnungsmöglichkeiten durchführen zu können, wurde zunächst ein tragfähiges Gerüst entwickelt. Der Gerüstbau war so ausgelegt, dass er auf die spätere Modellgröße ausgeweitet werden konnte. Die Vorversuche wurden auf einer Testfläche von 1 m², vergleichbar mit der Testgröße bestehender Simulatoren (ISERLOH et al. 2013), durchgeführt. Anschließend wurden verschiedene Beregnungstechniken erprobt. Aus den in Versuchen gewonnenen Erkenntnissen erfolgten die Planung und der Aufbau des endgültigen Simulators mit einer Testgröße von6 m².

2.1.1 Tragstruktur

Für die Konstruktion des Testturms mit 1 m² Beregnungsfläche wurde das Aluminium Item Profil 8, 40x40 mm verwendet. Das Aluminiumprofil lässt sich an jeder Querverbindung reversibel verschrauben, wodurch die Zielsetzung der Mobilität gewahrt bleibt. Ein Auf- bzw. Abbau ist innerhalb kurzer Zeit möglich. Der Turm weist eine Höhe von 2,5 m bei einem Innenmaß von 1 m² auf. Ein in der Höhe verschiebbarer Innenrahmen ermöglicht die Auflage eines Tropfenzerstäubungsnetzes. Abbildung 1 zeigt die Tragstruktur mit Innenrahmen. Die Stabilität und Mobilität der Struktur hat sich nach mehreren Versuchen als geeignet für den Regensimulator mit 6 m² Testfläche erwiesen.

2.1.2 Zerstäubungsnetz

Für die Herstellung verschiedener Tropfenspektren sind ein bzw. mehrere Zerstäubungsnetze vorgesehen. Durch den Aufprall der Tropfen gegen das Netz werden zum einen neue Tropfen mit unterschiedlicher Größe und zum anderen eine homogene Verteilung über die Testfläche erzeugt. Das Funktionsprinzip wird in Abbildung 2 gezeigt. Während der Testphase wurden daher verschiedene Netze verwendet und auf ihre Wirkung untersucht.

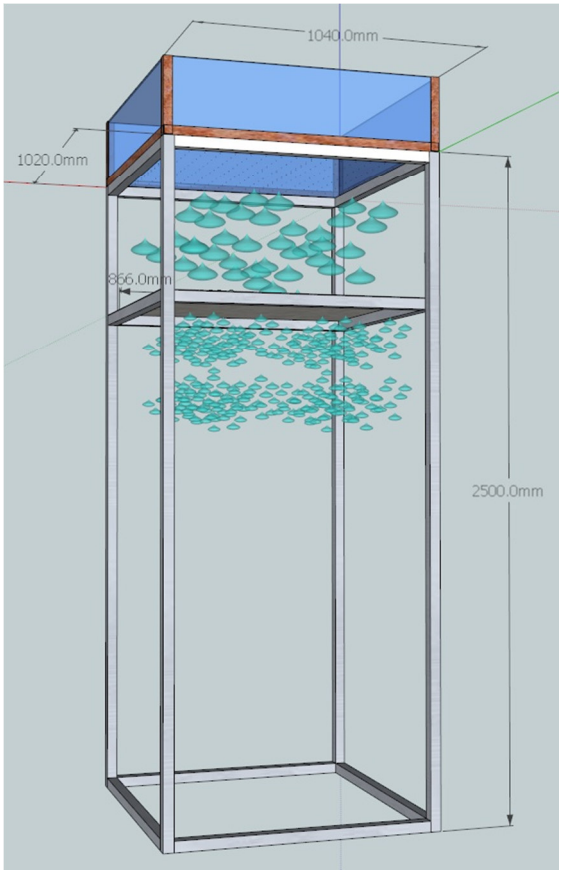


Abb. 1: Tragstruktur

Abb. 2: Darstellung des Funktionsprinzips von Beregnungsbecken und Zerstäubungsnetz

2.1.3 Tropfenerzeugung

Für den Aufbau von Versuchsanlagen zur Erzeugen von Tropfen hat sich der Einsatz von Sprühdüsen als ungeeignet gezeigt (ISERLOH et al. 2013). Daher wurde in der ersten Testphase nach Vorbild des Kieler Regensimulators (SCHMIDT 2005) ein Becken konstruiert, welches mit kleinen Bohrungen in einem Rasterabstand am Grund Tropfen bildet. Das Becken wurde auf dem Gerüst montiert, sodass der Boden des Beckens exakt mit der freien Fläche des Gerüsts übereinstimmt. Für die erste Untersuchung wurde zur Zerstäubung ein Kunststoffnetz mit Maschenweite 3 mm genutzt. Trotz der zum Kieler Simulator vergleichbaren gemessenen Tropfeneigenschaften wurde an dieser Stelle diese Tropfenerzeugungstechnik für ungeeignet gehalten. Hauptgründe dafür waren u.a. die Schwierigkeit der Steuerung, die Unebenheit der Beregnung über die Fläche und das Gewicht des Beckens. Nach verschiedenen Versuchen zur Bestimmung einer geeigneten Variante wurde entschieden, ein Rohrsystem aus Polyethylen-Rohren mit im Raster angebrachten Tropfern (Abbildung 3) zu verwenden. Um die Fließlänge zu minimieren sind die Rohre durch T-Stücke verbunden. Für den Bau des geplanten 6 m² Regensimulators wurden drei Holzplatten à 2 m² angefertigt, auf denen jeweils ein Rohrsystem angebracht wurde. Jedes Rohrsystem ist mit zwei diagonal angebrachten Zuläufen ausgestattet. Das Beregnungssystem besteht letztlich aus drei hydraulisch unverbundenen Beregnungsplatten.

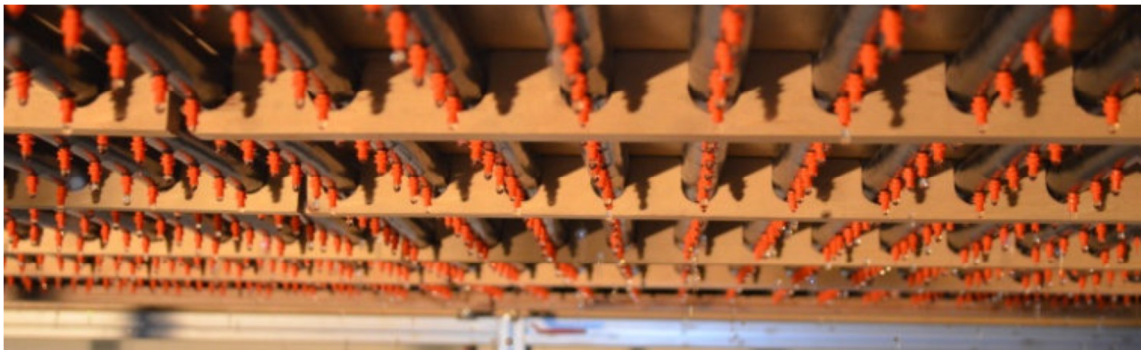


Abb. 3: Rohrsystem mit im Raster angebrachten Tropfern zur Tropfenerzeugung

2.1.4 Steuerungsmodul

Um die Intensität des Regens und die Beregnungsfläche bestimmen zu können, wurde ein Regelungssystem erstellt. Dieses besteht aus drei Komponenten: Druckregler, Durchflussmessgerät und Durchflussverteiler (Abbildung 4). Durch den Druckregler (Messbereich: 0 – 6 bar) wird der Eingangsleitungsdruck auf einem konstanten Wert gehalten, welcher mittels des angebrachten Manometers abgelesen werden kann. Mit dem Durchflussmessgerät (Messbereich: 0,5 – 16 l/min) kann der momentane Wasserfluss aufgezeichnet und mittels Datenlogger ausgelesen werden. Der Durchflussverteiler dient der unabhängigen Steuerbarkeit der drei Beregnungsplatten.

Abb. 4: Darstellung der Komponenten des Steuerungsmoduls: Druckregler (links), Durchflussmessgerät (mitte), Durchflussverteiler (rechts)

2.2 Messeinrichtungen

Die Eigenschaften des erzeugten Regens werden durch nachfolgend beschriebene Messapparaturen erfasst, die in Tabelle 1 zusammengefasst sind.

2.2.1 Laser-Niederschlags-Monitor

Der verwendete Laser-Niederschlags-Monitor (LNM) der Firma Thies (Abbildung 5) ist ein optisches Distrometer, bei dem Tropfengrößen, Tropfenfallgeschwindigkeit und Niederschlagsmengen über ein optisches Verfahren bestimmt werden. Über die Messung von Signaldauer und Spannungsamplitude können bei einem Tropfen, der durch den Messbereich fällt, mittels Extinktion die Tropfengröße und die Fallgeschwindigkeit bestimmt werden. Der Fall durch den Laserstrahl bewirkt dabei eine Abschwächung des empfangenen Signals proportional zur Querschnittsfläche des Tropfens, wodurch diese Fläche berechnet werden kann. Die Messbereiche des LNM liegen wie folgt: Tropfengröße 0,16 – 8 mm; Fallgeschwindigkeiten 0,2 - 20 m/s; Intensität: 0,005 – 250 mm/h.

2.2.2 Ombrometer

Das an der TUHH nach Hellmann entwickelte Niederschlagsmessgerät (NMTU), dargestellt in Abbildung 6, ist in der Lage Niederschlagsmengen kontinuierlich zu registrieren und diese anschließend digital zu speichern. Auf die Messfläche auftreffender Niederschlag wird in einem Auffangbehälter gesammelt, die Menge wird in Form des Gewichts über eine Feinwaage mit einer Messgenauigkeit von 0,001 g gemessen und auf einer auslesbaren SD-Karte zwischengespeichert. Die Messfläche befindet sich auf einem Ständer in 100 cm Höhe. Die digitale Dokumentation der Flüssigkeitsmenge im Auffangbehälter findet mit einer zeitlichen Auflösung von 4 Sekunden statt. Über die Steigung der Geraden im V-t-Diagramm wird die Intensität der Ereignisse bestimmt.

Abb. 5: Niederschlagsmessgerät der TUHH

Abb. 6: Optisches Distrometer der Firma Thies (THIES CLIMA 2010)

2.2.3 Auffangbehälter

Neben den o.g. elektronischen Messgeräten wurden zur Untersuchung der räumlichen Verteilung Auffangbehälter verschiedener Größe zum einen auf der ganzen Beregnungsfläche als auch auf den einzelnen Beregnungsplatten genutzt.

Tab. 1: Erfassung der Regenparameter (x = ja; - = nein)

Regenparameter	Distrometer	Ombrometer	Auffangbehälter
Intensität	x	x	x
Räumliche Verteilung	-	x*	x
Tropfeneigenschaften	x	-	-

*Für die Untersuchung der räumlichen Verteilung wurden 3 Ombrometer benutzt

3. Ergebnisse

3.1 Darstellung des Regensimulators „RS-TUHH“ und seiner Eigenschaften

In Abbildung 7 ist der Regensimulator „RS-TUHH“ aufgezeigt und in Tabelle 2 sind die entsprechenden Maße aufgelistet.

Abb. 7: Regensimulator „RS-TUHH“ während einer Probe-Beregnung

Tab. 2: Zusammenfassung der Maße des Regensimulators

Höhe [m]	2,8
Breite [m]	3,2
Tiefe [m]	2,5
Testfläche [m²]	1x2 / 2x2 / 3x2
max. Fallhöhe [m]	2,75

3.2 Darstellung der gemessenen Parameter

3.2.1 Intensität

Die Intensität des simulierten Regens wird sowohl durch Distrometer, Ombrometer und Auffangbehälter als auch mittels eines Ableitungssystems erfasst. Die Erfassung der Intensität durch den LNM während eines Zeitraums von 30 Minuten ist in Abbildung 8 dargestellt.

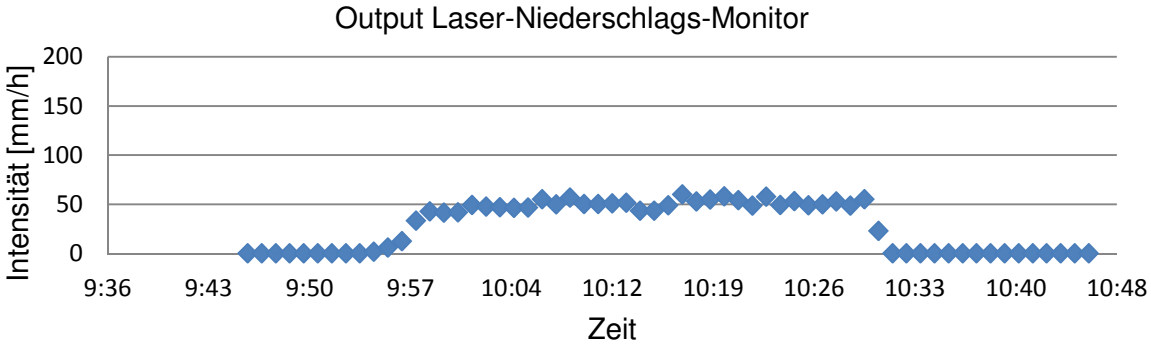


Abb. 8: 30-minütige-Messung der Intensität eines simulierten Regens durch LNM

In Abbildung 9 ist die Intensität in Gewichtszunahme über die Zeit dargestellt (Aufzeichnung mit NMTU). Hier bedeutet eine lineare Zunahme des Gewichtes eine konstante Intensität. Es ist diesbezüglich zu erkennen, dass um ca. 14:20 Uhr die Neigung der Kurve als Folge der Wasserdruckerhöhung in dem Rohrsystem steigt.

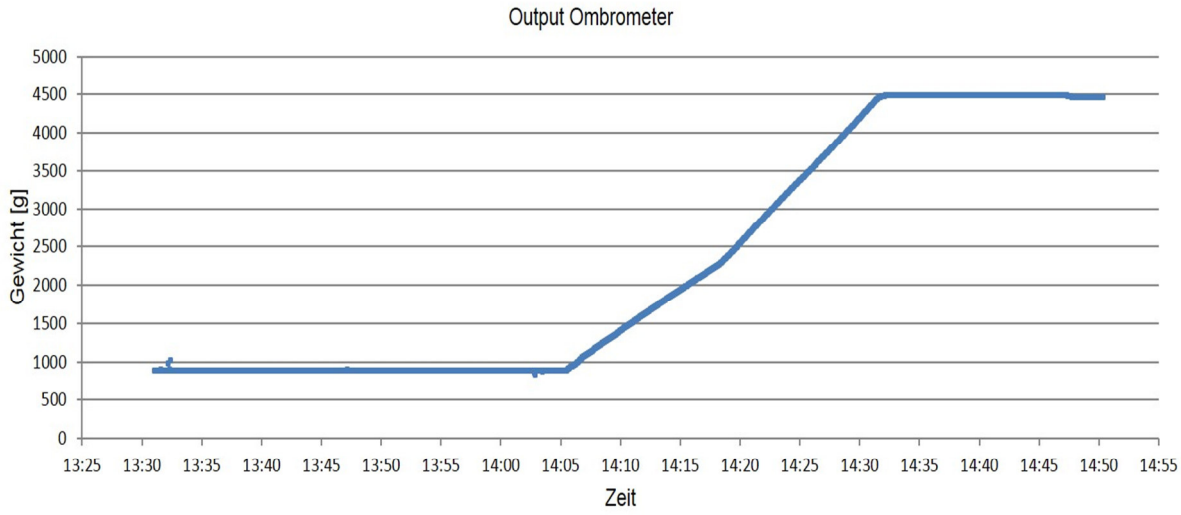


Abb. 9: 30-minütige-Messung der Intensität eines simulierten Regens durch NMTU

3.2.2 Räumliche Verteilung

Die räumliche Verteilung des erzeugten Regens hängt u.a. von der Netzkonfiguration, dem Wasserdruck im Rohrsystem und dem Zustand der Tropfer ab. Überdies sind die Ergebnisse der Untersuchungen zur räumlichen Verteilung auch von der Größe der Auffangbehälter und deren Aufstellung über der Beregnungsfläche beeinflusst. Durchgeführte Untersuchungen zeigen dass bei der Nutzung eines Zerstäubungsnetzes, die Intensität im Außenbereich niedriger ist als im mittleren Bereich. Das liegt daran, dass im Gegenteil zu den anderen Auffangbehältern, die Behälter am Rand nur von einer Seite beregnet werden. Untersuchungen ohne Netz weisen wiederum darauf hin, dass die Position des Auffangbehälters eine entscheidende Rolle spielt, da es einen Unterschied in der Anzahl von Tropfern geben kann, die einen Behälter beregnen. In Abbildung 10 sind die Ergebnisse einer Untersuchung zur räumlichen Verteilung mit der Nutzung eines Armierungsgewebes (3mm Maschenweite)als Netz aufgezeigt. Hierfür sind 72 Auffangbehälter (16 cm x 24 cm) auf der gesamten Fläche systematisch im Raster aufgestellt worden. Zur Verdeutlichung sind die Ergebnisse mit einer bedingten Formatierung dargestellt.

33	38	38	32	41	42	42	26
40	47	48	55	58	51	51	42
41	46	48	46	51	51	53	39
42	47	49	55	59	53	50	33
44	53	54	50	56	50	48	35
51	48	46	51	51	54	48	41
45	49	49	49	57	47	40	46
41	50	50	54	71	57	52	47
28	38	38	42	49	36	40	42

Abb. 10: Untersuchung zur räumlichen Verteilung mit 72 (16 cm x 24 cm) Auffangbehältern

3.2.3 Tropfeneigenschaften

Mittels des LNM können neben der Regenintensität auch die Parameter Tropfengröße und Tropfenfallgeschwindigkeit erfasst werden. In Abbildung 11 ist die Verteilung der Tropfendurchmesser eines natürlichen und eines simulierten Ereignisses mit ähnlichen Intensitäten dargestellt.

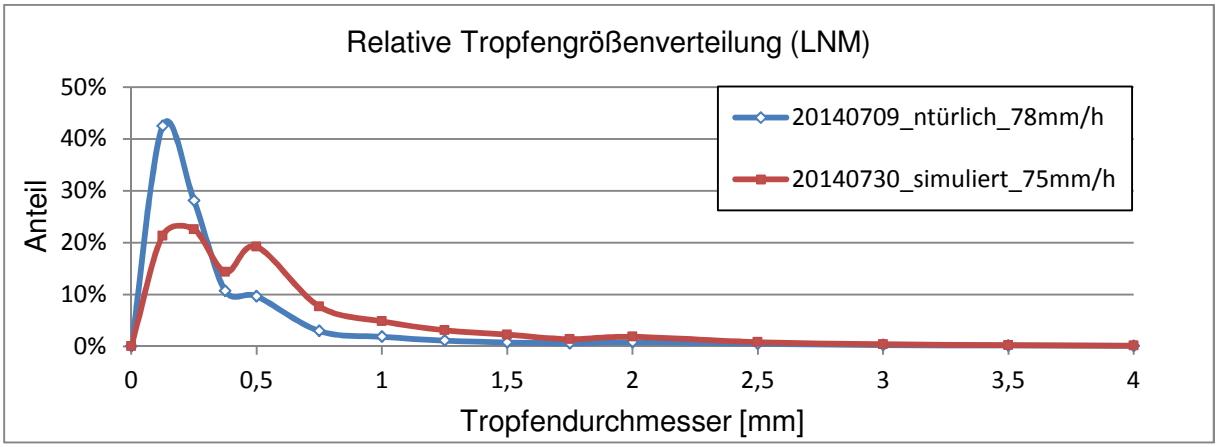


Abb. 11: Vergleich der Tropfendurchmesser von natürlichen und simulierten Ereignissen mit ähnlichen Intensitäten

Das natürliche Ereignis fand am 09. Juli 2014 am südwestlichen Hamburger Stadtrand statt. In Abbildung 12 ist die Verteilung der entsprechenden Tropfenfallgeschwindigkeit dargestellt.

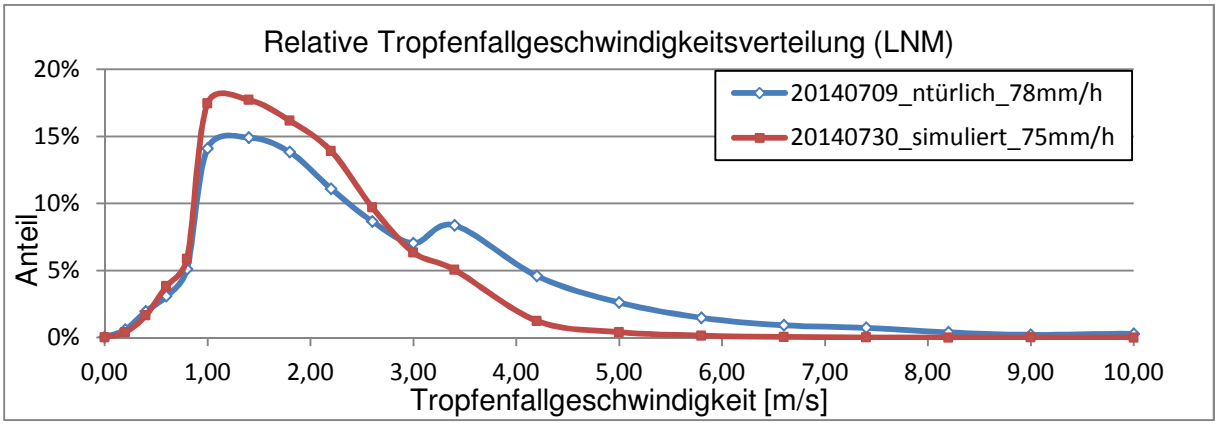


Abb. 12: Vergleich der Tropfenfallgeschwindigkeit von natürlichen und simulierten Ereignissen mit ähnlichen Intensitäten

3.3 Zusammenfassung der Eigenschaften des simulierten Regens

Die in der Tabelle 3 aufgeführten Parameter geben die erzeugbaren Niederschlagscharakteristika des RS-TUHH wieder.

Tab. 3: Eigenschaften des simulierten Regens

Intensität [mm/h]	3 – 200
Räumliche Verteilung	Variabel*
Tropfengrößenbereich [mm]	0,125 – 5
Mittl. Tropfengröße [mm]	0,4 – 0,65
Fallgeschwindigkeitsbereich [m/s]	0,2 – 8
Mittl. Fallgeschwindigkeit [m/s]	1,8 – 2,6

*Dieser Parameter hängt sowohl von der Netzkonfiguration als auch von dem Sammlungssystem ab.

Die Versuche zur möglichen Intensität der Beregnung haben ein hohes Maß an Variabilität ergeben. So sind Intensitäten im Bereich zwischen 3 mm/h und 200 mm/h erzeugt worden. Die Konstanz der eingestellten Intensität pro Versuch ist durch längere Beregnungszeiten überprüft worden. Versuchsergebnisse zeigen, dass es eine große Anzahl von Faktoren gibt, welche die räumliche Verteilung beeinflussen. Die erzeugten Tropfengrößenspektren liegen im naturähnlichen Bereich. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anteil der größeren Tropfen bei den simulierten Regen größer ist als bei den natürlichen. Aufgrund der geringen Fallhöhe ist der Anteil der Tropfen mit höheren Fallgeschwindigkeit kleiner bei den simulierten Regen. Die nutzbare Datengrundlage natürlicher Niederschlagsereignisse, erzeugt durch Langzeitmessungen mit dem LNM, erlaubt den Vergleich der Tropfenspektren von Regen verschiedener Intensitäten.

4. Ausblick

Der “RS-TUHH” ist Ende 2013 fertig gestellt worden. Seitdem werden unterschiedliche Untersuchungen durchgeführt, die teilweise der Weiterentwicklung des Regensimulators dienen. Gleichzeitig wird der Regensimulator für die Beregnung von hydraulischen Modellen verwendet. In Abbildung 13 ist beispielhaft die Versuchsanlage zur Analyse des Retentionsvermögens von Gründächern dargestellt.

Abb. 13: Versuchsanlage zur Analyse des Retentionsvermögens von Gründächern

Derzeit wird am Institut für Wasserbau der TU Hamburg-Harburg ein kleinmaßstäbliches Stadtmodell entwickelt und aufgebaut. Versuche mit dem „RS-TUHH“ zur Untersuchung der Abflussverteilung, der Versickerung und Rückhaltung der Niederschläge unter verschiedenen Laborbedingungen sind für März 2015 geplant. Des Weiteren sind künftige Untersuchungen zum Thema Bodenabtragung in Planung.

Literatur

CERDÁ, A. (1999): Simuladores de lluvia y suaplicatión a la Geomorfologia. Estado de la cuestión. Department de Geografica. Universitat de Valencia, Spain: Centro de Investigaciones sobre Desertificación CIDE, Cuadernos I. Geografica, S. 45-84.

FERNANDEZ-GALVEZ, J., BARAHONA, E. & M. D. MINGORANCE (2008): Measurement of Infiltration in Small Field Plots by a Portable Rainfall Simulator: Application to Trace-Element Mobility. Water Air Soil Pollut 191: 257-264: Springer Science + Business Media B.V., 2008. DOI 10.1007/s11270-008-9622-2.

HELLMERS, S., MANOJLOVIC, N., PALMARICCIOTTI, G., KURZBACH, S. & P. FRÖHLE (2015): Multiple linked sustainable drainage systems in hydrological modelling for urban drainage and flood risk management. Journal of flood risk management, Vol.: Special Issue CORFU, in press.

HÜMANN, M., SCHÜLER, G., MÜLLER, CH., SCHNEIDER, R., JOHST, M. & TH. CASPARI (2011): Identification of runoff processes – The impact of different forest types and soil properties on runoff formation and floods. Journal of Hydrology 409: 637-649.

IPCC (2012): Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cam-bridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA.

ISERLOH, T., RIES, J.B., ARNÁEZ, J., BOIX-FAYOS, C., BUTZEN, V., CERDÀ, A., ECHEVERRÍA, M.T., FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J., FISTER, W., GEIßLER, C., GÓMEZ, J.A., GÓMEZ-MACPHERSON, H., KUHN, N.J., LÁZARO, R., LEÓN, F. J., MARTÍNEZ-MENA, M., MARTÍNEZ-MURILLO, J.F., MARZEN, M., MINGORANCE, M.D., ORTIGOSA, L., PETERS, P., REGÜÉS, D., RUIZ-SINOGA, J.D., SCHOLTEN, T., SEEGER, M., SOLÉ-BENET, A., WENGEL, R. & S. WIRTZ (2013): European small portable rainfall simulators: A comparison of rain-fall characteristics. Catena Elsevier Journals.

ISERLOH, T. (2013): Dissertation: Niederschlagssimulationen mit kleinen mobilen Beregnungsanlagen - Tropfenerzeugung, Regnervergleich, windbeeinflusster Niederschlag. Trier: Universität Trier, 2013.

KING, B.A., WINWARD, T.W. & D.L. BJORNEBERG (2010): Laser precipitation monitor for measurement of drop size and velocity of moving spray-plate sprinklers S. 263-271.

MANIAK, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure. 5., bearb. u. erw. Aufl.: S. 1-666. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.

PALL, R., DICKINSON, T., BEALS, D. & R. MCGIRR (1983): Development and calibration of a rainfall simulator. Can. Agric. Eng. 25: 181-187

SCHMIDT, S. (2005): Bestimmung der Tropfengrößenverteilung und der Fallgeschwindigkeiten der Tropfen in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität des Kieler Regensimulators, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

SPANKNEBEL, H.-G. (2006): Überschwemmungsgebiete und Hochwassergefahrenkarten als Instrumente der Hochwasservorsorge. In: KLEEBERG, H.-B. & H. NACKEN (Hrsg.): Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 18.06: S. 145-168.

THIES-KLIMA (2007): Laser Niederschlags Monitor - Bedienungsanleitung. ADOLF THIES GmbH &Co. KG Göttingen.

TISCH, W. (2011): B.i.o-Tech: Kleinmengen Durchflussmesser (Low-flowFlowmeter), Datenblatt.

Vorsorge gegen urbane Sturzfluten – Entwicklung kommunaler Schutzkonzepte auf Basis der 2D-Modellierung mit HYDRO_AS-2D

Alpaslan Yörük, Oliver Buchholz, Robert Mittelstädt

Zusammenfassung

Der Beitrag stellt eine einfache und effektive Methode vor, mit dem die Gefahren ermittelt werden können, die auf dem Gebiet einer Kommune bei urbanen Sturzfluten entstehen. Sie wurde bereits mehrfach in der Praxis angewandt und trägt wirkungsvoll zur Verhinderung von Hochwasserschäden bei (Stadt Dillenburg, Stadt Düsseldorf). Die Gefahrenanalyse erfolgt in zwei Schritten: 1. Das Screening-Modell (DGM inkl. Gebäude) identifiziert die Gefahrenbereiche und ermöglicht eine Abgrenzung der Gebiete, die näher zu untersuchen sind. 2. Ein detailliertes 2D-Modell mit hoher Auflösung und integrierten maßgeblichen Kanalnetzpunkten liefert genaue Angaben über die zu erwartenden Überflutungstiefen und Fließgeschwindigkeiten. Eine Variantenbetrachtung ermöglicht es, maßgebliche Fließwege und gefährdete Gebiete auszuweisen und die Ursache des Gefahrenpotenzials zu definieren. Auf Basis dieser Ergebnisse lassen sich konkrete Schutzmaßnahmen konzipieren, die wiederum mit dem 2D-Modell überprüft und bemessen werden. Die so gewonnenen Informationen versetzen Kommunen und Anwohner in die Lage, sich gezielt und effektiv gegen urbane Sturzfluten zu wappnen.

1. Schritte zur Aufstellung kommunaler Schutzkonzepte

Tropische Wetterverhältnisse führten im Sommer 2014 in ganz Deutschland zu heftigen Starkregenereignissen. In vielen Städten überschwemmten die Wassermassen ganze Straßenzüge; sogar Tote waren zu beklagen. Feuerwehren und Helfer waren stundenlang im Einsatz, um vollgelaufene Keller leer zu pumpen und Schäden zu beseitigen. Meteorologen warnen davor, dass die Gefahr urbaner Sturzfluten in den kommenden Jahren zunehmen wird. (DWD 2014) Deshalb sollten Städte und Gemeinden es als ihre Aufgabe ansehen, die Gefährdungslage zu analysieren und Vorsorgemaßnahmen zu treffen. Der Bau größerer Kanäle stellt nach einhelliger Fachmeinung keine sinnvolle Lösung dar, vielmehr sind kommunale Schutzkonzepte zu entwickeln, die die hydrologisch-hydraulischen Bedingungen vor Ort sehr genau berücksichtigen und zeigen vielfältige Vorsorgemöglichkeiten einbeziehen.

Ein kommunales Hochwasserschutzkonzept sollte in den folgenden Stufen erstellt werden:

- Gefährdungs- und Risikoanalyse
- Risikobewertung und Festlegung von Schutzzielen
- Konzeption und Umsetzung von Maßnahmen
- Risikokommunikation

Das DWA Merkblatt M 119 "Gefährdungsanalyse zur Überflutungsvorsorge Kommunaler Entwässerungssysteme" liefert Hinweise, an dessen Vorgaben Kommunen und Ingenieurbüros sich orientieren können (DWA (2015)).

2. Gefährdungsanalyse

Die Gefahrenanalyse erfolgt in zwei Schritten:

1. Das Screening-Modell (DGM inkl. Gebäude) betrachtet das ganze Gebiet der Kommune, identifiziert die Gefahrenbereiche und ermöglicht eine Abgrenzung der detailliert zu untersuchenden Gebiete.

2. Das detaillierte 2D-Modell betrachtet die in Schritt 1 abgegrenzten Gebiete mit hoher Auflösung (inkl. Bruchkanten, Straßen, Gebäude, evtl. Gewässer etc.) und integrierten maßgeblichen Kanalnetzpunkten. Es liefert genaue Angaben über die zu erwartenden Überflutungstiefen und Fließgeschwindigkeiten. Aus der Kanalisation austretendes Wasser wird durch die Kopplung an ein Kanalnetzmodell im 2D-Modell berücksichtigt

Mit dem hydrodynamischen 2D-Modell HYDRO_AS-2D (NUJIC 2014) lassen sich die auftretenden Oberflächenabflüsse räumlich, instationär, unter Lösung der vollständigen 2D-Flachwassergleichungen modellieren. Es bildet den Prozess der Abflusskonzentration in natürlichen und urbanen Einzugsgebieten sehr detailliert ab und ermöglicht die realitätsnahe Modellierung von Starkniederschlägen mit unterschiedlicher Auftrittshäufigkeit.
Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens findet sich in BUCHHOLZ et. al (2015).

3. Screening verdeutlicht die maßgeblichen Gefahrenbereiche

Im Screening-Schritt lassen sich mit überschaubarem Aufwand für Datenbeschaffung, Analyse und Modellierung die maßgeblichen Gefahren- und Risikobereiche eines urbanen Bereichs ermitteln. Zunächst wird die Topografie des Urbanbereichs untersucht. Als Datengrundlage dient ein DGM im 1x1-m-Raster, das mit GIS-Werkzeugen auf Neigung, Senken und Abflussrichtung untersucht wird. Eine Abfluss-Simulation mit HYDRO_AS-2D liefert erste Werte zum Oberflächenabfluss bei Starkregen, potenziellen oberirdischen Abflussbahnen, Überflutungsflächen, Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten (Abbildung 1).
Mit einem hydrodynamischen oder hydrologischen Kanalnetzmodell erhält man zusätzliche Informationen zu überstaugefährdeten Bereichen im Kanalnetz und den zu erwartenden Austrittsvolumina.

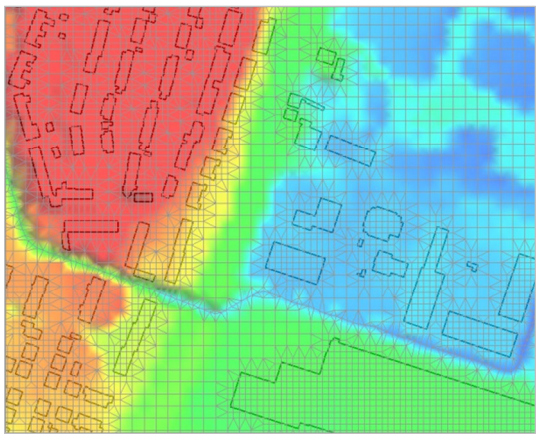


Abb. 1: Das 2D-Modell auf Basis des DGM 1x1m-Raster liefert erste Aussagen zu den gefährdeten urbanen Bereichen

4. Untersuchung der Bereiche mit erhöhtem Gefährdungspotenzial mit 2D-Simulation

Die Bereiche, für die nach dem Screening-Schritt eine signifikante Gefährdung besteht, werden im nächsten Bearbeitungsschritt detailliert in einem 2D-Berechnungsnetz abgebildet [3].
Das Berechnungsnetz des 2D-Feinmodells (Abbildung 2) besitzt im Vergleich zum Screening-Modell eine 5- bis 10-mal höhere Knotendichte. Zusätzlich enthält es Vermessungsdaten von Gewässerprofilen, Gebäudeumrisse mit Informationen zu Durchfahrten und Tiefgaragen, Straßenverläufe, sonstige maßgebliche Bruchkanten, Kanalschächte und evtl. weitere

Vermessungsdaten hochwasserrelevanter Bauwerke. Zur Integration des Kanalnetzes in die Berechnung, werden die Ergebnisse der Kanalnetzmodellierung des Screening-Schritts für die Übergabe an das 2D-Oberflächenmodell aufbereitet. Eine Datenbank generiert für jeden einzelnen überstauten Schacht eine Überstauganglinie, die in das Feinmodell eingeht.

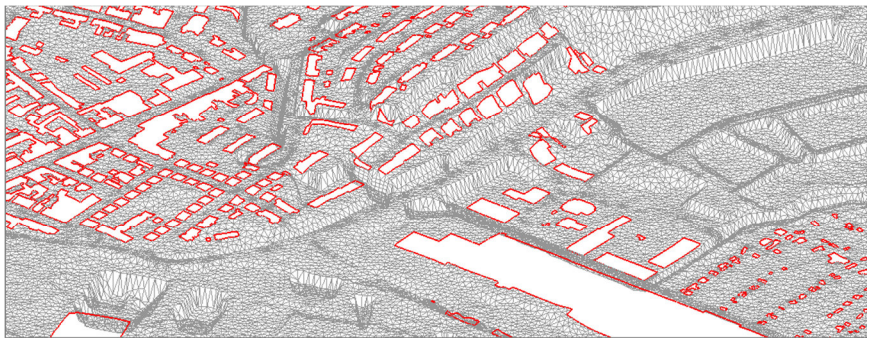


Abb. 2: Das Berechnungsnetz des 2D-Feinmodells bildet Gelände und Gebäude sehr genau ab (3D-Ansicht; rot: Gebäude).

4.1. Hydrologische Randbedingungen

Im Unterschied zum Grobmodell werden die Effektivniederschläge für das 2D-Feinmodell abhängig von der Landnutzung differenzierter betrachtet. Das 2D-Feinmodell wird mit den entsprechend abgeminderten oder erhöhten Niederschlägen der maßgeblichen Dauer (z.B. eine Stunde lang) belastet (Blockniederschlag, Intensität entsprechend Neff/h). Als Überflutungsszenarien werden die Wahrscheinlichkeiten HQ10 (hoch), HQ30 (mittel) und HQ100 (gering) berechnet.

4.2. Variantenrechung und Ergebnisse

Die Ausbreitungs- und Überflutungsberechnung des Oberflächenabflusses mit HYDRO_AS-2D erfolgt mit Varianten, die die folgenden Abflüsse berücksichtigen:

- nur die aus den Schächten austretenden Abflüsse
- die aus den Schächten austretenden Abflüsse und die mit dem 2D-Modell berechneten Oberflächenabflüsse
- die aus den Schächten austretenden Abflüsse und die mit dem 2D-Modell berechneten Oberflächenabflüsse mit Wiedereinschöpfung in das Kanalnetz.

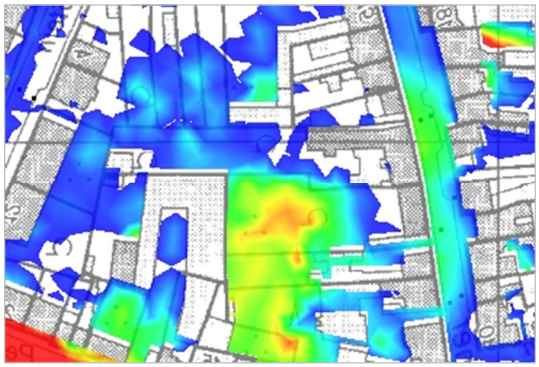


Abb. 3: Das Feinmodell liefert detaillierte Angaben zu den bei einem Starkregen auftrenden Fließtiefen und -geschwindigkeiten

Die 2D-Modellierung liefert detaillierte Angaben zu Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, wie in Abbildung 3 dargestellt. Aus den Berechnungsergebnissen lässt sich die Gefährdung für Menschen und Sachwerte bei Starkregen ableiten und in Gefahrenkarten darstellen. Als Risikobereich wird ein Überflutungsbereich definiert, in dem Bebauung von Überflutung betroffen ist. Zusätzlich kann noch eine Bewertung nach potenzieller Schadenshöhe erfolgen. Für die Risikobereiche lassen sich dann mögliche Maßnahmen zur Risikovermeidung oder -minderung formulieren und konzipieren.

5. Entwicklung und Zusammenstellung von Maßnahmen

Die Minderung von potenziellen Überflutungsschäden in einer Kommune kann mit Maßnahmen in unterschiedlichen Bereichen erreicht werden:

- im Kanalnetz: Ableitung, Verteilung und Rückhalt von Kanalabflüssen
- auf angeschlossenen Flächen: Reduzierung der Zuflüsse zum Kanalnetz
- an Gewässern und im Gelände: Rückhalt, Ableitung, Schutz
- an gefährdeten Objekten, insbesondere wichtigen Infrastruktureinrichtungen
- flankierende Maßnahmen: Information, Warnung etc.

Bei der Bewertung und der Kombination von Maßnahmen sind Aspekte wie Bestandsschutz, Gefährdung, Kosten-Nutzen, Realisierungsmöglichkeiten etc. zusätzlich zu berücksichtigen.
Mit dem in der Feinanalyse erstellten Modell lässt sich ihre Wirksamkeit direkt überprüfen.
Die beschriebene Vorgehensweise versetzt Kommunen und Anwohner in die Lage, gezielt und wirksam vorzusorgen und Finanzmittel effizient einzusetzen.

Literatur

BUCHHOLZ, O., HATZFELD, F., MITTELSTÄDT, R., & A. YÖRÜK (2015): Vorbereitet sein auf urbane Sturzfluten – Verfahren zur Entwicklung kommunaler Schutzkonzepte auf Basis der 2D-Modellierung mit HYDRO_AS-2D. In: Korrespondenz Abwasser Abfall 2015, Nr. 2, S: 138-144

DWA (2015): Entwurf des Merkblatts M 119 "Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge - Analyse von Überflutungsgefährdungen und Schadenspotenzialen zur Bewertung von Überflutungsrisiken", Hennef

DWD (2014): Großwetterlage ‚Tief Mitteleuropa' (TM) brachte Ende Juli 2014 monsunartige Niederschläge in Teilen Deutschlands. Wird diese sommerliche Wetterlage mit dem Klimawandel künftig in Deutschland häufiger auftreten? Stellungnahme des DWD vom 30.07.2014, Internetveröffentlichung unter http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU23/besondere__ereignisse__deutschland/niederschlaege/DWD__StellungnahmeExtremeNiederschlaegeJuli2014,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/DWD_StellungnahmeExtremeNiederschlaegeJuli2014.pdf, Heruntergeladen am 29.01.2015

NUJIC, M., HYDROTEC (2014): HYDRO_AS-2D - Programm zur 2D-hydrodynamischen Modellierung von Fließgewässern, Version 3.1; Dr. Nujic, Rosenheim; Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen; 2014

Alles RoGeR? Modellierung von Sturzfluten aufgrund von Starkniederschlägen

Andreas Steinbrich, Markus Weiler, Hannes Leistert

Zusammenfassung

Das Modell RoGeR (Runoff Generation Research) quantifiziert die Abflussbildungsprozesse in hoher räumlicher (bis 1 m²) und zeitlicher (bis 1 min.) Auflösung. RoGeR wird anhand flächenhaft verfügbarer Daten und Expertenwissen aus der Abflussbildungsforschung parametrisiert. Daher ist keine Kalibrierung erforderlich und das Modell ist skalenübergreifend von der Plot- bis zur Einzugsgebietsskale in ganz Baden-Württemberg für alle Vorfeuchtebedingungen und flüssige Niederschlagstypen einsetzbar. Das Modell wurde in 13 mesoskaligen Einzugsgebieten anhand von 36 beobachteten N-A-Ereignissen und anhand von 7 Großberegnungsversuchen validiert. RoGeR soll künftig in Baden-Württemberg zur Abschätzung der Disposition durch Sturzfluten in Folge von Starkniederschlägen eingesetzt werden.

1. Einleitung

Sturzfluten in Folge von Starkniederschlägen führen regelmäßig zu beträchtlichen Schäden und gefährden Menschenleben. Anders als Hochwasserereignisse an den größeren Flüssen sind diese Ereignisse räumlich und zeitlich eng begrenzt. Dennoch liegen die landesweit durch solche Ereignisse verursachten Schadenssummen in der gleichen Größenordnung wie die durch Hochwasser an größeren Flüssen entstehenden Schäden (MÜNCHENER RÜCKVERSICHERUNGS-GESELLSCHAFT 1999). Da an größeren Flüssen zum Teil schon seit langer Zeit kontinuierliche Abflussmessungen durchgeführt werden ist eine extremwertstatistische Abschätzung der dort zu erwartenden Hochwasserscheitel möglich. Die relativ langen Vorwarnzeiten erlauben zudem ein vorsorgendes Hochwassermanagement. Entlang der Flüsse mit Einzugsgebieten > 10 km² werden derzeit in Baden-Württemberg Hochwassergefahrenkarten erarbeitet, die es erlauben gefährdete Bereiche auszuweißen. Die Abschätzung der Gefahren durch Sturzfluten in Folge von Starkniederschlägen ist dagegen wesentlich problematischer. Es gibt keine langjährigen Messreihen zu solchen Ereignissen, die dazu genutzt werden könnten extremwertstatistische Analysen durchzuführen oder Niederschlag-Abflussmodelle zu kalibrieren. Vorhersagen zu extremen Starkniederschlagsereignissen sind nur sehr kurzfristig möglich und mit sehr großer Unsicherheit behaftet. An der Professur für Hydrologie Freiburg wurde im Rahmen des Wasser-und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) das Modell RoGeR (Runoff Generation Research Model) entwickelt um die Abflussbildungsprozesse in der Fläche für unterschiedliche Niederschlagsereignistypen (kurze Starkniederschläge / lange ergiebige Landregen) und für verschiedene Vorfeuchtebedingungen abzubilden (STEINBRICH & WEILER 2012a-c). Bis 2014 wurde das Modell unter der Bezeichnung Distributed RunOff Generation Model (DROGen) bekannt gemacht. Das Modell nutzt landesweit verfügbare Daten in Verbindung mit Expertenwissen aus der weltweiten Abflussbildungsforschung und ist ohne Kalibrierung in der Lage die Abflussbildungsprozesse landesweit für Baden-Württemberg in einer räumlichen Auflösung von bis zu 1*1 m² abzubilden. Damit steht nun in Verbindung mit räumlichen Informationen zu Auftretenswahrscheinlichkeiten von Starkniederschlägen und Vorfeuchtebedingungen ein Werkzeug zur Verfügung das flächendecken Aussagen zu den Risiken durch lokale Sturzfluten erlaubt.

2. Modell und Daten

Das Modell RoGeR impliziert alle wesentlichen Prozesse, die bei der Abflussbildung in der Fläche (Abbildung 1) bei Regenereignissen ohne Schnee- und Frosteinfluss eine Rolle spielen sowie die Prozesse der Abflusskonzentration für die verschiedenen Abflusskomponenten. Die Prozesse der Abflussbildung werden entsprechend der gewählten zeitlichen Auflösung dynamisch abgebildet. Der zu wählende Zeitschritt ist durch die zeitliche Auflösung der Niederschlagdaten vorgegeben. Alle zugrunde liegenden Eingangsparameter sind entweder räumlich verteilt als GIS-Daten aufbereitet oder liegen als tabellarische Daten vor, die mit räumlich verteilten Daten verknüpft werden. Die räumliche Auflösung des Modells ergibt sich aus der räumlichen Auflösung der Eingangsdaten. Die höchste sinnvolle Auflösung ist durch die höchste Auflösung der Eingangsdaten (derzeit 1*1m²) begrenzt. Da RoGeR nicht kalibriert wird und räumlich verteilt arbeitet kann es skalenübergreifend von der Plotskale bis zum mesoskaligen Einzugsgebiet eingesetzt werden. Für alle Parameter und Zeitschritte ist die Ausgabe in Form von räumlich verteilten Daten möglich. Die Abflusskonzentration wird für die verschiedenen Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss, schneller Zwischenabfluss, langsamer Zwischenabfluss und Tiefenperkolation) anhand eines geomorphologischen Einheitsganglinienverfahrens realisiert.

In Abbildung 1 sind die Modellvorstellungen zu den Abflussbildungsprozessen veranschaulicht. Die erst später implementierte Infiltration durch Trockenrisse ist hier noch nicht abgebildet

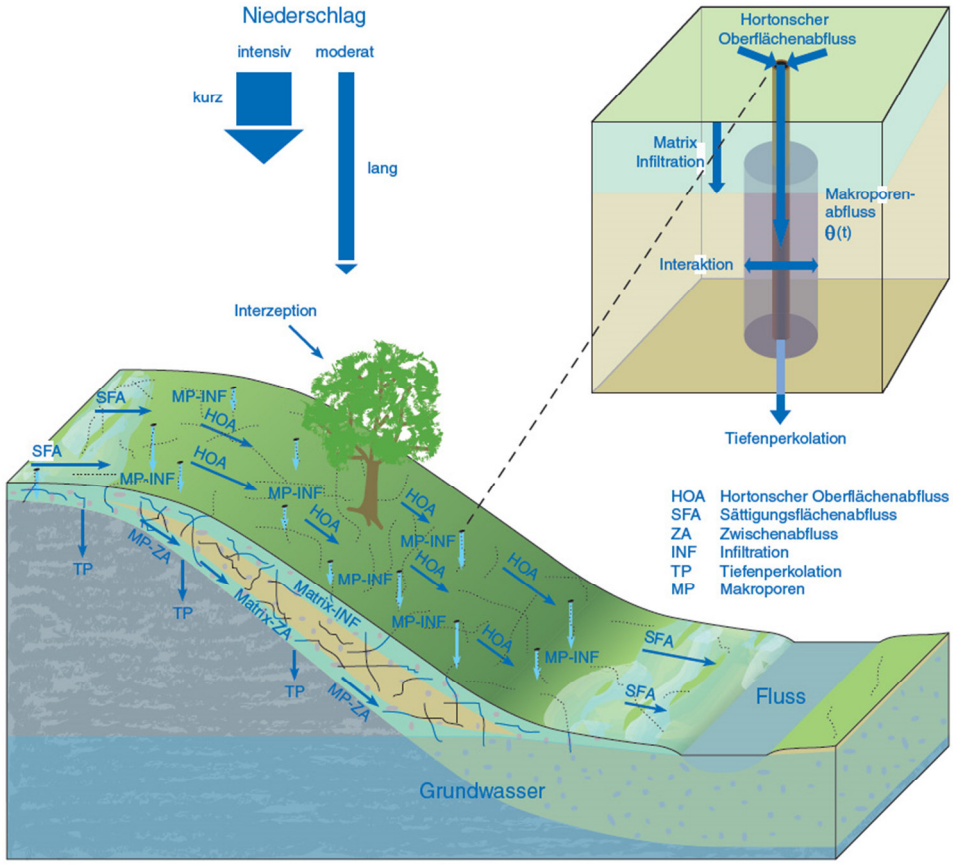


Abb. 1: Modellvorstellung zu den in RoGeR berücksichtigten Abflussbildungsprozessen.

In Tabelle 1 sind für die einzelnen Prozesse die im Modell verwendeten Methoden und die erforderlichen Eingangsparameter dargestellt. Abbildung 2 zeigt wie im Modell die Fließgeschwindigkeiten des schnellen Zwischenabflusses (MP-ZA) parametrisiert werden und stellt die Parametrisierung Ergebnissen von Feldversuchen gegenüber, für die in der Literatur neben den Fließgeschwindigkeiten auch Informationen zu Gefälle, Hanglänge, Landnutzung sowie teilweise zu Vorfeuchte und Tiefe des Prozesses dokumentiert wurden.

Tab. 1: In RoGeR berücksichtigte Prozess, zugrunde liegende Methodik und Parameter (P_{eff} = Effektives Porenvolumen, Ks = gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, SFS = Saugspannung an der Sättigungsfront).

Prozess	**Methode**	**Eingangsparameter**
Interzeption	Leaf Area Index parametrisiert nach Bremicker (2000)	Landnutzung, Jahreszeit
Matrix Infiltration	Green&Ampt (1911) für variable Niederschlagintensitäten nach Peschke (1985)	Niederschlagsintensität, P_{eff}, Vorfeuchte, k_s Boden, SFS, Versiegelungsgrad
Makroporenausstattung (Dichte und Länge vertikaler und hangparalleler Makroporen)	Regionalisierung	Landnutzung, Versiegelungsgrad, Skelettgehalt des Bodens, Bodenmächtigkeit, Grundwasserflurabstand
Makroporen Infiltration	Modifizierte Green&Ampt-Infiltration für eine horizontale, radiale Sättigungsfront nach (Beven & Clarke 1986)	Makroporenausstattung, Tiefe der Sättigungsfront durch Matrixinfiltration, Matrixinfiltration-Überschuss, P_{eff} , Vorfeuchte, k_s Boden, SFS
Trockenriss Infiltration	Modifizierte Green&Ampt-Infiltration für eine horizontale, lineare Sättigungsfront (Steinbrich & Weiler 2014)	Tongehalt, Vorfeuchte, Tiefe der Sättigungsfront aus Matrixinfiltration, Matrixinfiltration-Überschuss, P_{eff}, Vorfeuchte, k_s Boden, SFS
Horton'scher Oberflächenabfluss (HOA)	Infiltrations-Überschuss (Horton 1933)	Niederschlag, Gesamtinfiltration
Grundwasser-Flurabstand	Vertical Distance to Groundwater (Olaya 2004)	Gewässernetz, Digitales Höhenmodell
Bodenspeicher	Dynamische Bilanzierung	nFK, LK, Bodenwassergehalt, Grundwasser-Flurabstand
Tiefenperkolation (TP)	Gegenüberstellung von Sickerung aus dem Bodenspeicher und k_s Untergrund	nFK-Überschuss k_s Untergrund, Grundwasser-Flurabstand
Matrix Zwischenabfluss (Matrix-ZA)	Darcy	TP-Überschuss, LK, k_s Boden, Gefälle
Makoporen Zwischenabfluss (MP-ZA)	Tiefen- Gefälleabhängige Fließgeschwindigkeiten (Abb. 2)	TP-Überschuss, LK, Landnutzung, Gefälle, Tiefe des Sättigungswasserspiegels
Sättigungsflächenabfluss (SFA)	Dynamische Bilanzierung	LK, ZA-Überschuss, Grundwasser-Flurabstand, Landnutzung
Konzentration Oberflächenabfluss	Geomorphologisches Einheitsganglinienverfahren (GeoUH) oder Dynamisches Abflussouting des Oberflächenabflusses nach Manning-Strickler und des ZA gemäß Abb. 2	Landnutzung, Gefälle
Konzentration Zwischenabfluss		Bodenmächtigkeit, Makoporenausstattung, Gefälle, k_s Boden
Konzentration Grundwasserabfluss		k_s Geologie, Gefälle, Fließgeschwindigkeit Karst

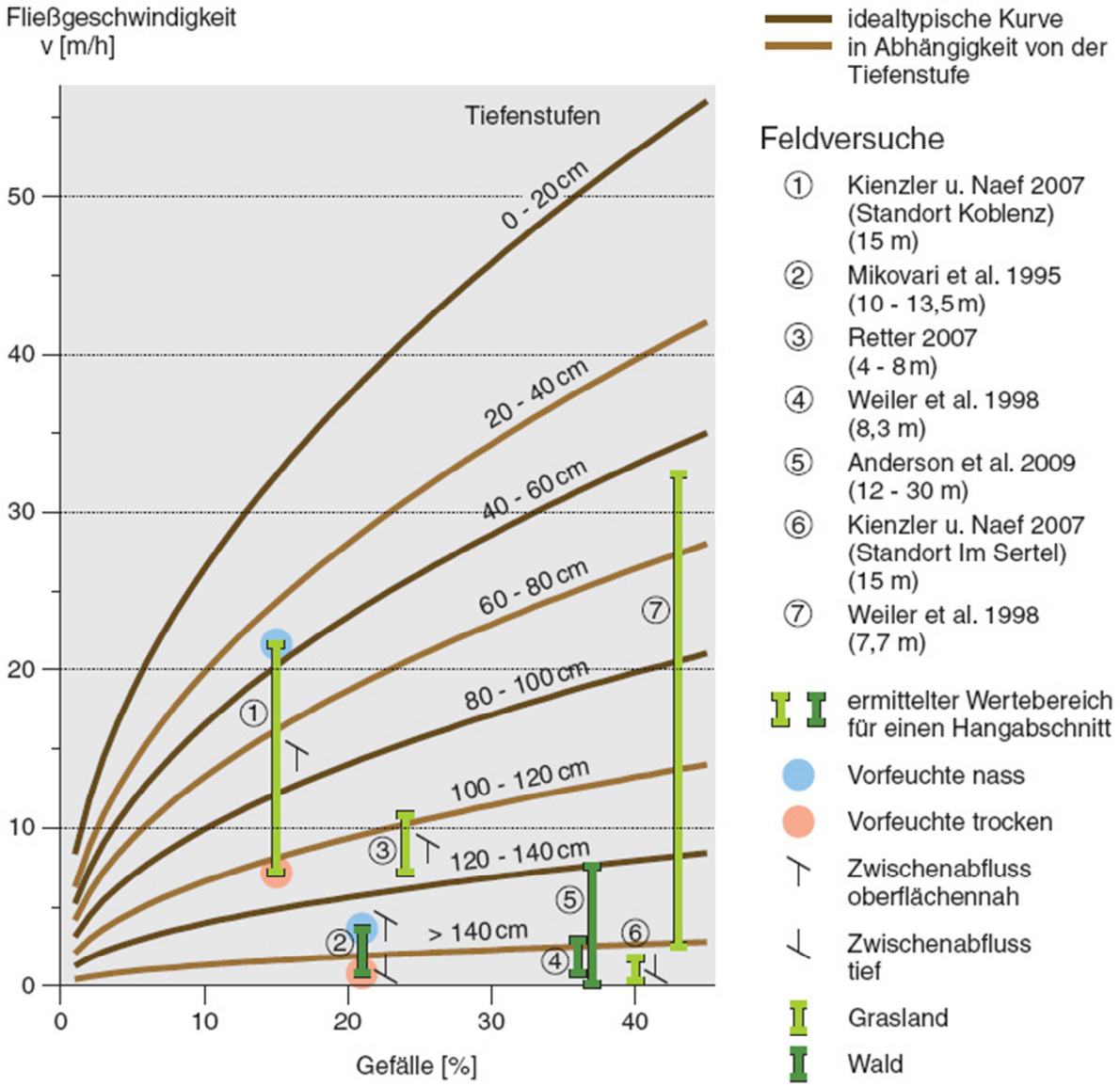


Abb.2: Parametrisierung der Fließgeschwindigkeiten (für Abflussbildung und Abflusskonzentration) für den schnellen Zwischenabfluss (Makroporen). Die gekrümmten Linien definieren den Zusammenhang zwischen dem Gefälle und der mittleren Fließgeschwindigkeit des Zwischenabflusses im Modell für verschiedene Tiefenklassen im Boden. Die vertikalen geraden Linien decken den Bereich von Fließgeschwindigkeiten ab, der im Rahmen von Feldversuchen beobachtet wurde. Jede vertikale Linie repräsentiert hier einen Versuchshang. Die Position der vertikalen Linien ist dabei definiert durch das mittlere Gefälle des Testhangs (X-Achse) und die Fließgeschwindigkeiten, die an einer oder mehreren Sektionen des Testhangs ermittelt wurden (Y-Achse). Für den Fall, dass Informationen zu Vorfeuchte und Tiefe des Prozesses vorlagen, sind diese Informationen dargestellt. Die Länge der Versuchshänge ist auf der rechten Seite der Graphik in Klammern wiedergegeben.

3. Weiterentwicklungen von RoGeR

3.1 Neue Eingangsdaten

Zur landesweiten Parametrisierung der Bodeneigenschaften stand ursprünglich nur die Bodenübersichtskarte (BÜK) 1:200.000 zur Verfügung. Die gesättigte Leitfähigkeit der Böden, die Luftkapazität sowie die Saugspannung an der Sättigungsfront wurde für die Bodenklassen der BÜK entsprechend einer Klassifizierung nach RAWLS, BRAKENSIEK & MILLER (1983) zugeordnet (STEINBRICH & WEILER 2012a). Inzwischen ist für den größten Teil Baden-Württembergs die Bearbeitung der Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:50.000 (BK50) abgeschlossen und wurde der Professur für Hydrologie Freiburg als GIS-Datensatz zu Testzwecken vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau zur Verfügung gestellt. Für Einzugsgebiete, die durch diese Daten abgedeckt werden, konnte die Auswirkung der Parametrisierung mit den BK50-Daten auf die Modellergebnisse von RoGeR im Vergleich zu der Parametrisierung aufgrund der BÜK getestet werden. Die BK 50-Daten sind erwartungsgemäß räumlich wesentlich besser aufgelöst als die Daten der BÜK und weisen Informationen zu mehreren Horizonten auf. Die Parameter k_f und Luftkapazität des Oberbodens werden für die Landnutzung Acker und nicht Acker bereitgestellt. Die Testanwendung mit der BK50-Parametrisierung hat gezeigt, dass die Infiltration durch die Matrix bei Starkniederschlägen in Gebieten mit gering durchlässigen tonhaltigen Böden, anhand der BK50-Daten deutlich besser abgebildet wird. Anhand der Parametrisierung der BÜK wurde die Infiltrationsleistung solcher Böden unterschätzt. Die Berücksichtigung von gering Durchlässigen Horizonten im Untergrund führte in Gebieten mit durchlässigen Geologischen Schichten zu einer Verbesserung bei der Abbildung des Zwischenabflusses.

3.2 Ergänzung der Abflussbildungsprozesse um Infiltration durch Trockenrisse.

Tonhaltige Böden neigen bei anhaltender Trockenheit dazu Risse auszubilden, durch die Wasser in tiefere Bodenschichten geleitet werden kann. Der Prozess der Infiltration durch Trockenrisse wurde in RoGeR implementiert (STEINBRICH & WEILER 2014). Vergleichende Modelläufe beobachteter Hochwasserereignisse in Einzugsbieten mit hohem Tongehalt und sehr trockenen Vorbedingungen zeigten ebenfalls eine sichtbare Verbesserung bei der Abbildung der Abflussbildung während Starkniederschlägen.

3.3 Entwicklung einer lizenzunabhängigen Software mit benutzerfreundlicher graphischer Oberfläche

Für die Module der Abflussbildung und der Abflusskonzentration wurde, basierend auf Python, eine Software mit einer graphischen Benutzeroberfläche (GUI) entwickelt. Zur Aufbereitung der räumlich verteilten Eingangsdaten wird zusätzlich auch eine GIS-Software benötigt. Es ist aber geplant, für zeitlich invariante Eingangsparameter für Baden-Württemberg landesweite Eingangsdatensätze in einer räumlichen Auflösung von 5*5m² zu generieren, die dann als Eingangsdaten für die plattformunabhängige Software genutzt werden können. Der Nutzer wählt in der GUI die erforderlichen Eingangsdaten, den Zeitschritt und die gewünschten Ausgabedaten. Als Ausgaben können die räumlichen Verteilungen der Parameter der Abflussbildungsprozesse für das gesamte Ereignis (Abbildung 3) und für jeden Zeitschritt gewählt werden. Außerdem werden eine Zusammenfassende Statistik, ein Log-File, das alle

gewählten Einstellungen dokumentiert sowie die Ganglinien von Niederschlag und Abflusskomponenten ausgegeben

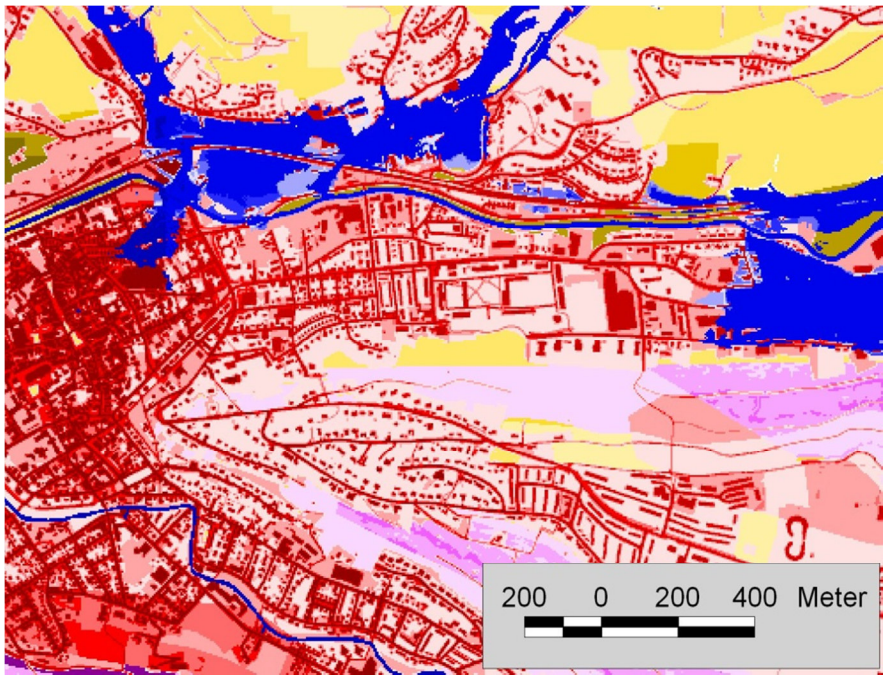


Abb. 3: Summarische (über alle Zeitschritte) Ausgabe der Abflussbildung im Stadtgebiet von Schwäbisch Gmünd während eines Hochwasserereignisses im Einzugsgebiet der Rems am 13.1.2001(rot HOA, blau SFA und Gewässer, violett schneller ZA, gelb TP). Die Farbsättigung entspricht der Intensität des Prozesses.

3.4 Implementierung dynamischer Prozesse bei der Abflusskonzentration

Die Abflusskonzentration wird in RoGeR bislang für die Abflusskomponenten OA, ZA sowie TP anhand statischer GeoUH-Ansätze modelliert. Wasser, das oberflächlich abfließt kann mit diesem Ansatz auf seinem Weg nicht wieder infiltrieren. Sättigungsflächen können nur aufgrund der lokal anfallenden Wassermengen entstehen. Zusätzlich zu diesen Ansätzen zur Abflusskonzentration wurde die neu entwickelte Software um einen dynamischen Ansatz erweitert. Der Abfluss wird dabei für jeden Zeitschritt räumlich verteilt. Für den Oberflächenabfluss wird ein 2-D-hydraulischer Ansatz nach Manning-Strickler (MANNING 1891) angewandt für den Zwischenabfluss der in Abbildung 2 dargestellte Ansatz. Für jede Zelle und jeden Zeitschritt wird sowohl das Wasser berücksichtigt das dort durch den Niederschlag anfällt als auch das Wasser, das lateral zufließt. Lateral zufließendes Wasser kann auch wieder infiltrieren. Zudem können mit diesem Ansatz Mulden und Senken als Retentionsräume sowie Schwinden berücksichtigt werden.

4. Validierung

Das Modell RoGeR wird nicht kalibriert. Die Parametrisierung erfolgt aufgrund verfügbarer räumlich verteilter Daten und Prozessverständnis aus der internationalen Abflussbildungsforschung. Dadurch soll das Modell in der Lage sein unter beliebigen Vorbedingungen und in allen Regionen Baden-Württembergs die Abflussbildung in der Fläche korrekt abzubilden.

Um dies zu überprüfen wurden zwei Ansätze verfolgt. Zum einen wurden an Abflusspegeln in Baden-Württemberg beobachtete Hochwasserereignisse modelliert. Zum anderen wurden Großberegnungsversuche modelliert, für die ausreichend Informationen zur Ausstattung (Boden, Landnutzung, Topographie…) der Flächen sowie Aufzeichnungen von Beregnungsintensitäten und gemessenen Abflusskomponenten vorlagen.

4.1 Modellierung von N-A-Ereignissen in mesoskaligen Einzugsgebieten

Abb.4: Lage der mesoskaligen Einzugsgebiete

Da die Abflussbildung in der Fläche nur in seltenen Fällen gemessen wird, bietet die Modellierung von gemessenen Hochwasserereignissen an Pegeln eine alternative Möglichkeit das Modell zu evaluieren. Dazu wurden vom DWD an Stationsdaten angeeichte Niederschlagradardaten (RADOLAN) sowie zur Parametrisierung der Vorfeuchte Ausgabedaten des Modells GWN-BW (MORHARD 2009) eingesetzt. Um die RADOLAN-Daten, die eine zeitliche Auflösung von einer Stunde haben, auch für kurze Starkniederschläge in kleinen Einzugsgebieten nutzen zu können, wurde ein Verfahren entwickelt und verifiziert, das in der Lage ist, unter Nutzung der den RADOLAN-Daten inhärenten raum-zeitlichen Informationen, zeitlich höher aufgelöste Zeitreihen zu generieren (STEINBRICH et al. 2014). Die Abflusskonzentration wurde anhand des GeoUH-Verfahrens modelliert. Da die Abflussreaktion an Pegeln eine integrale Prozessantwort auf die räumlich und zeitlich verteilten Abflussbildungsprozesse und die Abflusskonzentration darstellt und die Ereigniseingangsdaten (RADOLAN, GWNBW) mit Unsicherheiten behaftet sind muss den Modellausgeben eine gewisse Unschärfe unterstellt werden. Zur Bewertung der Modellgüte wurden drei Kriterien herangezogen: Abflussdynamik (Form der Abflussganglinie, Anstieg, Rezession), Abflussfülle und Abflussscheitel. Insbesondere die Abflussdynamik wird als wichtiger Indikator für die Abflussbil-

dungsprozesse angesehen. So weisen Gebiete in denen HOA dominiert einen sehr schnellen Anstieg und Abfall der Abflussganglinie auf. Gebiete in denen langsamere Prozesse (wie ZA) dominieren zeigen eine langsame Rezession der Abflussganglinie (Abbildung 6).

Insgesamt wurden in 13 Einzugsgebieten (Abb. 4) für 36 N-A-Ereignisse 47 Modelläufe durchgeführt. Bei elf dieser Modelläufen wurden Modellvarianten getestet (Berücksichtigung von Drainagen, Einführung von Trockenrissen, Parametrisierung anhand der BK50). Nur in Einzugsgebieten für die keine BK50-Daten verfügbar waren (Rot, Jagst und Rems) sowie einem stark von Mooren und einem See beeinflussten Einzugsgebiet (Kanzach) konnte nicht für alle Ereignisse eine befriedigende Abbildung der Abflussdynamik erreicht werden. Die Ergebnisse der N-A-Modellierungen für Scheitelwerte und Abflussvolumen der Modelläufe mit vertrauenswürdigen Eingangsdaten sind in Abbildung 5 zusammengefasst.

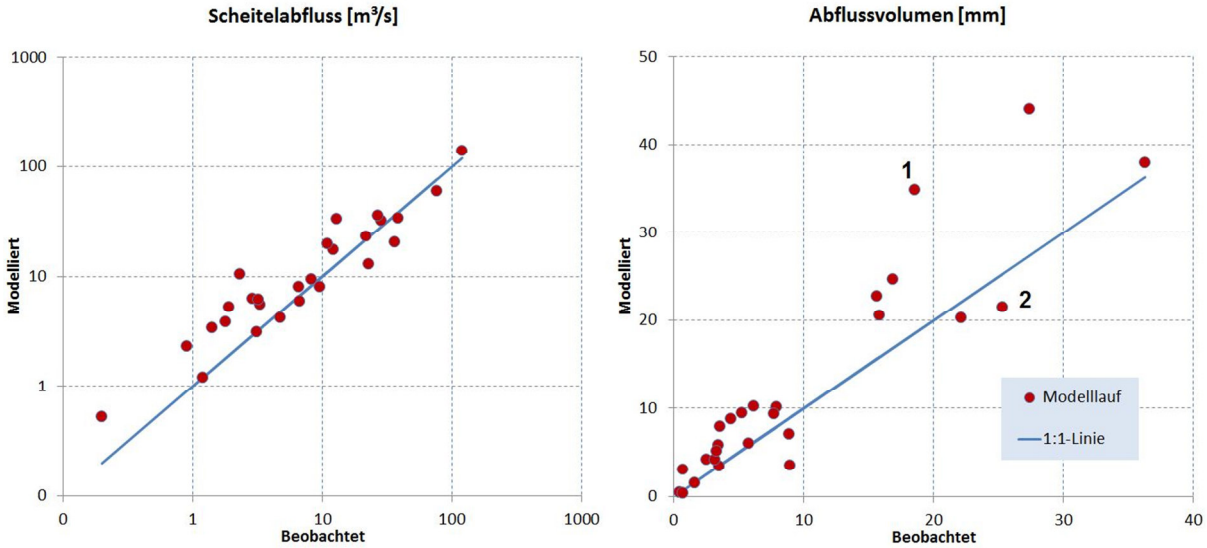


Abb. 5: Zusammenfassung der Ergebnisse aus den N-A-Modellierungen in den mesoskaligen Einzugsgebieten. Die Ganglinien zu den mit den Ziffern 1+2 gekennzeichneten Modelläufen sind in Abb. 6 wiedergegeben.

Abbildung 6 zeigt die Ganglinien der in Abbildung 5 mit den Ziffern 1 und 2 gekennzeichneten Modelläufe. Die roten Punkte in Abbildung 5 repräsentieren die in Abbildung 6 mit „Modell (mittel)“ gekennzeichnete Ganglinie. Der Bereich min-max in Abbildung 6 repräsentiert die Unschärfe der Modellparameter nFK, LK, Bodenmächtigkeit, Makroporendichte und Vorfeuchte. Im Beispiel links wird von den RADOLAN-Daten am Ende des 26.7. ein hoher Gebietsniederschlag (fast 20 mm in 2 Stunden) ausgegeben. Die gemessene Abflussganglinie reagiert darauf nur sehr gering. Der weitere Verlauf von gemessenem Abfluss und Gebietsniederschlag lassen vermuten, dass die Abweichung zwischen beobachtetem und modelliertem Abflussvolumen hier auf einer Überschätzung des Gebietsniederschlags am Anfang des Zeitraums beruht. Im rechten Beispiel wird der gemessene Abfluss durch das Modell unterschätzt. Hier stand zum Vergleich eine Niederschlagsmessstation im Einzugsgebiet zur Verfügung (rote Balken). Die dort gemessenen Niederschlagshöhen deuten eine Unter-

schätzung des Niederschlags durch die RADOLAN-Daten (violette Balken) an. Für dieses Gebiet (Oberried/Brugga) ist tatsächlich ein Abschattungseffekt des Radarsignals an der Station Feldberg dokumentiert.

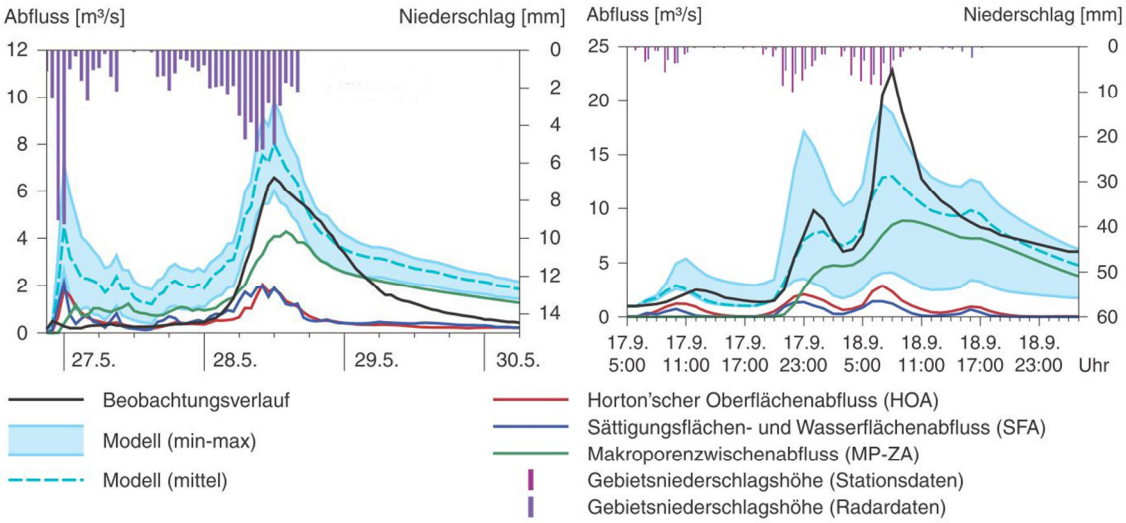


Abb. 6: Ganglinien der Modelläufe mit relativ großen Abweichungen der Abflussvolumen. Links für das Einzugsgebiet Hirschbronnzualuf/Ölbach (Ziffer 1 in Abbildung 5) und rechts für das Einzugsgebiet Oberried/Brugga (Ziffer 2 in Abbildung 5)

4.2 Modellierung von Großberegnungsversuchen

Zur Modellierung standen Aufzeichnungen zu sieben Beregnungsversuchen an fünf Standorten in der Schweiz zur Verfügung. Die Beregnungsversuche wurden von Simon Scherrer auf Flächen von je 75m² durchgeführt (SCHERRER 1997) wobei u. A. Oberflächen- und Zwischenabfluss erfasst wurden. Die Parametrisierung der Bodenparameter erfolgte anhand der Bodenansprache durch Scherrer unter Nutzung einer Pedotransfer-Funktion (SCHAAP et al. 1998). Aus der Pedotransfer-Funktion wurden die Speichereigenschaften sowie die hydraulische Leitfähigkeit der Böden abgeleitet. Makroporeneigenschaften wurden analog der im Modell festgelegten Definition anhand der Landnutzung ermittelt. Die Standorte unterscheiden sich bezüglich Geologie, Gefälle, Hangposition und Bodenmächtigkeit. Alle Standorte werden als Wiese genutzt. Es wurden sowohl trockene als auch feuchte Vorbedingungen abgedeckt. Für sechs der sieben Beregnungsversuche konnten die Abflusskomponenten mit RoGeR sehr gut abgebildet werden. Bei einem Beregnungsversuch unter trockenen Bedingungen auf einem alpinen Standort führte der dort vorhandene trockene Rohhumus aufgrund seines Benetzungswiedertandes sofort zu Oberflächenabfluss. Diese Eigenschaft des Humus ist in RoGeR nicht implementiert, weshalb die beobachtete Abflussbildung in diesem Falle nicht richtig abgebildet wurde (Abbildung 7 links). Unter feuchten Vorbedingungen ohne den Einfluss des Benetzungswiederstandes konnte Roger die Abflussbildung am selben Standort dagegen korrekt abbilden (Abbildung 7 links). Bei der Bewertung ist zu berücksichtigen, dass der Zwischenabfluss im Gelände in der Regel nicht komplett erfasst wird.

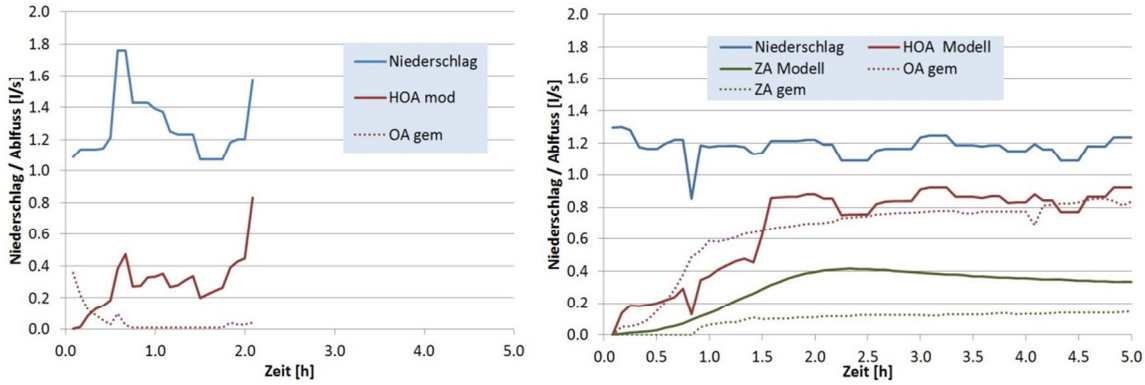


Abb. 7: Modellausgabe und Beobachtung für zwei Beregnungsversuche an einem alpinen Standort (Hospental, Gotthard) unter trockenen (links) und feuchten (rechts) Vorbedingungen.

5 Ausblick

RoGeR soll in Baden-Württemberg künftig flächendeckend zur Abschätzung der Gefährdung durch Sturzfluten aufgrund von Starkniederschlägen eingesetzt werden. Dazu werden Simulationen der Abflussbildung unter variablen Vorfeuchtebedingungen und Niederschlägen hoher Jährlichkeiten erfolgen. Unter Berücksichtigung der kombinierten Auftretenswahrscheinlichkeit gegebener Vorfeuchtebedingungen und Niederschläge können so aus der Vielzahl möglicher Prozessantworten auf diese Kombinationen die stärkste Abflussreaktion einer gegebenen Jährlichkeit oder die geringste kombinierte Jährlichkeit für eine definierte Abflussreaktion ermittelt werden.

Literatur

ANDERSON, A. E., WEILER, M., ALILA, Y. & R.O. HUDSON (2009): Subsurface flow velocities in a hill slope with lateral preferential flow Water Resources Research, 45

BREMICKER, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele Freiburger Schriften zur Hydrologie, 2000; 11, Institute of Hydrology (Hrsg.)

BEVEN, K.J. & R.T. CLARKE (1986): On the variation of infiltration into a homogeneous soil matrix containing a population of macropores. Water Resources Research, 22 (3), 383-388

GREEN, W.H. & G.A. AMPT (1911): Studies in soil physics. 1 The flow of air and water through soils. Journal of Agriculture Science, 4, 1-24.

HORTON, R.E. (1933): The role of infiltration in the hydrologic cycle. Trans. Am. Geophys. Union 14, pp. 446–460

KIENZLER, P.M. & F. NAEF (2007): Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the ‘old water paradox’. Hydrological Processes 22: 104 - 116

MANNING, R. (1891): On the flow of water in open channels and pipes. Transactions of the Institution of Civil Engineers of Ireland, 20, 161-207 Mikovari, A., Peter, C., Leibundgut Ch. (1995). Investigation of preferential flow using tracer techniques. IAHS Publication 22: 87-97.

MORHARD, A. (2009): Kurzbeschreibung des Modells GWN-BW. Erweiterungen in Version 2.0. Stand 13.05.2009. Unveröffentlicht. GIT HydroS Consult GmbH, Freiburg

MÜNCHENER RÜCKVERSICHERUNGS-GESELLSCHAFT (Hrsg.) (1999): Naturkatastrophen in Deutschland. Schadenerfahrungen und Schadenpotentiale. München 1999, S. 32

OLAYA. V. (2004): A gentle introduction to SAGA GIS. Edition 1.1.

PESCHKE, G. (1985): Zur Bildung und Berechnung von Regenabfluss. Wissensch. Zeitschrift der TU Dresden, Nr. 34(4), 195-200.

RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. & N. MILLER (1983): Green-Ampt infiltration from soils data, Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 109, 62-70

RETTER, M. (2007): Subsurface Flow Formation, Universität Bern.

WEILER M., NAEF F. & C. LEIBUNDGUT (1998): Study of runoff generation on hillslopes using tracer experiments and a physically based numerical model. IAHS Publications No. 248, 353-360.

SCHAAP, M.G., LEIJ, F.J. & M.T. VAN GENUCHTEN (1998): Neural network analysis for hierarchical prediction of soil hydraulic properties. Soil Sci. Soc. Am. J., 62, 847-855.

SCHERRER, S. (1997): Abflussbildung bei Starkniederschlägen. Identifikation von Abflussprozessen mittels künstlicher Niederschläge. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich, Nr. 147

STEINBRICH, A., WEILER, M. & H. LEISTERT (2014): Modellierung und Gefährdungspotential von wild abfließendem Wasser. Abschlussbericht für die LUBW zu den im Werkvertrag vereinbarten Leistungen. Unveröffentlicht

STEINBRICH A. & M. WEILER (2012a): Abflussbildung und Abflusskomponenten (Atlastafel 6.5) Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2001): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, 4. Lieferung 2012.

STEINBRICH A. & M. WEILER (2012b): Einzugsgebietsbezogene Abflussbildung (Atlastafel 6.6) Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2001): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, 4. Lieferung 2012.

STEINBRICH A. & M. WEILER (2012c): Direktabflusshöhe: Hundertjährliches Niederschlagsereignis (Atlastafel 6.7) Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2001): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, 4. Lieferung 2012.

Prozesstreue Parametrisierung und Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells

Markus C. Casper, Oliver Gronz

Zusammenfassung

Bei der Parametrisierung eines Wasserhaushaltsmodells ist es generell wünschenswert, dass die räumliche Struktur der Abflussbildung korrekt abgebildet wird. Diese räumliche Struktur sollte aber auch nach einer Kalibrierung erhalten bleiben. Die bodenhydrologische Karte liefert die räumliche Prozessinformation, die in Parameter des Bodenmoduls des Wasserhaushaltsmodells LARSIM mittels vordefinierter Parameterkennfelder übersetzt wird. Die Verwendung eines Kennfeldes stellt sicher, dass auch beim anschließenden Kalibriervorgang die räumliche Prozesszuordnung erhalten bleibt. Das so erstellte Modell bildet bei ähnlicher Modellgüte am Pegel die Abflussreaktion des Untersuchungsgebietes nun räumlich deutlich differenzierter ab. Außerdem werden die Abflussspitzen konsistenter wiedergegeben.

1. Einleitung

Üblicherweise werden hydrologische Modelle auf der Basis von Daten zu Boden, Landnutzung, Topographie oder Geologie parametrisiert. Dabei wird implizit angenommen, dass damit auch das Modellverhalten (Verdunstung, Abflussbildung) räumlich korrekt ist. Wünschenswert ist es jedoch, Wissen über die räumliche Zuordnung dominanter Abflussprozesse direkt in die Parametrisierung und Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells einfließen zu lassen. SCHMOCKER-FACKEL (2004) weist real kartierte Abflussprozesstypen jeweils spezifischen Modellstrukturen zu und erreicht damit damit eine räumliche Differenzierung des Modellverhaltens. Die britische HOST-Klassifikation gruppiert Böden nach Ihren dominanten Fließwegen für Wasser (BOORMAN et al. 1995). DUNN & LILLY (2001) haben daher versucht, mittels Monte-Carlo-Methoden einen Zusammenhang zwischen Modellparametern und HOST-Klassen zu bestimmen. Für einen Teil der Parameter ist dies gelungen, für sie konnten zumindest relative Parameterwerte gebietsübergreifend bestimmt werden.

Für das Einzugsgebiet der Nahe liegen in Form einer bodenhydrologischen Karte flächenhafte Informationen über die dominierenden Abflussprozesse vor. Diese Information sollte für die Parametrisierung und Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodell LARSIM (BREMICKER 2000) nutzbar gemacht werden. Das hier vorgestellte Verfahren bildet die kartierten Abflussprozesstypen über eine räumliche Zuweisung der Parameter des Bodenmoduls im Modell ab. Außerdem wird durch die Verwendung sog. Parameterkennfelder sichergestellt, dass das kartierte Abflussverhalten auch nach der Kalibrierung des Modells erhalten bleibt.

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet Kronweiler ist ein Teileinzugsgebiet der Nahe, es umfasst eine Fläche von ca. 64,6 km² und wird durch den Schwollbach drainiert (Abbildung 1). Der Norden des Gebietes wird die durch die Höhenzüge des Hunsrücks charakterisiert und erreicht hier eine maximale Höhe von 722 m ü.NN. Der Pegel Kronweiler liegt auf 295 m ü.NN. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei ca. 975 mm (LUWG 2005). Für das Gebiet liegen detaillierte Informationen über die räumliche Verteilung dominierender Abflussbildungsprozesse im Form einer bodenhydrologischen Karte vor (STEINRÜCKEN & BEHRENS 2010). Diese Kar-

te unterscheidet für das Gebiet 3 Hauptprozesstypen: Sättigungsflächenabfluss (SOF), Zwischenabfluss (SSF) und Tiefensickerung (DP). Für die Prozesstypen SOF und SSF werden zusätzlich 3 Prozessgeschwindigkeiten unterschieden (1: schnell reagierend; 2: verzögert; 3: stark verzögert). Wegen der guten Durchlässigkeit der Oberböden wurde Horton'scher Oberflächenabfluss (HOF) für das Gebiet nirgends als dominierender Abflussprozess ausgewiesen.

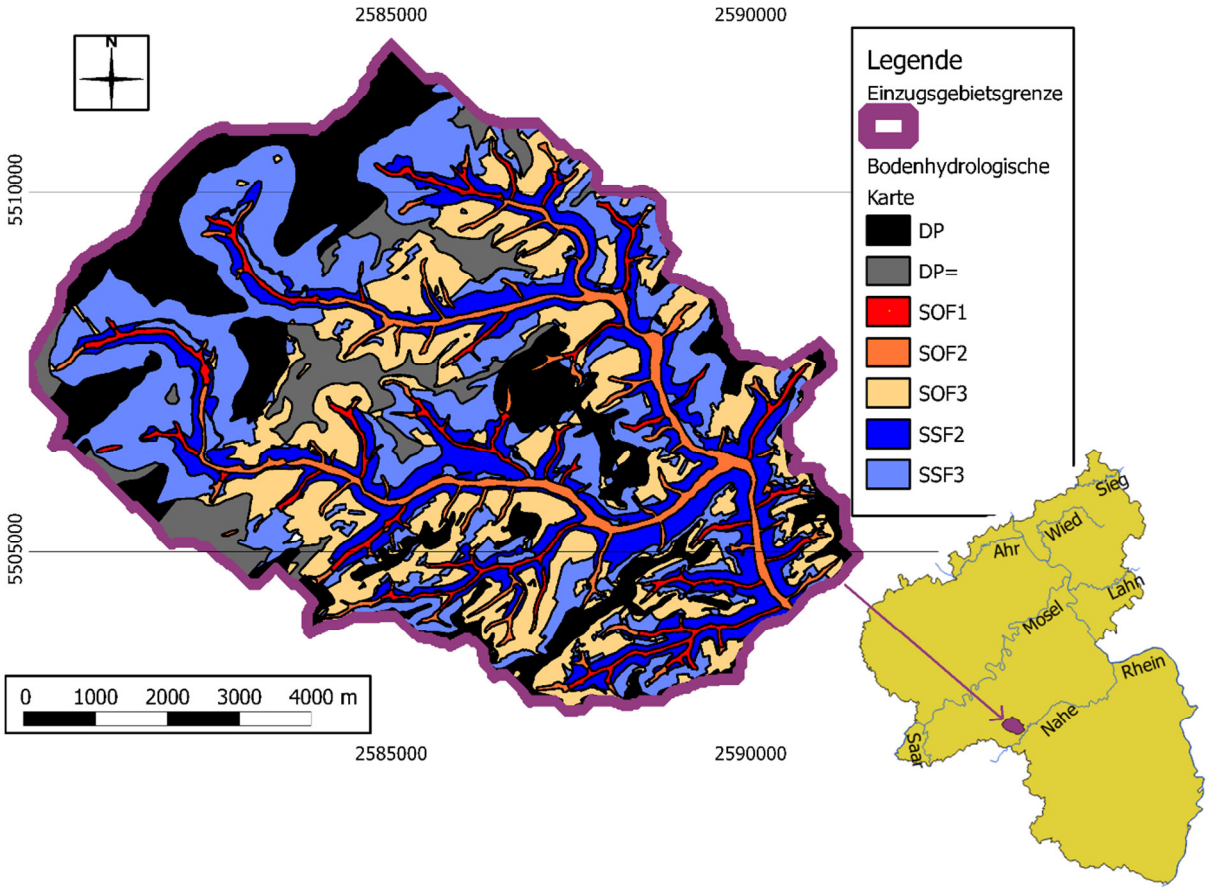


Abb. 1: Bodenhydrologische Prozesskarte des Einzugsgebietes Kronweiler und Verortung in Rheinland-Pfalz.

Für die Wasserhaushaltssimulationen wurde das Modell LARSIM eingesetzt (BREMICKER 2000). In LARSIM erfolgt die Simulation der Abflussbildung mittels eines konzeptionellen Speicheransatzes, die Aufteilung des Abflusses in (schnellen) Oberflächenabfluss, (verzögerten) Zwischenabfluss und (stark verzögerten) Basisabfluss steuert. Das Einzugsgebiet wird in einzelne Elemente (Polygone) von ca. 1-2 km² Größe unterteilt. Elemente setzen sich aus wiederum Kompartimenten zusammen. Für jedes dieser Kompartimente werden die von LARSIM berücksichtigten Teilprozesse des Wasserhaushalts individuell simuliert und pro Element über vier Gebietsspeicher verzögert. Ein Flood Routing wird für die Gewässerabschnitte zwischen den Elementen gerechnet. Die zeitliche Auflösung beträgt eine Stunde. Die Parametrisierung des Bodenspeichers wurde in zwei unterschiedlichen Weisen vorge-

nommen: (1) In der homogenen Parametrisierung wurden alle Elemente in einem Einzugsgebiet gleich parametrisiert: Es wird somit der gleiche Bodenparametersatz allen Modellelementen bzw. Modellkompartimenten zugewiesen. (2) Bei der inhomogenen Variante gibt es

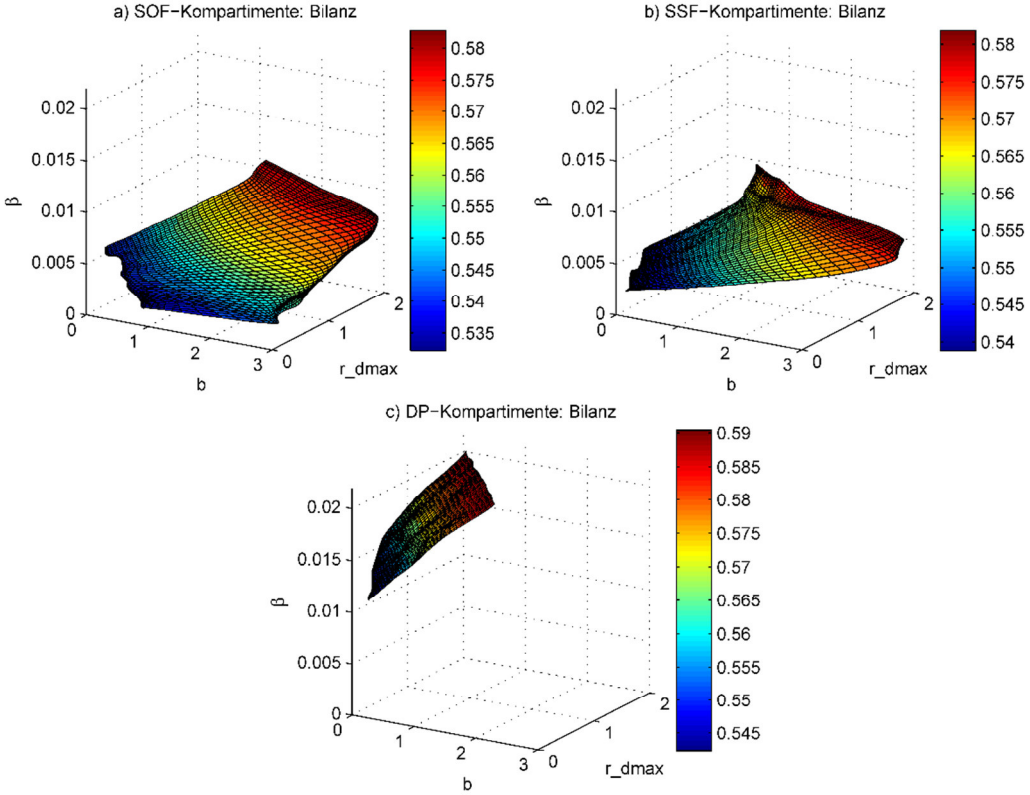


Abb. 2: Parameterkennfelder für die Prozessklassen SOF, SSF und DP. Farblich dargestellt ist die Bilanz (entspricht rechnerisch dem Jahresabflussbeiwert)

Gruppen von Kompartimenten: Alle Kompartimente eines Abflussprozesstyps erhalten einen für diesen Abflussprozess gültigen Parametersatz.
Die Aufteilung in die drei Abflusskomponenten wird im Bodenmodul durch vier Parameter beeinflusst: b (Oberflächenabfluss), r_dmin (Zwischenabfluss bei Füllungen unterhalb der Feldkapazität), r_dmax (Zwischenabfluss für Anteil oberhalb Feldkapazität) und β (Tiefensickerung). Eine ausführliche Beschreibung des Bodenspeichers und der Parametrisierungsstrategie findet sich in GRONZ (2013).
Zur Ableitung passender Parameterkombinationen stand ein Datensatz von 60.000 inhomogene Modellrealisationen zur Verfügung. Innerhalb dieser 60.000 Modellläufe wurde der Parameter b im Intervall [0, 3] variiert, die Parameter r_dmax und r_dmin jeweils im Intervall [0, 2] und der Parameter β im Intervall [0, 0,2]. Für jede Abflussklasse (hier nur SOF, SSF; DP, da im Untersuchungsgebiet keine HOF-Flächen ausgewiesen) wurden nun die Abflussanteile vorgegeben und nach Bilanz (Abflussbeiwert) und Dämpfung ausgewertet. Damit entspricht jede Abflussklasse im Prinzip einer Fläche im 4-dimensionalen Parameterraum (=Parameterkennfeld). Aus Gründen der Visualisierbarkeit und wegen des sehr geringen Einflusses von r_dmin auf das Modellverhalten wurden für die Darstellung der Parameterkennfelder nur 3 Dimensionen (b, r_dmax, β) verwendet (Abbildung 2).

Bei der Kalibrierung des Modells bewegt man sich nun auf der Oberfläche des jeweiligen Kennfeldes (Abbildung 3). Entlang des roten Pfeiles wird die Bilanz modifiziert, entlang des grünen Pfeils ändert sich die Dämpfung. Dieses Vorgehen stellt sicher, dass ein Kompartiment während der Kalibrierung den Prozesstyp beibehält.
Die Kalibrierung des inhomogen parametrisierten Modells erfolgte manuell. Da nur zwei Stellschrauben (Bilanz und Dämpfung) existieren, waren dazu nur wenige Simulationsläufe (<10) nötig.

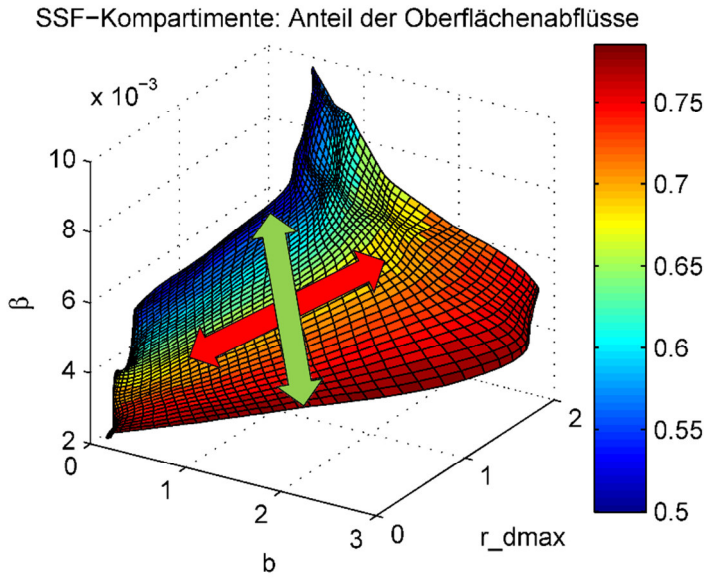


Abb. 3: Skalierungsrichtung von Bilanz (roter Pfeil) und Dämpfung (grüner Pfeil) dargestellt auf dem Kennfeld für die Prozessklasse SSF.

Als Maßzahlen für die Simulationsgüte werden Signature Indices (SI) analog zu CASPER et al. (2012) verwendet. Dabei werden bestimmte Abschnitte der simulierten Abflussdauerlinie mit einer Referenz-Abflussdauerlinie verglichen.

3. Ergebnisse

3.1 Räumliche Zuordnung der Abflussprozesse

In Abbildung 4 ist die räumliche Zuordnung der Abflussprozesse zu den einzelnen Modellelementen dargestellt. Die Pfeile repräsentieren die Verknüpfung der Modellelemente untereinander und entsprechen jeweils einem Gerinneabschnitt mit Abflussrouting. Der Durchmesser der Kreise ist proportional zur Fläche des jeweiligen Elementes. Im Nordwesten des Einzugsgebietes dominieren Flächen mit stark verzögertem Abfluss (Prozesstypen SSF3 und DP). Im übrigen Bereich finden sich nennenswerte Anteile von Flächen, die SOF bilden, wenngleich dieser meist stärker verzögert zu erwarten ist (SOF3). Es ist daher ein räumlich heterogenes Verhalten des Gebietes zu erwarten. Die in der Legende separat ausgewiesenen DP=-Flächen sind Flächen, die bei der Kartierung zwar gesondert ausgewiesen werden, im Modell jedoch wie DP-Flächen parametrisiert werden.

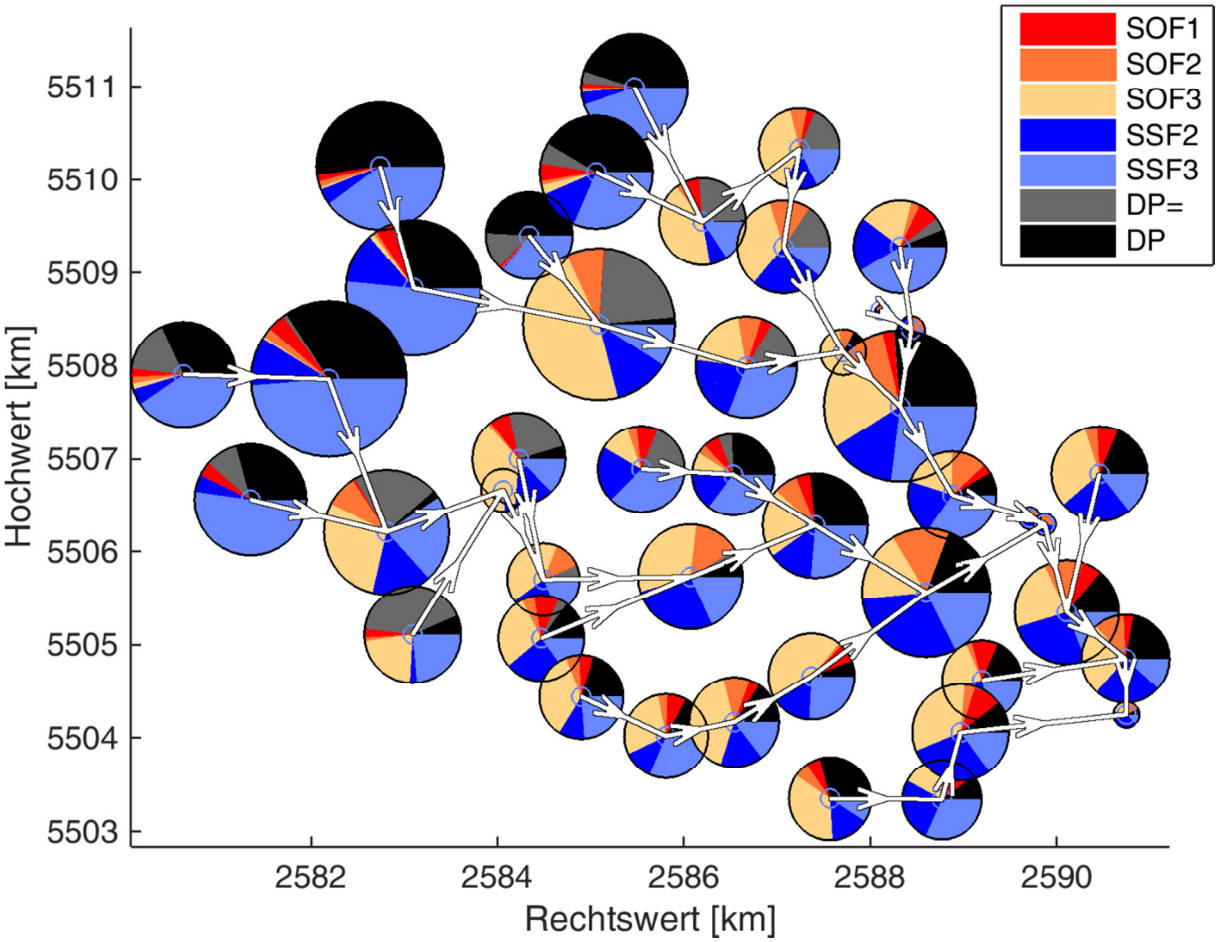


Abb. 4: Inhomogene Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells LARSIM durch Übertragung der Prozessinformationen auf die Modellelemente

3.2 Abfluss am Pegel Kronweiler

Am Pegel Kronweiler zeigt das Modell in der homogenen Parametrisierung eine gute Anpassung an die gemessenen Daten (Abbildung 5). Die Analyse der Abflussdauerlinie mittels der Signature Indices zeigt eine leichte Unterschätzung des Gesamtabflusses (BiasRR=-4.5%) bei gleichzeitiger Überschätzung der (kleineren) Abflussspitzen (BiasFHV=+11.3).

In der inhomogenen Parametrisierung ist der Bilanzfehler nahe Null (BiasRR=-0,2%). Auch der Niedrigwasserbereich (BiasFLV=2.8%) wird besser abgebildet als bei der homogenen Parametrisierung (BiasFLV=-9.3). Die Abflussspitzen werden insgesamt leicht überschätzt (BiasFHV=+16,5%), wobei aber die Dynamik des Modells etwas realistischer ausfällt als in der homogenen Parametrisierung, da alle Spitzen ungefähr gleich überschätzt werden. In der homogenen Parametrisierung werden die kleineren Spitzen stark überschätzt, die großen Spitzen hingegen unterschätzt.

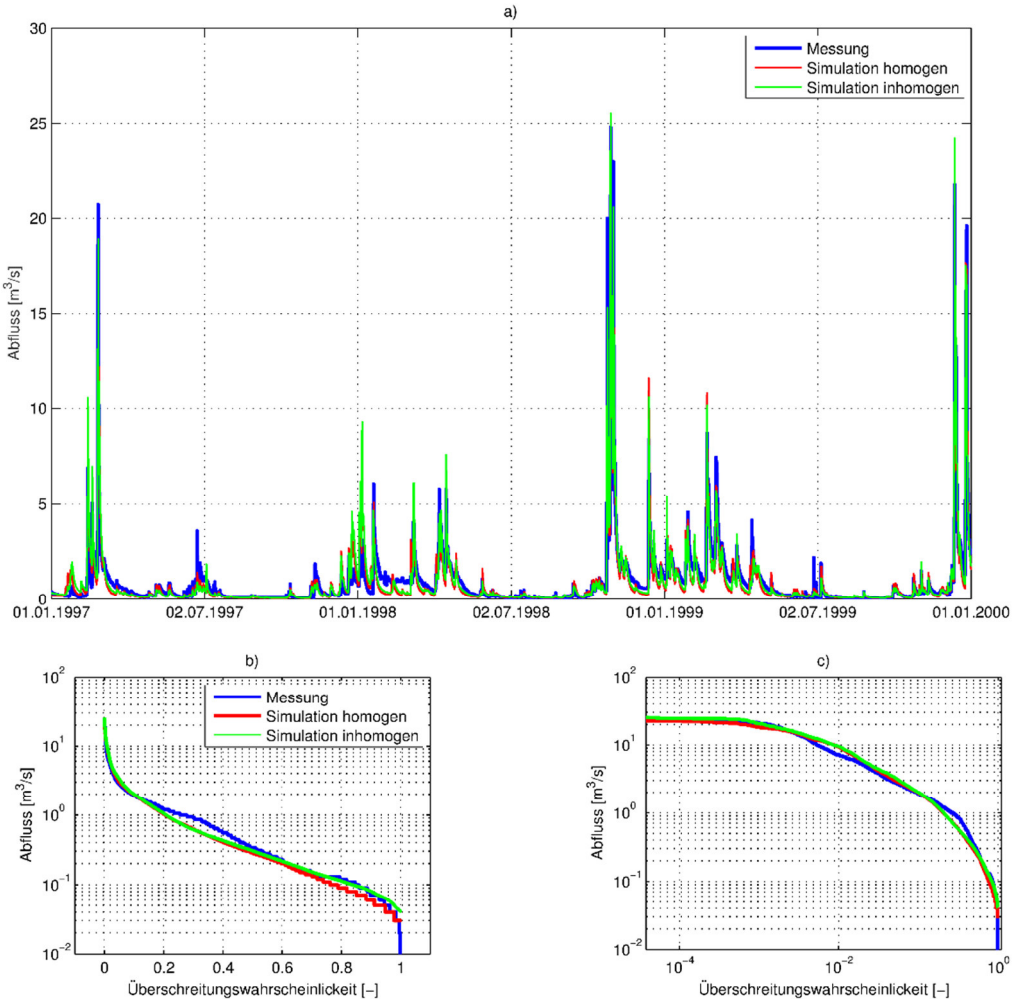


Abb. 5: Simulationsergebnisse mit homogener und inhomogener Parametrisierung, a) Ganglinienvergleich, b) Abflussdauerlinien in einfachlogarithmischer Darstellung und c) in doppeltlogarithmischer Darstellung

3.3 Wiedergabe der Prozesstypen

Betrachtet man das Verhalten zweier Modellkompartimente mit unterschiedlichen Prozesstypen innerhalb eines Modellelementes, so wird der Unterschied zwischen den beiden Parametrisierungsstrategien noch deutlicher. Abbildung 6 zeigt in der oberen Grafik den Oberflächenabfluss [in mm/h] für die homogene Variante. Dabei ist gut erkennbar, dass sich SOF-Fläche (Grünland) und DP-Fläche (Laubwald) nur in der Abflusshöhe unterscheiden, nicht aber in der zeitlichen Dynamik. Die inhomogene Parametrisierung (untere Grafik) erzeugt ein deutlich realistischeres Verhalten: Während hier die SOF-Fläche regelmäßig Oberflächenabfluss produziert, reagiert die DP-Fläche erst bei größeren Niederschlagsereignissen mit Oberflächenabflussbildung. Nur dieses Modellverhalten entspricht auch unserer Prozessvorstellung.

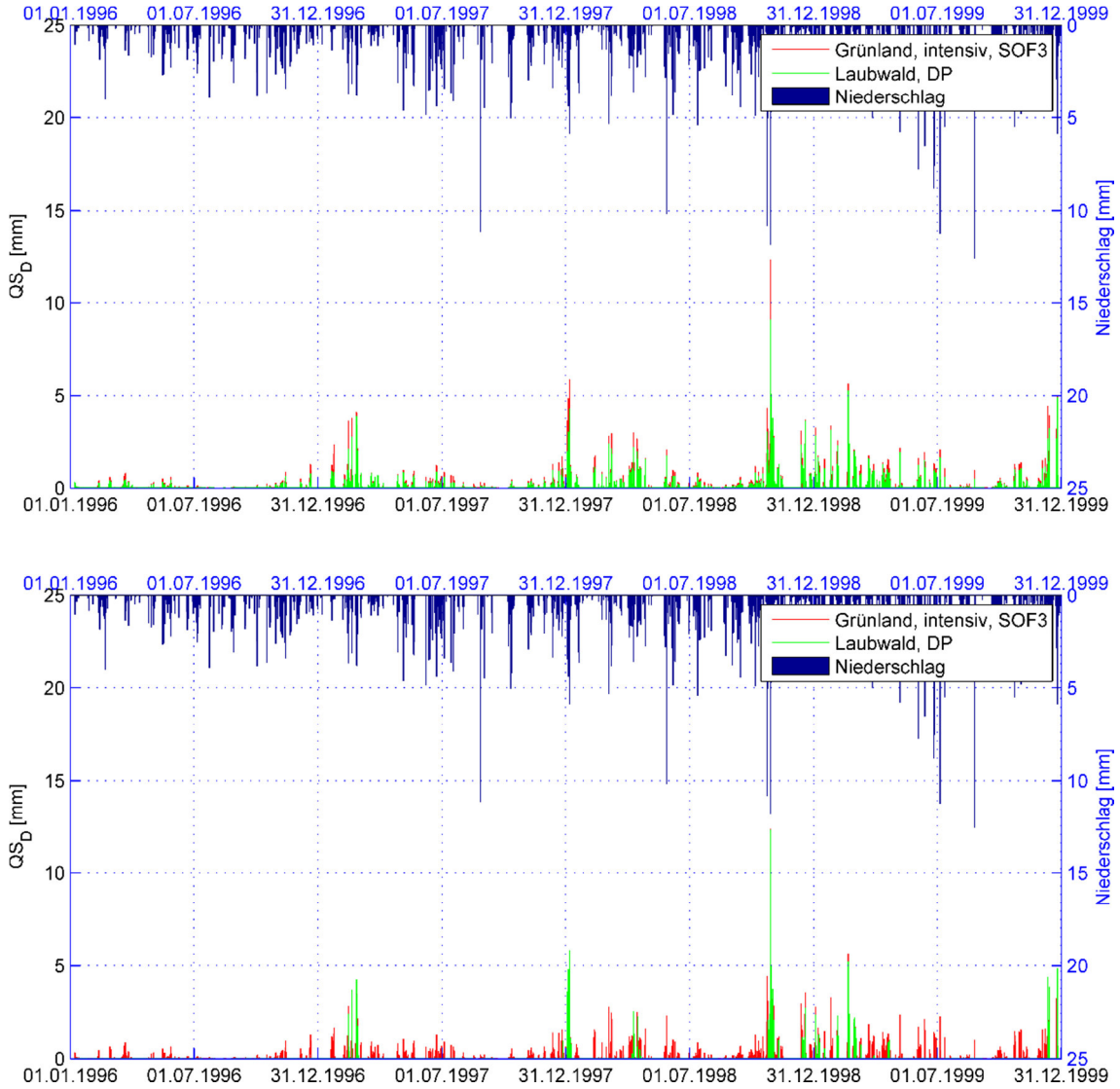


Abb. 6: Oberflächenabflussbildung bei homogener Parametrisierung (oben) und inhomogener Parametrisierung (unten) für zwei ausgewählte Modellkompartimente (Grünland mit SOF3 und Laubwald mit DP)

Räumlich ergibt sich wegen der sehr unterschiedlichen Verteilung der dominierenden Abflussprozesse bei der inhomogenen Parametrisierung nun ein sehr differenziertes Bild. In Abbildung 7 sind die Oberflächenabflusshöhen für beide Parametrisierungsstrategien am 19.12.1998 um 7:00 Uhr angegeben. Bei der homogenen Parametrisierung (linke Abbildung) paust sich lediglich die räumliche Struktur des Niederschlagsereignisses selbst durch, während innerhalb der einzelnen Elemente alle Kompartimente ähnlich reagieren. Die inhomogene Parametrisierung (rechte Abbildung) führt zu einem sehr differenzierten Bild der Abflussbildung. Besonders deutlich wird der Unterschied im mittleren Bereich des Einzugsgebietes: Hier ist die Bildung von Oberflächenabfluss auf den SOF-Flächen deutlich höher als bei der homogenen Variante ohne direkten Prozessbezug. Von DP-Flächen kommen hingegen die niedrigsten Abflussbeiträge in einem Element.

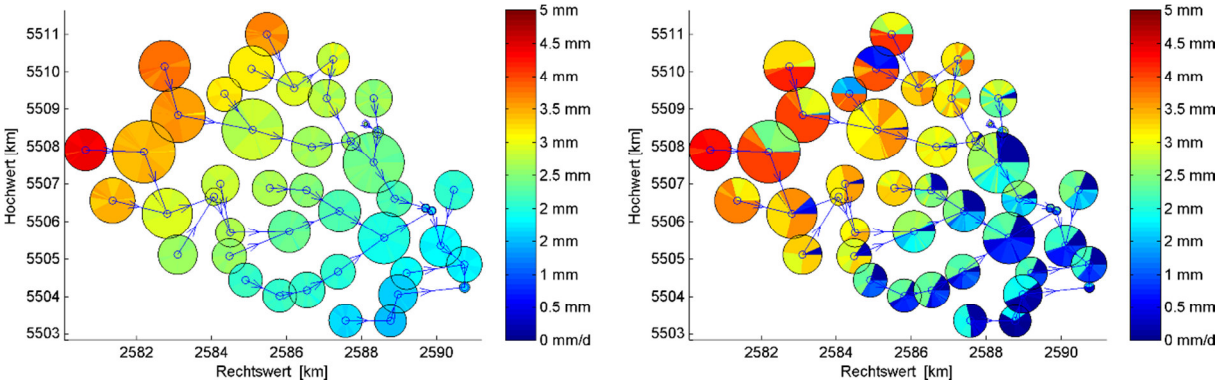


Abb. 7: Oberflächenabflussbildung pro Kompartiment bei homogener Parametrisierung (links) und inhomogener Parametrisierung (rechts) am 19.12.1998 um 7 Uhr.

4. Diskussion

Die hier vorgestellte Methode ermöglicht es, räumlich verfügbare Prozessinformationen aus einer bodenhydrologischen Karte zur Parametrisierung und Kalibrierung des Bodenspeichers des konzeptionellen Wasserhaushaltsmodells LARSIM zu verwenden. Das Modell zeigte auch nach der Kalibrierung eine korrekte räumliche Prozessdifferenzierung bei gleichzeitig guter Reproduktion der Abflussganglinie am Pegel. Prinzipiell ist diese Methode auch auf andere Modellannahmen für die Abflussbildung übertragbar. Dazu muss jedoch das Verhalten des Bodenmodells über seinen gesamten Parameterbereich bekannt sein und entsprechend der Prozessdefinition bewertet werden (z. B. über den dominierenden Abflussprozess). Auf dieser Basis lassen sich dann Abflussprozesstyp und Parametersatz über ein Kennfeld fest miteinander verknüpfen. Die wichtigste Grundlage einer prozesstreuen Modellparametrisierung ist jedoch die flächenhafte Verfügbarkeit bodenhydrologischer Karten. Bisher fehlen diese Kartenwerke weitgehend. Die Arbeiten von SCHMOCKER-FACKEL (2004), WALDENMEYER (2003) oder SCHERRER (2006) bilden eine gute Grundlage für die Kartierung bodenhydrologischer Prozesse. STEINRÜCKEN & BEHRENS (2010) haben dazu einen einen Regionalisierungsansatz entwickelt. Sie kombinieren dabei Reliefparameter mit bodenkundlichen und geologischen Karteninformationen in künstlichen neuronalen Netzen (KNNs). Trainiert werden diese KNNs auf der Basis im Gelände kartierter Prozessinformationen nach SCHERRER (2006). Diese so abgeleiteten bodenhydrologischen Karten liegen jedoch aktuell nur für Teilgebiete in Rheinland-Pfalz vor. Ohne eine valide bodenhydrologische Karte ist das vorgestellte Verfahren aus unserer Sicht nicht sinnvoll einsetzbar. In diesem Fall sollten Verfahren den Vorzug erhalten, die Modellparameter direkt aus breitenverfügbaren Daten (z. B. zu Bodentextur, Geologie oder auch Landnutzung) ableiten (SAMANIEGO et al. 2010).

Danksagung

Die Autoren danken dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG) in Mainz, vertreten durch Herrn Dipl.-Geogr. (Hydr.) Norbert Demuth, für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten und die Bereitstellung der Daten. Ebenso gilt unser Dank Herrn Prof. Dr. Peter Gemmar (ehemals Hochschule Trier) für die gute Zusammenarbeit im Rahmen des Projektes.

Literatur

BOORMAN, D.B., HOLLIS, J.M. & A. LILLY (1995): Hydrology of soil types: a hydrologically-based classification of the soils of United Kingdom, Report 126, Institute of Hydrology, Wallingford.

BREMICKER, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele, Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 11.

CASPER, M. C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., GUTJAHR, O., HEINEMANN, G., LEY, R. & A. ROCK (2012): Analysis of projected hydrological behavior of catchments based on signature indices. In: Hydrology and Earth System Sciences 16, 409-421. http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/16/409/2012/hess-16-409-2012.html.

DUNN, S. M. & A. LILLY (2001): Investigating the relationship between a soils classification and the spatial parameters of a conceptual catchment-scale hydrological model. Journal of Hydrology 252.

GRONZ, O. (2013): Nutzung von Abflussprozessinformation in LARSIM, Dissertation, Universität Trier. http://ubt.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2013/827/.

LUWG (2005): Hydrologischer Atlas von Rheinland-Pfalz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (Rheinland-Pfalz).

SAMANIEGO, L., ROHINI, K. & S. ATTINGER (2010): Multiscale parameter regionalisation of a grid-based hydrologic model at the mesoscale. Water Resources Research 46:W05523.

SCHERRER, S. (2006): Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen. Bericht 18/2006. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (Rheinland-Pfalz).

SCHMOCKER-FACKEL, P. (2004): A Method to Delineate Runoff Processes in a Catchment and its Implications for Runoff Simulations, Dissertation, ETH Zürich.

STEINRÜCKEN, U. & T. BEHRENS (2010): Bodenhydrologische Karte. Bericht 6/2010. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (Rheinland-Pfalz).

WALDENMEYER, G. (2003): Abflussbildung und Regionalisierung in einem forstlich genutzten Einzugsgebiet (Dürreychtal, Nordschwarzwald), Dissertation, Universität Karlsruhe (TH).

Differenzierung zwischen natürlichen und anthropogenen Effekten auf See- und Grundwasserspiegel in Nordostdeutschland während der letzten drei Dekaden

Gunnar Lischeid, Knut Kaiser, Peter Stüve, Gunnar Nützmann, Jörg Steidl, Ralf Dannowski

Wasserwirtschaftliches Management setzt voraus, dass die Wirkung vorgenommener Maßnahmen erfasst und von den Effekten anderer Einflussfaktoren abgegrenzt werden kann. Das ist in der wasserwirtschaftlichen Praxis aber oft nur in unzureichendem Ausmaße möglich.
Ein Beispiel dafür stellen die seit drei Jahrzehnten zu beobachtenden Abnahmen der Wasserstände an vielen Seen und Grundwassermessstellen in Nordostdeutschland dar. Dieser Trend entspricht den prognostizieren Effekten des Klimawandels. An anderen Messstellen wurden jedoch eher Anstiege der Wasserstände beobachtet. Insgesamt unterscheiden sich die Pegelganglinien an den verschiedenen Messstellen erheblich. Da der Wasserhaushalt Nordostdeutschlands seit Jahrhunderten massiv anthropogen überprägt worden ist, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass jeweils lokal unterschiedliche wasserwirtschaftliche Maßnahmen für die Vielfalt der beobachteten zeitlichen Verläufe verantwortlich sind.

Ziel der Studie war es, die Gründe für die unterschiedlichen Verläufe der Ganglinien zu bestimmen und insbesondere die Auswirkungen lokaler wasserwirtschaftlicher Maßnahmen quantitativ von natürlichen Effekten zu unterscheiden. Zu diesem Zweck wurden Zeitreihen der Monatswerte von Seewasserspiegeln und Grundwasserständen der Jahre 1986-2014 in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg mittels einer Hauptkomponentenanalyse untersucht. Der größte Teil der räumlichen Varianz war natürlichen Effekten zuzurechnen. Diese Effekte konnten im nächsten Schritt aus den beobachteten Daten herausgerechnet werden. Die so bestimmten Residuen gaben dann Hinweise auf örtlich und zeitlich definierte auffällige Abweichungen vom erwarteten Verhalten und wurden mit den für einige Seen dokumentierten Bewirtschaftungs-Maßnahmen überprüft.

Es zeigte sich, dass mit diesem Ansatz eine sehr effiziente Überprüfung auf Art und Umfang lokaler, mutmaßlich anthropogener Effekte auf die beobachteten hydrologischen Ganglinien ohne den Aufwand einer Prozess-basierten Modellierung möglich ist.

Ereignisbezogener Schadstofftransport im Elbegebiet

Gerd Hübner, Daniel Schwandt

Zusammenfassung

Mit dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ wurde die Schadstoffbelastung im Wasser und Schwebstoff während des Junihochwassers 2013 an Messstellen der Elbe und Nebenflüssen untersucht. Auf dieser Grundlage geschätzte Tages- und Ereignisfrachten von Schwermetallen und Arsen zeigen, dass im Hochwasserzeitraum (3.-20.6.2013) ein hoher Anteil der messstellenbezogenen Jahresfracht transportiert wurde. Die scheitelnahen Schwermetall- und Arsenfrachten des Hochwassers 2013 lagen in Magdeburg über denen des Hochwassers 2006 (bis auf Zink), aber unter denen des Hochwassers 2002 (Cadmium gleiches Niveau). Zur Frachtbilanzierung der Elbe zwischen Wittenberg und Magdeburg beim Junihochwasser 2013 wurde die Eingangsfracht (Elbe-Wittenberg + Mulde + Saale) der Ausgangsfracht in Magdeburg gegenübergestellt. Die schwebstoffgebundene Eingangs-Ereignisfracht war erheblich größer als die Ausgangsfracht. Diese Frachtdifferenz entstand während des Anstiegs der Hochwasserwelle (3.-9.6.). Ein großer Teil der Differenz lässt sich mit dem nach KRÜGER et al. (2014) berechneten Austrag in die Aue erklären.

1. Einleitung

Beim Junihochwasser der Elbe 2013 erreichten Wasserstand und Durchfluss an Mittelelbe und Saale neue Höchstwerte. Das Hochwasserereignis ist Thema zahlreicher hydrologischer Fachveröffentlichungen, eine Auswahl wurde im Rahmen der Ereignisdokumentationen auf der Informationsplattform Undine (http://undine.bafg.de) zusammengestellt. Eine Überblicksdarstellung zur Schadstoffbelastung während des Hochwassers findet sich in SCHWANDT & HÜBNER (2014b), Teilergebnisse sind in HÜBNER & SCHWANDT (2014) sowie SCHWANDT & HÜBNER (2014a) veröffentlicht. Dieser Beitrag fokussiert auf den Transport von Schwermetallen und Arsen während des Hochwassers, wobei insbesondere die obere Mittelelbe von Wittenberg bis Magdeburg im Blickpunkt steht. Über die Schwermetalldynamik der Mittelelbe bei Hochwasser gibt es bereits eingehende Untersuchungen (z. B. BABOROWSKI et al. 2004, HEISE et al. 2008, BABOROWSKI 2013). Nachfolgend wird das Frachtgeschehen für ausgewählte Schwermetalle und Arsen beim Junihochwasser 2013 dargestellt und der Versuch unternommen, den Austrag in die Auen zu quantifizieren.

2. Untersuchungsgebiet, Datengrundlagen und Methodik

Für den Zeitraum 3.-20.6.2013 liegen aus dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ (FGG ELBE 2014) umfangreiche Wasser- und Schwebstoffuntersuchungen vor (SCHWANDT & HÜBNER 2014b). Das Messprogramm wird unter dem Dach der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) koordiniert, die beteiligten Behörden/Institutionen sowie die Lage der Messstellen sind Abbildung 1 zu entnehmen. Die hier schwerpunktmäßig betrachteten Messstellen Wittenberg (Elbe), Magdeburg (Elbe), Dessau (Mulde) und Rosenburg (Saale) wurden bis zum Hochwasserscheitel täglich und nachfolgend in mehrtägigem Abstand beprobt. In Magdeburg erfolgte die Probenahme an der Ersatzmessstelle Sternbrücke. Schwermetalle und Arsen wurden in der unfiltrierten und filtrierten Wasserprobe sowie im möglichst zeitgleich per Zentrifuge gewonnenen Schwebstoff analysiert. An der Saale war keine Schwebstoffprobenahme möglich.

Zur Schätzung der Tagesfrachten für abfiltrierbare Stoffe, Schwermetalle und Arsen fanden Tagesmittelwerte des Durchflusses an den in Abbildung 1 dargestellten Bezugspegeln Verwendung (Daten der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes [WSV] bzw. des Landes Sachsen-Anhalt).

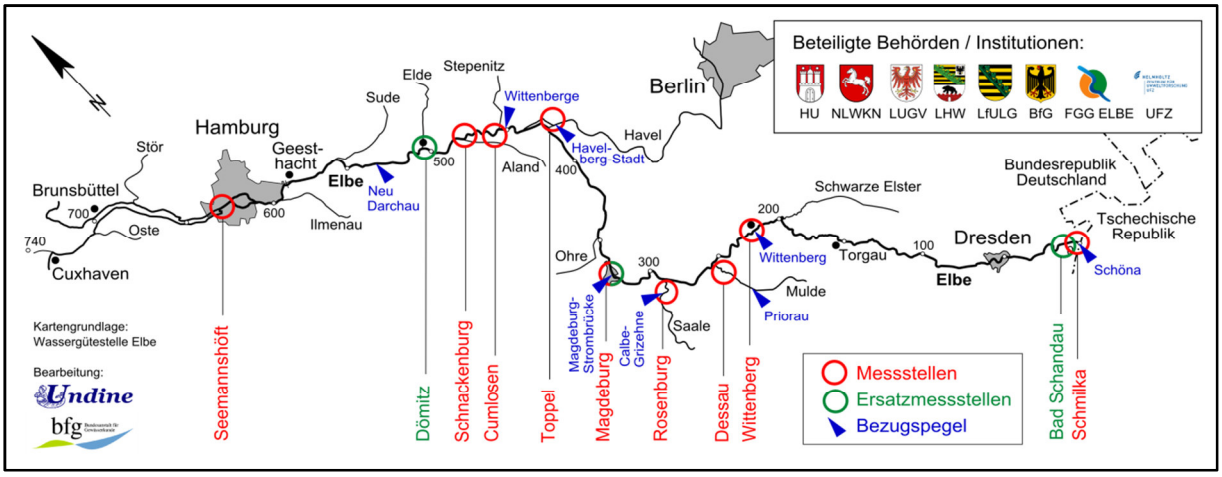


Abb. 1: Übersichtskarte zum Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser 2013.

Die Berechnung der schwebstoffgebundenen Frachten erfolgte unter Einbezug der Konzentration abfiltrierbarer Stoffe in den Wasserproben. An der Messstelle Rosenburg (Saale) wurde aus der Differenz der Frachten aus unfiltrierter und filtrierter Wasserprobe auf die schwebstoffgebundene Fracht geschlossen. Um Ereignisfrachten an den Messstellen abschätzen zu können, wurden Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze mit der Hälfte dieser Grenze angenommen sowie Konzentrationen für Tage ohne Messwert durch lineare Interpolation ergänzt. Für Vergleiche mit dem Gesamtjahr 2013 und den Hochwasserereignissen 2002 und 2006 wurden Werte aus dem FIS-Datenportal der FGG Elbe (http://www.elbe-datenportal.de/) sowie Daten aus Sondermessprogrammen genutzt (BFG 2002, LHW ST 2006a/b). Die Jahresfracht 2013 wurde wie folgt berechnet (IKSE 2014, S.151, Formel 1.1a), und zwar nach Wochenmischproben (soweit vorhanden) und monatlichen Einzelproben.

$$F = \frac{MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^{n} (C_i * Q_i)}{\sum_{i=1}^{n} (Q_i)} * 0{,}0864 * 365{,}25$$

F	=	Jahresfracht [t/a]
MQ_{Jahr}	=	mittlerer Durchfluss im Kalenderjahr [m³/s]
C_i	=	Konzentration in unfiltrierter Einzelprobe bzw. in unfiltrierter Wochenmischprobe [mg/l]
Q_i	=	mittlerer Durchfluss am Probenahmetag bzw. im Intervall der Wochenmischprobe [m³/s]
n	=	Anzahl der Messwerte

Alle Frachtangaben sind als Schätzwerte anzusehen. Bei der Frachtbilanzierung der Elbe zwischen Wittenberg und Magdeburg blieb die bei Hochwasser mit maximal etwa einem Tag anzunehmende Fließzeit unberücksichtigt.
Die Überschwemmungsfläche zwischen den Messstellen in Wittenberg und Magdeburg wurde mittels Geoinformationssystem (GIS) aus den Wasser-Land-Grenzen generiert, die aus Hochwasserbefliegungen im Auftrag der BfG/WSV abgeleitet wurden (BROCKMANN 2014). Die Befliegung der Elbe fand am 9.6.2013 statt, am Tag des Hochwasserscheitels in Magde-

burg und unmittelbar vor dem Deichbruch an der Saale bei Breitenhagen im Elbe-Saale-Winkel. Die untere Saale wurde am 6.6.2013 beflogen, einen Tag vor dem höchsten Durchfluss am Pegel Calbe-Grizehne. Das resultierende Überschwemmungsgebiet in Abbildung 2 stellt etwa die maximale überflutete Fläche dar, die sich ohne Deichbruch eingestellt hat.
Die Schätzung des Sediment- bzw. Schadstoffrückhalts in den Auen wurde anhand der von KRÜGER et al. (2014, S. 33) nach Feldmessungen ausgewiesenen Raten für den Sedimenteintrag bei Hochwasser (> MHQ) vorgenommen. Danach erfolgt eine Einteilung in einen flussbettnahen Bereich mit hoher Sedimentation (oberhalb Barby, also oberhalb der Saalemündung, 9,5 t/ha, unterhalb 5,6 t/ha) und einen flussbettfernen Bereich mit geringer Sedimentation (oberhalb Barby 1,6 t/ha, unterhalb 2,1 t/ha). Oberhalb Barby ist der flussbettnahe Bereich 160 m breit, unterhalb 230 m (Abbildung 2). Die Flächenberechnung erfolgte per GIS. Das Überschwemmungsgebiet wurde in drei Abschnitte unterteilt, um den Einfluss der Nebengewässer abbilden zu können. Der Schwermetall- bzw. Arsengehalt der auf die Aue verteilten Schwebstofffracht wurde aus der Fracht dieser Elemente am jeweiligen Abschnittsbeginn und der dortigen Fracht abfiltrierbarer Stoffe berechnet.

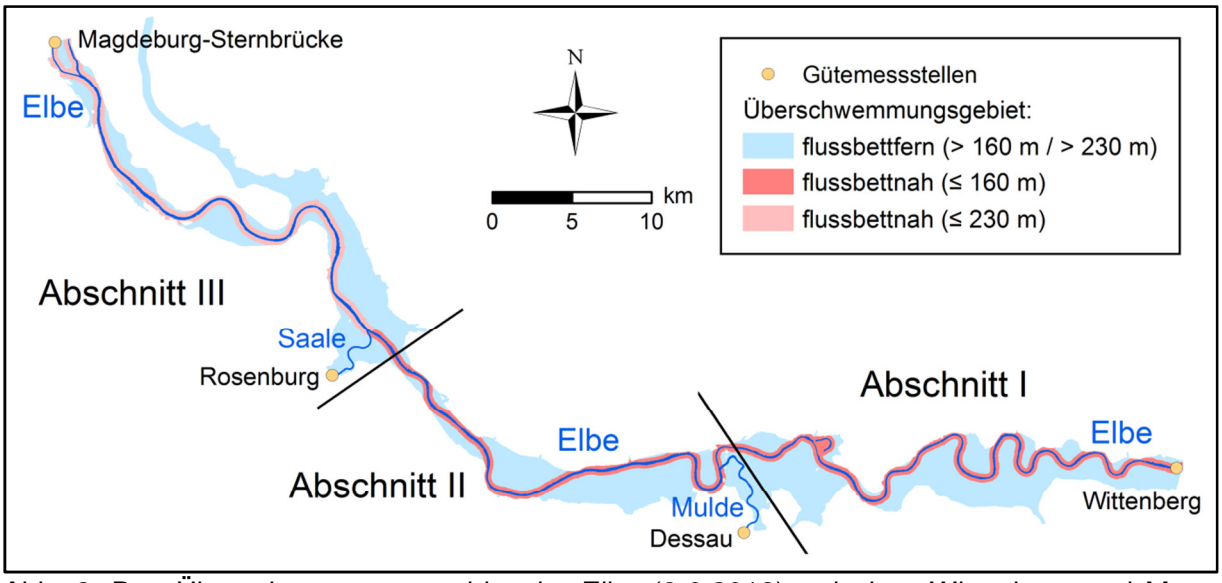


Abb. 2: Das Überschwemmungsgebiet der Elbe (9.6.2013) zwischen Wittenberg und Magdeburg mit flussbettnahen und -fernen Sedimentationszonen nach KRÜGER et al. (2014).

3. Frachtvergleiche

3.1 Vergleich mit der Jahresfracht 2013

Abbildung 3 zeigt die von Elbe, Mulde und Saale transportierten Ereignisfrachten von Schwermetallen und Arsen im Zeitraum 3.-20.6.2013 (=18 Tage = 5 % des Jahres) als prozentualen Anteil der Gesamtfracht des Jahres 2013. Der Abbildung liegt bezüglich der Messstellen Magdeburg, Schnackenburg und Dessau/Mulde die nur hier mögliche, verlässlichere Berechnung der Jahresfracht nach Wochenmischproben zugrunde. Die Berechnung nach Einzelproben ergab im Fall der Mulde unplausible Ergebnisse (z. B. eine 60 % geringere Jahresfracht für Blei, die weitaus kleiner wäre als die für Blei geschätzte Hochwasserereignisfracht). Für Magdeburg beträgt die Abweichung der unterschiedlichen Jahresfrachtberechnungen maximal 21 %, für Schnackenburg weniger als 15 %. Für Schmilka und Des-

sau/Mulde wurde keine Quecksilberjahresfracht geschätzt, da die Mehrzahl der Werte unter der Bestimmungsgrenze lagen, bei Schnackenburg/Dömitz war die geschätzte Quecksilberereignisfracht nicht plausibel (SCHWANDT & HÜBNER 2014b).

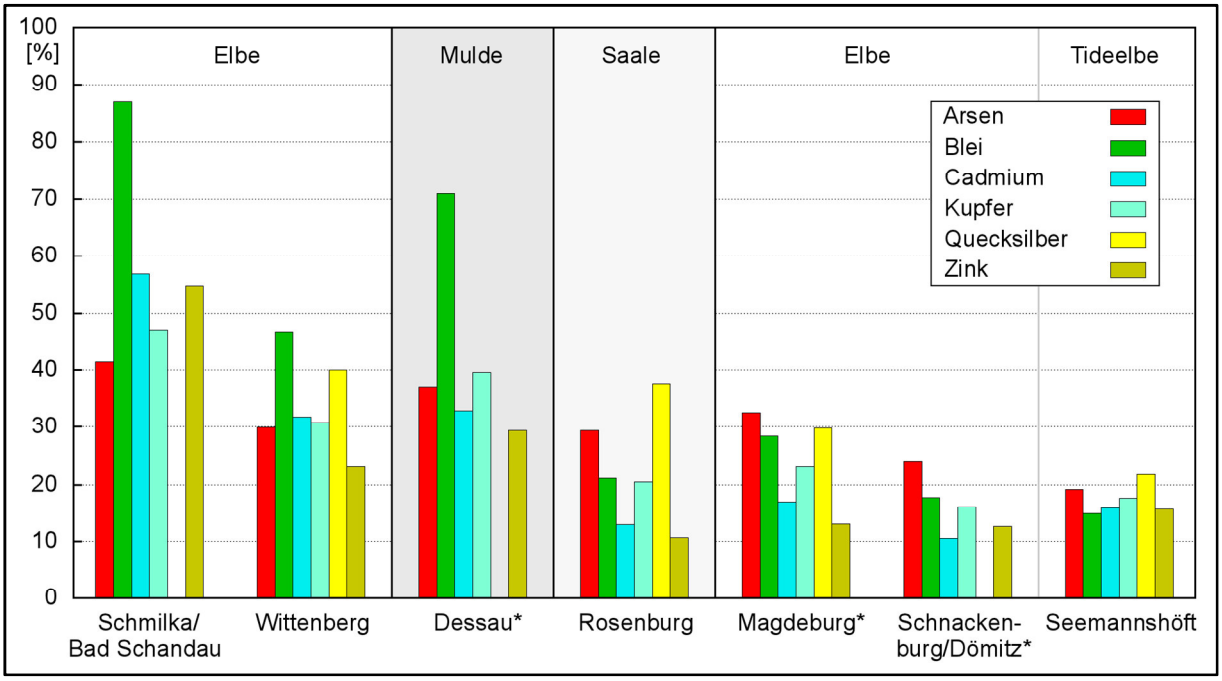


Abb. 3: Schwermetall- und Arsenfracht an Messstellen der Elbe, Mulde und Saale im Zeitraum 3.-20.6.2013 im prozentualen Verhältnis zur Gesamtfracht des Jahres 2013 (Jahresfrachtberechung nach (*) Wochenmischproben, ansonsten nach Einzelproben).

Im Hochwasserzeitraum wurden an allen Messstellen überproportional hohe Schwermetall- und Arsenfrachten transportiert. Die Anteile der Ereignisfrachten an der Jahresfracht erreichen in Schmilka/Bad Schandau rund 40 – 60 %, bei Blei fast 90 % und nehmen in Fließrichtung der Elbe bis Schnackenburg/Dömitz deutlich ab. An der Mulde sind die Anteile in allen Fällen größer als an der Saale.
Die Ergebnisse korrespondieren mit den hier nicht dargestellten Anteilen der Ereignisfrachten abfiltrierbarer Stoffe an der Jahresfracht. Dieser Anteil beträgt beispielsweise bei Schmilka/Bad Schandau 66 %, bei Wittenberg 44 % und bei Schnackenburg/Dömitz 15 %.

3.2 Vergleich mit vorhergehenden Hochwasserereignissen

Zum Vergleich der Frachten bei den extremen Hochwasserereignissen 2013, 2006 und 2002 wurden 7-Tages-Frachten rund um den Hochwasserscheitel (3 Tage vor dem Scheitel, Scheiteltag, 3 Tage nach dem Scheitel) an der Messstelle Magdeburg herangezogen (Tabelle 1). Die Durchflussmenge rund um den Scheitel war 2013 deutlich größer als 2006 und 2002, die Fracht abfiltrierbarer Stoffe größer als 2002, aber kleiner als 2006. Von den Schwermetallen und Arsen wurde 2013 nur für Cadmium eine geringfügig größere scheitelnahe Fracht geschätzt als beim Hochwasser 2002. Gegenüber dem Hochwasser 2006 waren die scheitelnahen Frachten im Juni 2013 mit Ausnahme von Zink größer.

Tab. 1: Fracht der Elbe bei Magdeburg über 7 Tage während der Hochwasserereignisse 2002, 2006 und 2013 (Zahlen gerundet) (nach SCHWANDT & HÜBNER 2014b).

Zeitraum	16.-22.8.2002	2.-8.4.2006	6.-12.6.2013
Durchflussmenge * [1000m³]	2044000	2032000	2597000
abfiltrierbare Stoffe [t]	56500	82200	71700
Arsen [kg]	20400	8200	15400
Blei [kg]	21000	13500	15500
Cadmium [kg]	420	380	430
Kupfer [kg]	15600	-	14900
Quecksilber [kg]	180	110	150
Zink [kg]	79200	92400	69000

4. Frachtbilanzierung von Wittenberg bis Magdeburg

Für das Gebiet in Abbildung 2 mit den Elbemessstellen Wittenberg und Magdeburg sowie den mündungsnahen Messstellen an Mulde und Saale wird für das Junihochwasser 2013 (3.-20.6.2013) eine Bilanzierung der Arsen- und Schwermetallfrachten vorgenommen. Sowohl bezogen auf die Gesamtfracht (unfiltrierte Wasserproben) als auch auf die schwebstoffgebundene Fracht ist die Summe der berücksichtigten Einträge (Elbe-Wittenberg + Mulde + Saale) höher als der über die Elbe in Magdeburg erfolgende Austrag (Abbildung 4).

Für eine detaillierte Betrachtung der Frachtdifferenzen zwischen Wittenberg und Magdeburg wurden für den Zeitraum vom 3.-20.6.2013 die Tagesfrachten abfiltrierbarer Stoffe sowie die schwebstoffgebundenen Blei- und Cadmiumtagesfrachten dargestellt (Abbildung 5). Im Anstieg der Hochwasserwelle ist die Frachtdifferenz stark ausgeprägt, verringert sich aber schon vor Erreichen des Hochwasserscheitels in Wittenberg. Im Zeitraum nach dem Hochwasserscheitel der Elbe (ab 9./10.6.) ist die Frachtdifferenz marginal. Der anhand der Frachtschätzungen zu konstatierende beträchtliche Schwebstoff- bzw. Schadstoffrückhalt zwischen Wittenberg und Magdeburg erfolgte also im Wesentlichen in der Woche vom 3.-9.6.2013 und damit zur Zeit der höchsten Konzentrationen des Schwebstoffs (abfiltrierbarer Stoffe) in diesem Teil der Elbe (vgl. SCHWANDT & HÜBNER 2014b).

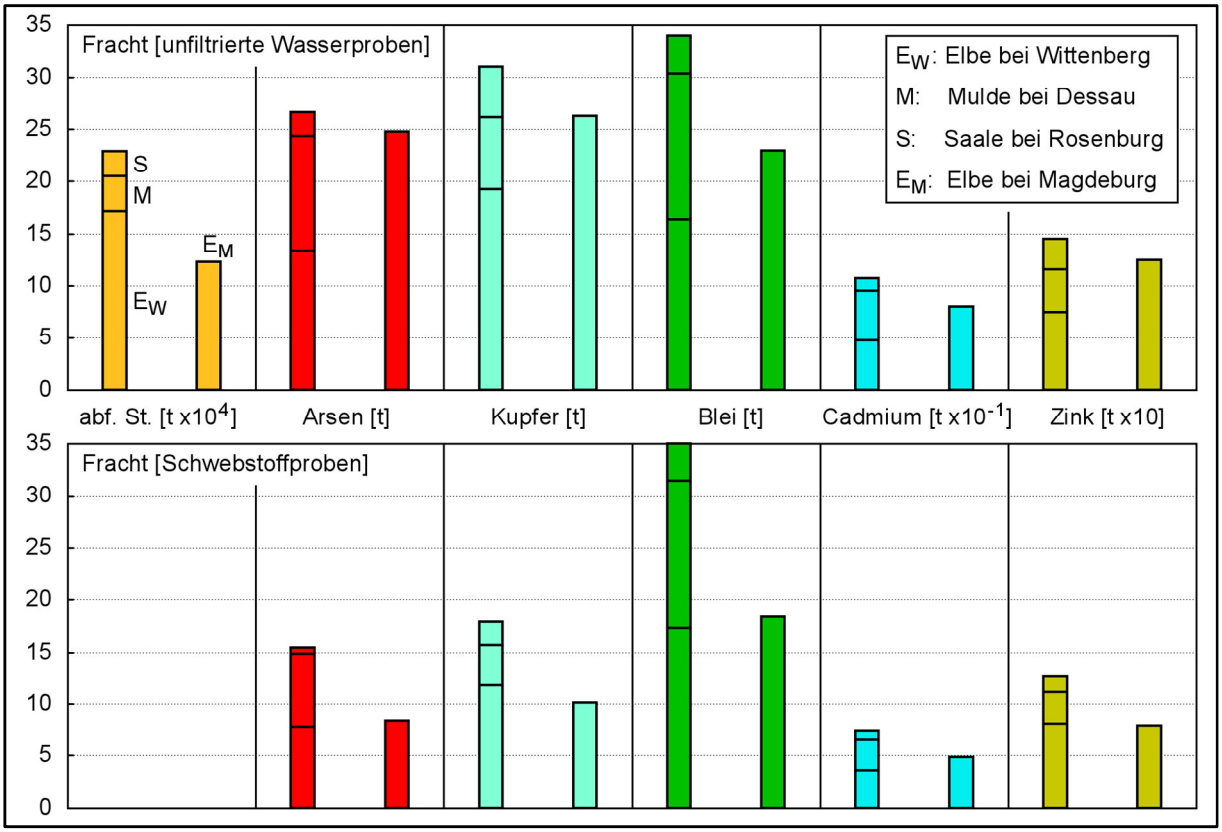


Abb. 4: Fracht abfiltrierbarer Stoffe (abf. St.) sowie Arsen- und Schwermetallfrachten der Elbe bei Wittenberg zuzüglich Frachten der Mulde und Saale (linke Säulen) im Vergleich zur Fracht der Elbe in Magdeburg (rechte Säulen) im Zeitraum 3.-20.6.2013 (oben: Gesamtfracht; unten: schwebstoffgebundene Fracht). Bei Betrachtung der Gesamtfracht (Abb. 4, oben) ist diese Differenz elementspezifisch variabel: bei Arsen klein (7 %) und bei Blei groß (32 %). Blei wird fast ausschließlich partikulär gebunden transportiert, Arsen hingegen zu erheblichen Anteilen in der gelösten Phase, so dass die große Frachtdifferenz bei Blei gut mit der Differenz der abfiltrierbaren Stoffe korrespondiert. Die Fracht abfiltrierbarer Stoffe erreicht in Magdeburg mit 123000 t nur 54 % der Einträge. Bei der Betrachtung der schwebstoffgebundenen Fracht (Abbildung 4 unten) zeigen sich bei den dargestellten Schwermetallen und bei Arsen Frachtdifferenzen von 35 – 47 %.

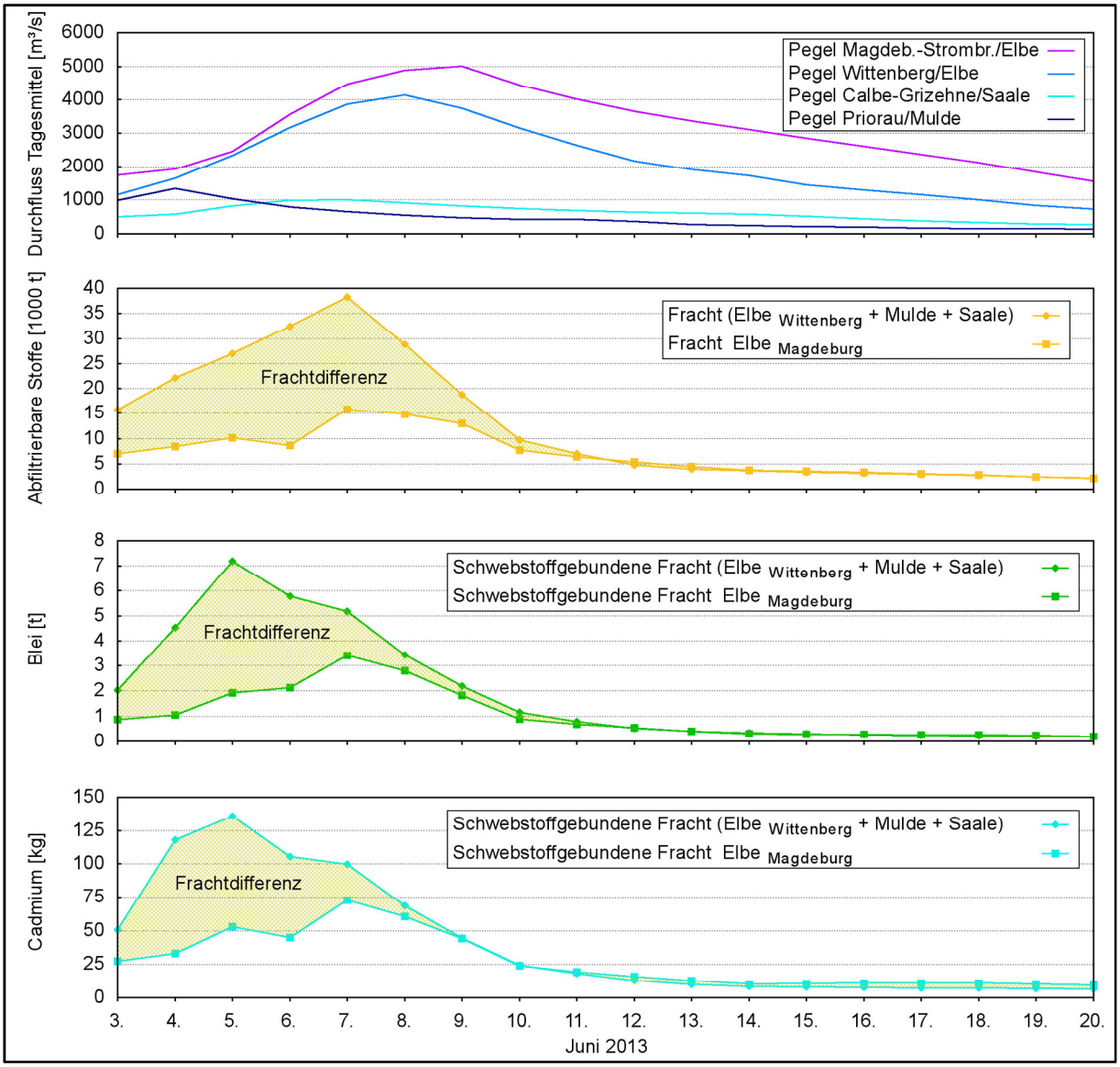


Abb. 5: Differenz zwischen der Tagesfracht der Elbe bei Wittenberg zuzüglich Mulde und Saale und der Tagesfracht in Magdeburg für abfiltrierbare Stoffe und schwebstoffgebundenes Blei und Cadmium im Vergleich zum Durchfluss an den Bezugspegeln vom 3.-20.6.2013.

Tab 2: Rückhalt von schwebstoffgebundenem Blei und Cadmium in der Elbaue zwischen Wittenberg und Magdeburg im Juni 2013 nach dem Berechnungsansatz von KRÜGER et al. (2014)* (Überflutungsfläche entsprechend Abb. 2; gelb markierte Frachten gemäß Abb. 4; Frachtwerte gerundet).

Elbe-Abschnitt	I (km 214 – 257)	II (km 257 – 288)	III (km 288 – 326)
Überflutungsfläche [ha]			
flussbettfern (>160 m / >230 m) [ha]	5774	3971	5449
flussbettnah (<160 m / <230 m) [ha]	1266 / -	866 / -	66 / 1477
gesamte Überflutungsfläche [ha]	7040	4837	6993
Fracht abfiltrierbarer Stoffe [t]		Übertrag + Mulde: 33900	Übertrag + Saale: 23900
Eingangsfracht [t]	171400	184000	193300
Ablagerung: flussbettfern [t/ha]*	1,6	1,6	2,1
flussbettnah (<160 m/<230 m) [t/ha]*	9,5 / -	9,5 / -	9,5 / 5,6
Rückhalt Überflutungsfläche [t]	21300	14600	20300
weiter transportierte Fracht [t]	150100	169400	173000
Fracht an Messstelle Magdeburg [t]			123000
Blei-Fracht (Schwebstoff) [kg]		Übertrag + Mulde: 14180	Übertrag + Saale: 3500
Eingangsfracht [kg]	17300	29330	30510
Blei im Schwebstoff [mg/kg]	101	159	158
Ablagerung: flussbettfern [kg/ha]	0,2	0,3	0,3
flussbettnah (<160 m/<230 m) [kg/ha]	1,0 / -	1,5 / -	1,5 / 0,9
Rückhalt Überflutungsfläche [kg]	2150	2320	3210
weiter transportierte Fracht [kg]	15150	27010	27300
Fracht an Messstelle Magdeburg [kg]			18400
Cadmium-Fracht (Schwebstoff) [kg]		Übertrag + Mulde: 300	Übertrag + Saale: 80
Eingangsfracht [kg]	350	610	640
Cadmium im Schwebstoff [mg/kg]	2,05	3,33	3,35
Ablagerung: flussbettfern [kg/ha]	0,003	0,005	0,007
flussbettnah (<160 m/<230 m) [kg/ha]	0,020 / -	0,032 / -	0,032 / 0,019
Rückhalt Überflutungsfläche [kg]	40	50	70
weiter transportierte Fracht [kg]	310	560	570
Fracht an Messstelle Magdeburg [kg]			480

Grundsätzlich ist von einem Stoffrückhalt in der vergleichsweise breiten Elbaue zwischen Wittenberg und Magdeburg auszugehen. In Tabelle 2 werden die Eingangsfrachten abfiltrierbarer Stoffe an den drei Elbeabschnitten gemäß Berechnungsansatz von KRÜGER et al. (2014) auf die flussbettnahen und flussbettfernen Bereiche des Überschwemmungsgebiets verteilt. Davon abgeleitet ergibt sich die dargestellte Verteilung der Blei- und Cadmiumfracht. Die aus den Elbe-Abschnitten weiter transportierte Fracht geht als Übertrag in den nachfolgenden Abschnitt bzw. wird im Abschnitt III mit der an der Messstelle Magdeburg ermittelten (stets geringeren) Fracht verglichen. Nach dieser Berechnung verbleiben im 18870 ha umfassenden Überschwemmungsgebiet insgesamt rund 56000 t abfiltrierbare Stoffe, 7,7 t Blei und 160 kg Cadmium, was ca. einem Viertel der jeweiligen Eingangsfracht entspricht (Abbil-

dung 6). Flussbettnah betragen die höchsten Ablagerungen 1,5 kg/ha Blei und rund 30 g/ha Cadmium, flussbettfern 0,3 kg/ha Blei und 3 g/ha Cadmium. Der nach KRÜGER et al. (2014) berechnete Rückhalt in der Elbaue kann die Frachtdifferenz zwischen Wittenberg (+ Mulde, + Saale) und Magdeburg für abfiltrierbare Stoffe und schwebstoffgebundene Schwermetalle und Arsen etwa zur Hälfte erklären (Abbildung 6). Um die Bilanz der schwebstoffgebundenen Frachten für das Untersuchungsgebiet zu schließen, wäre je nach Element ein weiterer Rückhalt von 13 % (Cadmium) bis 25 % (Blei) der Eingangsfracht anzunehmen, der hier nicht erklärt werden kann.

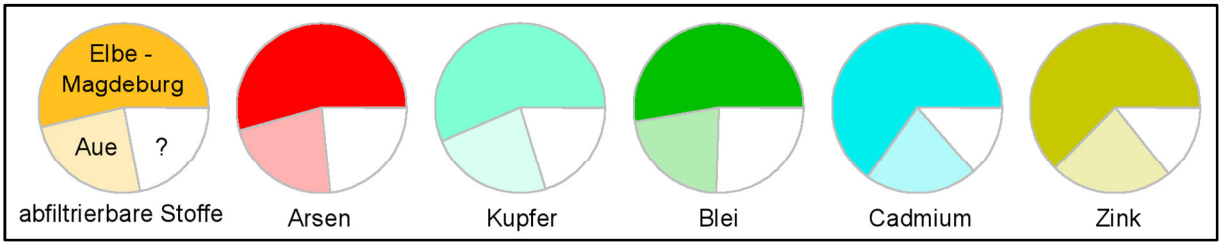


Abb. 6: Anteil der ausgetragenen (Elbe-Magdeburg), in der Aue zurückgehaltenen (berechnet nach KRÜGER et al. 2014) und nicht erklärten (?) schwebstoffgebundenen Fracht an den summierten Einträgen (Elbe-Wittenberg + Mulde + Saale) im Bilanzgebiet.

5. Diskussion

Während des Junihochwassers 2013 wurde ein erheblicher Anteil der Schwermetall- und Arsenjahresfracht 2013 transportiert. In einzelnen Fällen (z. B. Blei in Schmilka/Bad Schandau, Elbe, und Dessau, Mulde) übertraf diese Ereignisfracht die Jahresfracht 2012 (HÜBNER & SCHWANDT 2014).

Geringere scheitelnahe Frachten gegenüber dem Hochwasserereignis 2002 (Tabelle 1) lassen sich mit höheren Schwermetall- und Arsengehalten im Wasser und Schwebstoff im August 2002 erklären (HÜBNER & SCHWANDT 2014b), u. a. bedingt durch Überflutung von Halden im Muldegebiet (BÖHME et al. 2005). Die größeren Frachten im Vergleich zum Frühjahrshochwasser 2006 resultieren vorrangig aus der weitaus größeren Durchflussmenge beim Junihochwasser 2013.

Das Überschwemmungsgebiet in Abbildung 2 ist nur 9 % größer als die rezente Aue nach BRUNOTTE et al. (2009) und entspricht dieser im Wesentlichen. Der nach KRÜGER et al. (2014) berechnete Eintrag von schwebstoffgebundenem Blei und Cadmium in die Auen liegt selbst in den flussbettfernen Bereichen um ein Vielfaches über der regionalisierten atmosphärischen Jahresdeposition 2012 (Blei: 7 – 9 g/ha, Cadmium: 0,2 – 0,3 g/ha [EMEP o. J.]).

Soweit recherchiert werden konnte, liegen vom Juni 2013 keine Feldmessungen zum Sediment- bzw. Schwermetallrückhalt in der betrachteten Aue vor. Daher kann nur vermutet werden, warum die Frachtbilanz für das Untersuchungsgebiet nicht geschlossen werden konnte:

- Die vorgenommen Frachtschätzungen beinhalten aufgrund von Messunsicherheiten und der Übertragung einer räumlich und zeitlich punktuell erfassten Stoffkonzentration auf den täglichen Stoffstrom im gesamten Fließquerschnitt erhebliche Unsicherheiten.
- Der Berechnungsansatz von KRÜGER et al. (2014) bezieht sich auf um Sandanteile bereinigte Sedimente. Die abfiltrierbaren Stoffe können Sandanteile enthalten. Monatsmisch-

proben des Schwebstoffs vom Juni 2013 aus Absetzbecken an den Messstationen Wittenberg (Elbe), Magdeburg (Elbe) und Dessau (Mulde) haben 13 – 25 % Sandanteil. Würde die in den Auen zurückgehaltene Sedimentfracht 25 % größer kalkuliert (rund 67000 t statt 56000 t), wäre der unerklärte Frachtanteil abfiltrierbarer Stoffe (Abbildung 6) etwas vermindert.

- KRÜGER et al. (2014) entwickelten ihren Berechnungsansatz auch mit Messwerten kleinerer Hochwasser, das Extremhochwasser 2013 liegt außerhalb der Datengrundlage. Vermutlich wurde beim Junihochwasser 2013 mehr Schwebstoff in der Aue abgelagert.
- Nach Elbelängsuntersuchungen von Sedimenten an ausgewählten Standorten zwischen Wittenberg und Magdeburg nahmen von Juli 2012 auf Oktober 2013 die Schwermetall- und Arsengehalte überwiegend zu (HILLEBRAND et al. 2014). Die Ablagerung eines Teils der beim Junihochwasser 2013 transportierten Schwebstoffe in Buhnenfeldern, Häfen und Seitenstrukturen ist wahrscheinlich, auch wenn andererseits von einer Remobilisierung von Sedimenten aus Buhnenfeldern auszugehen ist (SCHWANDT & HÜBNER 2014b).

Insgesamt wird die große Bedeutung der Aue für den Rückhalt schwebstoffgebundener Schadstoffe bei Hochwasser deutlich. Die in diesem Beitrag nicht dargestellten großen Frachtdifferenzen zwischen den Elbemessstellen Magdeburg und Schnackenburg/Dömitz (SCHWANDT & HÜBNER 2014b) deuten ebenfalls auf einen erheblichen Stoffrückhalt in den Auen unterhalb Magdeburgs hin, was im Einklang mit Untersuchungen von NATHO & VENOHR (2014) steht.

Literatur

BABOROWSKI, M. (2013): Schwermetallkonzentrationen der Elbe in Magdeburg bei Extremereignissen. Veranstaltungen (BfG) 1/2013: S. 77-86.

BABOROWSKI, M., v. TÜMPLING, W. & K. FRIESE (2004): Behaviour of suspendend particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. Hydrology and Earth System Sciences 8 (2): S. 135-150.

BÖHME, M, KRÜGER, F., OCKENFELD, K. & W. GELLER (Hrsg.) (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. UFZ Leipzig-Halle: S. 1-101, Magdeburg.

BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2002): Das Augusthochwasser 2002 im Elbegebiet. S. 1-49, Koblenz; mit unveröffentlichten ergänzenden Analysedaten.

BROCKMANN, H. (2014): Photogrammetrische Erfassung von Überschwemmungsgrenzen und Wasserspiegellagen. In: BFG (Hrsg.): Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. Mitteilungen 31: S. 130-140.

BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & D. MEHL (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 87: S. 1-141 + Anhang, Bonn - Bad Godesberg.

EMEP (EUROPEAN MONITORING AND EVALUATION OF AIR POLLUTANTS) (o. J.): Country-specific report for Germany. METEOROLOGICAL SYNTHESIZING CENTRE-EAST (Hrsg.): www.msceast.org/index.php/germany (Abruf: 12.2.2015).

FGG (FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT) ELBE (2014): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe (Stand 3.12.2014). Anlage 7 zum Strategiepapier der

FGG Elbe zur Koordinierung der Überwachung an ausgewählten Überblicksmessstellen für Oberflächenwasserkörper des deutschen Elbestroms und bedeutender Nebenflüsse. S. 1-24; unveröffentlicht.

HEISE, S., KRÜGER, F., BABOROWSKI, M., STACHEL, B., GÖTZ, R. & U. FÖRSTNER (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement, TU HH-Harburg: S. 1-349 + CD-ROM, Hamburg.

HILLEBRAND, G., CLAUS, E., SCHWANDT, D., BECKER, B., MÖHLENKAMP, C. & P. HEININGER (2014): Die Buhnenfelder der Elbe. In: BFG (Hrsg.): Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. Mitteilungen 30: S.23-55.

HÜBNER, G. & D. SCHWANDT (2014): Schadstoffbelastung der Binnenelbe. In: BFG (Hrsg.): Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. Mitteilungen 31: S. 93-100.

IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (Hrsg.) (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Abschlussbericht: S. 1-200, Magdeburg.

KRÜGER, F., SCHOLZ, M., KREIBICH, M. & M. BABOROWSKI (2014): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Studie zur Erarbeitung des Sedimentrückhaltes in den Auen als Teilfunktion des Sedimenttransportgeschehens an der Elbe. Abschlussbericht „Schadstoffsanierung Elbesedimente – ELSA“, BSU Hamburg: S. I-IV, 1-67.

LHW ST (LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT) (2006a): Ergebnisse der Beschaffenheitsüberwachung der Fließgewässer während des Frühjahrshochwassers 2006. Stand: 13.04.06; S. 1-2 + Anlage.

LHW ST (LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT) (2006b): Abschlussbericht Hochwassereignis Frühjahr 2006. - Anlage: Sondermessprogramm Hochwasser 2006: Schwebstoffproben Zentrifuge (www.hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de/dokumente/hochwasserberichte.htm); Abruf: 28.8.2006.

NATHO, S. & M. VENOHR (2014): Active versus potential floodplains – the effect of small flood events on nutrient retention along the river Elbe corridor (Germany). Aquatic Sciences 76, S. 633-642.

SCHWANDT, D. & G. HÜBNER (2014a): Auf Hochwasser vorbereitet – Ereignisbezogenes Elbe-Messprogramm im Juni 2013. Veranstaltungen (BfG) 3/2014: S. 16-20.

SCHWANDT, D. & G. HÜBNER (2014b): Das Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser der Elbe 2013 – Schadstoffkonzentration und Frachten. FGG ELBE (Hrsg.); Redaktion: AG OW der FGG Elbe: S. 1-25 + Anhang; unveröffentlicht.

Raum-zeitliche Analyse von Abfluss, Nährstoffen und physikalisch-chemischer Eigenschaften in Flusseinzugsgebieten des Norddeutschen Tieflandes

Hilmar Messal, Wondwossen Debebe, Nicola Fohrer

Zusammenfassung

Basierend auf Ergebnissen einer umfangreichen zehnwöchigen Messkampagne 2011 im Norddeutschen Tiefland mit insgesamt rund 210 Messpunkten wurden auf der Basis eines festgelegten Ost-West- bzw. Nord-Süd-Transekts raum-zeitliche Analysen hinsichtlich des Abflusses und ausgesuchter Wasserparameter durchgeführt. Die Kampagnen erstreckten sich dabei auf sieben Flusseinzugsgebiete wie Hunte, Hache, Ilmenau, Nuthe (ST), Buckau, Demnitzer Mühlenfließ und (reduziert) der Treene. Im Fokus der Untersuchungen standen dabei zeitliche Analysen in Form der Ableitung von längerfristigen Trends bestimmter Wasserinhaltsstoffe sowie ein Frühjahr-Herbst-Vergleich aller Messwerte. Ein weiterer Schwerpunkt war die Ermittlung räumlicher Verteilungsmuster ausgewählter Werte in Verbindung mit der Identifikation von Hot-Spot-Regionen. Darüber hinaus wurde der Einfluss der Landnutzung bzw. bestimmter Bodenarten auf die Wasserqualität untersucht.

1. Untersuchte Flussgebiete und Rahmenbedingungen

Abbildung 1 zeigt die sieben untersuchten Flussgebiete im Nord-Süd- bzw. Ost-West-Transekt des Norddeutschen Tieflandes. Die Landnutzungsverteilung der einzelnen Gebiete, abgeleitet aus CORINE (CLC 2006), ist in Abbildung 2 dargestellt. Die Messungen fanden für das Frühjahr im Zeitraum von April-Juni 2011 und für den Herbst von September-November 2011 statt. Eine gleichzeitige Messung war nicht möglich. Die Gesamtzahl der Messpunkte betrug etwa 210. In der Treene wurde nicht gemessen. Hier wurden bezüglich der beiden Pegel Soltfeld und Treia jeweils Mittelwerte für die genannten Zeiträume berechnet.

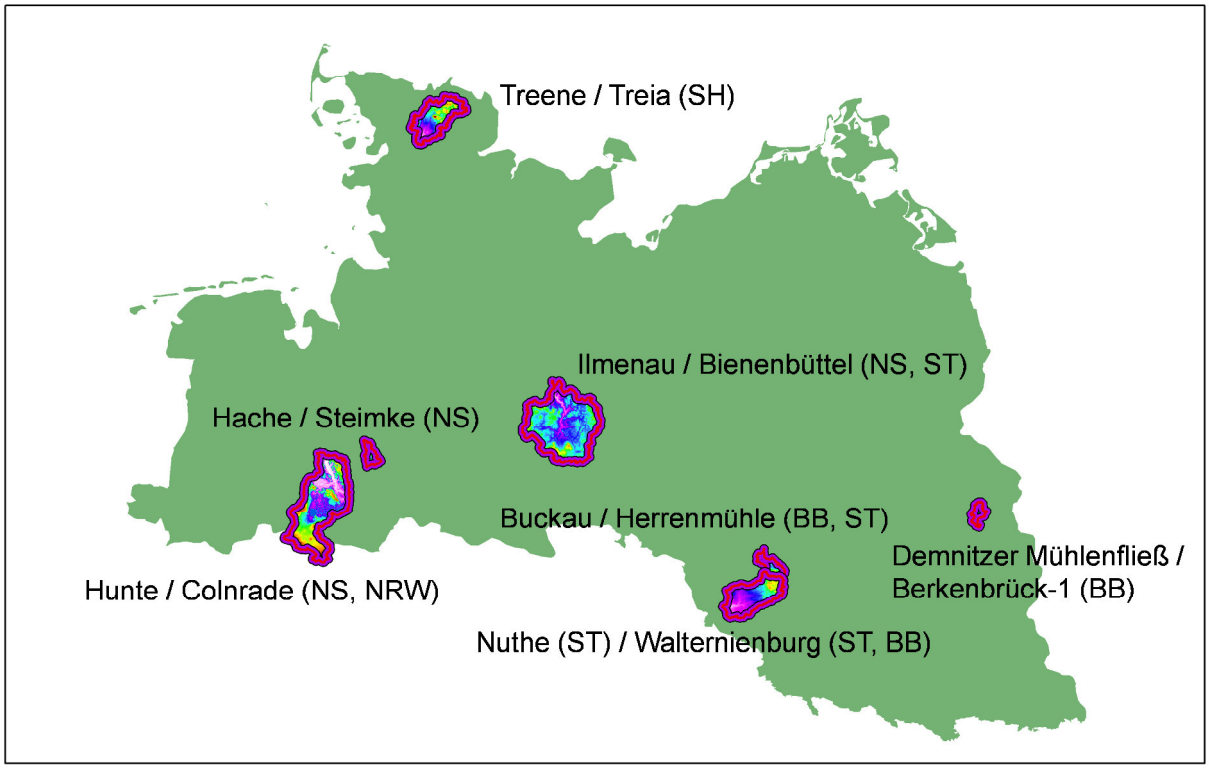


Abb. 1: Untersuchte Flussgebiete im Norddeutschen Tiefland mit Ausgangspegel und zugehörigen Bundesländern.

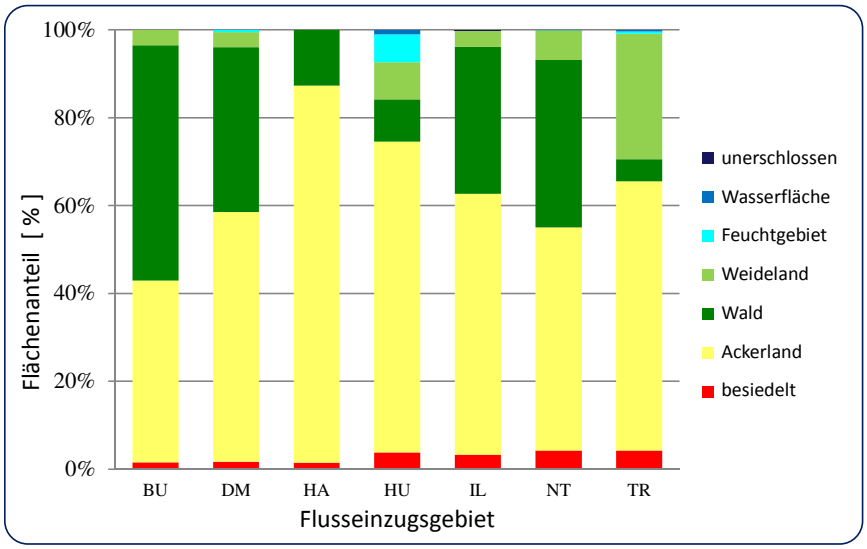


Abb. 2: Landnutzungsverteilung der Flussgebiete (BU – Buckau, DM – Demnitzer Mühlenfließ, HA – Hache, HU – Hunte, IL – Ilmenau, NT – Nuthe [ST], TR – Treene).

Die zur Ermittlung der Trends verwendeten Zeitreihen hatten eine maximale Länge von 22 Jahren (1990-2011), waren allerdings nicht immer vollständig verfügbar. Neben der Bestimmung der Stoffkonzentrationen im Labor und der darauf basierenden Berechnung der Stofffrachten wurden jeweils spezifische Frachten berechnet, d. h., auf der Basis der zu jedem Messpunkt gehörenden Teilgebietsfläche wurden die „Gebietsleistungen“ in Frachtmenge pro km^2 bzw. pro ha berechnet. Die entsprechenden Gebietsflächen wurden GIS-gestützt ermittelt und manuell korrigiert, wenn die berechneten Flussverläufe mit den natürlichen nicht genau übereinstimmten.

2. Schwerpunkte der Analyse

Die Untersuchungen wurden auf fünf Schwerpunkte fokussiert, drei unter zeitlichen und zwei unter räumlichen Aspekten:

- Zeitliche Analysen in Form eines Frühjahr-Herbst-Vergleiches aller Messwerte (Abflüsse, physikalische und chemische Wasserparameter, Pflanzennährstoffe),
- Vergleich der Abflüsse der Gebietsausgangspegel der betrachteten Flussgebiete,
- Ableitung von längerfristigen Trends bestimmter Wasserinhaltsstoffe,
- Ermittlung räumlicher Verteilungsmuster ausgewählter Werte in Verbindung mit der Identifikation von Hot-Spot-Regionen (Konzentrationen, Frachten, spezif. Frachten),
- Bestimmung des Einflusses der Landnutzung bzw. bestimmter Bodenarten auf die Wasserqualität.

Eingebettet sind diese Arbeiten in das BMBF-Projekt „NaLaMa-nT“ (NaLaMa-nT, 2010). Für den Frühjahr-Herbst-Vergleich wurden für sechs Flussgebiete die Ergebnisse der Messkampagnen aus dem Jahr 2011 und für die Treene Routinemessungen des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holsteins, ebenfalls aus dem Jahr 2011, verwendet. Das zeitliche Trendverhalten bestimmter Wasserinhaltsstoffe wurde dagegen aus langjährigen Messreihen der einzelnen Landesbehörden abgeleitet. Beschränkt wur-

den diese Untersuchungen auf die Auslasspegel der sieben o. g. Flussgebiete. Die Hot-Spot-Regionen der Wasserinhaltsstoffe wurden im Unterschied dazu auf der Basis aller Werte der Messkampagnen 2011 auch innerhalb der einzelnen Flusseinzugsgebiete ermittelt.

3. Frühjahr-Herbst-Vergleich bestimmter Wasserparameter an den Gebietsauslässen

3.1 Abfluss

Ungeachtet dessen, dass die zeitliche Wahl des Messzeitpunktes in sechs der sieben Flussgebiete zufällig war, sind die Abflussspenden (gelb) in der Trenne definitiv am größten (Abb. 3), obwohl im Norden und Westen des Norddeutschen Tieflandes ähnliche Niederschlagsverhältnisse herrschen. Die anderen sechs Gebiete zeigen untereinander ein ähnliches Verhalten.

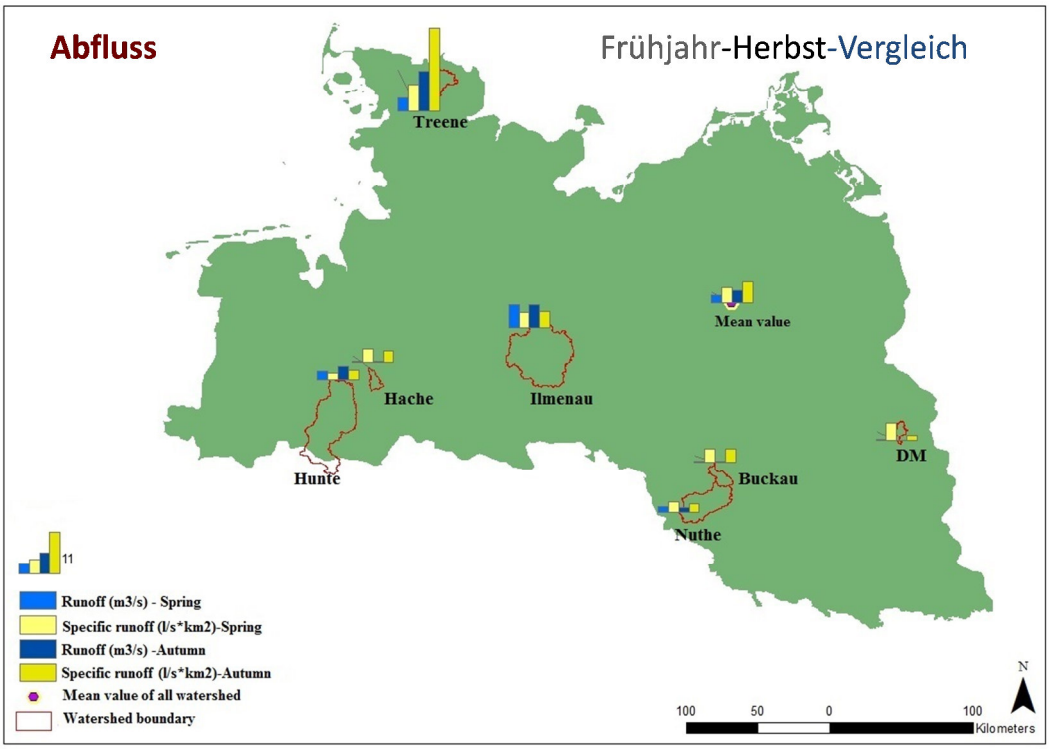


Abb. 3: Frühjahr-Herbst-Vergleich (2011) des Abflusses (blau) bzw. der Abflussspende (gelb) in sieben Flussgebieten des Norddeutschen Tieflandes; (hellere Farbtöne: Frühjahr).

3.2 Schwebstoffe

Das Verhalten bezüglich der Schwebstoffe (Abb. 4) ähnelt dem des Abflusses (Abb. 3). Konzentration, Fracht und spezifische Fracht der Schwebstoffe sind im Frühjahr und im Herbst 2011 in der Treene deutlich höher als in allen anderen sechs Flussgebieten. Natürlich sind die höheren Abflüsse der Treene eine Ursache für die höheren Schwebstoffgehalte.

3.3 Pflanzennährstoffe

Betrachtet werden hier Ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO_4-P) und Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), dargestellt in den Abbildungen 5 und 6. In beiden Fällen ist die Heterogenität innerhalb des gesamten Tieflandes größer als beim Abfluss (Abb. 3) und bei den Schwebstoffen (Abb. 4).

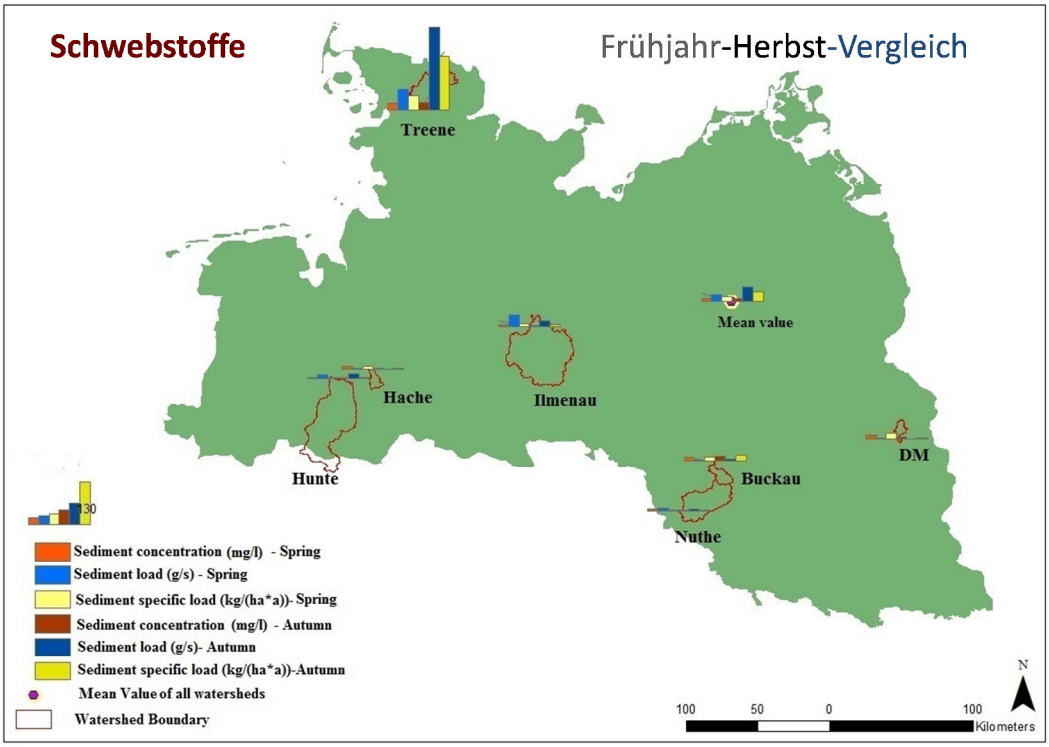


Abb. 4: Frühjahr-Herbst-Vergleich (2011) der Schwebstoffe im Gebietsauslass von sieben Flussgebieten des Norddeutschen Tieflandes (Konzentration [braun], Fracht [blau], spezifische Fracht [gelb]; hellere Farbtöne: Frühjahr).

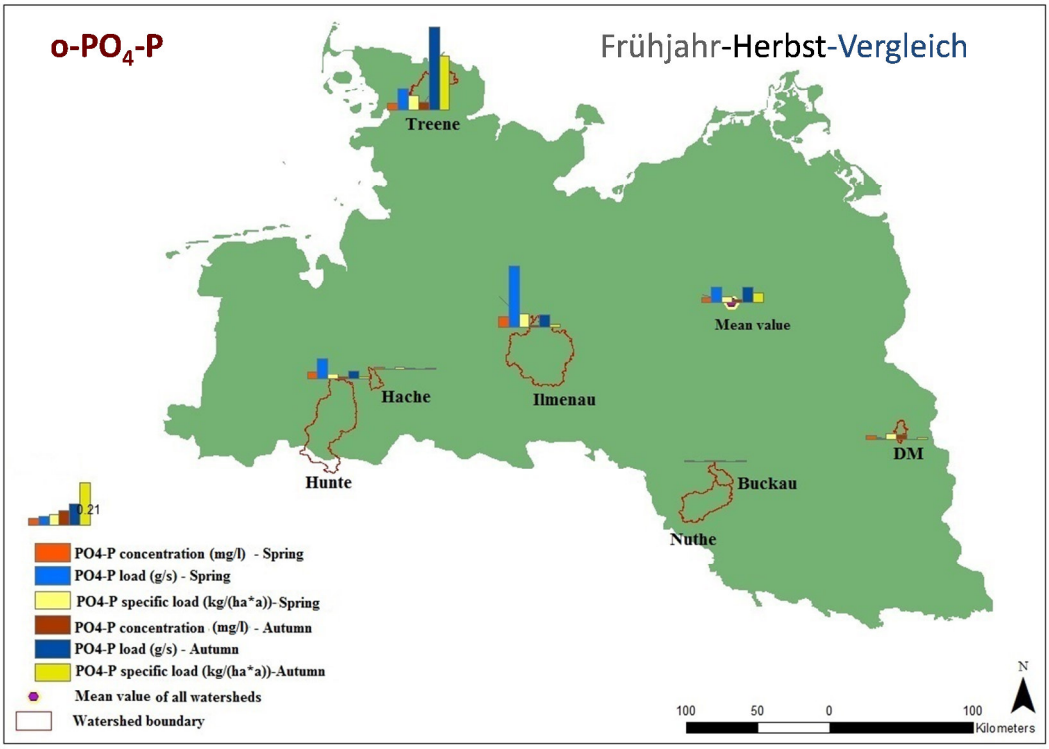


Abb. 5: Frühjahr-Herbst-Vergleich (2011) von Ortho-Phosphat-Phosphor im Gebietsauslass von sieben Flussgebieten des Norddeutschen Tieflandes (Konzentration [braun], Fracht [blau], spezifische Fracht [gelb]; hellere Farbtöne: Frühjahr).

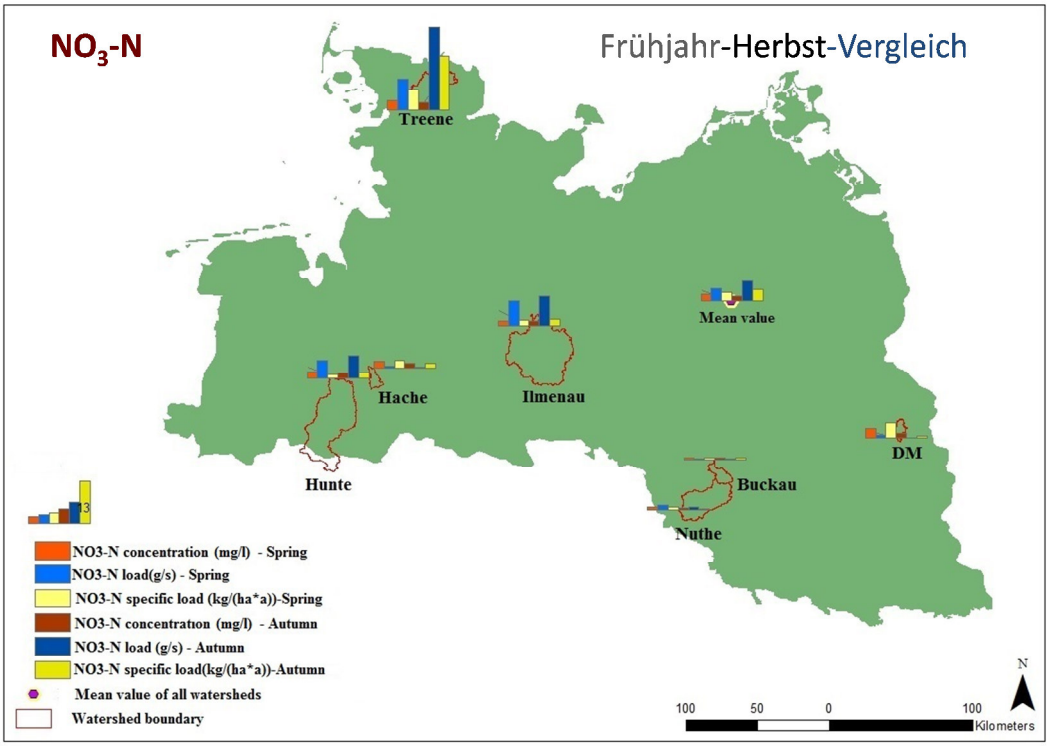


Abb. 6: Frühjahr-Herbst-Vergleich (2011) von Nitrat-Stickstoff im Gebietsauslass von sieben Flussgebieten des Norddeutschen Tieflandes (Konzentration [braun], Fracht [blau], spezifische Fracht [gelb]; hellere Farbtöne: Frühjahr).

Bis auf eine große Ortho-Phosphat-Phosphor-Fracht im Frühjahr 2011 (Abb. 5) in der Ilmenau weist die Treene ansonsten für beide Stoffe in allen drei Teilkriterien bei beiden Zeitpunkten wieder die größten Werte auf. Parallel dazu offenbaren Buckau und Nuthe (ST) die mit Abstand niedrigsten Werte. Im Frühjahr-Herbst-Vergleich zeigen nur die Treene und das Demnitzer Mühlenfließ bei NO_3-N bzw. die Treene und die Ilmenau bei o-PO_4-P ein signifikant unterschiedliches Verhalten. Bei Ammonium-Stickstoff (hier nicht dargestellt) zeigte sich ein ähnliches Bild, aber hier wurden in der Hunte im Herbst bei der NH_4-N-Fracht die größten Werte registriert.

4. Vergleich der Abflüsse der Ausgangspegel der Flusseinzugsgebiete

Bei den Abflüssen wurden keine aufwendigen Zeitreihenanalysen durchgeführt, sondern das Abflussverhalten wurde anhand der Grafiken von sechs Gebieten (Abb. 7) lediglich verbal analysiert. Die Abflüsse zeigen ein heterogenes Verhalten. Auf Grund der unterschiedlichen Gebietsflächen wurden in der o. g. Grafik die maximalen Abflüsse in der Ordinate relativiert. Die Buckau zeigt die ausgeglichenste Wasserführung, während das Demnitzer Mühlenfließ und die Hunte im Sommer fast austrocknen. Die Hunte weist aber das regelmäßigste Winter-Sommer-Schwingungsverhalten auf. Für detailliertere Aussagen zum Abflussverhalten sind aber weitere statistische Zeitreihenanalysen notwendig.

5. Längerfristige Trends von Wasserinhaltsstoffen

Statistische Analysen zur Ableitung von Trends der Inhaltsstoffe wurden für o-PO_4-P, NO_3-N und P_{ges} durchgeführt (Tab. 1) auf der Basis des nicht-parametrischen Kendall-Tau-Testes.

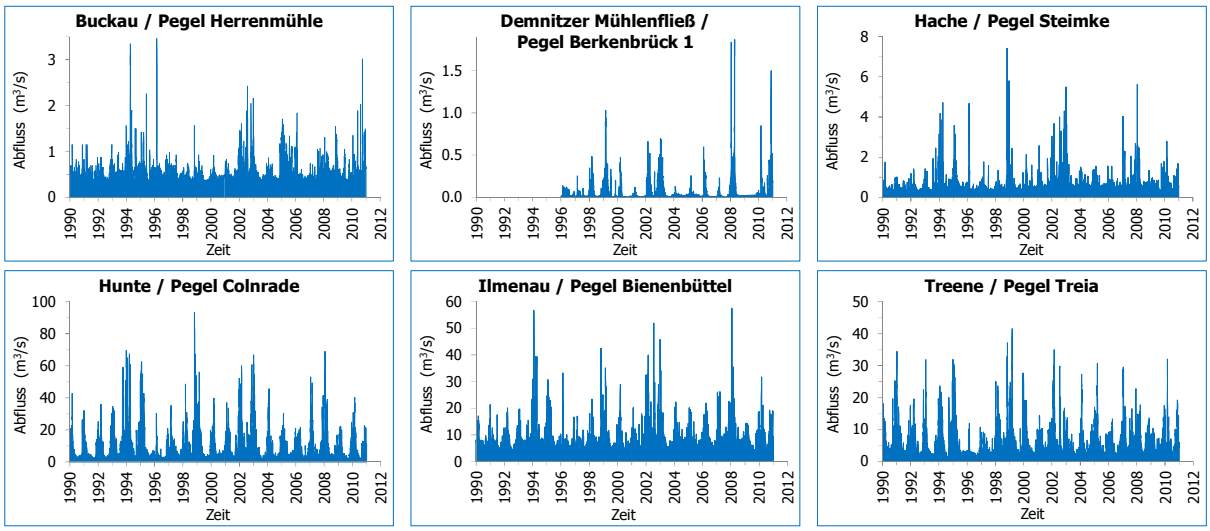


Abb. 7: Vergleich der Abflusszeitreihen (1990-2011) von sechs Flusseinzugsgebieten des Norddeutschen Tieflandes (Gebietsauslasspegel).

Tab. 1: Ergebnisse von Trendanalysen einiger Wasserinhaltsstoffe aus fünf Flusseinzugsgebieten des Norddeutschen Tieflandes (Gebietsauslasspegel)

Einzugsgebiet	Parameter	Koeffizient	p-Wert	Trend
Buckau (1993 – 2010)	NO3-N	-0.559	0.002	fallend
	PO4-P	-0.598	0.001	fallend
Hache (1990 – 2008)	NO3-N	0.181	0.278	kein Trend
	PO4-P	0.158	0.358	kein Trend
	P_ges	-0.012	0.944	kein Trend
Hunte (1990 – 2010)	NO3-N	0.163	0.304	kein Trend
	PO4-P	0.077	0.629	kein Trend
	P_ges	-0.448	0.005	fallend
Ilmenau (1990 – 2009)	NO3-N	-0.509	0.002	fallend
	PO4-P	-0.600	0.001	fallend
	P_ges	-0.625	0.000	fallend
Nuthe (1993 – 2003)	NO3-N	-0.500	0.041	fallend
	PO4-P	-0.222	0.404	kein Trend
	P_ges	-0.629	0.020	fallend

Es konnten keine signifikanten Anstiege der betrachteten Parameter nachgewiesen werden. Die Trends waren entweder signifikant leicht fallend oder stagnierend. Verwendet wurde der nicht-parametrische Korrelationstest nach Kendall. Das Verhalten der Konzentrationen der Inhaltsstoffe ist in den einzelnen Gebieten aber völlig unterschiedlich (Abb. 8 und 9). In der Buckau wird der Wert der Wasserrahmenrichtlinie, WRRL (EU 2000), deutlich unterschritten und die Einzelwerte schwanken im saisonalen Verhalten kaum. In der Ilmenau dagegen schwanken die Konzentrationen sehr stark im saisonalen Verlauf und die Vorgabe von 2,5 mg/l wird in jedem Winter deutlich überschritten. In beiden Gebieten erfasst ein Polynom

6. Grades den zeitlichen Trend besser als ein linearer Ansatz (R^2-Werte sind jeweils größer). Dennoch liefern beide Ansätze einen fallenden Trend. Vorsicht ist allerdings geboten, wenn man sich nur auf einen linearen Trend verlässt. In Abbildung 8 zeigt der polynomiale Trend ab 2010 wieder ein leicht ansteigendes Verhalten der NO_3-N-Konzentration.

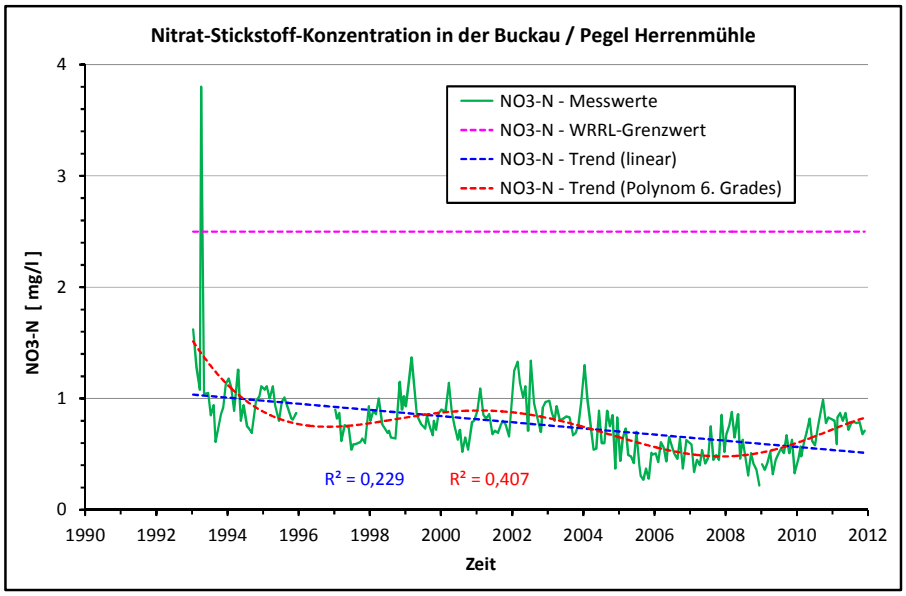


Abb. 8: Verlauf der Nitrat-Stickstoff-Konzentration in der Buckau / Pegel Herrenmühle.

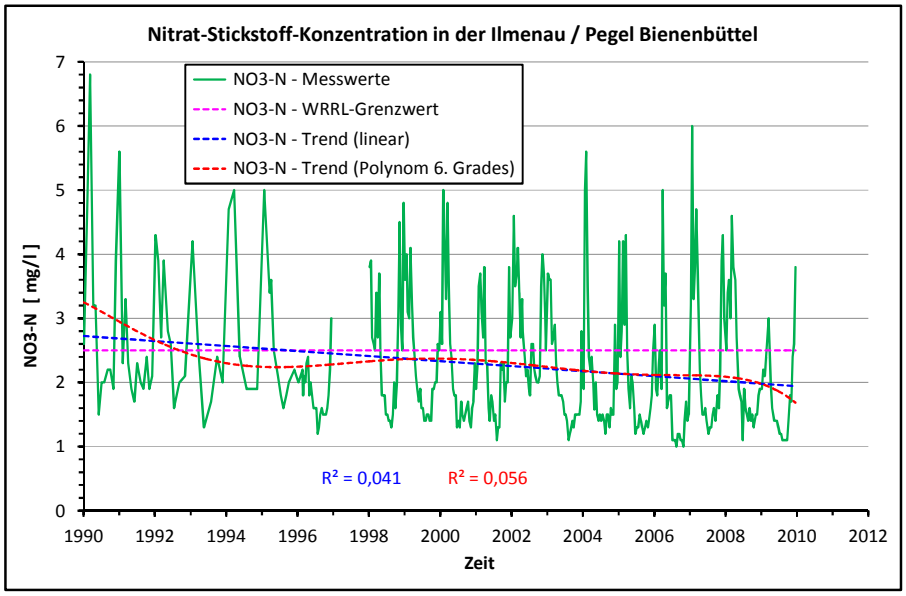


Abb. 9: Verlauf der Nitrat-Stickstoff-Konzentration in der Ilmenau / Pegel Bienenbüttel.

6. Ermittlung räumlicher Verteilungsmuster und Identifikation von Hot-Spot-Regionen

In der Abbildung 10 bzw. 11 sind die ermittelten Hot-Spot-Regionen bezüglich der Inhaltsstoffe PO_4-P und NO_3-N für die Ilmenau bzw. die Hunte dargestellt. Es fällt auf, dass die Hot-Spots hinsichtlich Konzentration, Fracht und spezifischer Fracht oft an verschiedenen Orten auftauchen. Sofern keine Abbauprozesse stattfinden, befinden sich die größten absoluten Frachten (blau) in der Regel in der Nähe der Gebietsauslässe. Für Nitrat wird das sowohl in

der Ilmenau als auch in der Hunte deutlich. Für die Phosphat-Fracht tritt dieses Verhalten nur in der Ilmenau im Frühjahr deutlich in Erscheinung. Hohe Konzentrationen (rot/braun) treten in der Regel in der Nähe von Punktquellen wie bei Klärwerken (was nicht zwingend ist), aber auch ggf. nach Havarien auf. Auf Letzteres kann mit größerer Wahrscheinlichkeit geschlossen werden, wenn nur zu einer Jahreszeit eine höhere Konzentration auftritt. Das ist z. B. im Quellgebiet der südlichen Ilmenau und in einem kleinen Nebenfluss der Hunte im Norden jeweils für NO_3-N der Fall. Hohe spezifische Frachten (gelb) beschreiben dagegen eher diffuse Quellen und deuten eine hohe „Gebietsleistung“ eines Teilgebietes bezüglich eines bestimmten Inhaltsstoffes an. Man findet derartige Regionen beispielsweise im Westen der Ilmenau sowohl hinsichtlich Phosphat als auch Nitrat. Generell ist das Verhalten beider Inhaltsstoffe in beiden Gebieten im Frühjahr-Herbst-Vergleich ziemlich ähnlich mit Ausnahme der Phosphat-Fracht im Hauptfluss der Ilmenau.

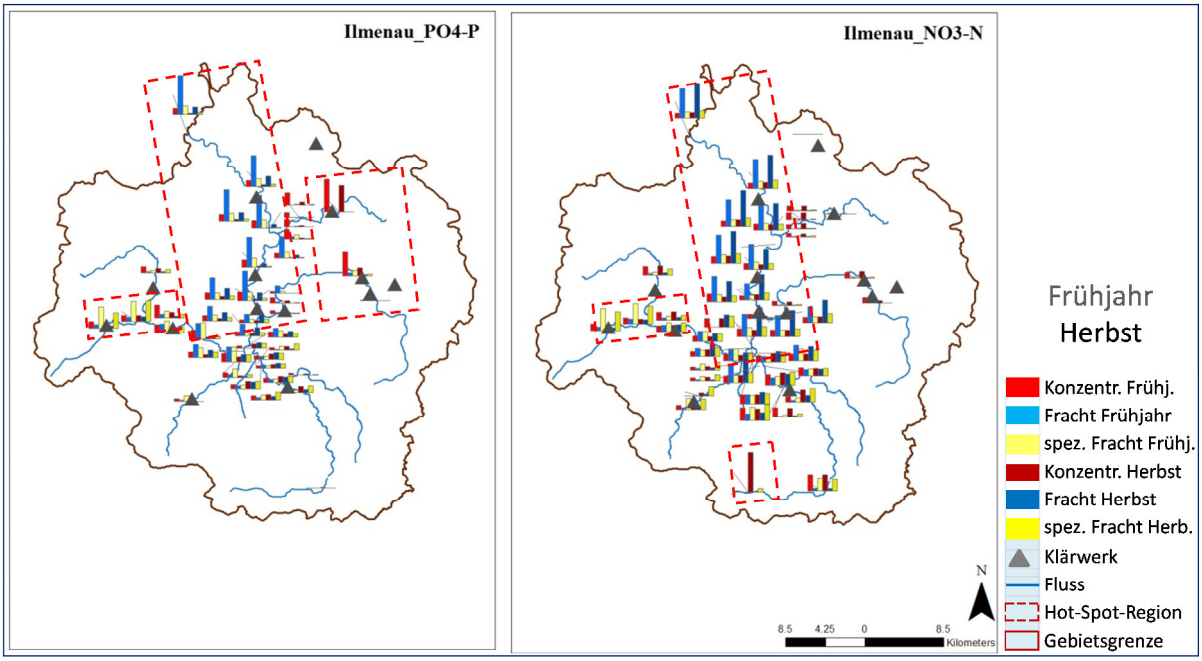


Abb. 10: Hot-Spot-Regionen im Oberflächenwasser der Ilmenau für PO_4-P und NO_3-N (Konzentration [rot/braun], Fracht [blau], spezifische Fracht [gelb]; hellere Farbtöne: Frühjahr).

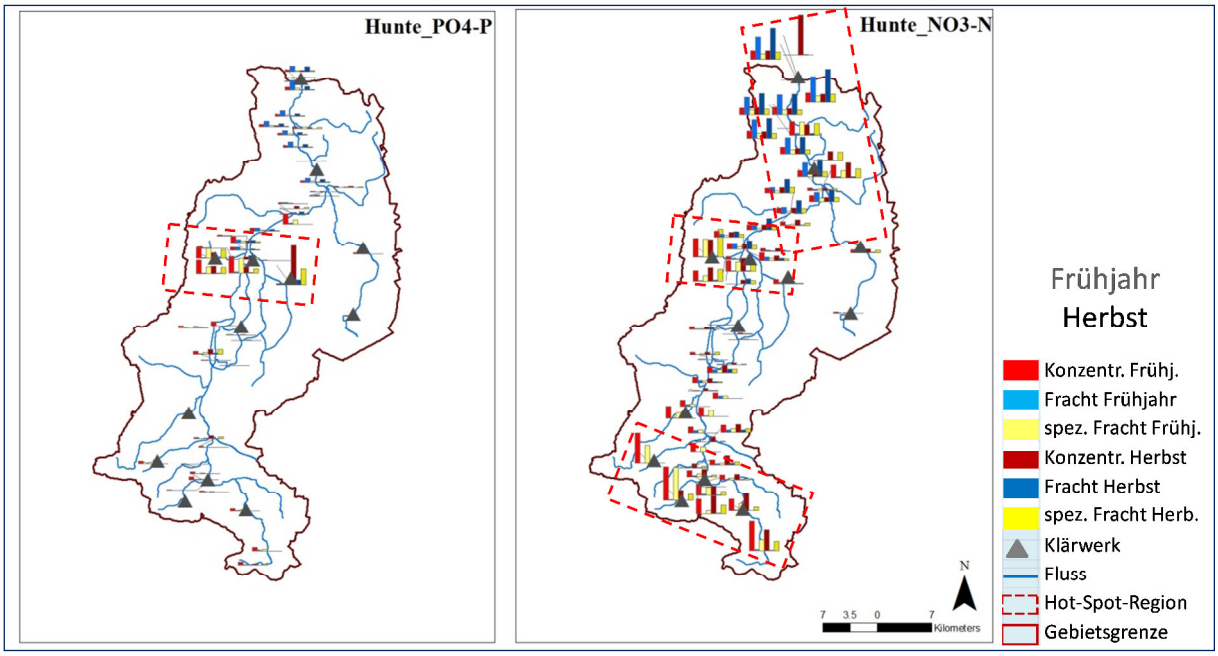


Abb. 11: Hot-Spot-Regionen im Oberflächenwasser der Hunte für PO_4-P und NO_3-N (Konzentration [rot/braun], Fracht [blau], spezifische Fracht [gelb]; hellere Farbtöne: Frühjahr).

7. Einfluss der Landnutzung bzw. bestimmter Bodenarten auf die Wasserqualität

Zum Nachweis des Einflusses der Landnutzung bzw. der Bodenarten auf die Wasserqualität wurde versucht, signifikante, ggf. multiple Regressionsmodelle, getrennt nach Frühjahr und Herbst, für die jeweiligen Flussgebietsauslässe aufzustellen. Als Datengrundlage für die Landnutzung diente dabei die in Abbildung 2 dargestellte Verteilung. Auf Grund des beschränkten Datenumfanges der Bodenkarten wurden die insgesamt 25 auftretenden Bodenarten in vier Gruppen zusammengefasst: a) terristrische, b) hydromorphe, c) moorige und d) fließgewässerdominierte Böden. Die Gruppe d) wurde ignoriert, weil sie in den sieben betrachteten Flusseinzugsgebieten praktisch nicht auftrat. Alle beteiligten Variablen wurden einem Normalverteilungstest, dem Shapiro-Wilk-Test (ROYSTON 1995) unterzogen. Im Ergebnis zeigte sich, dass sie größtenteils nicht-normalverteilt sind. Bei der Auswahl der Regressionsmodelle wurden Erfahrungen aus verschiedenen Quellen verwendet (SILVA & WILLIAMS 2001, WOLI et al. 2004, AHEARN et al. 2005, LI et al. 2009, BU et al. 2010, ZHANG & WANG 2012, NUZZO 2014). Zusätzlich wurden Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen Wasserinhaltsstoffen und der Landnutzung bzw. der o. g. Bodenartengruppierung berechnet. Anschließend wurden sehr viele Modellvarianten aufgestellt, die sämtlich auf Signifikanz getestet wurden. Hinsichtlich des Einflusses der Landnutzung gab es dabei sowohl für das Frühjahr als auch für den Herbst 2011 viele Treffer, aber auch Ablehnungen der gewählten Modelle. Eine Auswahl der statistisch signifikanten Modelle, hier für den Herbst 2011, zeigt Tabelle 2.

Tab. 2: Signifikante Regressionsmodelle zum Einfluss der Landnutzung (Herbst 2011)

Parameter	Unabhängige Variable	Regressionsgleichung	R^2	Adj. R^2	p-Wert
pH	Ackerland	8.431 - 0.016*Ackerland	0.737	0.684	0.013
Schwebstoffe	Weideland	3.208 + 0.694*Weideland	0.619	0.542	0.036
P_ges	Wald	0.181 - 0.008*Wald	0.586	0.533	0.041
PO_4-P	Wald	0.005 - 0.001*Wald	0.754	0.684	0.028
N_ges	Wald	3.381 - 0.048*Wald	0.854	0.825	0.003
NH_4-N	Feuchtgebiet	0.034 + 0.056*Feuchtgebiet	0.975	0.970	< 0.001
NO_3-N	Wald	2.243 - 0.031*Wald	0.809	0.771	0.006
Abfluss	Weideland	0.510 + 0.357*Weideland	0.728	0.674	0.015

Einflüsse der gewählten Bodenartengruppen auf die Wasserqualität konnten nur im Frühjahr 2011 für Chlorid nachgewiesen werden, invers signifikant zu terristrischen und signifikant zu hydromorphen Böden. Das lässt zunächst den Schluss zu, dass die Landnutzung offensichtlich einen größeren Einfluss auf die Gewässerqualität hat als die Bodenarten. Hierzu sind weitere Untersuchungen notwendig. Landnutzungen und Bodenarten korrelieren zudem.

8. Fazit / Schlussfolgerungen

Es lassen sich derzeit folgende Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen ableiten:

- Die Abflussspende ist in der Treene deutlicher höher als an den anderen Flussgebietsauslässen.
- Die Schwebstoffe sind in Konzentration, Fracht und spezifischer Fracht im Treene-Gebiet deutlicher höher als in den anderen Gebieten (jeweils Gebietsauslässe).
- Die betrachteten Pflanzennährstoffe haben in der Treene größtenteils höhere Werte als in den anderen Flussgebieten (jeweils Gebietsauslässe).
- Identifizierte Hot-Spot-Regionen bestimmter Inhaltsstoffe innerhalb der Flussgebiete liegen hinsichtlich Konzentration, Fracht und spezifischer Fracht oft an verschiedenen Orten. Im Frühjahr-Herbst-Vergleich zeigte sich größtenteils ein ähnliches Verhalten.
- Der Vergleich von Abfluss-Zeitreihen der Flussgebiete zeigt ein heterogenes Verhalten sowohl im Abflussprozess als auch in der Ausgeglichenheit der Wasserführung.
- Trendanalysen der Pflanzennährstoffe zeigen Rückgangs- oder Stagnationsverhalten.
- Der Einfluss der Landnutzung auf die Wasserinhaltsstoffe ist offensichtlich größer als der jeweilige Einfluss der Bodenarten (nach ersten Ergebnissen!).

Literatur

AHEARN, D.S., SHEIBLEY, R.W., DAHLGREN, M.A., JOHNSON, J. & K.W. TATE (2005): Land use and land cover influence on water quality in the last free flowing river draining the western Sierra Nevada, California. Journal of Hydrology 313: 234-247.

BU, H., TAN, X., LI, S. & Q. ZHANG (2010): Water quality assessment of the Jinshui River (China) using multivariate statistical techniques. Environ. Earth Sci. 60, 1631–1639.

CLC (2006): A Corine land cover/land use map encompassing most of the countries of Europe compiling layers from 2006.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

LI, S., GU, S., TAN, X. & Q. ZHANG (2009): Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. J. Hazard. Mater. 165, 317–324.

NaLaMa-nT (2010): Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland. Online verfügbar unter: http://www.nalama-nt.de/ .

NUZZO, R. (2014): Scientific method: Statistical errors. Nature 506 (7487): 150. doi: 10.1038/506150a.

ROYSTON, P. (1995): A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics) 44: 547-551.

SILVA, L. & D.D. WILLIAMS (2001): Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. Water Research 35, 3462–3472.

WOLI, K.P., NAGUMO, T., KURAMOCHI, K. & R. HATANO (2004): Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. Sci. Total Environ. 329, 61–74.

ZHANG, Y. & Y. WANG (2012): Assessment of the Impact of Land-Use Types on the Change of Water Quality in Wenyu River Watershed (Beijing, China), International Perspectives on Global Environmental Change, Dr. Stephen Young (Ed.), ISBN: 978-953-307-815-1.

Zusammenhänge zwischen dominanten Abflussprozessen und hochaufgelösten, langfristigen DOC und Nitrat Messungen mittels *in situ* UV-Vis Spektrometrie

Michael Schwab, Julian Klaus, Laurent Pfister, Markus Weiler

Zusammenfassung

In der Vergangenheit war die Messung von geochemischen Tracern häufig auf einzelne Niederschlagsereignisse beschränkt oder auf einen langen Beobachtungszeitraum mit niedriger zeitlicher Messauflösung. Zur Lösung dieses Problems wurde mittels eines UV-Vis Spektrometers in einer hohen Auflösung von 15 min über 1,5 Jahre *in situ* die DOC- und Nitratkonzentration gemessen. Die Ergebnisse zeigen, dass es Zusammenhänge zwischen dem Abflussverhalten und den Dynamiken von DOC und Nitrat gibt und dies auf Änderungen von dominanten Abflussprozessen zurückzuführen ist. DOC ist dabei ein guter Indikator für schnelle, oberflächennahe Abflussprozesse, während Nitrat einen guten Tracer für Zwischenabflüsse bzw. oberflächennahe Grundwasserflüsse darstellt. Langfristige hochaufgelöste Messungen erlauben ebenfalls einen detaillierten Blick auf die Perioden ohne Niederschlag, in denen es zu täglichen Schwankungen von DOC, Nitrat und dem Abfluss kommt.

1. Einleitung

Durch die Verwendung von Isotopen und geochemischen Tracern wurden in den letzten Jahrzehnten erhebliche Fortschritte im Verständnis von Abflussbildungsprozessen erzielt (BURNS et al. 2001; CHRISTOPHERSEN & HOOPER 1992). Aufgrund limitierter Ressourcen oder technischer Mittel war die zeitliche Auflösung der Tracerinformationen jedoch oft beschränkt und resultierte deshalb entweder in einer langfristigen Beprobung mit täglicher oder wöchentlicher Probenahme beziehungsweise in einem hochaufgelösten auf einzelne Niederschlagsereignisse fokussierten Probenahmeinterval (KIRCHNER 2006; SCHMOCKER-FACKEL et al. 2007). In unserer Forschung kombinieren wir hochaufgelöste Messungen alle 15 Minuten mit einem langfristigen Beobachtungszeitraum von 1,5 Jahren durch die Anwendung eines UV-Vis Spektrometers. Das Ziel dieses Forschungsansatzes ist, neue Erkenntnisse über zeitliche Veränderungen von dominanten Abflussprozessen zu gewinnen.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Messungen werden in einem 45 ha großen Einzugsgebiet im Nordosten Luxemburgs durchgeführt (Abb. 1). Das Weierbach Einzugsgebiet ist nahezu vollständig bewaldet und wird geologisch von Schiefer geprägt. Das Abflussverhalten wird durch eine schnelle Abflussspitze, die sofort auf ein Niederschlagsereignis folgt und einen um einige wenige Tage verzögerten zweiten Abflussanstieg charakterisiert. Da der Weierbach als langfristiges Forschungsgebiet dient, liegen langjähre geochemische und hydrologische Informationen über Grundwasser, Bodenwasser, Abfluss und Niederschlag vor. Der UV-Vis Spektrometer (spectro::lyser; scan Messtechnik GmbH) ist direkt im Bachbett angebracht und liefert hochaufgelöste Messungen von DOC, Nitrat, Trübung mit dem Absorptionsspektrum des Wasser von 220 nm bis 720 nm.

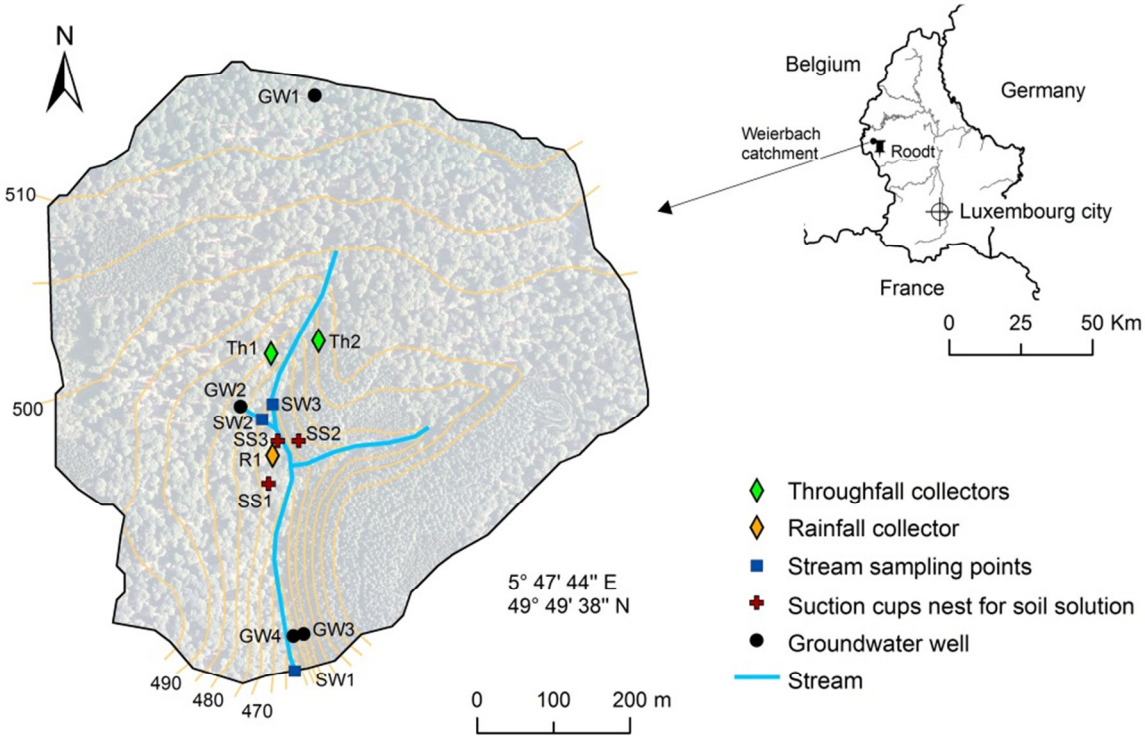


Abb. 1: Das Weierbach Einzugsgebiet in Luxemburg.

3. Ergebnisse

Zwischen der Dynamik von DOC- und Nitratkonzentrationen und dem Abflussverhalten des Weierbaches bestehen interessante Zusammenhänge, die auf zeitlich unterschiedliche dominante Abflussprozesse zurückgeführt werden können. DOC reagiert sehr zeitnah auf Niederschlagsereignisse, die abflusswirksam sind und zeigt dabei eine sehr ähnliche Dynamik wie der Abfluss (Abb. 2). Die Niederschlagsereignisse am Abend des 14.08.2014 und am Vormittag des 15.08.2014 führen zu einem schnellen Anstieg des Abflusses und fast parallel dazu zu einem Anstieg der DOC-Konzentration. Die Nitratkonzentration wird dabei verdünnt. Charakteristisch für das Weierbach Einzugsgebiet ist eine um ein bis zwei Tage verzögerte zweite Abflussspitze, die im dargestellten Fall am 16.08.2014 kulminiert. Während die DOC-Konzentration bei dieser verzögerten Abflussspitze wieder auf ihr Ausgangsniveau zurückfällt, zeigt die Nitrat-Konzentration eine sehr ähnliche Dynamik wie der Abfluss.

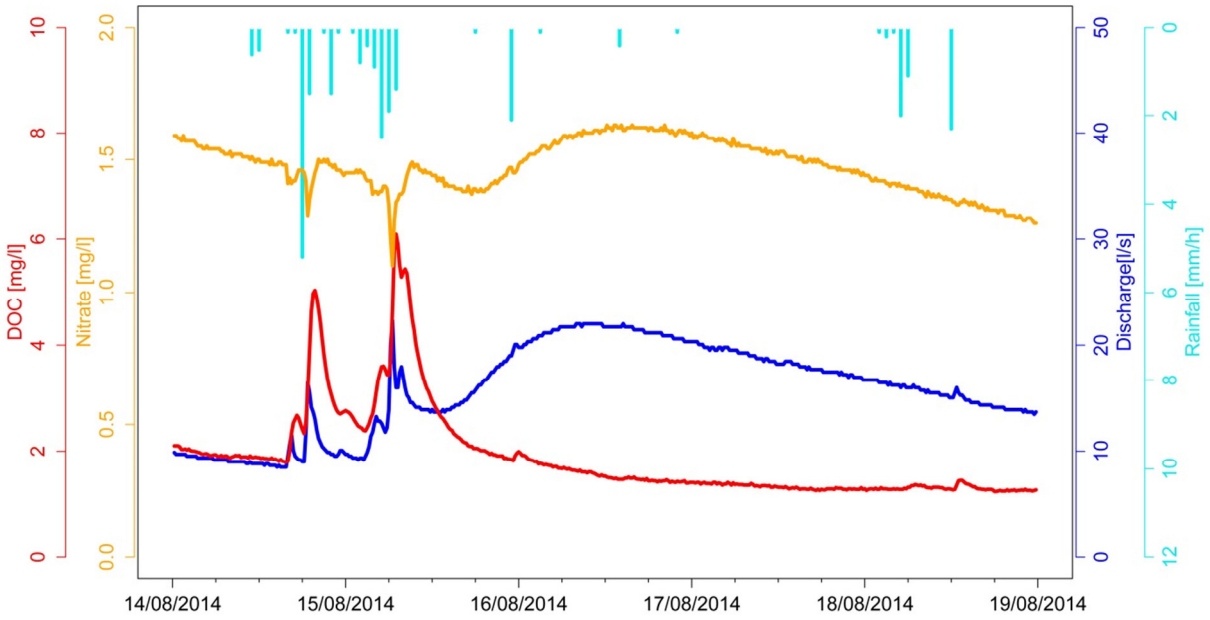


Abb. 2: Dynamik von DOC- und Nitratkonzentrationen im Vergleich zum Abfluss während und nach Niederschlagsereignissen.

Das *in situ* UV-Vis Spektrometer ermöglicht es, auch zwischen einzelnen Niederschlagsereignissen hochaufgelöste Messungen durchzuführen. Während einer niederschlagsfreien Periode im März 2014 sind tägliche Schwankungen im Abfluss während der Abflussrezession sowie in der DOC-Konzentration zu beobachten (Abb. 3). Das Abflussmaximum befindet sich dabei immer kurz nach 12 Uhr und das DOC-Maximum folgt diesem Verhalten mit einer sehr kurzen Verzögerung. Die Lufttemperatur und die Bodenwassertemperatur in den obersten zehn Zentimeter der Uferzone zeigen ähnliche Dynamiken und weisen in dieser Periode hohe tägliche Schwankungen auf.

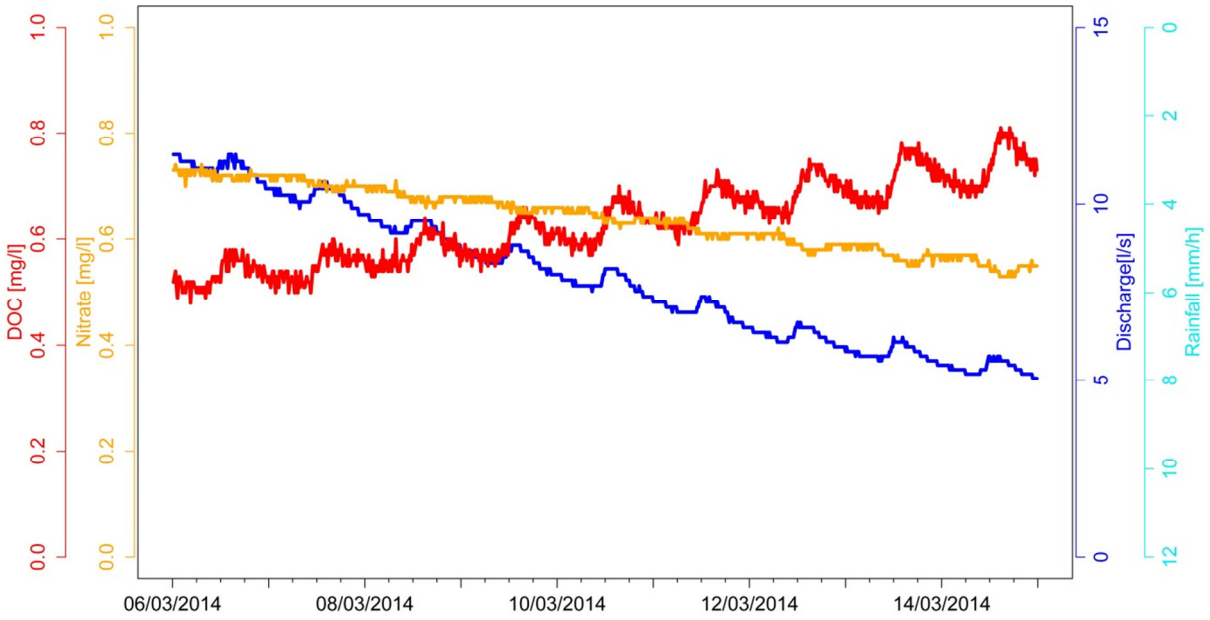


Abb. 3: Dynamik von DOC- und Nitratkonzentrationen im Vergleich zum Abfluss während einer Periode ohne Niederschlag.

4. Diskussion und Ausblick

Für das Weierbach Einzugsgebiet mit seinen zwei Abflussspitzen sind DOC und Nitrat geeignete Tracer um genauere Einblicke in das Niederschlags-Abfluss Verhalten zu erlangen. Die erste Abflussspitze ist auf schnelle oberflächennahe Abflussprozesse zurückzuführen. Langjährige Bodenwasseruntersuchungen zeigen, dass die DOC-Konzentrationen im Bodenwasser in den obersten Bodenhorizonten deutlich höher sind als in tieferen Horizonten oder im Grundwasser. Dies erklärt die ähnliche Dynamik von DOC und Abfluss während der ersten Abflussspitze. Bei Nitrat verhält es sich umgekehrt. Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind höher als im Bodenwasser. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die verzögerte zweite Abflussreaktion des Weierbachs auf Zwischenabfluss oder oberflächennahes Grundwasser zurückzuführen ist. Mit der Kombination von Abflusszeitreihe und den Konzentrationszeitreihen lässt sich über einen Zeitraum von Jahren die Dynamik von dominanten Abflussprozessen untersuchen.

Die täglichen Schwankungen in der regenfreien Periode im März zeigen unerwartete Dynamiken. Die Lufttemperaturen in dieser Periode liegen nicht unter dem Gefrierpunkt und somit kann die tägliche Dynamik nicht durch ein Gefrieren des Bodenwassers in der Nacht und ein Auftauen während des Tages erklärt werden. Die Evapotranspiration scheidet ebenfalls als Erklärung aus, da wir uns noch außerhalb der Vegetationsperiode befinden und die Evapotranspiration zu einem Minima am Nachmittag führen würde. Stattdessen können Temperaturschwankungen in den oberen zehn Zentimeter des gesättigten Bodenwassers der Uferzone als Erklärung dienen. Ein großer Teil des Abflusses außerhalb von Niederschlagsperioden findet durch diese gesättigten Uferzonen seinen Weg in den Bach. Eine höhere Bodenwassertemperatur in dieser gesättigten Zone führt zu einer niedrigeren Viskosität des

Wassers und somit zu einem höheren Zufluss aus dieser Zone in den Bach. Dies könnte man auch mit den DOC-Maxima am Nachmittag in Verbindung bringen, da die DOC-Konzentrationen in den oberen Zentimeter des Bodens am höchsten sind.
Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass langfristige hochaufgelöste Messungen verschiedenster Parameter unser Prozessverständnis in Einzugsgebieten erhöhen können und man bei der Zeitreihenanalyse auf unerwartete Phänomen stoßen kann, die man bei einer Fokussierung auf einzelne Niederschlagsereignisse übersieht.

Literatur

BURNS, D. A., MCDONNELL, J.J., HOOPER, R.P., PETERS, N.E., FREER, J.E., KENDALL, C. & K. BEVEN (2001): Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain Research Watershed (Georgia, USA), Hydrological Processes, 15(10), 1903-1924.

CHRISTOPHERSEN, N. & R. P. HOOPER (1992): Multivariate-Analysis of Stream Water Chemical-Data - the Use of Principal Components-Analysis for the End-Member Mixing Problem, Water Resources Research, 28(1), 99-107.

KIRCHNER, J. W. (2006): Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology, Water Resources Research, 42(3).

SCHMOCKER-FACKEL, P., NAEF, F. & S. SCHERRER (2007): Identifying runoff processes on the plot and catchment scale, Hydrology and Earth System Sciences, 11(2), 891-906.

Den Blick weiten: Flusseinzugsgebietsmanagement in Java, Indonesien

Martin C. Lukas

Interaktionen zwischen sozial-ökonomischen Dynamiken in Flusseinzugsgebieten, morphofluvialen Prozessen und Küstengewässern sind häufig von Komplexität und einem Mangel an evidenzbasiertem Wissen charakterisiert. Folglich sind entsprechende gesellschaftliche Diskurse, Forschungsprioritäten und Entscheidungsprozesse oft von politischen Interessen und stark vereinfachten Annahmen gesteuert. Dabei werden bestimmte Problemlagen und Ursachenfaktoren in den Mittelpunkt gerückt und andere ausgeblendet. Dies kann zu unrealistischen Erwartungen bezüglich der Wirksamkeit von Maßnahmen des Wassereinzugsgebietsmanagements und zugleich zu einer geringen Effektivität dieser Maßnahmen beitragen. Diese Zusammenhänge werden am Beispiel erhöhter Flusssedimentraten auf der indonesischen Insel Java illustriert.

Java gilt weltweit als einer der Hotspots von Sedimenteinträgen ins Meer. Erosion in den Berglagen und die Sedimentation von Bewässerungssystemen und Küstenökosystemen sind seit den 1970er Jahren mit Feldterrassierungs- und Baumpflanzprogrammen adressiert worden. Trotz erheblicher Investitionen werden die Erfolge dieser Maßnahmen als nicht evaluierbar beziehungsweise als gering eingeschätzt. Dies ist vorwiegend auf Schwachstellen in den durchgeführten Maßnahmen zurückgeführt worden. Von grundsätzlicherer Bedeutung scheint jedoch die Tatsache zu sein, dass mit dem Fokus von politischen Debatten, Forschung und Interventionen auf kleinbäuerliche Regenfeldbauflächen eine Reihe anderer Ursachen erhöhter Flusssedimentraten weitgehend ausgeblendet worden sind.

Am Beispiel der an der Südküste Javas gelegenen Segara Anakan Lagune und ihrem Einzugsgebiet wird gezeigt, wie politische Interessen zur Fixierung von Debatten und Maßnahmen auf bestimmte Ursachen erhöhter Flusssedimentraten beitrugen und welche anderen Ursachen dabei ausgeblendet wurden. Basierend auf einer Kombination eigener Forschungsergebnisse und Literatur wird eine historisch-kartografische Rekonstruktion der Verlandung der Segara Anakan Lagune mit den Dynamiken in deren Einzugsgebiet und damit einer Vielzahl historischer und gegenwärtiger Ursachen erhöhter Sedimenteinträge in Verbindung gebracht. Dies soll zu einer Neubetrachtung der Ursachen erhöhter Flusssedimentraten in Java anregen und gleichzeitig aufzeigen wie die Kombination von Informationen zu physisch-materiellen Prozessen und den damit in Verbindung stehenden sozial-politischen Dynamiken unter Einbeziehung der historischen Dimension zu einem verbesserten Verständnis von Flusseinzugsgebietsprozessen beitragen kann.

Analyse von on-site und off-site Faktoren der hydrologischen Feuchtgebietsdegradation in Ostafrika

Sonja Beuel, Miguel Alvarez, Esther Amler, Kai Behn, Kornelia Kleißler, Donovan Kotze, Christine Kreye, Constanze Leemhuis, Katrin Wagner, Susanne Ziegler, Daniel Kyallo Willy

Zusammenfassung

Feuchtgebiete bieten sowohl ein großes Potential für die Landwirtschaft als auch diverse andere Ökosystemdienstleistungen. Um eine nachhaltige Nutzung der Feuchtgebiete zu gewährleisten, sind Untersuchungen deren Degradationszustandes und dessen Ursachen notwendig. Der hier vorgestellte Ansatz zur Untersuchung der Degradation von Feuchtgebieten beruht auf einer Methode, die die Veränderung eines Feuchtgebietes von seinem natürlichen Referenzzustand für die vier Module Hydrologie, Geomorphologie, Wasserqualität und Vegetation ermittelt (KOTZE et al. 2012). Dieser Ansatz wird in der vorliegenden Studie in Verknüpfung mit einer neu entwickelten Methode, die auf der Untersuchung von repräsentativen Untersuchungsquadraten (250m x 250m) beruht, mit besonderem Fokus auf die Hydrologie auf vier Untersuchungsgebiete in den ostafrikanischen Ländern Kenia, Ruanda, Tansania und Uganda angewandt.

1. Einleitung

Feuchtgebiete sind komplexe Ökosysteme, in denen Grundwasser und Oberflächenwasser interagieren. Bei einer Feuchtgebietsfläche von 18 Mio. Hektar in den ostafrikanischen Staaten Kenia, Ruanda, Tansania und Uganda repräsentieren *alluvial floodplains* und *inland valleys* mit einem geschätzten Flächenanteil von 17 Mio. Hektar die häufigsten hydrologischen Feuchtgebietstypen (STEVENSON & FRAZIER 1999). Aufgrund der zunehmenden Bodendegradation, werden Feuchtgebiete gegenwärtig immer intensiver landwirtschaftlich genutzt. Als Hauptantriebskräfte sind hier sowohl die demographische Entwicklung als auch Globalisierungseffekte zu nennen (DIXON & WOOD 2003, WOOD et al. 2013, WOOD & VAN HALSEMA 2008). Die saisonal unabhängige hohe natürliche Nährstoffverfügbarkeit und Bodenwasserretention der Feuchtgebietsböden ermöglicht eine ganzjährliche Bewirtschaftung der Flächen und stellt insbesondere für die Subsistenzlandwirtschaft eine wichtige Grundlage dar (SAKANE et al. 2011). Neben der Nahrungsmittelproduktion erfüllen Feuchtgebiete weitere für den Lebensunterhalt der Bevölkerung existentielle bereitstellende Ökosystemdienstleistungen wie z.B. Trinkwasser, natürliche Baustoffe und insbesondere während der saisonalen Trockenzeit Weidefläche für Nutztiere (MEA 2005, REBELO et al. 2009). Darüber hinaus werden Feuchtgebiete durch eine hohe Diversität weiterer regulierender, kultureller und unterstützender Ökosystemdienstleistungen charakterisiert (CUI et al. 2012). Die Ausweitung der Nahrungsmittelerzeugung kann also nur dann nachhaltig gesichert werden, wenn neben dem gesteigerten landwirtschaftlichen Anbau von Lebensmitteln auch die anderen vielfältigen Ökosystemdienstleistungen der Feuchtgebiete erhalten bleiben und miteinander im Gleichgewicht stehen. Dieses fragile Gleichgewicht zwischen erhöhter Nahrungsmittelproduktion und anderen wesentlichen Ökosystemdienstleistungen beschreiben McCARTNEY et al. (2010) als den Hauptkonflikt von ökologisch nachhaltigem Feuchtgebietsmanagement. Gerade in Bezug auf die „trade-offs“ der einzelnen Ökosystemdienstleistungen besteht für die Entwicklung von nachhaltigen Managementstrategien ein erhöhter Forschungsbedarf. Hierfür müssen zunächst die wesentlichen Störgrößen insbesondere in Bezug auf die bestehenden Landnutzungssysteme und deren Anteil an der Feuchtgebiets-

degradation identifiziert und quantifiziert werden. Eine rasch durchzuführende Standortaufnahmemethodik ist unabdingbar, um landnutzungsgeprägte Feuchtgebietstypen und deren assoziierte Degradation für den Untersuchungsraum in Ostafrika qualitativ und quantitativ zu erfassen. Angewandte Forschungsmethoden zur Erfassung des landwirtschaftlichen Potentials von Feuchtgebieten und der davon abhängigen Ökosystemdienstleistungen werden in einer Vielzahl von Studien für die Region Sub-Sahara Afrika beschrieben (VAN DAM et al. 2013, CUI et al. 2012, SAKANE et al. 2011, WOOD & VAN HALSEMA 2008, ACREMAN & MILLER 2007, McCARTNEY et al. 2005, DIXON & WOOD 2003). Eines dieser Konzepte zur Bewertung der Feuchtgebietsdegradation ist die von KOTZE et al. (2012) für den Raum Südafrika entwickelte WET-Health Methodik. Bei diesem Konzept wird der ökologische Zustand des Feuchtgebiets für die vier Module Hydrologie, Geomorphologie, Wasserqualität und Vegetation in Abhängigkeit von seinem natürlichen Referenzzustand bewertet. In der vorliegenden Studie wird das WET-Health Bewertungskonzept auf den Untersuchungsraum Ostafrika für die zwei hydrologischen Hauptfeuchtgebietstypen *alluvial floodplain* und *inland valley* methodisch angepasst und in einer neunwöchigen interdisziplinären Feldstudie für ausgewählte Feuchtgebiete angewandt. Der vorliegende Beitrag stellt die Ergebnisse dieser Feldstudie mit besonderem Fokus auf das Bewertungsmodul Hydrologie dar. Neben der durch die Hydrologie bedingten örtlichen Faktoren der Feuchtgebietsdegradation werden auch hydrologische Einzugsgebietsfaktoren analysiert und quantifiziert.

2 Untersuchungsgebiete

Die Auswahl der vier Untersuchungsgebiete ist das Ergebnis der Vorbereitungsphase des Forschungsprojektes „GlobE - Wetlands in East Africa“ (http://www.wetlands-africa.de/). Im Rahmen von vier inter-und intradisziplinären Workshops in den jeweiligen Ländern wurden anhand der Auswahlkriterien Datenverfügbarkeit, umweltpolitische Rahmenbedingungen, Forschungsdefizite und Forschungsregionen mit hoher umweltpolitischer Dringlichkeit vier Untersuchungsgebiete der beiden wichtigsten Feuchtgebietstypen *alluvial floodplain* und *inland valley* in den ostafrikanischen Ländern Kenia, Ruanda, Tansania und Uganda identifiziert. (Tab. 1, Abb. 1).

Tab. 1: Untersuchungsgebiete und deren zugehörige Feuchtgebietstypen, Länder, Flächen, Höhen, klimatische Verhältnisse und jährliche Niederschläge (climate-data.org).

Untersuchungsgebiet	**Rumuruti**	**Kigali**	**Ifakara**	**Kampala**
Feuchtgebietstyp	Alluvial floodplain	Alluvial floodplain & inland valleys	Alluvial floodplain	Inland valleys
Land	Kenia	Ruanda	Tansania	Uganda
Fläche des Untersuchungsgebietes [km²]	80,5	128,6	537,4	116,7
Höhe [m üNN]	1600	1200-1900	<500	1100
Klima	semi-arid	humid	sub-humid	sub-humid
Jährlicher Niederschlag [mm]	700	1000	1400	1300

Abb. 1: Übersichtskarte Ostafrikas mit den vier Untersuchungsgebieten.

3 Methodik

Die Methodik von WET-Health beruht auf der Untersuchung der Degradation von hydrogeomorphologischen Einheiten der Feuchtgebiete (KOTZE et al. 2012). Dazu wird das betreffende Feuchtgebiet in hydrogeomorphologische Einheiten unterteilt, jede dieser Einheiten gesondert untersucht und anschließend über gewichtete Mittelwerte die Gesamtdegradation ermittelt. Für große Feuchtgebiete, wie beispielsweise in Ostafrika, ist dieser Ansatz sehr zeit- und kostenaufwendig. Daher wurde im Zuge dieser Arbeit ein neuer Ansatz entwickelt, der eine schnelle und effiziente Untersuchung mittels repräsentativer Untersuchungsquadrate von 250 m x 250 m erlaubt.

3.1 Auswahl der Untersuchungsquadrate

Innerhalb der im Projekt festgelegten Untersuchungsgebiete wurden die ungefähren Feuchtgebietsflächen durch eine Desktopanalyse von drei Datensätzen identifiziert:

- SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) DHM (Digitales Höhenmodell, Aufnahmejahr 2000, räumliche Auflösung 90 m) (JARVIS et al. 2008),
- räumlich hochauflösende Open source Satellitenbildkomposite (Bing ©, Google Earth ©) und
- Rapid Eye Satellitenbild (räumliche Auflösung ~5m, Aufnahmedatum 08.10.2013, TileID 3735304 – Tansania Ifakara Stadt, Blackbridge ®)

Unter der vereinfachten Annahme, dass Feuchtgebiete überwiegend in Senken entstehen, wurden die Feuchtgebietsflächen über die folgenden Arbeitsschritte identifiziert: Zunächst wurde das SRTM DHM in Hangneigungswerte konvertiert und Pixel mit einer Neigung >2° herausgefiltert. Des Weiteren wurden Pixel ausgeschlossen, die zwar eine geringe Neigung aufweisen, sich aber in Höhenlagen befinden, also Kuppen im Gelände darstellen. Anhand der hochauflösenden Satellitenbilder wurden manuell regionale Modifizierungen vorgenommen. So wurden z.B. Siedlungsflächen weitest möglich aus den Untersuchungsgebieten

ausgeschlossen. Die so erfassten Untersuchungsgebiete in den Feuchtgebieten wurden um einen Puffer von 180 m erweitert um sicher zu stellen, dass Randbereiche mit erfasst werden können. Anschließend wurden die Gebiete mit einem Raster der Zellengröße 250 m *250 m überlegt. Aus der Gesamtheit aller Zellen wurden durch einen Zufallsgenerator 2% ausgewählt. Durch ihre Randlage nur partiell im ausgewiesenen Feuchtgebiet gelegene Rasterzellen wurden in der Auswahl nicht berücksichtigt und durch benachbarte, vollständig im Feuchtgebiet gelegene, Zellen ersetzt. Im Laufe der Felderhebung wurde die Stichprobengröße aufgrund der zeitlichen Limitierung auf 1% reduziert, in dem eine zweite, subjektive Auswahl der zu untersuchenden Zellen erfolgte. Diese basierte auf den Faktoren Erreichbarkeit, Sicherheit und bestmögliche Abdeckung der internen Diversität der Feuchtgebiete. Zusätzlich wurde dieser Prozess, wenn möglich, durch lokale Experten unterstützt. Die ausgewählten Zellen stellen die Untersuchungsquadrate für die Felderhebung dar.
Vor Ort wurde in den einzelnen Untersuchungsquadraten zunächst die reale Feuchtgebietsfläche aufgenommen. Diese Verifizierung basierte auf Standortaufnahmen der Vegetations- und Bodeneigenschaften sowie auf lokalem Expertenwissen. Feuchtgebiete werden für die vorliegende Studie als Landflächen definiert, die permanent oder saisonal geflutet sind/waren oder in denen der Boden permanent oder saisonal wassergesättigt ist/war und deren Böden und Vegetation charakteristische hydromorphe Merkmale aufzeigen. Die nicht als Feuchtgebiet verifizierten Flächen wurden von den im Folgenden beschriebenen Untersuchungen der Degradation ausgeschlossen.

3.2 Bewertung der Feuchtgebietsdegradation

Zur Quantifizierung der Feuchtgebietsdegradation wurde der von KOTZE et al. (2012) entwickelte WET-Health Ansatz mit der zuvor beschriebenen Modifizierung der Untersuchungsflächen (Quadrate) angewandt. Der WET-Health Ansatz beruht auf einer Bewertungsskala, die die Abweichung des Zustandes eines Feuchtgebietes von seinem natürlichen Referenzzustand beschreibt. Dazu werden voneinander unabhängige Werte für die vier Module Hydrologie, Vegetation, Geomorphologie und Wasserqualität vergeben. Die Bewertungsskala umfasst ein Spektrum von 0 (keine Abweichung vom natürlichen Zustand) bis 10 (vollständige Veränderung) (KOTZE et al. 2012). Für das Modul Hydrologie wird eine kombinierte Bewertung aus *on-site* und *off-site* Faktoren nach einem vorgegebenen Gewichtungsschema berechnet. *On-site* beschreibt dabei die Veränderung der räumlichen und zeitlichen Wasserverfügbarkeit der hydrogeomorphologischen Einheiten, wohingegen *off-site* die hydrologische Anbindung des Feuchtgebietes an seine Oberlieger und die daraus resultierende Variabilität des ober-und unterirdischen Zuflusses beschreibt (MACFARLANE et al. 2009).

Hydrologische *on-site* Bewertung (Felderhebung)

Zur Ermittlung der hydrologischen *on-site* Werte wurde das jeweilige zu untersuchende Quadrat zunächst in Untersuchungseinheiten gleicher Landnutzung und Vegetation unterteilt und die Flächen mittels GPS eingemessen. Jeder Einheit wurde ihre jeweilige Landnutzungsklasse und ein hydrologisches Regime (nicht; sporadisch; saisonal oder permanent überflutet) zugeordnet. Anschließend erfolgte die Zuweisung der *on-site* Werte für jede Einheit. Hier wurden neben den *on-site* Werten für das Modul Hydrologie auch die *on-site* Werte

für die anderen drei Module bestimmt. Dies geschah anhand des Schemas zur Ermittlung der WET-Health Werte von MACFARLANE et al. (2009) und mittels Fachwissen der einzelnen Disziplinen. Der hydrologische *on-site* Wert wird dabei aus folgenden Faktoren zusammengesetzt (MACFARLANE et al. 2009):

- Gullies und künstliche Entwässerungsgräben
- Begradigung der natürlichen Vorfluter
- Verringerte Oberflächenrauhigkeit
- Störfaktoren im Feuchtgebiet (z.B. Dämme, Straßen)
- Erhöhter Wasserbedarf im Feuchtgebiet
- Deposition/Verfüllung oder Aushübe

Hydrologische *off-site* Bewertung (Desktoperhebung)

Die hydrologische *off-site* Bewertung berücksichtigt die Degradation der Hydrologie im Einzugsgebiet des Feuchtgebietes anhand von Anomalien des ober- und unterirdischen Zuflusses in das Feuchtgebiet. Diese werden besonders von großflächigen Landnutzungsänderungen, Wasserableitungen für Bewässerungssysteme und Stauseen im Einzugsgebiet beeinflusst. Für die Ermittlung der *off-site* Werte wurde zunächst das Einzugsgebiet der einzelnen Untersuchungsquadrate ausgewiesen. Anschließend wurden die Landnutzung mittels GlobCover 2009 (ARINO et al. 2011) Satellitenbildauswertung ermittelt und deren Einfluss auf die Wasserbilanz des Feuchtgebietes nach einer Bewertungsskala über das prozentuale Verhältnis der Landnutzungstypen (MACFARLANE et al. 2009) abgeschätzt. Über weitere Satellitenbildauswertungen und Experteninterviews in den einzelnen Untersuchungsgebieten wurden Stauseen und größere Bewässerungssysteme im Einzugsgebiet identifiziert. Des Weiteren fließen die klimatischen Bedingungen als Verhältnis von Gebietsniederschlag zur potentiellen Evapotranspiration in die Ermittlung der *off-site* Werte ein (MACFARLANE et al. 2009).

Hydrologische kombinierte Bewertung

Da die Untersuchungsquadrate die kleinste gemeinsame Einheit der *on-site* und *off-site* Werte darstellen, wurden die kombinierten hydrologischen Werte ebenfalls auf Quadratebene ermittelt. Dazu wurden zunächst die *on-site* Werte mittels des gewichteten Mittelwerts unter Einbeziehung der Flächen der Untersuchungseinheiten auf Quadratebene berechnet. Diese *on-site* Werte wurden dann mithilfe einer gewichteten Tabelle (MACFARLANE et al. 2009) mit den *off-site* Werten als ein Gesamtwert berechnet.

4 Ergebnisse

Insgesamt wurden 53 Quadrate mit 133 im Feuchtgebiet gelegenen Untersuchungseinheiten in den vier Ländern untersucht (Tab. 2).

Tab. 2: Auflistung der untersuchten Quadrate und Einheiten in den vier Untersuchungsgebieten.

Land	Anzahl der Untersuchungs-quadrate	Anzahl der Untersuchungs-einheiten
Rumuruti (Kenia)	8	23
Kigali (Ruanda)	18	33
Ifakara (Tansania)	13	34
Kampala (Uganda)	14	43

Von den Untersuchungseinheiten fallen 90 % in die vier Landnutzungsklassen Landwirtschaft, Brachland, Weideland und natürliche Vegetation. Dabei nimmt die Landnutzungsklasse Landwirtschaft mit 56 Einheiten (42 %) den größten Anteil an. Die restlichen 10 % gehören den Landnutzungsklassen Siedlung, Industrie, Bergbau (Sedimentaushübe zur Ziegelherstellung) und Forstflächen an. Das häufigste hydrologische Regime ist mit 55 Einheiten das der saisonalen Überflutung. Sporadisch überflutet sind 35, nicht überflutet 30 und permanent überflutet 13 Einheiten.

4.1 *On-site* Faktoren lokale Hydrologie

Die Vergabe von WET-Health *on-site* Werten für das Modul Hydrologie auf Ebene der Untersuchungseinheiten ermöglicht Aussagen über die Zusammenhänge zwischen *on-site* Werten und Landnutzungsklassen sowie hydrologischen Regimen. Abbildung 2 zeigt die Verteilung der hydrologischen *on-site* Werte für die vier Hauptnutzungsklassen und die vier hydrologischen Regime. Der Vergleich der *on-site* Werte des Modules Hydrologie mit den *on-site* Werten der anderen drei Module zeigt, dass die erreichten Bewertungen für die Module Wasserqualität und Vegetation stärker von der Landnutzung der jeweiligen Einheiten abhängen, als die Bewertungen der Module Hydrologie und Geomorphologie. Dennoch ist auch bei den hydrologischen *on-site* Werten eine leichte Abhängigkeit von der Landnutzung zu erkennen (Abb. 2a). Besonders variabel sind die Werte in der Landnutzungsklasse Landwirtschaft. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Ausprägung der Entwässerungssysteme in landwirtschaftlich genutzten Einheiten sehr unterschiedlich sein kann. So weisen einige Einheiten ein stark drainiertes System auf, während andere überhaupt nicht drainiert werden. Dies ist zum einen auf das hydrologische Management des jeweiligen Gebietes und zum anderen auf dessen natürlichen hydrologischen Zustand zurückzuführen.

Die starke Abhängigkeit der hydrologischen *on-site* Werte von der Drainageintensität spiegelt sich auch in der Verteilung der Werte zwischen den hydrologischen Regimen wider. Untersuchungseinheiten, die nicht überflutet und somit wahrscheinlich stark drainiert sind, weisen den höchsten Median der Werte auf, während dieser in Einheiten, die permanent überflutet sind, am niedrigsten ist (Abb. 2b). Weder hydrologisches Regime noch Landnutzung reichen jedoch aus, um die hydrologische *on-site* Degradation ausreichend zu beschreiben, da in diese ebenso viele weitere Faktoren einfließen.

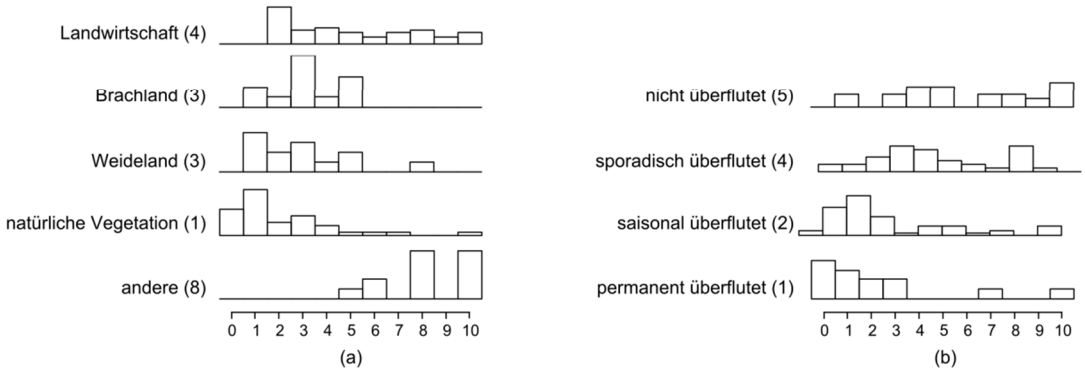


Abb. 2: Häufigkeitsverteilungen der WET-Health *on-site* Werte des Modules Hydrologie auf Untersuchungseinheitsebene aufgeteilt nach Landnutzungsklasse (a) und hydrologischem Regime (b) sowie die zugehörigen Mediane (in Klammern).

Ein Vergleich der hydrologischen *on-site* Werte auf Untersuchungsquadratebene der vier Untersuchungsgebiete untereinander ist in Abbildung 3a dargestellt. Hier ist der generelle Trend zu erkennen, dass die Werte in Rumuruti und Ifakara niedriger sind als die in Kigali und Kampala. Die *inland valleys* der letzten beiden Untersuchungsgebiete sind zu großen Teilen landwirtschaftlich genutzt und zeichnen sich durch traditionelle, offene Entwässerungssysteme aus (KANNAN, 2007). Außerdem finden sich hier vermehrt Sedimentaushübe zur Ziegelherstellung, die einen großen Einfluss auf die lokale Hydrologie haben. In Kigali ist desweiteren eine sehr hohe Variabilität der Werte zu erkennen. Die hohen Werte sind hier besonders mit den *inland valleys* verknüpft, während die niedrigen Werte eher in den Untersuchungsquadraten der *floodplain* zu finden sind. Geländebeobachtungen zeigen, dass letztere im Vergleich zu den *inland valleys* bei Kigali kaum bis gar nicht genutzt wird.

4.2 *Off-site* Faktoren Einzugsgebietshydrologie

Die *off-site* Werte des Modules Hydrologie sind durchweg niedriger als die *on-site* Werte (Abb. 3b). Dies zeigt, dass die hydrologische Degradation der ausgewählten Untersuchungsfeuchtgebiete hauptsächlich in der Degradation der Feuchtgebiete selbst und weniger in der Veränderung derer Einzugsgebiete zu begründen ist. Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten treten nur geringe Unterschiede auf. So zeichnen sich Rumuruti und Kigali durch Werte im Bereich von zwei bis drei aus, während die Werte in Ifakara etwas niedriger und die in Kampala etwas höher liegen. Generell ist die Variabilität der *off-site* Werte wesentlich niedriger als die der *on-site* Werte.

4.3 Hydrologische Gesamtdegradation der Feuchtgebiete

Die Verteilung der kombinierten Werte ähnelt der der *on-site* Werte (Abb. 3c). Allerdings liegen die Werte aufgrund des zusätzlichen Einflusses durch die *off-site* Werte im Ganzen etwas höher. Hier zeigt sich, dass sich je nach Degradationsstufe des gesamten Einzugsgebietes die WET-Health Gesamtbewertung der Hydrologie für die einzelnen Untersuchungsquadrate noch einmal verschiebt.

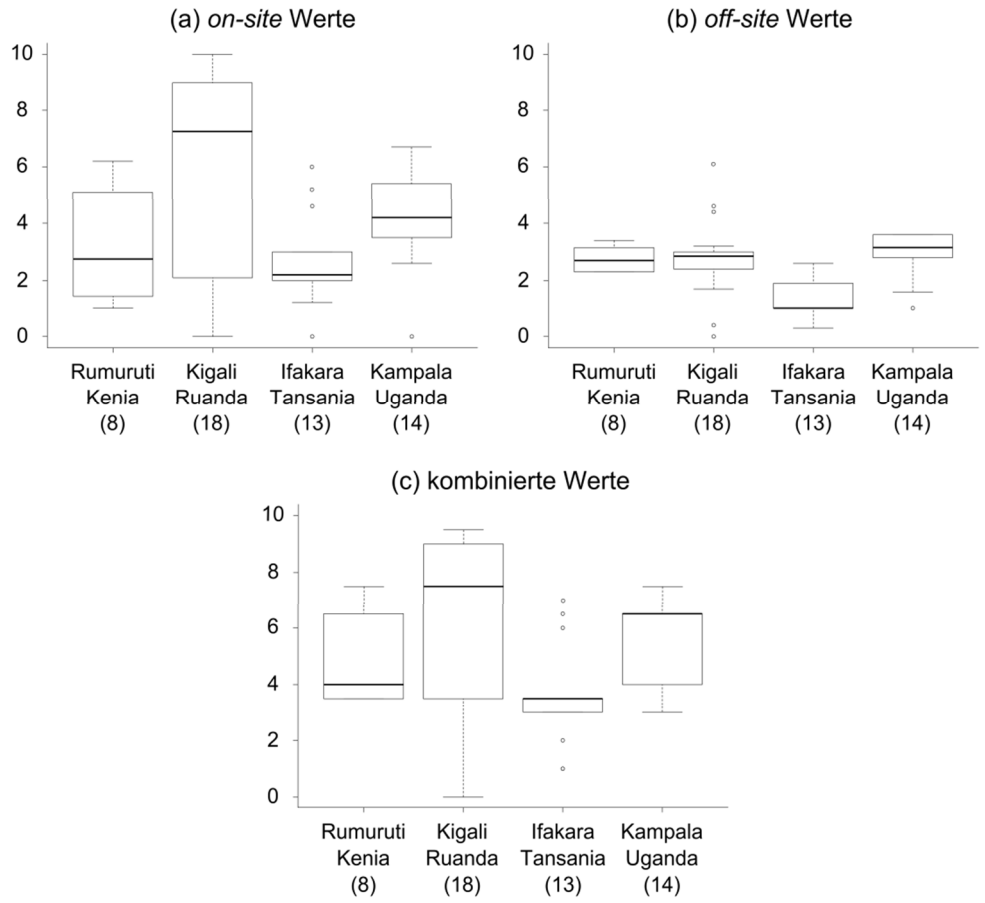


Abb. 3: Boxplots der ermittelten WET-Health *on-site* (a)*, off-site* (b) und kombinierter Werte (c) des Modules Hydrologie aufgeteilt nach ihrer geographischen Lage.

5 Diskussion

Die Ergebnisse der Felderhebungen stellen heraus, dass die WET-Health *on-site* Faktoren die Degradation der Feuchtgebiete für die einzelnen WET-Health Module beschreiben und so Landnutzungsklassen als Stressfaktoren der Degradation identifiziert werden können. Die in der Häufigkeitsverteilung sichtbare große Degradationspannbreite der Landnutzungsklasse Landwirtschaft lässt sich hier über das hydrologische Regime, d.h. über die unterschiedlichen Drainageintensitäten aufgrund des angewandten hydrologischen landwirtschaftlichen Managements der untersuchten Flächen erklären. Die zufällige Auswahl von Untersuchungsquadraten für die einzelnen Feuchtgebiete hat sich hierbei als eine geeignete Methodik erwiesen, um durch eine zeitlich begrenzt durchzuführende Felderhebung die Degradation des untersuchten Feuchtgebietes durch eine repräsentative Auswahl von Untersuchungsquadraten zu ermitteln. Allerdings führten letztendlich die erst im Feld zu bewertenden Faktoren Erreichbarkeit und Sicherheit zu einer „guided“ Auswahl der Untersuchungsquadrate, was dem Prinzip der repräsentativ zufällig ausgewählten Flächen entgegenspricht und es geringfügig modifiziert. Auch wäre ein direkter Vergleich des WET-Health Ansatzes nach MACFARLANE et al. (2009) mit der hier vorgestellten modifizierten Methodik für eine bessere Analyse der Repräsentativität der Ergebnisse sinnvoll. Die geringe Variabilität der *off-site* Werte innerhalb der jeweiligen Untersuchungsgebiete zeigt, dass verschie-

dene Untersuchungsquadrate eines Untersuchungsgebietes von äußeren Faktoren ungefähr im gleichen Maße beeinflusst werden. Da in der ursprünglichen Methodik von WET-Health das gesamte Einzugsgebiet des Feuchtgebietes bzw. der hydrogeomorphologischen Einheiten als Ganzes betrachtet wird (MACFARLANE et al. 2009), sollten die Untersuchungsquadrate besser Teileinzugsgebieten mit ähnlicher Degradationsstufe zugeordnet anstatt die Degradation für jedes Untersuchungsquadrat ermittelt werden. Insbesondere die Ausweisung von Einzugsgebieten einzelner Untersuchungsquadrate im Feuchtgebietstyp *floodplain* ist durch die geringe Neigung und die Auflösung des zur Verfügung stehenden SRTM basierten digitalen Geländemodells (90 m) problematisch. Generell ist aber die Einbeziehung von *off-site* Werten für eine umfassende Bewertung der hydrologischen Degradation einzelner Teileinzugsgebiete des Feuchtgebietes ein integrativer Baustein der WET-Health Bewertung, da so sensitive Flächen der *off-site* Degradation ermittelt und ausgewiesen werden können. Diese sollte neben der Identifizierung von Störgrößen einzelner Landnutzungsklassen fester Bestandteil der WET-Health Analyse sein.

Danksagung

Das diesem Beitrag zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) mit dem Förderkennzeichen 031A250A-H gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

ACREMAN, M.C. & F. MILLER (2007): Hydrological impact assessment of wetlands. In: Ragone, Steve; de la Hera, Africa; Hernandez-Mora, Nuria, (eds.): *The Global Importance of Groundwater in the 21st Century.* NGWA Press, 89-92.

ARINO, O., RAMOS P., JOSE J., KALOGIROU, V., BONTEMPS, S., DEFOURNY, P. & E. VAN BOGAERT (2011): GLOBCOVER 2009: Product description and Validation Report.

CUI, Q., WANG, W., Li, D. & X. GUO (2012) An ecosystem health assessment method integrating geochemical indicators of soil in Zoige wetland, southwest China. Procedia Environmental Sciences, 13, 1527-1534.

DIXON, A.B. & A. P. WOOD (2003): Wetland cultivation and hydrological management in eastern Africa: Matching community and hydrological needs through sustainable wetland use. Natural Resources Forum 27(2), 117-129.

JARVIS, A., REUTER, H.I., NELSON, A. & E. GUEVARA (2008): Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database, http://srtm.csi.cgiar.org

KANNAN, N. (2007): Study for Drawdown-Drain discharge relationship and its application in design of cost effective subsurface drainage system in Mugogo Swamp, Busogo, Rwanda. Water Resources Management, 22(8), 1113-1125.

KOTZE, D.C., ELLERY, W.N., MACFARLANE, D.M. & G.P.W. JEWITT (2012): A rapid assessment method for coupling anthropogenic stressors and wetland ecological condition. Ecological Indicators 13, 284-293.

McCARTNEY, M.P., MASIYANDIMA, M. & H.A. HOUGHTON-CARR (2005): Working wetlands: Classifying wetland potential for agriculture. IMWI Research Report 90. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI).

McCARTNEY, M., REBELO, L.M., SERARANTNA SELLAMUTTU, S. & S. DE SILVA (2010): Wetlands, agriculture and poverty reduction. IMWI Research Report 137. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI).

MACFARLANE, D.M., KOTZE, D.C., ELLERY W.N., WALTERS, D., KOOPMAN, V., GOODMAN, P. & M. GOGE (2009): WET-Health: a technique for rapidly assessing wetland health. WRC report No. TT 340/09. Water Research Commission, Pretoria.

MEA (2005): Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis. Millenium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington, DC.

REBELO, L.M., FINLAYSON, C.M. & N. NAGABATHLA (2009): Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. Journal of Environmental Management, 90:2144–2153.

SAKANÉ, N., ALVAREZ, M., BECKER, M., BÖHME, B., HANDA, C., KAMIRI, H., LANGENSIEPEN, M., MENZ, G., MISANA, S., MOGHA, N., MÖSLER, B., MWITA, E., OYIEKE, H. & M.T. van WIJK, (2011): Classification, Characterisation, and Use of Small Wetlands in East Africa. Wetlands, 31: 1103-1116.

STEVENSON, S. & S. FRAZIER (1999): Review on wetland inventory information in Africa. – In: Finlayson, C.M. & Spiers, A.G. (eds.) Global review on wetland resources and priorities for wetland inventory. Supervising Scientist Report 144, Wetlands International Publication 53, Supervising Scientist, Canberra.

VAN DAM, A., KIPKEMBOI, J., RAHMAN, M. & G. GETTEL (2013): Linking Hydrology, Ecosystem Function, and Livelihood Outcomes in African Papyrus Wetlands Using a Bayesian Network Model. Wetlands 33: 381-397.

WOOD, A. & G.E. VAN HALSEMA (2008): Scoping agriculture wetland interactions. Towards a sustainable multiple-response strategy. FAO Water Report 33, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy: 155.

WOOD, A., DIXON A. & M. McCARTNEY (2013): People-centred wetland management. – In: Wood, A., Dixon A. & McCartney, M. (eds.): Wetland management and sustainable livelihoods in Africa. 1st ed. earthscan from Rootledge, Oxon.

Bewässerungsstrategien und optimierte Wasserallokation im Einzugsgebiet des Alfeios Flusses, Griechenland

Eleni S. Bekri, Markus Disse, Panayotis C. Yannopoulos

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird der bestmögliche monetäre Ertrag von Bewässerungsverfahren und Wasserkraft unter Berücksichtigung von technischen, ökologischen und sozio-ökonomischen Aspekten im Alfeios Einzugsgebiet in Westgriechenland (Peleponnes) untersucht. Aufgrund der Unsicherheit der Parameter wurde eine fuzzy-basierte lineare Optimierung entwickelt und implementiert (siehe auch Li et al. (2010)), die einen besten Kompromiss in der Wasserallokation unter unsicheren Systembedingungen ermöglicht. Das Wasserdargebot wurde stochastisch simuliert. Das entwickelte Optimierungsprogramm wurde für den Alfeios Fluss in Westgriechenland angewandt (Einzugsgebiet = 3658 km², jährliches Wasserdargebot = 2100×10^6 m^3). Die verknüpften konzeptionellen Teilmodelle des Wasserbedarfs können schließlich mit Hilfe der linearen Optimierung unter Berücksichtigung von risikoaversen und risikoaffinen Verhalten der Entscheidungsträger gelöst werden. Die optimierten Wasserallokationen beruhen auf vier verschiedenen Agrarszenarien, die aus dem englischen „Foresight" Programm abgeleitet wurden.

1. Einleitung

Seit Inkraftsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie steht die Wasserpolitik vor großen Herausforderungen im Wasserressourcenmanagement. Die vorhandene und prognostizierte Reduzierung der Wasserverfügbarkeit vor allem in den südlichen europäischen Ländern und die Verschlechterung der Wasserqualität erfordert eine Optimierung des Bedarfs und der Wasserverteilung fur jede Flusseinheit. Die größte und entscheidendste Wassernutzung in der Mittelmeerregion einschließlich Griechenlands ist die Bewässerung. Die Produktion von Nahrung steht gleichzeitig in Konkurrenz zum Wasserbedarf der Industrie und der Energieerzeugung. Um optimale Wasserallokationstrategien unter verschiedenen und widerstreitenden Wassernutzungen zu bestimmen, ist eine Nutzwertanalyse für jeden Wassernutzer erforderlich. Der vorliegende Beitrag erforscht den Nutzwert von Bewässerungswasser unter Einbeziehung von technischen und sozio-ökonomischen Aspekten für das Alfeios Einzugsgebiet in Westgriechenland. Agrarplanung, Ernteerträge, Agrarsubventionen, Produktionskosten, Marktpreise für verschiedene Agrarprodukte, Bruttogewinn, Arbeitseinsatz und Düngemittel werden hierbei quantitativ berücksichtigt.

Im Rahmen von alternativen Szenarien der EU Wasserpolitik werden die Werte von quantitativen Indikatoren betrachtet. Diese Indikatoren sind im WADI Projekt zusammengestellt (BERBEL et al. 2000, MANOS et al. 2006). Der zukünftige landwirtschaftliche Wasserbedarf basiert dabei auf globalen oder nationalen zukünftigen Szenarien, die durch das UK Foresight Programm entwickelt worden sind (BERKHOUT et al. 1998, Department of Trade and Industry (DTI) 2002). In diesem Projekt wurde versucht, Regierungshandeln in der Wasserpolitik und individuelle soziale Präferenzen zu kombinieren. Die Szenarien sind gut geeignet für die Untersuchung von Umweltproblemen, die durch langfristige und komplexe Systeme wie der internationale Handel oder die zukünftige Wassernachfrage gesteuert werden. Bezogen auf vergangene Tendenzen oder Trends als Ausgangspunkt werden Szenarienverläufe

projiziert, die verschiedene Möglichkeiten einer zukünftigen Entwicklung quantitativ beschreiben.
Die Foresight-Szenarien sind mit plausiblen landwirtschaftlichen Szenarien verknüpft und in BERBEL et al. (2000) and MANOS et al. (2006) beschrieben. Vier große Zukunftsszenarien werden hierbei verwendet:
Das *World Markets* Szenario ist mit privatem Verbrauch und einem hoch entwickelten, integriertem Welthandelssystem verbunden.
Das *Global Sustainability* Szenario legt den Schwerpunkt auf sozialen und ökologischen Werten, die mit globalen Institutionen und Handelssystemen verknüpft sind. Im Vergleich zum ersten Szenario wird hier ein langsames, aber mehr gleich verteiltes Wachstum betrachtet. Aktive öffentliche Beteiligung und internationale Zusammenarbeit innerhalb der Europäischen Union und global sind wesentliche Merkmale.
Das *Provincial Enterprise* Szenario betont privaten Verbrauch innerhalb nationaler oder regionaler Grenzen, um lokale Prioritäten und Interessen zu stützen.
Das *Provincial Agricultural Markets* Szenario ist auch durch ein protektionistisches Regime charakterisiert. Die Menschen streben nach persönlicher Unabhängigkeit und materiellem Reichtum innerhalb einer nationalen kulturellen Identität.
Das *Local Stewardship* Szenario bezeichnet starke lokale oder regionale Regierungen mit der Berücksichtigung von sozialen Werten, regionaler Unabhängigkeit und dem Schutz der natürlichen Ressourcen und der Umwelt.
Das Local *Community Agriculture* Szenario betont die Nachhaltigkeit auf lokalem Niveau.
Das WADI Projekt konzentriert sich auf Änderungen in der EU-Agrarpolitik, um soziale, ökonomische und ökologische Verbesserungen in den Partnerländern zu erreichen (BERBEL et al. 2000). Das Hauptziel des Projektes war es, die politischen Einflüsse auf den Bewässerungsbereich in Spanien, Griechenland, Italien und Großbritannien mit besonderem Fokus auf die Wasserrahmenrichtlinie und die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) zu untersuchen. Das Basisszenario wird als der Zustand der Agrarpolitik in 2001 bezeichnet (durch GAP vorgegeben). Diese 2001-Basislinie wird als Bezugspunkt für zukünftige Szenarien gewählt. Dieses Basisszenario wird bis 2010 extrapoliert auf der Grundlage von Prognosen von landwirtschaftlichen Märkten und Preisen der EU, OCDE und anderen Quellen (siehe Tabelle 1). Die in Tabelle 1 angegebenen Werte für jedes zukünftige Szenario werden als Eingänge für das in diesem Beitrag vorgestellte optimale Wasserallokationsmodell nach LI et al. (2010) zur Festlegung der unsicheren Wassersystembedingungen verwendet (BEKRI et al. 2013, 2014).

Tab. 1: Analyse der „Foresight“ Szenarien basierend auf der Regionalanalyse von MANOS et *al*. (2006) und BERBEL et al. (2000) - ausgedrückt als Prozentsatz des Basisszenarios

	Basis-szenario	**World agri-cultural markets**		**Global agri-cultural sustainability**		**Provincial agri-culture**		**Local com-munity agri-culture**	
Ernteabgabepreise der Landwirte		**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**
Mais	100	85	95	95	105	100	110	100	110
Mais Flächensubvention	100	0	0	75	85	90	100	85	95
Flächenstilllegung	100	0	0	95		100		105	
Tomate	100	85	95	110	120	100	110	120	130
Kartoffel	100	85	95	95	105	105	115	120	130
Wassermelone	100	85	95	95	105	105	115	120	130
Baumwolle	100	80	90	90	100	85	95	110	120
Subvention Baumwolle	100	0		85		90		105	
Olivenbäume	100	80	90	85	95	90	100	100	110
Flächensubvention Olivenbäume	100	0		95		95		105	
Luzerne	100	80	90	90	100	100	110	110	120
Zitrus	100	85	95	95	105	100	110	120	130
Eingangspreise		**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**	**Min**	**Max**
Düngemittel	100	85	100	140	150	100	110	150	160
Pestizide	100	110	120	100	105	105	115	95	100
Energie	100	85	95	120	130	100	110	130	140
Saatkörner	100	100	110	110	120	120	130	130	140
Maschinenausstattung	100	100	115	115	135	100	115	120	140
Kontraktordienste	100	130	135	120	130	130	140	110	120
Wasserpreise	100	100	110	115	130	100	110	120	140
Bewässerungsinfrastruktur	100	100	110	120	130	115	125	130	150
Arbeitskraft	100	90	100	100	110	95	105	110	120
Land	100	110	120	110	125	100	110	85	95
Andere Eingänge	100	85	95	125	135	85	95	130	140
Ernteerträgeänderungen durch Verbesserung der Technologie	100	110	120	100	115	100	105	85	105
Beschränkung von chemischen Substanzen	100	130	140	120	130	110	120	100	110

2. Beschreibung des Alfeios Einzugsgebiets und des Flokas Bewässerungsschemas

Das Alfeios Einzugsgebiet ist ausführlich beschrieben in MANARIOTIS and YANNOPOULOS (2004), BEKRI and YANNOPOULOS (2012) und in PODIMATA and YANNOPOULOS (2013). Gemäß BEKRI and YANNOPOULOS (2012) ist dieser Fluss ein Gewässersystem von großer natürlicher, ökologischer, sozialer und wirtschaftlicher Bedeutung für West-Griechenland, da er der längste (112 km) und wasserreichste Fluss in Peloponnes / Griechenland ist (maximaler und minimaler Abfluss: 2380m^3/s und 13m^3/s). Das Einzugsgebiet des Alfeios umfasst 3658km^2 und seine jährliche Abflussmenge beträgt $2100\times10^6 m^3$. Der Hauptfluss und seine sechs Nebenflüsse stellen eine bedeutende Quelle der Wasserversorgung für das Gebiet dar und muss den Wasserbedarf einer Vielfalt von Wassernutzern befriedigen (Bewässerung, Trinkwasserversorgung, Wasserkraftproduktion

und Freizeitaktivitäten). Es stellt ein wichtiges Ökosystem auf dem Peleponnes dar und besitzt alluvialen Kies und Braunkohle als Bodenschätze. Der Boden des Flusseinzugsgebiets besteht aus alluvialen Lehmen, Sanden und Kiesen sowie aus Sandstein- und Neogenablagerungen, die durch Diskontinuität und Heterogenität charakterisiert sind. Der Karstgrundwasserleiter ist eisen- und manganhaltig und wird nicht für Trinkwassergebrauch verwendet. Der Jahresniederschlag beträgt durchschnittlich 1100mm (Intervall von 800-1600mm) mit 80-120 Tagen Regentagen. Die jährliche mittlere Lufttemperatur ist 19°C.

Der Agrarsektor ist eine wesentliche Grundlage für Beschäftigung und Handelstätigkeit. Die landwirtschaftlichen Flächen des Alfeiosgebiets betragen 8% der gesamten Agrarflächen Griechenlands. Der mittlere landwirtschaftliche Fläche pro Grundbesitz variiert zwischen 3.2 und 3.8ha und kann als kleine landwirtschaftliche Einheiten charakterisiert werden (<5ha). Trotzdem ist dieser wichtigen Sektor nicht konkurrenzfähig wegen der hohen Kosten, der relativ niedrigen Produktqualität sowie Defiziten im Vertriebs und der Verkaufspolitik. Das BIP pro Einwohner erreicht nur 51% des europäischen durchschnittlichen Index‘ und entspricht dem niedrigsten Wert unter den europäischen Ländern. Die wichtigsten Wasserbauwerke der Hauptwassernutzer des Alfeioseinzugsgebietes sind in Tabelle 2 präsentiert. Der Wasserverbrauch setzt sich folgendermaßen zusammen:

1) Die Wasserkraftproduktion der Station Ladhon inklusive Ladhon Damm mit entsprechendem Reservoir (im Mittellauf des Alfeios),
2) Die landwirtschaftlichen Nachfrage von Flokas inklusive Flokas Hauptbewässerungskanal (20 Km vor der Mündung von Alfeios in den Kyparissiakos Golf),
3) Die Wasserkraftproduktion der kleinen Station am Flokas Damm und
4) Die Trinkwasserversorgung im Pyrgos Gebiet und den benachbarten Gemeinden des Erymanthos Flusses.

Die Betriebszwecke des Ladhon Reservoirs sind die Befriedigung der Bewässerungsnachfrage am Flokas Damm und die Wasserkraftproduktion der Station Ladhon, die 8 km stromabwärts des Ladhon Damms gelegen ist. Der Ladhon Fluss ist der wichtigste Nebenfluss von Alfeios, umfasst ca. ein Drittel des Gesamtabflusses von Alfeios und leistet einen wesentlichen Beitrag für die Befriedigung der Bewässerungsnachfrage für Flokas.

Die Bewässerungswassernachfrage für das Flokas Bewässerungsgebiet konzentriert sich offiziell von Mai bis September. In vielen Jahren wird diese Periode von April bis Oktober erweitert aufgrund des trockenen Klimas. Die Unsicherheit der Bewässerungsnachfrage ist daher nicht nur von der Dauer der Bewässerungsperiode abhängig, sondern auch vom zusätzlichen kurzfristigen Wasserbedarf, der von dem verfügbaren Wasser am Flokas Damm pro Bewässerungsmonat zur Verfügung gestellt werden muss.

Tab. 2: Hauptwasserbauw. verbunden mit den Hauptwassernutzern in Alfeios Einzugsgebiet.

Jahr	**Bauwerk**
1951	Ladhons Gewichtsstaumauer in Tropaia (Reservoiroberfläche: 4 km^2, Reservoirvolumen: $46{,}2\times10^6 m^3$, Einzugsgebiet: 749km^2).
1955	Ladhons Wasserkraftwerk: 8620m flussabwärts vom Ladhon Damm (in Betrieb gesetzt nach 2 Jahren).
1967	Bewässerung des unteren Alfeios Einzugsgebiets (160km^2). Flokas Abzweigungsdamm für Bewässerung.
2010	Kleines Wasserkraftwerk direkt am Flokas Damm.

3. Eingangsdaten

Alle gesammelten Daten, die als Eingänge für die untersuchten landwirtschaftlichen zukünftigen Szenarien dienen, umfassen (a) Details über Fruchtverteilungspläne: Fruchtverteilung, Anbaufläche pro Kultur, jährliche Erträge, Informationen für den Bewässerungskanal, verwendete Bewässerungsarten, (b) Informationen über die Pflanzenkultivierung: Zeit und technische Informationen der Bodenbearbeitung, Beschaffungskosten von Saatkörnern, Düngern und Pestiziden, notwendige Arbeitsstunden und entsprechenden Kosten, technische und wirtschaftliche Daten für die Maschinenaustattung, die für die landwirtschaftliche Produktion erforderlich ist, (c) Preise von landwirtschaftlichen Produkten, um das mögliche landwirtschaftliche Einkommen und die entsprechenden Gewinne der Ernteproduktion zu schätzen: Verkaufspreise, Herstellerpreise, Mieten von landwirtschaftlichen Landnutzungen, Subventionen und Informationen über die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP), die die Subventionen bestimmt.

Tab. 3: Technische, ökonomische und soziale Parameter für den Anbauplan des Flokas Bewässerungsschemas

	Baumwolle	**Luzerne**	**Mais**	**Zitrus**	**Wassermelone**	**Tomate**	**Kartoffel**	**Oliven-bäume**
Min (1)- kg/ha	2500	10000	8500	20000	35000	60000	18000	2000
Max (1) -kg/ha	3500	14000	12000	30000	45000	70000	25000	3000
Mean (1)- kg/ha	3000	12000	10250	25000	40000	65000	21500	2500
Min (2) - €/kg	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,4	1,8
Max (2) - €/kg	0,4	0,2	0,2	0,3	0,3	0,1	0,6	2,5
Mean (2) - €/kg	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,5	2,2
Min (3) - €/kg	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	2,0
Max (3) - €/kg	0,6	0,2	0,2	0,3	0,3	0,1	0,4	2,7
Mean (3) -€/kg	0,425	0,120	0,149	0,215	0,175	0,060	0,34	2,35
Max (4) - €/ha	1590	0	0	0	0	630	0	920
Mean (4) - €/ha	1470	0	0	0	0	520	0	510
Min (4)- €/ha	1350	0	0	0	0	570	0	710
(5) 2001-2009 - ha	673,7	1077,9	2896,8	943,1	538,9	269,5	134,7	202,1
(6)-€/ha	890,0	140,0	502,0	600,0	2250,0	1960,4	2530,9	315,0
(7)-€/ha	1427,0	700,0	364,0	1500,0	2250,0	2034,0	3000,0	315,0
(8)-€/ha	805,0	100,0	353,0	400,0	1750,0	1714,0	1828,0	313,0
(9) -€/ha	1233,0	500,0	255,0	1000,0	1750,0	1774,0	2160,0	313,0

(1) Ernteproduktion, (2) Abgabepreis zu festen Herstellerwerten, (3) Produktionskosten, (4) Subvention,
(5) gesamte bewässerte Anbaufläche,
(6) Bauern Nettoeinkommen basierend auf: Max Wasserbedarf und Ernteerträge minus Min Abgabepreis,
(7) Bauern Nettoeinkommen basierend auf: Max Wasserbedarf und Ernteerträge minus Max Abgabepreis,
(8) Bauern Nettoeinkommen basierend auf: Min Wasserbedarf und Ernteerträge minus Min Abgabepreis,
(9) Bauern Nettoeinkommen basierend auf: Min Wasserbedarf und Ernteerträge minus Max Abgabepreis

Die Produktionskosten der Hauptpflanzen, die innerhalb des bewässerten Gebietes durch den Flokas Damm kultiviert werden, sind nach Literaturquellen geschätzt worden. Die Hauptquellen sind: SOLDATOS et al. (2009), VILLIOTIS (2008), LIOFAGOU (2005), statistische Daten von nationalen und internationalen Datenbanken wie EUROSTAT, der griechische statistische Dienst, das Ministerium für ländliche Entwicklung und Ernährung, die FAO Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen und landwirtschaftliche Zeitschriften sowie das Web (i.e.http://www.agronews.gr/files/1/PDF/agroktima_pdf/07-

08_2010_agroktima.pdf). Wegen des verschiedenen Typs von Datenquellen und den verschiedenen räumlichen Skalen (Daten für ganz Griechenland und Daten für den Peloponnes oder Daten für das Gebiet von Hleias) wurde der Versuch unternommen, die Daten wie Subventionen zu kombinieren und nachzuprüfen. Außerdem basieren der Anbauplan, die Anbauflächen und die Bewässerungskanaldaten des Flokas Bewässerungsgebiets auf lokalen Daten, die eine Periode von 2007-2013 gemäß der lokalen landwirtschaftlichen Organisation (TOEB A und B) Pyrgos, Epitalion und Pelopion abdecken.

4. Entscheidungsvariablen

Um den Wasserbedarf für die Bewässerung des gegenwärtigen Flokas Anbauplans zu schätzen, ist die FAO Software CROPWAT 8.0 für den Zeitabschnitt 2001-2009 verwendet worden. Diese Software kann die Evapotranspiration, den Wasserbedarf, den Wasserverteilungsplan und den Bewässerungsplan berechnen. Die Referenzverdunstung (ET0), die die potenzielle Evapotranspiration eines gut bewässerten Grasbestandes darstellt, ist einer der Hauptparameter des Modells. Sie wird mit Hilfe der Penman-Monteith-Methode berechnet, die auf gemessenen klimatischen Daten einschließlich Temperatur, Feuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Sonnenschein beruht.

Für das Flokas Bewässerungsgebiet wurden die entsprechenden Zeitreihen der Pyrgos Wetterstation, die in der Nähe vom untersuchten Gebiet liegt, statistisch analysiert. Der zweite Modellparameter ist der Niederschlag, der zusammen mit der Bewässerung den Pflanzenwasserbedarf (CWR, crop water requirement) erfüllen soll. Aufgrund von saisonalen Niederschlagschwankungen ist es allerdings schwierig, das notwendige Bewässerungswasser zu bestimmen. Außerdem ist nur der infiltrierte Niederschlag für die Pflanzen verfügbar, da ein Teil des Gebietsniederschlags durch Oberflächenabfluss oder Perkolation für die Pflanzenwurzeln nicht erreichbar ist. Die für das Modell erforderlichen Niederschlagdaten stammen aus der Monatsniederschlagzeitreihe von Pyrgos von 1946 bis 2012. Um das notwendige Bewässerungswasser zu bestimmen, sind Niederschlagdaten eines normalen (mit 50% Überschreitungswahrscheinlichkeit), eines nassen (mit 20% Überschreitungswahrscheinlichkeit) und eines trockenen Jahres (mit 80% Überschreitungswahrscheinlichkeit) verwendet worden. Der Effektivniederschlag bzw. die Infiltration wurde mit dem CN Verfahren des Soil Conservation Service berechnet. Außerdem sind Informationen über die verschiedenen Pflanzeneigenschaften für jede Kultur wie Länge der Wachstumsstadien, Pflanzenkoeffizienten, Wurzeltiefe, usw. für die Bestimmung des Pflanzenwasserbedarf erforderlich. Mangels lokaler Daten stellt CROPWAT 8.0 Standarddaten für mehrere Pflanzenkulturen zur Verfügung. Diese Standarddaten sind an die spezifischen Bedingungen Griechenlands angepasst worden. Die gesammelten Informationen der Pflanzungs- und Ernteperioden für jede kultivierte Pflanze im Flokas Bewässerungsgebiet sind in einem kompletten Anbauschema systematisch katalogisiert worden. In Tabelle 5 werden der Bewässerungsbedarf in m^3 (von CROPWAT berechnet) und der minimale und maximale Bewässerungsbedarf inklusive Bewässerungskanalverluste (20-30%) und Wirkungsgrad der entsprechenden Bewässerungsarten (Oberflächenbewässerung, Sprinkler und Tropfbewässerung) aufgelistet.

Tab. 4: Bewässerungsbedarf in m^3 pro ha für jede Pflanzenkultur in Flokas für ein mittleres Jahr

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
CROPWAT	3.734.169	7.895.448	16.236.530	4.405.013	2.357.317	1.357.316	803.288	682.229
Min	8.343.626	17.940.747	36.572.020	9.074.353	5.081.087	2.901.734	1.794.043	1.333.044
Max	12.739.776	28.304.314	56.733.790	13.594.060	7.668.320	4.327.511	2.736.793	1.888.267

(1) Baumwolle, (2) Luzerne, (3) Mais, (4) Zitrus, (5) Wassermelone, (6) Tomate, (7) Kartoffel, (8) Oliven

Ein einfaches lineares Ernteertragsmodell wurde in der FAO Bewässerungs- und Entwässerungszeitschrift Nr. 33 vorgeschlagen und analysiert (Doorenbos & Kassam 1979). Es schätzt die Reduzierung des realen Ernteertrags y_{actual} unter Wasserstressbedingungen mit Hilfe eines dimensionslosen Koeffizienten k_y, dem sogenannten «yield response factor ». Werte von k_y sind für eine Vielzahl von Kulturpflanzen verfügbar. Sie basieren auf einer linearen Beziehung zwischen Ernteertrag y_{actual}/y_{max} und Evapotranspiration ET^C_{real}/ET^C_{pot}, wobei ET^C_{real} die reale Evapotranspiration und ET^C_{pot} die potentielle Evapotranspiration ist. Die Nutzung dieser Gleichung ist auf Wasserdefizite bis zu 50 % eingeschränkt.

$$\left(1-\frac{y_{actual}}{y_{\max}}\right)=k_y\times\left(1-\frac{ET^C_{real}}{ET^C_{pot}}\right) \quad \text{oder} \quad y_{actual}=y_{\max}\times\left(1-k_y\times\left(1-k_r\right)\right) \qquad (1)$$

$$\text{wobei } k_r=\left(\frac{ET^C_{real}}{ET^C_{pot}}\right) \text{ für } \left(1-\frac{ET^C_{real}}{ET^C_{pot}}\right)\le 0.5$$

Die Werte von k_y werden aus experimentellen Felddaten abgeleitet, die einen großen Bereich von Wachstumsbedingungen abdecken. Sie sind als jährliche Werte oder als saisonale Koeffizienten für jedes Wachstumsstadium verfügbar (ARNOLD 2006). In dieser Arbeit wurden die jährlichen k_y Werte verwendet (DOORENBOS & KASSAM 1979). Da für die Szenarienrechnungen nicht bekannt ist, ob die Wasserdefizite im Laufe eines oder mehrerer individueller Wachstumsstadien vorkommen, ist eine Differenzierung in saisonale Koeffizienten nicht sinnvoll.

Die Reduzierung des Ertrags aufgrund von Wasserstress wird in der Straffunktion für Bewässerungswasserdefizite im optimierten Wasserallokationsmodell verwendet. Für jeden m^3 des Bewässerungsdefizits wird eine minimale und maximale Straffunktion basierend auf Gleichung (1) und dem minimalen und maximalen Abgabepreis der entsprechenden Agrarprodukte berechnet. So sind die Wirtschaftsverluste des Einkommens der Landwirte festgelegt, die gegebenenfalls durch Staatssubventionen oder von der Bauernversicherung ausgeglichen werden können.

5. Optimierung der Zuteilung der Wasserressourcen

In dieser Studie wurde ein kombiniertes Verfahren unter Verwendung von Linearem Programmieren entwickelt und angewendet, um eine optimale Wasserallokation unter unsicheren Systembedingungen für den Alfeios Fluss in Griechenland zu gewährleisten. Eine detaillierte Beschreibung des Models und der verwendeten Parameter finden sich in LI et al. (2010) und BEKRI et al. (2013, 2014). Die verwendete Methodik stützt sich auf drei miteinander kombinierten Optimisierungstechniken: (1) mehrstufige stochastische Simulation, (2)

Fuzzy-Programmierung und (3) intervallgestützte Programmierung. Durch diese Kombination konnten die Unsicherheiten sowohl als Wahrscheinlichkeitsverteilungen, als Fuzzy-Zahlen (Zugehörigkeitsfunktionen) oder als Fuzzy-Intervalle (mit gewählten α-cut levels) berücksichtigt werden. Unter Verwendung von deterministischen Teilmodellen konnten in diesem Zusammenhang alle denkbaren Kombinationen der unsicheren Eingangsvariablen miteineder kombiniert und ausgewertet werden. Um die Rechenzeiten zu begrenzen, wurde die Methode des Linearen Programmierens verwendet.

Es existieren zwei Lösungsansätze, die jeweils die Risikobereitschaft des Entscheidungsträgers widerspiegeln (siehe auch LI et al. 2010). Beim ersten Ansatz wird die Risikobereitschaft belohnt und die Teilmodelle lösen die bestmögliche Kombination der Parameter. Dementsprechend werden diejenigen Grenzen der Parameter verwendet, die zu einem insgesamt günstigen oder optimistischen Ergebnis führen. Folgende Bedingungen können beispielsweise hierfür gewählt werden: hohe Nettogewinnkoeffizienten, niedrige Kostenkoeffizienten, hohe Reservoirkapazitäten, niedrige benötigte Speicherabgaben, etc.. Dadurch wird die Lösung der Zielfunktion in einem großen Intervall abgebildet, die auch sehr große positive Werte erlaubt, die natürlich mit einem höheren Risiko bzw. Unsicherheitslevel verbunden sind. Der zweite Lösungsansatz bildet den riskadversen Typen ab, er entspricht also einer worst case Lösung. Das Lineare Programm arbeitet hier genau umgekehrt wie im ersten Fall; er werden die unteren Grenzen der Teilmodelle zusammen mit pessimistischen Randbedingungen verknüpft. Dadurch wird der Lösungsraum enger und es werden geringere Benefits berechnet. Dieser Algorithmus liegt zwar auf der sicheren Seite, lässt aber gegebenenfalls zusätzliche Gewinnmöglichkeiten außer Acht. Die ursprüngliche Methodik von LI et al. (2010) wurde etwas vereinfacht und angepasst an die speziellen Randbedingungen für das Optimierungsproblem des Einzugsgebietes des Alfeios Flusses.

Die Zielfunktion (objective function) maximiert den Nettogewinn der Wasserallokation für verschiedene Nutzer und wird berechnet als die Differenz zwischen dem Gewinn aus der Wasserzuteilung und dem Verlust aus nicht befriedigtem Wasserbedarf. Sie besteht aus drei Teilkomponenten: (a) Stromproduktion aus Wasserkraft am Ladhon Damm, (b) Bewässserungsbedarf in der Region Flokas und (c) Stromproduktion aus Wasserkraft am Flokas Damm. Verluste werden berechnet auf der Grundlage einer ungenügenden Wasserzuteilung in Form von Überströmmengen an den Wasserkraftanlagen und als Wasserdefizit für die Bewässerung. Die zurzeit existierende Wasserallokation legt den Schwerpunkt auf die Bewässerung und ist daher nicht optimal.

Diejenigen Variablen, die durch nichtlineare Funktionen abgebildet werden, wie z.B. die Speicherinhaltslinie oder die Leistungskurve der Wasserkraftwerke, sind durch abschnittsweise lineare Beziehungen ersetzt, um den Algorithmus des mixed integer linear programming anwenden zu können.

Die Nebenbedingungen (constraints) umfassen die Volumenbilanz für jede Periode, die Speicherkapazität, die Schluckfähigkeit der Turbinen, die ökologische Mindestwasserabfluss und der Abfluss über die Fischtreppe. Die optimale Wasserallokation für den Bewässerungsbedarf verfolgt zwei unterschiedliche Strategien:

a) Der regulierte, festgelegte Bewässerungsbedarf aus dem Ladhon Reservoir, der aus einer Vereinbarung zwischen der Hellenic Public Power Corporation and GOEB hervor-

geht. GOEB ist die offizielle staatliche Organisation für die Wasserzuteilung des Flokas Bewässerungskanals.

b) Der jahreszeitlich abhängige Wasserbedarf, der aus dem Wachstumsstadium der Pflanzen und den Wetterrandbedingungen resultiert.

Bei befriedigtem Bewässerungsbedarf wird der Benefit als Nettoeinkommen der bäuerlichen Produktionseinheit berechnet. Das Nettoeinkommen setzt sich aus dem Gewinn des Verkaufs von landwirtschaftlichen Produkten minus den Abgaben an die GOEB für den Flokas Bewässerungskanal und den Verwaltungsausgaben an die lokale Bewässerungsorganisation TOEB zusammen. Falls der Wasserbedarf nicht gedeckt werden kann, werden entsprechende Abschläge berechnet (penalty).

Die unsicheren Variablen in diesem Fallbeispiel sind die Koeffizienten der Zielfunktion (objective function), ausgedrückt in Einheitspreisen für die Wasserkrafterzeugung Ladhon (€/MWh) als Fuzzy-Variable bzw. Flokas (€/MWh) als Intervallgröße und für die Bewässerung Flokas (€/m³) als Intervallgröße. Die Unsicherheit der instationären Zuflüsse wurde durch eine Zeitreihengenerierung von 1000 Jahren für den Niederschlag und die Temperatur berücksichtigt (CASTILLA stochastic simulation and forecasting software). Die räumlichen Kreuzkorrelationen zwischen den Teileinzugsgebieten wurden hierbei berücksichtigt (BEKRI et al. 2014). Aus diesen simulierten Zeitreihen wurden ein normales, ein nasses und ein trockenes Jahr extrahiert und die Ergebnisse der verschiedenen optimierten Wasserallokationen miteinander verglichen. Grundlage für die zukünftige landwirtschaftliche Entwicklung bildeten die WADI Szenarien. In diesem Beitrag sind allerdings nur die Ergebnisse des normalen Jahres wiedergegeben (aufgrund der vorgegebenen Limitierung der Seitenzahl).

6. Ergebnisse und Diskussion

Der Nutzen von einer optimierten Bewässerung unter Berücksichtigung technischer, ökologischer und sozio-ökonomischer Aspekte wurde in dem vorliegenden Beitrag für das Flokas Bewässerungssystem des Alfeios Einzugsgebietes in Westgriechenland untersucht. Hierfür wurde die aktuell vorherrschende Landwirtschaft mit vier zukünftigen landwirtschaftlichen Entwicklungen (Szenarien) auf Grundlage des WADI Projektes verglichen. Die Haupteinflussgrößen sind Fruchtfolgen, Ernteertragsfunktionen, Subventionen, Produktionskosten, Marktpreise für verschiedene landwirtschaftliche Produkte und Düngemittel, Arbeitskosten und Bruttogewinn. Diese Parameter unter Berücksichtigung ihrer Unsicherheiten (in Form von Fuzzy-Zahlen oder Spannweiten) dienten als Input für die gewählten Szenarien. Mit Hilfe Linearer Programmierung konnten optimale Wasserallokationen ermittelt werden, wobei zwischen risikoaffinen bzw. risikoadversen Verhalten unterschieden werden konnte (ausgedrückt in den jeweiligen Randbedingungen: *upper bound solution* bzw. *lower bound solution*). In Tabelle 5 sind die Ergebnisse für ein normales (weder nass noch trocken) Jahr dokumentiert. Im *baseline Szenario* sind keine großen Unterschiede zwischen *upper* und *lower bound solution* zu erkennen. Dass keine wesentlichen Differenzen zwischen risikofreudigem bzw. risikoadversem Verhalten existieren, erklärt sich auch den vorhandenen hohen Agrarsubventionen und anderen sozialen Ausgleichsmaßnahmen in Griechenland. Die Spannweite zwischen kleinstem und größtem Nutzen (*benefit*) ist auch deshalb gering, weil die Parameterspannweite für die Parameter des *status quo* relativ eng gewählt werden konnte. Die größ-

te Einkommenseinbuße müsste bei Einführung von Weltmarktpreisen hingenommen werden, da in diesem Szenario die Subventionen für die Bauern entfallen würden. Da die bäuerlichen Einheiten in Westgriechenland klein sind, würden diese nicht mehr auf dem freien Markt bestehen können und voraussichtlich von den starken ökonomischen Agrarmärkten wie Brasilien oder die USA verdrängt werden. Das größte Potential für die Erhöhung des landwirtschaftlichen Nettoeinkommens liegt in lokalen, nachhaltigen Verwaltungsstrukturen, die einen Schwerpunkt auf soziale Werte, Eigenständigkeit und Selbstversorgung bei gleichzeitiger Berücksichtigung ökologischer Nachhaltigkeit legen. Die Analyse konnte aufzeigen, dass eine angemessene staatliche Unterstützung für ökonomisch sensible Agrarprodukte in Griechenland eine hohe Bedeutung für die kleinbäuerlichen Betriebe besitzt. Die Globalisierung und Liberalisierung des Agrarmarktes stellt daher für Griechenland eine große Herausforderung dar, die durch eine moderne, technisch optimierte und nachhaltige Landwirtschaft der kleinbäuerlichen Betriebe bewältigt werden kann.

Tab. 5: Bewässerungsnutzen, abgeleitet aus der optimierten Wasserallokation (basierend auf LI et *al*. (2010)) für vier landwirtschaftliche WADI Szenarien

			Bewässerungsnutzen (€)				
	***α*- cut level**		**Basis-szenario**	**World agricultural markets**	**Global agricultural sustainability**	**Provincial agriculture**	**Local community agriculture**
Upper Bound Solution	1	Min	11.859.204	3.952.598	6.066.339	7.575.379	11.676.506
		Max	14.584.792	12.208.520	12.578.591	13.855.717	21.378.699
Lower Bound Solution	1	Min	11.302.520	0	1.157.935	3.923.482	6.612.538
		Max	13.768.988	8.246.964	7.992.413	10.586.806	17.011.512

Acknowledgements

Diese Forschung wurde co-finanziert durch die Europäische Union (European Social Fund - ESF) und den griechischen Nationalfond unter dem operationellen Programm "Education and Lifelong Learning" of the National Strategic Reference Framework (NSRF) - Research Funding Program: Heracleitus II: Investing in knowledge society through the European Social Fund.

Literatur

ARNOLD, T. (2006): Crop Growth Module: Capturing crop yield response to water deficit within MPMAS, In: Mathematical Programming Multi-Agent System Modelling: An Application to Water Resources Management. PhD. Institute of Agricultural Economics and Social Sciences in the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Germany.

BEKRI, E.-S. & P.-C. YANNOPOULOS (2012): The interplay between the Alfeios River Basin components and the exerted environmental stresses: A critical review. Water, Air, & Soil Pollution 223(7): 3783-3806.

BEKRI, E.-S., YANNOPOULOS, P.-C. & M. DISSE (2013): A combined linear optimisation methodology for water resources allocation in an Alfeios river subbasin (Greece) under

uncertain and vague system conditions, EGU 2013. Vienna, Austria. 07-12.04: http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2013/EGU2013-1753.pdf

BEKRI, E.S., YANNOPOULOS, P.C. & M. DISSE (2014): Investigation and incorporation of water inflow uncertainties through stochastic modelling in a combined optimization methodology for water allocation in Alfeios River (Greece), EGU 2014. Vienna, Austria. 27.04-02.05: http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2014/EGU2014-8657.pdf

BERBEL, J., MORRIS, J., GOMEZ, M., BOYMANNS, D., BAZZANI, G., GALLERANI, V., VIAGGI, D., TWITE, C., WEATHERHEAD, K. & K. VASILEIOU (2000): Future of Institutional framework related with irrigated system in Europe: combination of Agricultural and water Policies scenarios. Deliverable D5, WADI Project "Sustainability of European Irrigated Agriculture under Water Directive and Agenda 2000", Contribution to workpackage B.

BERKHOUT, F. & J. HERTIN (2002): Foresight Futures Scenarios Developing and Applying a Participative Strategic Planning Tool. Greenleaf Publishing. University of Sussex, UK.

CLARK, T., WOODLEY, R. & D. DE HALAS (1962): Gas-Graphite Systems, in "Nuclear Graphite". In: NIGHTINGALE, R. (Ed.). S. 1-387. Academic Press. New York.

DEAL, B. & A. GROVE (1965): General Relationship for the Thermal Oxidation of Silicon. Journal of Applied Physics 36: 37-70.

DEEP-BURN PROJECT (2009): Annual Report for 2009. Idaho National Laboratory.

DOORENBOS, J. & A.-H. KASSAM (1979): Yield response to water. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 33. Rome.

DTI (2002): Foresight Futures 2020 Revised scenarios and guidance. Department of Trade and Industry, HMSO. UK.

FACHINGER, J., DEN EXTER, M., GRAMBOW, B., HOLGERSON, S., LANDESMANN, C., TITOV, M. & T. PODRUHZINA (2004): Behavior of spent HTR fuel elements in aquatic phases of repository host rock formations. Paper #B08. 2nd International Topical Meeting on High Temperature Reactor Technology. Beijing, China.

FACHINGER, J. (2006): Behavior of HTR Fuel Elements in Aquatic Phases of Repository Host Rock Formations. S. 1-54. Nuclear Engineering & Design 236.

LI, Y.-P., HUANG, G.-H. & S.-L. NIE (2010): Planning water resources management systems using a fuzzy-boundary interval-stochastic programming method. Advances in Water Resources 33: 1105-1117.

LIOFAGOU, D. (2005): The cultivation of potato in Naxos. Bachelor Thesis, School of Agricultural and Food Technology, Department of Crop Production, TEI of Crete. Hrakleio, Greece.

LIU, W.-Z., HUNSAKER, D.-J., Y.-S. LI, XIE, X.-Q. & G.-W. WALL (2002): Interrelations of yield, evapotranspiration, and water use efficiency from marginal analysis of water production functions. Agricultural Water Management 56: 143-151.

MANARIOTIS, I.-D. & P.-C. YANNOPOULOS (2004): Adverse effects on Alfeios River Basin and an integrated management framework based on sustainability. Environmental Management 34(2): 261-269.

MANOS, B., BOURNARIS, T., KAMRUZZAMAN, M., BEGUM, A.-A. & J. PAPATHANASIOU (2006): The regional impact of irrigation water pricing in Greece under alternative scenarios of European policy: a multicriteria analysis. Regional Studies 40(9): 1055-1068.

PODIMATA, M. & P.-C. YANNOPOULOS (2013): Evaluating challenges and priorities of a trans-regional river basin in Greece by using a hybrid SWOT scheme and a stakeholders' competency overview. International Journal of River Basin Management 11(1): 93-110.

SOLDATOS, P., LYCHNARAS, V. & D. ASIMAKIS (2009): Cost Analysis & Economic Evaluation of Future Crops In Europe. 4F-Future Crops For Food, Feed, Fibre & Fuel, FP7-KBBE-2007-1. Agricultural University of Athens, Laboratory of Agribusiness Management. Athens, Greece.

VILLIOTIS, E. (2008): Mechanisation of the crop production of potato, onion and carrot in the Region of Thebes, Viotia, Greece. Bachelor Thesis, School of Agricultural and Food Technology, Department of Plant Sciences, TEI of Crete. Hrakleio, Greece.

Technisch-methodische Herausforderungen und Lösungsansätze bei der integrierten Bewirtschaftung arider und semiarider Küstenregionen

Jens Grundmann, Niels Schütze

Zusammenfassung

Der globale Wandel und seine Folgen erfordern zuverlässige und robuste Methoden für eine effiziente und nachhaltige Bewirtschaftung zunehmend knapper werdender Wasserressourcen. Dabei werden integrierte Betrachtungsweisen und Lösungsansätze z.B. im Flussgebietsmanagement oder im IWRM vorgeschlagen, um langfristig die Bewirtschaftung und Entwicklung der Einzugsgebiete und ihrer Ressourcen unter ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten sicherzustellen. Allerdings ist die Implementierung derartiger Konzepte durch technisch-methodische Herausforderungen geprägt, die u.a. aus der Komplexität der Bewirtschaftungsprobleme und den erforderlichen Modellansätzen für die Beschreibung der Interaktionen der beteiligten Systeme resultieren. Diese Problematik wird anhand der integrierten Bewirtschaftung arider und semiarider Küstenregionen für gekoppelte Grundwasser-Landwirtschaft Hydrosysteme illustriert. Die Kombination von Prozessmodellierung mit Methoden der künstlichen Intelligenz und hierarchischen Optimierungsstrategien erlaubt dabei den robusten und schnellen Betrieb eines simulationsbasierten Bewirtschaftungssystems. Durch Einsatz der Mehrziel-Optimierung können nachhaltige Lösungen für die Bewirtschaftung der Ressourcen bezüglich Wasserqualität, -quantität und die Sozioökonomie auf Farm- und regionaler Ebene bereitgestellt werden.

1. Einleitung

Der globale Wandel und seine Folgen erfordern zuverlässige und robuste Methoden für eine effiziente und nachhaltige Bewirtschaftung zunehmend knapper werdender Wasserressourcen. Dabei werden integrierte Betrachtungsweisen und Lösungsansätze z.B. im Flussgebietsmanagement oder im IWRM vorgeschlagen, um langfristig die Bewirtschaftung und Entwicklung der Einzugsgebiete und ihrer Ressourcen unter ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten sicherzustellen. Allerdings ist die Implementierung derartiger Konzepte u.a. durch folgende technisch-methodischen Herausforderungen geprägt. (1) integrale Ansätze erfordern die Einbeziehung verschiedener Sektoren und Ressourcen mit ihren relevanten Entscheidungsträgern. Diese haben meist unterschiedliche Interessen und gegensätzliche Ziele, was in einem Mehrziel- Bewirtschaftungsproblem formuliert werden muss; (2) Werkzeuge zur Entscheidungsunterstützung sind notwendig, die den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen unter zukünftigen Bedingungen und Unsicherheiten bewerten können. Die prozessbasierte integrierte Modellierung kann dabei helfen, wenn diese in der Lage ist, die Prozesse und Wechselwirkungen zwischen Ressourcen und Sektoren zuverlässig und rechentechnisch effizient abzubilden; (3) um bestmögliche Bewirtschaftungsstrategien und Maßnahmen zu entwickeln sind Optimierungstechniken hilfreich aber herausfordernd wenn die Anzahl an Entscheidungsvariablen steigt; (4) Bewirtschaftungsentscheidungen und abgeleitete Maßnahmen zur Implementierung müssen durch Betroffene akzeptiert und verstanden werden. Partizipative Ansätze können diese Akzeptanz erhöhen und zum Problembewusstsein beitragen.

Insbesondere aride und semiaride Regionen, in denen das Grundwasser die wichtigste, aber klimatisch bedingt limitierte, Wasserressource darstellt, sind besonders gefährdet, wenn durch zunehmende Bevölkerungszahlen der damit einhergehende Wasserbedarf z.B. auch für die Bewässerungslandwirtschaft ständig steigt. Hinzu kommen Probleme der Wasserqualität, wenn insbesondere bei küstennahen Grundwasserleitern eine fortschreitende Absin-

kung der Grundwasserspiegel eine Intrusion von Meerwasser in den Aquifer bewirkt. Wird dieses Grundwasser für die Bewässerung eingesetzt, so führt deren zunehmende Versalzung zu einer Schädigung wertvoller landwirtschaftlicher Ressourcen sowie sozioökonomischen Konsequenzen für die Landwirte, bis hin zur Aufgabe der Farmen. Anhand der Batinah Region im Oman, die von Meerwasserintrusion in einen Küstengrundwasserleiter infolge exzessiver Grundwasserentnahmen für die Bewässerungslandwirtschaft geprägt ist, werden Lösungen für die beschriebenen Herausforderungen bei der Implementierung eines integrierten Systems zur Bewirtschaftung der Wasser- und landwirtschaftlichen Ressourcen aufgezeigt.

2. Methodik

Um langfristig die Bewirtschaftung gekoppelter Grundwasser-Landwirtschaft Hydrosysteme in ariden Küstenregionen zu sichern, sind für eine zuverlässige Beschreibung der nichtlinearen Phänomene und Interaktionen zwischen den Kompartimenten Grundwasser und Landwirtschaft physikalisch basierte Modelle sowie die Anwendung von Optimierungsmethoden zur Identifikation bestmöglicher Bewirtschaftungspraktiken notwendig. Allerdings ist eine direkte Anwendung derartig komplexer Hydrosystemmodelle in Verbindung mit Optimierung schwierig, da insbesondere lange Simulationszeiten der Modelle die Lösung von Mehrziel-Optimierungsproblemen verhindern (LOUCKS & VAN BEEK 2005).

Bisher wird versucht, dieses Problem zu umgehen, indem zum Einen stark vereinfachte Modelle eingesetzt werden, um die Bewirtschaftungsprobleme mit herkömmlichen Optimierungsmethoden (z.B. linearer Optimierung) zu lösen oder indem zum Anderen anstelle einer Optimierung lediglich eine kleine Anzahl alternativer „Was ist wenn - Szenarios“ simuliert und aus der subjektiv generierten Stichprobe die beste Alternative in Bezug auf das Bewirtschaftungsziel gewählt wird (HAROU et al. 2009, SCHÜTZE et al. 2011).

Im Rahmen unserer Forschung entwickeln wir einen alternativen Ansatz zur Bewirtschaftung gekoppelter Grundwasser-Landwirtschaft Hydrosysteme, der auf drei Prinzipien aufbaut, nämlich (1) der Entwicklung geeigneter Ersatzmodelle, (2) der Dekomposition von Optimierungsproblemen und (3) der simulationsbasierten Mehrziel-Optimierung. Dabei bilden Ersatzmodelle das Verhalten der Prozessmodelle nach, wobei lediglich die wichtigsten Eigenschaften und Variablen für die Bewirtschaftung von Interesse sind. Vorzugsweise kommen Methoden der künstlichen Intelligenz zum Einsatz, die im Ergebnis schnellere und robuste Simulationen der relevanten Prozesse und deren Interaktionen erlauben. Trotz des Einsatzes von Ersatzmodellen bleibt die Lösung des generellen Bewirtschaftungsproblems aufwendig, wenn wie im vorliegenden Fall eine große Anzahl an Entscheidungsvariablen vorliegt (charakterisiert durch Grundwasserentnahmen, Anbaumuster und Anbauflächen der Farmen), die gleichzeitig und für mehrere Jahre optimal zu bestimmen sind. Der Lösungsansatz der Dekomposition beschreibt hierbei die Zerlegung des ursprünglich großen Optimierungsproblems in kleinere, unabhängige Optimierungsprobleme, die letztendlich zu einer hierarchischen Optimierungsprozedur führt und schnellere und zuverlässigere Lösungen des Optimierungsproblems ermöglicht. Basierend auf diesen Verbesserungen ist der Einsatz einer simulationsbasierter Mehrziel-Optimierung realisierbar. Dabei gilt es für vorhandene Zielkonflikte, die aus den gegensätzlichen Interessen und Zielen der betroffenen Entschei-

dungsträger resultieren (hier: profitorientierte Landwirtschaft vs. nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung), den gesamten möglichen Lösungsraum zu evaluieren, um so zur Identifikation optimaler Kompromisslösungen und Entscheidungsunterstützung beizutragen. Basierend auf der Berechung sogenannter Pareto-optimaler Lösungen lassen sich nachhaltige Bewirtschaftungsstrategien für Wasser- und landwirtschaftliche Ressourcen über lange Zeiträume sowohl auf Farmebene als auch im regionalen Maßstab ableiten.

Einen Überblick über das simulationsbasierte Bewirtschaftungssystem zeigt Abbildung 1. Es besteht aus drei Hauptkomponenten: (a) der Methodik zur Erstellung des Ersatzmodells für die Berechnung des Verhaltens des Aquifers, (b) der Methodik zur Erstellung des Ersatzmodells für die Simulation der landwirtschaftlichen Produktion und (c) der Optimierungsumgebung, die beide Ersatzmodelle innerhalb einer hierarchischen Optimierungsprozedur verknüpft.

Das Verhalten des Aquifers inklusive des Phänomens der Meerwasserintrusion wird durch ein künstliches neuronales Netz (KNN), genauer ein Multilayer Perzeptron Netz (NABNEY 2002), simuliert. Dazu wurde zunächst eine Szenariodatenbank generiert, die die Ergebnisse eines 3D dichteabhängigen Grundwasserströmungsmodells basierend auf dem OpenGeoSys Softwarepaket (KOLDITZ et al. 2012) für realistische Entnahmeszenarien und Konfigurationen enthält, und an der anschließend das Training des KNN erfolgte (siehe Abb. 1a).

Für die Simulation der landwirtschaftlichen Produktion wird eine Datenbank von Pflanzenertragsfunktionen (crop water production functions - CWPF) verwendet, die den Zusammenhang zwischen eingesetzter Wassermenge und erzieltem Ertrag für gegebene Kombinationen von Pflanze/Boden/Klima unter der Annahme einer optimalen Wasseraufbringung beschreiben. Die Erstellung der CWPF erfolgt mit Hilfe der OCCASION-Methodik (SCHÜTZE & SCHMITZ 2010), bei der neben einem Wettergenerator auch der GET-OPTIS evolutionäre Optimierungsalgorithmus für ein optimale Bewässerungsplanung und Steuerung (SCHÜTZE et al. 2012) sowie das SVAT-Modell APSIM (KEATING et al. 2003) zur Simulation des Wassertransports und des Pflanzenwachstums zum Einsatz kommen. Aus den resultierenden stochastischen CWPF's werden, um Wachstumsstress durch die Verwendung salzhaltigen Bewässerungswassers zu berücksichtigen, die CWPF mit 90% Ertragszuverlässigkeit ausgewählt und um eine zweite Dimension durch Verwendung des Salz-Toleranz-Index (STEPPUHN et al. 2005) erweitert. Die dabei entstehende 2D-CWPF0.9 ermöglicht nun eine Ertragsprognose in Abhängigkeit der Wassermenge und -qualität und erlaubt eine Auswahl der Anbaumuster in Bezug auf die Salztoleranz der Anbaukulturen (siehe Abb. 1b).

Die Optimierungsumgebung (Abb. 1c) verknüpft das Grundwasser- mit dem Landwirtschaftsmodul und zielt auf deren optimale Bewirtschaftung in Bezug auf Wassermenge und -güte entsprechend der formulierten Zielfunktion (Gleichung 1). Die Zielfunktion berücksichtigt die Nachhaltigkeit der Grundwasserbewirtschaftung, abgebildet durch einen Sustainability Index *SI*, der die Veränderung des Aquiferzustands zu Beginn und am Ende der Simulationsperiode beschreibt, sowie den landwirtschaftlichen Profit der Farmer. Zur Lösung des ursprünglich großen Optimierungsproblems (GRUNDMANN et al. 2012) erfolgt dessen Dekomposition in einen innere und eine äußere Optimierungsschleife. Die innere Optimierungs-

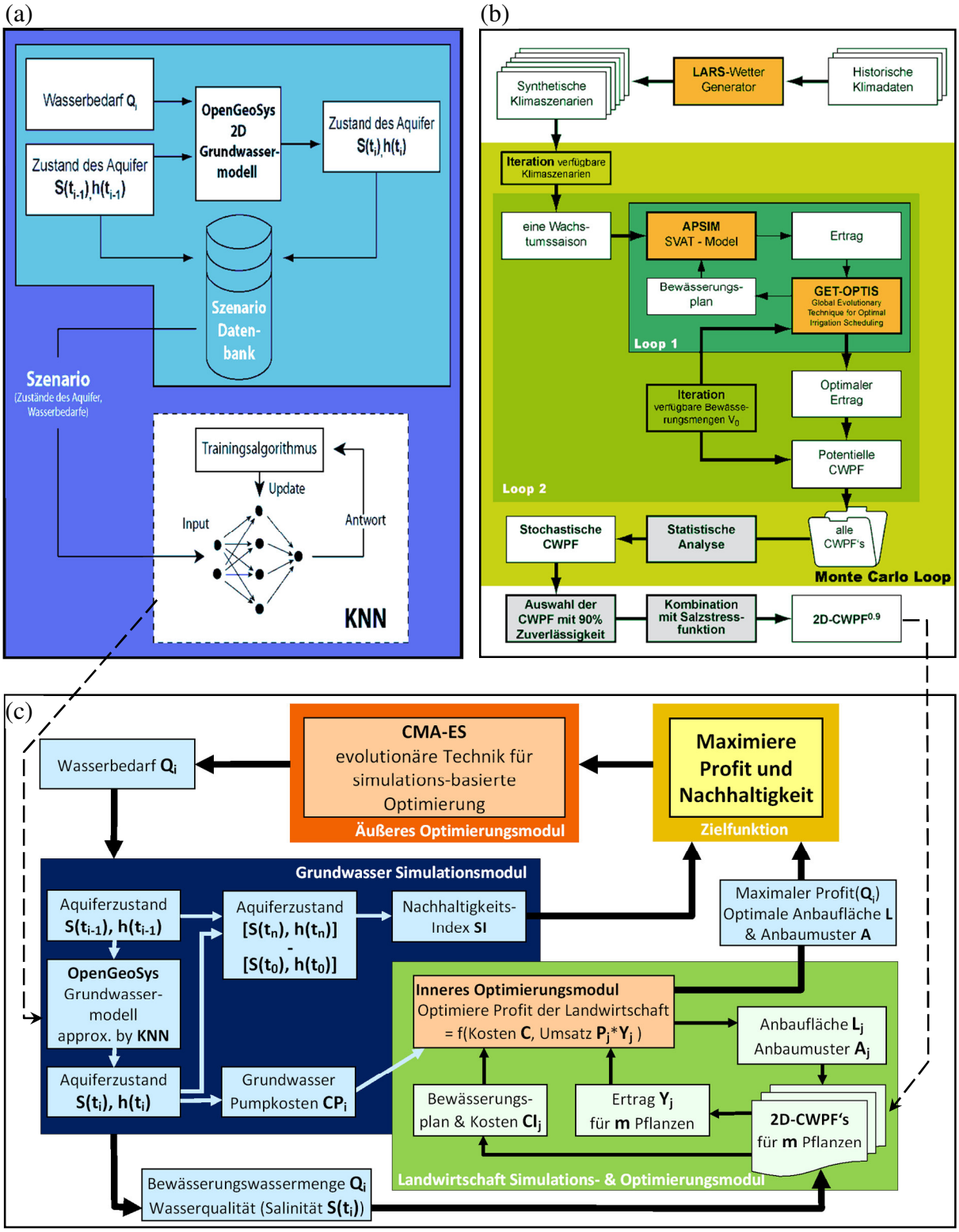


Abb. 1: Methodik zur simulationsbasierten Bewirtschaftung gekoppelter Grundwasser-Landwirtschaft Hydrosysteme bestehend aus: (a) der Erstellung des Grundwasser-Ersatzmodells (KNN), (b) der Ableitung der zweidimensionalen Pflanzenertragsfunktionen für eine Ertragszuverlässigkeit von 90% sowie (c) deren Verknüpfung in einer Optimierungsumgebung zur Ermittlung optimaler Bewirtschaftungsstrategien.

schleife löst die landwirtschaftliche Profit Optimierung in Bezug auf Anbaumuster und bewirtschaftete Flächengrößen für eine vorgegebenen Menge und Qualität des Bewässerungswassers auf analytischem Wege und kann für beliebige Anzahlen an Farmen abgearbeitet werden. Die äußere simulationsbasierte Optimierung dient dem Auffinden optimaler Grundwasserentnahmemuster in Zeit und Raum. Dabei verwenden wir den CMA-ES globalen evolutionären Optimierungsalgorithmus (HANSEN 2006). Generell werden neben den erwirtschafteten Erträgen auch die anfallenden Kosten für die landwirtschaftliche Produktion in der Zielfunktion berücksichtigt. Die Verwendung variierender Wichtungen *w* zwischen den gegensätzlichen Optimierungszielen Profit und Nachhaltigkeit ermöglicht die Durchführung einer Mehrziel-Optimierung.

$$max(OF) = w_1 \sum_{i=1}^{n} \left[\left(\sum_{j=1}^{m} P_j Y_j(t_i) - CI_j(t_i) \right) - CP(t_i) \right] + w_2 SI(t_n) \qquad (1)$$

3. Ergebnisse

Die Demonstration der Funktionalität des Bewirtschaftungsmodells erfolgt anhand der Charakteristiken des Wadi Ma'awil, das sich an der Nordostküste des Sultanates Oman in der Batinah Ebene befindet und von Meerwasserintrusion infolge exzessiver Grundwasserentnahmen für die Bewässerungslandwirtschaft geprägt ist. Untersucht werden die langfristige Entwicklung der Ökonomie und Umweltbedingungen einer Abfolge hypothetischer Farmen, die sich in zunehmenden Entfernungen vom Meer befinden, für unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien. Das Verhalten des Küstengrundwasserleiters inklusive der Salzwasserdynamik wird mit Hilfe eines 2D-Schnittes in x-z-Richtung des Aquifers beschrieben (GRUND-

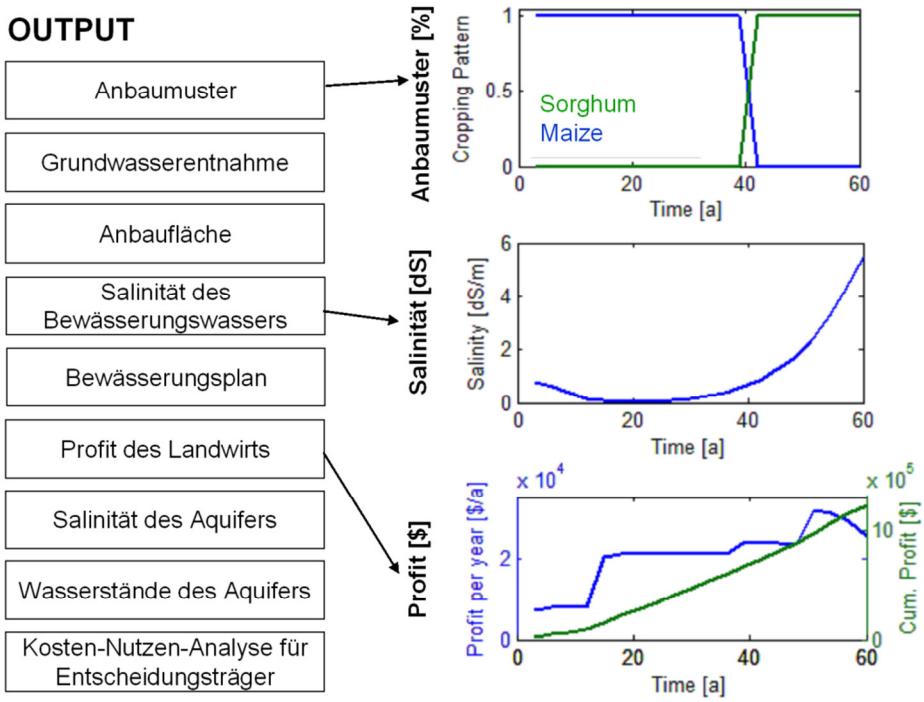


Abb. 2: Ausgabeoptionen des Bewirtschaftungssystems illustriert anhand ausgewählter Ergebnisse einer Mehrziel-Optimierung für das Anbaumuster, die Salinität des Bewässerungswassers und den Profit für eine einzelne Farm.

MANN et al. 2012). Zur Simulation der landwirtschaftlichen Produktion werden Pflanzenertragsfunktionen für zwei verschiedene Anbaukulturen erstellt, nämlich Mais und Hirse. Dabei weist die Hirse gegenüber dem Mais eine größere Salztoleranz auf wohin gegen sich mit Mais ein höherer Preis erzielen lässt (GRUNDMANN et al. 2012). Weiterhin werden fixe und variable Kosten für die Installation und den Betrieb von Pumpen sowie Bewässerungstechnik angesetzt. Basierend auf dieser Konfiguration erfolgt anschließend eine Mehrziel-Optimierung der regionalen Bewirtschaftung zur Bestimmung Pareto-optimaler Lösungen (GRUNDMANN et al. 2013) für die nächsten 60 Jahre.

Ausgewählte Ergebnisse sind den Abbildungen 2 und 3 zu entnehmen. Abbildung 2 zeigt neben den verschiedenen Ausgabeoptionen des Bewirtschaftungssystems das Ergebnis einer Kompromisslösung zwischen landwirtschaftlichen Profit und nachhaltiger Grundwasserbewirtschaftung für eine einzelne Farm. Dabei führt eine steigende Salinität des Bewässerungswassers zu einer Änderung des Anbaumusters von Mais zu Hirse und in der Folge zu sinkenden landwirtschaftlichen Profiten pro Jahr. Ergebnisse der regionalen Optimierung für ein profit-orientiertes Szenario (Abb. 3, oben) und eine eher nachhaltigkeits-orientiertes Szenario (Abb. 3, unten) nach 60 Jahren sind in Abbildung 3 dargestellt. Meerwasser dringt ins Inland vor mit zunehmender Zeit (Abb. 3, Mitte) und induziert ein regional spezifisches, optimales Anbaumuster (Abb. 3, rechts) wobei Mais im Inland und Hirse näher zum Meer wächst. Farmen, die näher am Meer liegen, weisen nur einen sehr geringen Profit (Abb. 3, links) auf im Vergleich zu Farmen im Inland.

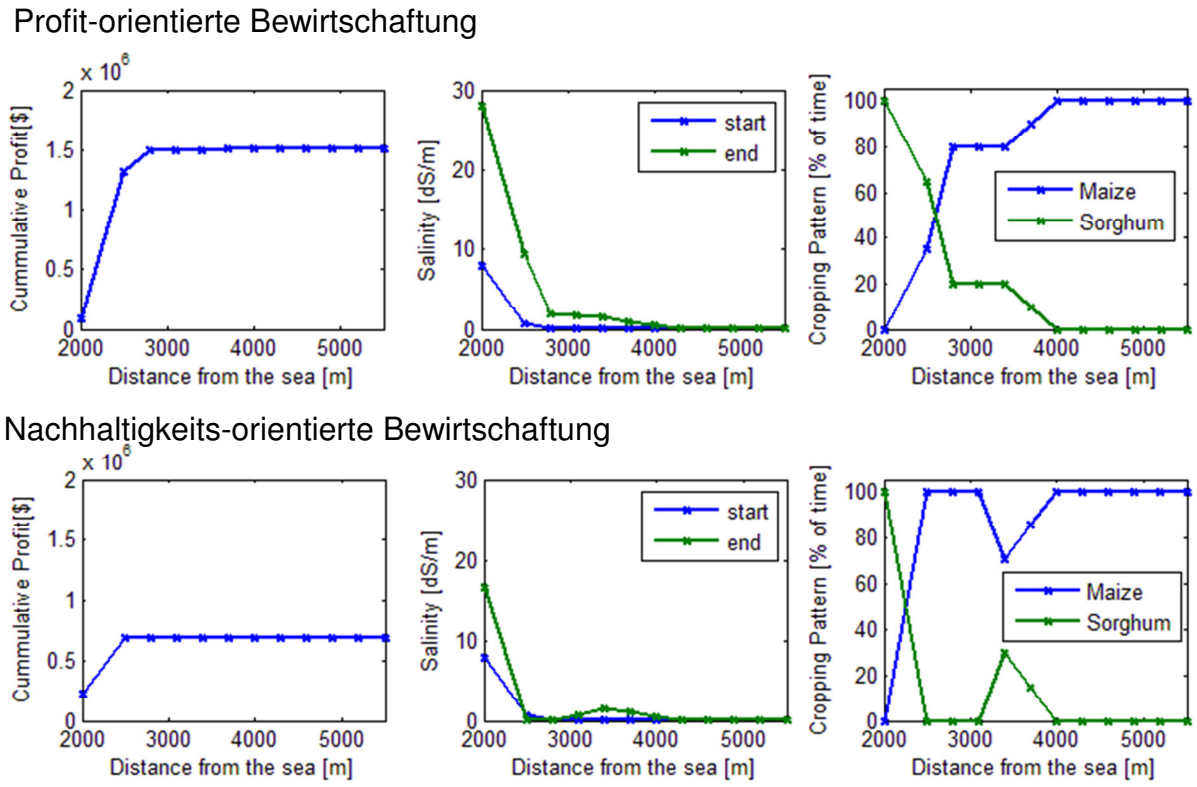


Abb. 3: Ergebnisse der regionalen Optimierung für ein profit-orientiertes Szenario (oben) und eine eher nachhaltigkeits-orientiertes Szenario (unten) dargestellte anhand des Profits (links), der Salinität des Grundwassers (Mitte) und dem Anbaumuster (rechts) in Abhängigkeit der Entfernung vom Meer.

4. Schlussfolgerungen

Anhand der integrierten Bewirtschaftung arider und semiarider Küstenregionen wurden Lösungen für ausgewählte technisch-methodische Herausforderungen bei der Erarbeitung optimaler Bewirtschaftungsstrategien gekoppelter Grundwasser-Landwirtschaft Hydrosysteme präsentiert. Die Kombination von Prozessmodellierung mit Methoden der künstlichen Intelligenz und hierarchischen Optimierungsstrategien erlaubt dabei den robusten und schnellen Betrieb eines simulationsbasierten Bewirtschaftungssystems. Im Vergleich zur Vorgängerversion (GRUNDMANN et al. 2012) ließ sich der Berechnungsaufwand des Bewirtschaftungssystems um 85% reduzieren, bei gleichzeitiger Erweiterung des Funktionsumfangs um die regionale Optimierung. Durch den Einsatz der Mehrziel-Optimierung können nachhaltige Lösungen für die Bewirtschaftung der Wasser- und landwirtschaftlichen Ressourcen bezüglich Wasserqualität, -quantität und die Sozioökonomie auf Farm- und regionaler Ebene bereitgestellt werden. Ausgehend von der mitunter hohen Anzahl Pareto-optimaler Lösungen bei der Mehrziel-Optimierung (GRUNDMANN et al. 2013) sind weitere methodische Schritte notwendig, um Entscheidungsträger in der Entscheidungsfindung zu unterstützen. SUBAGADIS et al. (2014) präsentieren dazu einen Ansatz, der auch die Einbeziehung zusätzlichen empirischen Wissens ermöglicht. Weiterhin helfen partizipative Ansätze und empirische soziologische Untersuchungen (AL-KHATRI et al. 2014), das Potential für die Implementierung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zu bewerten und deren Akzeptanz zu verbessern.

Literatur

AL-KHATRI, A., GRUNDMANN, J., V.D. WETH, R., SCHÜTZE, N. & F. LENNARTZ (2014): Analysis of Stakeholder's Characteristics for IWRM Implementation and its Application in the Batinah Region of Oman, Conference Proceedings 11th WSTA Gulf Water Conference, Muscat(Oman), 2014.

GRUNDMANN J., SCHÜTZE N. & F. LENNARTZ (2013): Sustainable management of a coupled groundwater-agriculture hydrosystem using multi-criteria simulation based optimisation. Water Science & Technology, 67.3, DOI: 10.2166/wst.2012.602

GRUNDMANN, J., SCHÜTZE, N., SCHMITZ, G.-H. & S. AL-SHAQSI (2012): Towards an integrated arid zone water management using simulation based optimisation. Environmental Earth Sciences. 65(5), 1381–1394, DOI: 10.1007/s12665-011-1253-z.

HANSEN, N. (2006): The CMA evolution strategy: a comparing review. In: Lozano, J.A. (Ed.), Larranaga, P. (Ed.), Inza, I. (Ed.), Bengoetxea, E. (Ed.): Towards a new evolutionary computation. Advances on estimation of distribution algorithms. Springer, 75–102.

HAROU, J. J., PULIDO-VELAZQUEZ, M., ROSENBERG, D. E., MEDELLÍN-AZUARA, J., LUND, J. R. & R. E. HOWITT (2009): Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. Journal of Hydrology, 375(3-4), 627–643. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.037.

KEATING, B., CARBERRY, P. S., HAMMER, G. L., PROBERT, M. E., ROBERTSON, M. J., HOLZWORTH, D., HUTH, N. I., HARGREAVES, J. N. G., MEINKE, H., HOCHMAN, Z., MCLEAN, G., VERBURG, K., SNOW, V.,DIMES, J. P., SILBURN, M., WANG, E., BROWN, S., BRISTOW, K. L., ASSENG, S., CHAPMAN, S., MCCOWN, R. L.,

FREEBAIRN, D. M. & C.J SMITH (2003): An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. European Journal Of Agronomy, 18(3-4), 267–288.

LOUCKS, D. P. & E. VAN BEEK (2005): Water resources systems planning and management: an introduction to methods, models and applications. Paris: UNESCO.

NABNEY, I. (2002): Netlab. Algorithms for Pattern Recognition. Springer, London.

KOLDITZ, O., Bauer, S., Bilke, L., Böttcher, N., Delfs, J. O., Fischer, T., Görke, U. J., Kalbacher, T., Kosakowski, G., McDermott, C. I., Park, C. H., Radu, F., Rink, K., Shao, H., Shao, H. B., Sun, F., Sun, Y. Y., Singh, A. K., Taron, J., Walther, M., Wang, W., Watanabe, N., Wu, Y., Xie, M., Xu, W. & B. Zehner (2012): OpenGeoSys: an open-source initiative for numerical simulation of thermohydro-mechanical/chemical (THM/C) processes in porous media. Environmental Earth Sciences 67(2), 589–599.

SCHÜTZE, N., DE PALY, M. & U. SHAMIR (2012):. Novel simulation-based algorithms for optimal open-loop and closed-loop scheduling of deficit irrigation systems. Journal of Hydroinformatics. DOI: 10.2166/hydro.2011.073.

SCHÜTZE, N., GRUNDMANN, J. & G. H. SCHMITZ (2011): Perspektiven für die integrierte Wasserbewirtschaftung durch den Einsatz simulationsbasierter Optimierungsmethoden am Beispiel landwirtschaftlich genutzter küstennaher arider Gebiete im Oman. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 55(2), S.104–115.

SCHÜTZE, N. & G. H. SCHMITZ (2010): OCCASION: A new Planning Tool for Optimal Climate Change Adaption Strategies in Irrigation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000266.

STEPPUHN, H., VAN GENUCHTEN, M. & C. GRIEVE (2005): Root-zone salinity: II. Indices for tolerance in agricultural crops. Crop Science, 45(1), 221–232.

SUBAGADIS, Y., GRUNDMANN, J., SCHÜTZE, N. & G. H. SCHMITZ (2014): An integrated approach to conceptualise hydrological and socio-economic interaction for supporting management decisions of coupled groundwater–agricultural systems. Environmental Earth Sciences, DOI: 10.1007/s12665-014-3238-1.

Ökologische Wirksamkeit des Wassermanagements am Tarim River, NW China

Bernd Cyffka, Martin Kuba, Florian Betz, Ümüt Halik

Zusammenfassung

Die Auen des allochtonen Tarim River stellen räumlich eng begrenzte Lebensräume für azonale Vegetationsformen zur Verfügung und bilden somit einen lokalen Biodiversitätshotspot. Bereits unter naturnahen Bedingungen hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit weisen die Vegetationsgesellschaften eine hohe Vulnerabilität auf. Noch deutlicher als in klimatisch weniger extremen Räumen tritt die Rolle des Gerinneabflusses im hyperariden Tarim-Becken für die Verjüngung der oft stark spezialisierten Auenvegetation hervor. Hierbei ist insbesondere der Jahresgang des Abflusses zu nennen. Die natürliche Dynamik ist durch hohe Wasserentnahmen für landwirtschaftliche und industrielle Zwecke jedoch besonders im Unterlaufbereich des Flusses unterbunden. Derzeit erreicht Wasser dieses Gebiet nur im Rahmen von Wasserüberleitungen, die auf wenige Tage im Jahr beschränkt sind. Die natürlichen Ökosysteme sind hier gänzlich von Wassermanagemententscheidungen abhängig.

1. Einleitung

Der Tarim durchfließt das gleichnamige, abflusslose Becken im Süden der chinesischen Provinz Xinjiang. Das Tarim-Becken ist nach Süden, Norden und Westen durch die Gebirgszüge des Kunlun-Shan, Tian-Shan und des Pamir, mit jeweils über 7.000 m NN begrenzt. Diese orographischen Gegebenheiten bestimmen im Zusammenspiel mit der hochkontinentalen Lage des Gebietes die klimatischen Bedingungen. Die langjährigen Monatsmitteltemperaturen liegen zwischen 26°C im Juli und -8°C im Januar. Die geringen Niederschläge von teilweise unter 30 mm/a erreichen ihr Maximum, der kontinentalen Prägung des Klimas entsprechend, in den Sommermonaten (TASHI et al. 2010).

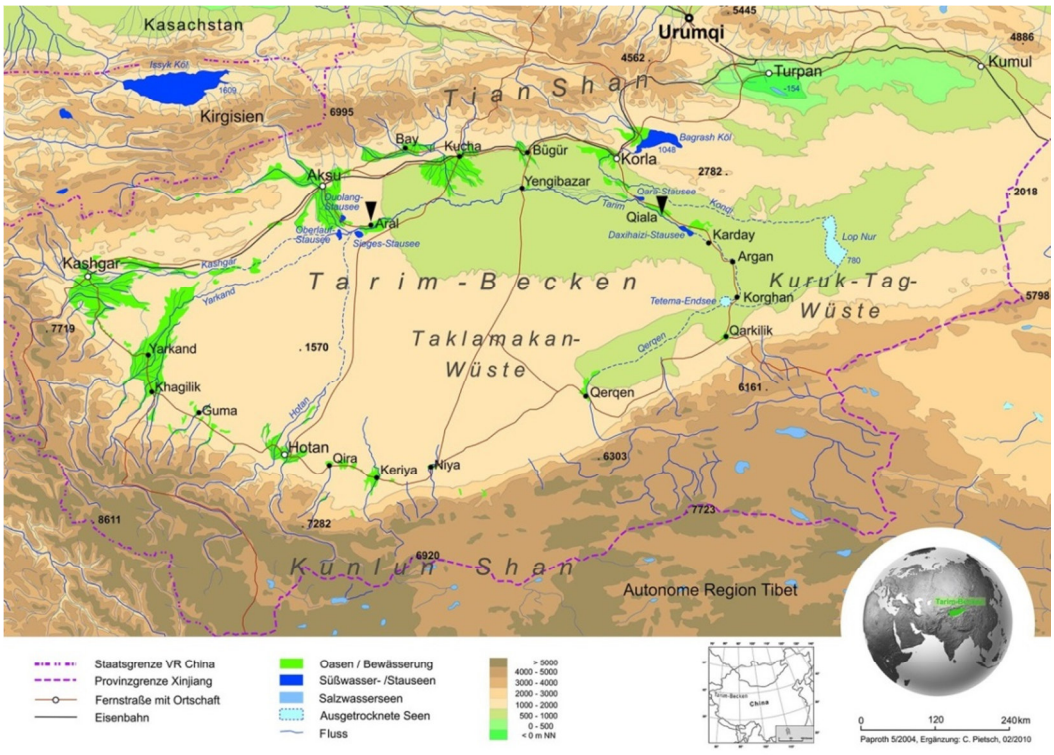


Abb. 1: Karte des Tarim-Beckens (eingenordet). Die im weiteren Text erwähnten Abflussmessstationen Aral und Qiala sind mit schwarzen Dreiecken gekennzeichnet.

Diesen Bedingungen folgend sind als Hauptwasserquellen die sommerliche Schnee- und Gletscherschmelze in den umliegenden Hochgebirgen zu nennen. Der Tarim entspringt – in seinem ursprünglichen Zustand – dem Zusammenfluss der drei Vorfluter Hotan, Yarkand und Aksu in der Nähe der Stadt Aral (vgl. Abbildung 1). Heute bildet der Aksu den Hauptzufluss des Tarim, zu dessen Gesamtwassermenge er etwa 75% beiträgt (GIESE et al. 2005). Der Fluss Yarkand erreicht den Tarim nur noch im Rahmen hoher sommerlicher Abflüsse, in der Regel ist sein Strom vor dem Zusammenfluss versiegt; gleiches gilt für Flüsse, die dem Tarim ehemals im Bereich des Mittellaufes Wasser zuführten (HAI et al. 2006). Der Tarim erreicht eine Gesamtlauflänge von etwa 1300 km. Er fließt zunächst Richtung Osten um sich im Bereich des Unterlaufes nach Süden zu wenden, wo er schließlich in den Tetema-See mündet. Der Flussverlauf ist in Abbildung 1 dargestellt. Aufgrund intensiver und expandierender landwirtschaftlicher Nutzung der Ressourcen Boden und Wasser war der Unterlauf des Tarim ab dem Daxihaizi-Stausee von dem Jahr 1972 an komplett ausgetrocknet. Seit dem Jahr 2000 wird dem Unterlauf in unregelmäßigen Abständen und Mengen Wasser aus einer Überleitung zugeführt. Die Angaben der lokalen Behörden zu Dauer und ausgeleiteter Menge sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Tabellarische Übersicht der Wasserüberleitung im Zeitraum 2000-2011 in den Tarim-Unterlauf (TAYIERJIANG et al. 2013)

Beginn	Ende	Dauer [Tage]	Wasservolumen [*10^8 m³]	Wasser erreichte …
14.05.2000	13.07.2000	61	0,99	Karday
03.11.2000	14.02.2001	104	2,27	Arghan
01.04.2001	06.07.2001	97	1,84	Arghan
12.09.2001	17.11.2001	67	1,98	Tetema
20.07.2002	10.11.2002	114	2,93	Tetema
03.03.2003	11.07.2003	131	2,50	Tetema
12.09.2003	07.11.2003	56	0,90	Tetema
22.04.2004	25.06.2004	64	1,02	Tetema
01.08.2004	15.09.2004	46	2,30	Tetema
18.04.2005	07.06.2005	32	0,52	Arghan
30.08.2005	02.11.2005	65	2,30	Tetema
25.09.2006	30.11.2006	66	2,33	Korghan
15.10.2007	21.11.2007	38	0,50	Karday
12.05.2009	20.06.2009	39	0,60	Karday
25.06.2010	11.11.2011	139	3,64	Tetema
07.01.2011	25.01.2011	19	N.A.	Tetema
25.06.2011	23.11.2011	151	1,36	Tetema

In den fast 30 Jahren, in denen der Unterlauf abflusslos war, wurde die bestehende Waldvegetation hinsichtlich Zustand und Fläche stark degradiert, insbesondere eine Verjüngung konnte nicht stattfinden.

2. Ökosystemdynamik

Ein Großteil des etwa 500.000 km² großen Tarim-Beckens wird von der Taklamakan-Wüste eingenommen. In den Auenbereichen des Tarim ist die typische Vegetationsgesellschaft der zentralasiatischen Trockenräume zu finden. Diese sogenannte *Tugai-Vegetation* bildet einen

lokalen Biodiversitäts-Hotspot und setzt sich aus wenigen Arten zusammen. Zu nennen sind die Hauptarten *Populus euphratica*, *Tamarix ramosissima*, *Phragmites australis* sowie weitere Straucharten (HAI 2006, THEVS et al. 2008b). Die Tugai-Vegetation zeichnet sich durch eine hohe Salztoleranz aus und ist hinsichtlich Zustandserhaltung und Verjüngung von Grund-, Boden- und Hochwasser abhängig. Die Tugai-Wälder stellen den bedeutendsten Lebensraum für die Hauptart *Populus euphratica* dar (THEVS et al. 2011). Nach HAI (2006) finden sich über 50% der weltweiten Bestände in China, der Großteil davon an den Tarim-Auen. Die Anpassung der Vegetation an das Abflussgeschehen wird in Tabelle 2 verdeutlicht.

Tab. 2: Prozentuale Verteilung des mittleren monatlichen Abflusses der Jahre 1956 bis 1990 an zwei Stationen (siehe Abbildung 1) (WANG et al. 1993, zitiert nach GIESE et al. 2005), sowie der ausgereiften Samen am Mittellauf im Jahr 1990 (WANG et al. 1996)

Monat	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Abfluss												
Aral (Beginn Oberlauf)	4,1	3,7	3,1	1,0	1,0	5,3	22,0	34,1	11,7	4,8	3,7	5,5
Qiala (Beginn Unterlauf)	5,5	5,6	10,0	4,6	1,8	1,8	8,9	18,2	21,8	10,4	6,4	5,0
Samenreife												
Mittellauf	--	--	--	--	--	2,1	2,8	55,7	37,3	2,1	--	--

Wie bereits erwähnt ist das Abflussgeschehen am Tarim von der Schnee- und Gletscherschmelze der Gebirge geprägt, dementsprechend findet ein Hauptteil des jährlichen Abflusses in den Sommermonaten statt. Mit wachsender Lauflänge verschieben sich die Abflussspitzen in spätere Zeiten des Jahres und flachen etwas ab. Für die Station Aral, der Beginn des Tarim, wird in Tabelle 2 der August mit 34,1% als abflussstärkster Monat angegeben. Am Beginn des Unterlaufes liegt der Anteil des Monats mit dem höchsten prozentualen Anteil bei 21,8% im September. Zeitlich überlappend mit den höchsten Abflüssen erreichen auch der überwiegende Teil der Pappelsamen ihr Reifestadium.
Diese werden zu einem großen Teil durch den hochwasserführenden Fluss transportiert und an anderer Stelle akkumuliert wo sie zur Keimung kommen und neue Standorte erschließen können. Aufgrund der hohen Sedimentfracht des Flusses verlagert der Fluss häufig seinen Lauf und so können die gallerieartigen Waldstrukturen entstehen. Dieses Zusammenspiel ist unter anderem bei THEVS et al. (2008a) und KUBA et al. (2013) beschrieben. Fehlende oder nicht ausreichend starke Hochwässer unterbrechen das Wechselspiel zwischen Fluss und Wald und die natürliche Verjüngung ist unterbrochen.

3. Ökosystemmanagement

Vor dem Hintergrund der beschriebenen Ökosystemdynamik und der Knappheit der Ressource Wasser sind für das Wasser- beziehungsweise Ökosystemmanagement unterschiedliche Faktoren zu berücksichtigen und aufeinander abzustimmen. Die wesentlichen Fragen, die es unter den gegebenen Umständen – ohne Überleitung ist kein Wasser vorhanden – zu beachten gilt, sind die nach dem WANN und dem WIEVIEL Wasser dem Unterlauf zur Verfügung gestellt werden soll.

Der zeitliche Aspekt sollte auf die Phänologie der Hauptart *Populus euphratica* hin abgestimmt werden. Flutungen außerhalb des Zeitraumes von Juni bis Oktober haben keinen Effekt hinsichtlich einer Verjüngung der Bestände, da hier keine ausgereiften, keimbereiten Samen vorhanden sind. Besonders wichtig innerhalb dieser Zeit erscheinen die Monate August und September. Wie aus Tabelle 2 hervorgeht ist in diesen beiden Monaten der Großteil der Samen ausgereift.

Hinsichtlich der Wassermenge sind wiederum zwei Aspekte zu berücksichtigen. Einerseits muss ausreichend Wasser ausgeleitet werden, um den gesamten Unterlauf bis hin zum Tetema-Endsee mit Wasser zu versorgen. Wie aus Tabelle 1 ersichtlich wird, ist dies bisher nicht immer der Fall gewesen. Vor allem die hohe Verdunstung, der Wasserverbrauch der Vegetation und die Versickerung sind hierbei zu berücksichtigen, da im Bereich des Unterlaufes kaum anthropogene Wasserentnahmen erfolgen. Andererseits ist auf ausreichende Hochwasserspitzen zu achten. Nur so kann sichergestellt werden, dass die Samen auf höher gelegenen Bereichen abgelagert werden und daraus entstandene Keimlinge nicht bereits bei geringen Abflüssen fortgespült werden. Zudem kann auf diese Art die natürliche Morphodynamik des Flusses wiederhergestellt werden. Durch großräumigere Flussbettverlagerungen lassen sich neue Pappelstandorte dauerhaft etablieren.

Aus den Daten von TAYIERJIANG et al. (2013) in Tabelle 1 wird ersichtlich, dass im Zeitraum 2000 bis 2011 insgesamt 17 Wasserüberleitungen stattfanden. Hiervon erfüllen lediglich drei die Kriterien des geeigneten Zeitpunktes (August und September) sowie der ausreichenden Menge (Wasser erreicht den Endsee). Diese Ereignisse sind in der Tabelle grau hervorgehoben. Eine Aussage über geeignete Abflussspitzen lässt sich nicht treffen, da die Daten nur in sehr großer Auflösung existieren.

Abschließend kann gesagt werden, dass im Gebiet des Tarim ein erheblicher Konflikt zwischen wirtschaftlicher Nutzung und ökologischer Bedeutung des Wassers existiert. Mit Einrichtung entsprechender behördlicher Stellen und wasserbaulicher Maßnahmen wird versucht beiden Seiten gerecht zu werden. Weitere transdisziplinäre Forschung kann helfen, das Wassermanagement in diesem Gebiet weiter zu verbessern.

Literatur

GIESE, E., MAMATKANOV D. M. & R. WANG (2005): Wasserressourcen und deren Nutzung im Flussbecken des Tarim (Autonome Region Xinjiang/VR China). Discussion Papers, Zentrum für internationale Entwicklungs- und Umweltforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen, No. 25.

HAI, Y., WU, L., HOPPE, T. & N. THEVS (2006): Half a century of environmental change in the Tarim River Valley – An outline of causes and remedies. In: HOPPE, T.,

KLEINSCHMIT, B., ROBERTS, B., THEVS, N. & U. HALIK (Hrsg.): Watershed and Floodplain Management along the Tarim River in China's Arid Northwest. Shaker Verlag, Aachen, S. 39-76.

KUBA, M., TAYIERJIANG, A., CYFFKA, B. & U. HALIK (2013): Analysis of connections between soil moisture, groundwater level and vegetation vitality along two transects at the Lower Reaches of the Tarim River, Northwest China. In: Geo-Öko, Vol. 34, Band 1-2, S. 103-127.

TASHI, Y., CHAMARD, P. C., COUREL, M. F., TIYIP, T., TUERXUN, Y. & S. DRAKE (2010): The Recent Evolution of the Oasis Environment in the Taklamakan Desert, China. In: SCHNEIER-MADANES, G. & M.-F. COUREL (Hrsg.) (2010): Water and Sustainability in Arid Regions – Bridging the Gap between physical and social sciences. Springer. 51-74.

TAYIERJIANG A., HALIK, U., CYFFKA, B., KUBA, M., ABLIZ, A. & A. BAIDOURELA (2013): Monitoring the hydrological and ecological response to water diversion in the lower reaches of the Tarim River, Northwest China. Quaternary International, Vol. 311, pp. 155-162.

THEVS, N., ZERBE, S., SCHNITTLER, M., ABDUSALIH, N. & M. SUCCOW (2008a): Structure, Reproduction and flood-induced dynamics of riparian Tugai forests at the Tarim River, Xinjiang, NW China. Forestry 81, 45-57.

THEVS, N., ZERBE, S., PEPER, J. & M. SUCCOW (2008b): Vegetation and vegetation dynamics in the Tarim River floodplain of continental-arid Xinjiang, NW China. Phytocoenologia 38, S. 65-84.

THEVS, N., BURAS, A., ZERBE, S., KÜHNEL, E., ABDUSALIH, N. & A. OVEZBERDIYEVA (2011): Structure and wood biomass of near-natural floodplain forests along the Central Asian rivers Tarim and Amu Darya. Forestry 85, S. 193-202.

WANG, S. & X. LIU (1993): Aksu-Talimu He Liuyu Shuitu Ziyuan Heli Liyong Yu Huanjing Baohui Duice (Nutzung der Wasser- und Landressourcen und Maßnahmen zum Umweltschutz in den Einzugsgebieten des Aksu und Tarim). Qixiang Verlag, Beijing; zitiert nach: GIESE, E., MAMATKANOV, D.M. & R. WANG (2005): Wasserressourcen und deren Nutzung im Flussbecken des Tarim (Autonome Region Xinjiang /VR China). In: Zentrum für internationale Entwicklungs- und Umweltforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Discussion Papers. No. 25.

WANG, S., CHEN, B. & H. LI (1996): Euphrates Poplar Forest. China Environmental Science Press. Beijing.

Modellierung der Wirksamkeit dezentraler Maßnahmen zur Minderung des Hochwasserrisikos

Sandra Hellmers, Giovanni Palmaricciotti, Natasa Manojlovic, Peter Fröhle

Zusammenfassung

Zur Quantifizierung der Auswirkungen von städtischen Entwicklungen auf die Wasserführung innerstädtischer Gewässer werden neue hydrologische Modellierungsansätze benötigt, die eine große Anzahl räumlich verteilter Maßnahmen, wie dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (DRWBM) und Wasserrückhalteflächen in öffentlichen Räumen, abbilden können. In diesem Beitrag wird die Weiterentwicklung eines Modellsystems vorgestellt, welches zur Quantifizierung des Hochwasserrisikos und der Schadensanalyse in städtischen Einzugsgebieten eingesetzt wird. Die Ergebnisse einer Anwendungsstudie in Hamburg zeigen, dass die Kombination von DRWBM und multifunktionalen Räumen zur Wasserrückhaltung des Überschusswassers eine geeignete Strategie ist, um zukünftigen Klimaauswirkungen und dem städtischen Wachstum zu begegnen.

1. Einleitung

Zum Umgang mit zukünftigen Unsicherheiten durch den Klimawandel (IPCC 2012) und durch die Urbanisierung (UN 2011) ist die Entwicklung und Umsetzung von Anpassungsstrategien erforderlich. Dezentrale Strategien (hier bezogen auf DRWBM) werden im zunehmenden Maße wegen der anpassungs- und multifunktionalen Eigenschaften als geeignete Herangehensweise im städtischen Hochwassermanagement betrachtet (e.g. WONG et al. 2013). Mit Hilfe dieser Strategien erfolgt die Entwässerung des Regenwassers auf natürlicher Weise über Versickerung, Retention und Speicherung in städtischen Gebieten (BUTLER & DAVIES 2011). Zum Einsatz kommen hier zumeist bepflanzte Strukturen wie Mulden, unterirdische Speicher, durchlässige Beläge und begrünte Dächer mit begrenzter Wasserspeicherfähigkeit. Die Kontrolle des überlaufenden Wassers, welches die Speicherkapazität dieser dezentralen Maßnahmen überschreitet, ist hier ein wichtiger Aspekt im Rahmen des Hochwassermanagements. Das Überlaufwasser kann oberflächlich abgeleitet werden über Straßen und Wege zu sog. Multifunktionalen Flächen (z.B. Parkanlagen). Durch die Hintereinanderschaltung von dezentralen Maßnahmen wird ein kaskadierendes System geschaffen, welches flexibel angepasst werden kann. In diesem Fachbeitrag wird die Entwicklung eines theoretischen Ansatzes zur Modellierung von DRWBM und dessen Implementierung in ein semi-distributives hydrologisches Modell erläutert. Das Modell wurde angewendet zur Abschätzung der Wirksamkeit von DRWBM und Multifunktionalen Flächen zur Minderung des Hochwasserrisikos im Einzugsgebiet der Wandse, einem Flusslauf in der Stadt Hamburg.

2. Theoretische Konzepte

2.1 Modellansatz zur Abbildung der DRWBM

Die räumliche Verteilung von DRWBM erfolgt in Abhängigkeit der gegebenen Stadtstrukturen. Hierbei können begrünte Dächer nur auf entsprechenden Dachkonstruktionen und Versickerungs- sowie Rückhaltemaßnahmen nur auf Freiflächen ausgewiesen werden. Diese detaillierte Zuordnung erfordert einen Modellansatz, welcher eine größere Anzahl räumlich verteilter Maßnahmen für gesamte Fluß-Einzugsgebiete abbilden kann.

Für diese Anforderungen können semi-distributive hydrologische Modelle (SDHM) eingesetzt werden. Diese Modelle basieren auf der Berechnung der Wasserbilanzen für Flächen mit gleichen hydrologischen Eigenschaften (sog. Hydrotopen). Für die räumlich kleinskalige Abbildung auf Gebäudeebene ist jedoch eine detailliertere Datengrundlage notwendig. Die Landnutzungsklassen umfassten bisher Gebäude und angrenzende Freiflächen in einer Klasse mit Angabe der anteiligen versiegelten Flächen. Für den Wirkungsnachweis von DRWBM ist jedoch eine explizite Ausweisung der Gebäude- und Freiflächen erforderlich, um die Zuordnung von z.B. begrünten Dächern und Versickerungsflächen vorzunehmen. Die vorhandene Datenbasis der Hydrotope in SDHM ist daher zu erweitern. DRWBM sind räumlich mit den Flächennutzungsdaten wie in Abb. 14 abzubilden. Die Hydrotopdatensätze werden daraufhin aktualisiert mit den Daten der DRWBM und den bestehenden Bodennutzungs-, Landnutzungs-, und Teilgebietsdatensätzen.

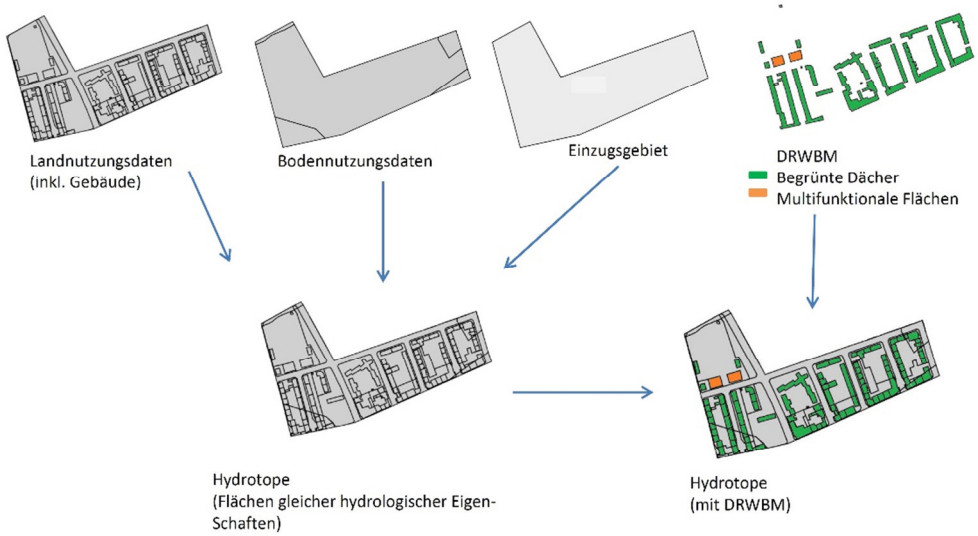


Abb. 14: Räumliche Verschneidung und Integration der Daten von DRWBM zu Flächen gleicher hydrologischer Eigenschaften (Hydrotope)

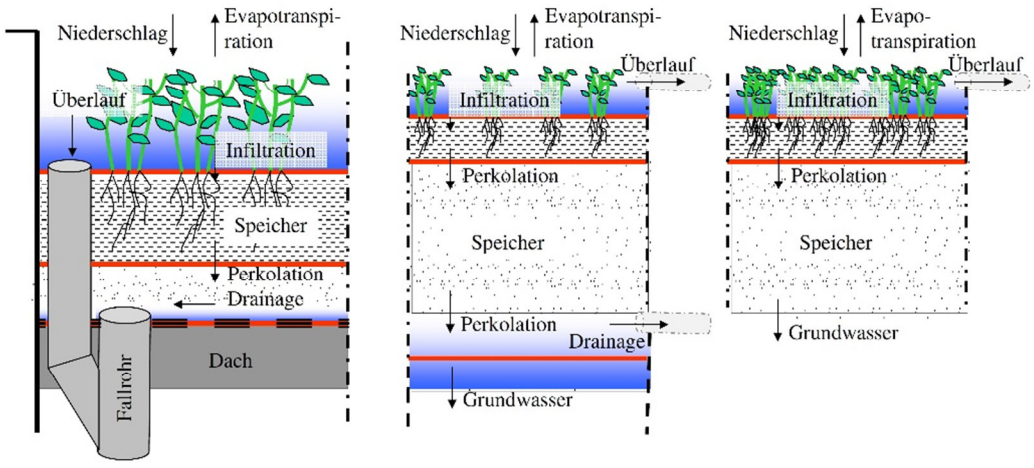


Abb. 15: Schematische Darstellung der Unterteilung von DRWBM Elementen in Schichten am Beispiel eines Gründach- (links), eines Mulden-Rigolen- (mitte) und eines Mulden-Elementes (rechts) (HELLMERS 2010)

DRWBM Elemente bestehen aus unterschiedlichen Speicher- und Materialschichten, deren Eigenschaften und Parameter differenziert abgebildet werden (siehe Abb. 15). Die Parameter der einzelnen Schichten werden den jeweiligen DRWBM (z.B. begrünte Dächer, Mulden, Mulden-Rigolen-Systeme) in den Hydrotopen über Klassifizierungen zugewiesen und in das Modell importiert. Eine Beschreibung der theoretischen Ansätze und der Parameter ist in einer früheren Publikation veröffentlicht (HELLMERS 2010).

2.2 Theoretischer Ansatz zur Bestimmung des Hochwasserrisikos

Um die Wirksamkeit von DRWBM zur Minderung des Hochwasserrisikos abzuschätzen wurde ein theoretischer Ansatz mit 5 Schritten entwickelt:

1. Abschätzung der Hochwassergefährdung durch Faktoren (z.B. Wassertiefe oder Überschwemmungsdauer).
2. Das betroffene sozioökonomische System wird analysiert und die Elemente beschrieben, die der Hochwassergefahr ausgesetzt sind.
3. Die Anfälligkeit der Elemente wird analysiert und Schadensgrade bestimmt.
4. Monetäre Werte der Widerherstellungskosten werden definiert.
5. Die Widerherstellungskosten werden kombiniert mit den Hochwasserwahrscheinlichkeiten zur Bestimmung des Hochwasserrisikos.

In Abhängigkeit zum Planungszustand, kann dieses Vorgehen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen erfolgen: Gebäude-, Stadtteil- oder auf Einzugsgebiets- bzw. Stadtgebietsebene.

3. Implementierung

3.1 Modellansatz der Overlays

KalypsoHydrology, ein SDHM zur Simulation des Niederschlags-Abflusses in urbanen und ländlichen Einzugsgebieten (PASCHE 2003), wurde erweitert mit Modulen zur Integrierung der DRWBM Parameter als Überlagerungselemente (sog. „Overlays“) für Hydrotope. Der Netzplan in dem hydrologischen Modell zur Beschreibung der Abflussprozesse vom Oberlauf zum Unterlauf eines Flußsystems umfasst Teileinzugsgebiete, Entwässerungsstränge und Entwässerungsknoten. Die Parametersätze der Overlays umfassen u.a. die max. Rückhaltekapazitäten und Parameter der Überlaufrohre, um die Überlaufmengen von einzelnen DRWBM zu bestimmen. Die entwickelte Methodik ermöglicht so die Anbindung der DRWBM zu einem kaskadierenden System, womit die Überlaufmengen nach Erreichen der maximalen Kapazitäten abgeleitet werden.

Hydrotope-Elemente mit den Eigenschaften der Overlays wurden dahingehend erweitert, dass diese Wasser auf- und abgeben können. Der Model-Netzplan wurde mit zusätzlichen Verlinkungen erweitert, um eine Neuverteilung des Wassers von Entwässerungsknoten in einzelne Flächen (z.B. DRWBM) abzubilden. Während des Simulationslaufes werden diese als zusätzliche Flächen in dem Model-Netzplan mit Entwässerungssträngen und Entwässerungsknoten integriert. Ein schematisches Beispiel wird gezeigt in Abb. 16. Wenn die maximale Kapazität eines Elementes (z.B. Gründach) durch ein Niederschlagsereignis (P) erreicht wird, erfolgt die Ableitung des Überschusswassers in größere Rückhalteflächen (z.B. Multifunktionale Flächen) oder ins Kanalnetz.

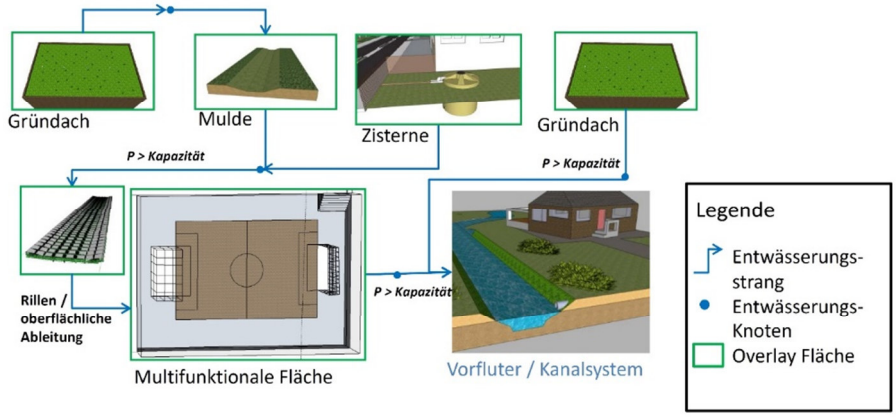


Abb. 16: Schematischer Model-Netzplan der Overlay-Flächen mit Entwässerungssträngen und Entwässerungsknoten (HELLMERS et. al. 2015)

3.2 Modellansatz zur Hochwasserrisikoabschätzung

Zur Abschätzung der Hochwassergefahren unter derzeitigen und zukünftigen Bedingungen, werden die Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien untersucht. Der Schwerpunkt dieser Studie liegt auf dem Gebäudesektor auf Stadtbezirksebene. Der Bauwerksbestand wird analysiert und Typologien entsprechend ähnlicher Eigenschaften gebildet. Tabelle 1 fasst die Parameter für die Definition der Gebäude-Typen zusammen.

Tab. 1: Parameter zur Definition der Gebäudetypen (B – „Basement“ /Untergeschoss; GF – „Ground Floor“ / Erdgeschoss)

Gebäude Parametrisierung		
Dominierende Gebäudefunktion		Wohnen, Gewerbe, Industrie, gemischt
Anzahl der Gebäude Stockwerke	B	1 oder 2 (Vom Erdgeschoss)
Konstruktionsjahr		Altbau, nach Krieg, Neubau
Haupt Konstruktions Materialien der Aussenwände und Dächer (Oberflächen, die dem Hochwasser ausgesetzt sind)	B	Ziegelstein, Holzvertäfelung, etc Beton, Beton mit Stahlbewehrung
	GF	Fertigteil Holzkonstruktion Beton mit Stahlbewehrung
Gebäudezustand und Funktion	B/GF	Hochwasser geschützt Guter Zustand Schlechter Zustand

Zur Abschätzung der Gebäudeschäden wird das Konzept der Schadensgrade eingeführt, welches die Schadenstypen und das Schadensausmaß am Gebäude kennzeichnet. Die Schadensgrade (MAIWALD & SCHWARZ 2010) wurden zusammengefasst in 5 Gebäudeschädenklassen (von 1 – Durchfeuchtung der Wände bis 5 – Totalschaden). Der Gebäudeschaden kann berechnet werden mit der Formel 1:

Formel 1: Berechnung des Schadensgrades von Gebäudestrukturen (MAIWALD & SCHWARZ 2010)

$$D_m = 2 * \tanh(A * h_{GF} + B) + 3$$

D_m= gemittelter Schadensgrad [-]
A= abgeschätzter Gebäudeparameter (Untergeschoss / Erdgeschoss) [-]
B= abgeschätzter Gebäudeparameter (Untergeschoss / Erdgeschoss) [-]
h_{GF}= Wasserstand ü.N.N. [m]

Die Parameter A und B werden hergeleitet aus einer nachträglichen Analyse der Hochwasserereignisse in Deutschland und Zentral-Europa im Jahr 2002 und hängen von dem Bauwerkstypen, den Eigenschaften der Gebäudeelemente und dem Konstruktionsjahr ab. Diese Parameter sind gegeben in MAIWALD & SCHWARZ (2010). Die berechneten Schadensgrade kennzeichnen die Schadensart am Gebäude für einen bestimmen Hochwasserparameter (z.B. Wassertiefe) und die Gebäudeeigenschaft erlaubt die Definition der relevanten Schadenskurven, welche das Schadensausmaß für ein Gebäude (in %) in Abhängigkeit der Wassertiefe h_{GF} darstellt (siehe auch MANOJLOVIC et. al. 2014, HELLMERS et. al. 2015).
Die über die Schadensgrade erhaltenen relativen potentiellen Auswirkungen werden als monetäre Werte ausgegeben und umgerechnet in die Wiederherstellungskosten einschließlich der Kosten für die Arbeitsstunden, Energie, Material und die verbundenen Kosten für das Trocknen und Reinigen. Mit diesen Werten werden die absoluten Schadenskurven für die definierten Gebäudetypen abgeleitet, welche die Beziehung zwischen den Hochwasserparameter (hier: Wassertiefe) und den Widerherstellungskosten für die Gebäudetypen definiert. Um die effektiven Kosten der angewendeten Maßnahmen zu quantifizieren, werden die jährlichen erwarteten Schäden (AED - annual expected damage) für die direkt betroffenen Schäden nach Formel 2 berechnet. Die Berechnung kombiniert die Eintrittswahrscheinlichkeit und die entsprechenden potentiellen Auswirkungen.

Formel 2: Berechnung der jährlichen erwarteten Schäden (AED)

$$\bar{S} = \sum_{i=1}^{max} \frac{S(p_{i-1}) + S(p_i)}{2} \cdot \Delta P_i$$

Mit $\bar{S}$ = Schäden eines Hochwasserereignisses mit einer bestimmten Eintrittswahrscheinlichkeit p, ΔPi = Differenz der Wahrscheinlichkeit zwischen Hochwasserereignis i-1 und i, und max = Maximale Anzahl der Hochwasserereignisse in Abhängigkeit der gewählten Bemessungsereignisse, die zur Schadensabschätzung einbezogen werden müssen (PASCHE & LIEBERMANN 2007).

3.3 Integrierung der Methoden in ein Modellsystem zur Hochwasserrisikoabschätzung

Zur Abschätzung der Wirksamkeit von kaskadierenden kleinflächigen DRWBM und größeren Rückhalteflächen zur Minderung des Hochwasserrisikos wurden die Modellansätze aus 3.1 und 3.2 in das Open-Source-Softwareprojekt Kalypso (http://kalypso.bjoernsen.de) implementiert. Diese Software integriert hydrologische, hydraulische und Risiko Modelle zur Verwendung im Hochwasserrisikomanagement. Die Datenaufbereitung und Prozesskette in der

Kalypso Modellierer Plattform wird aufgezeigt in Abbildung 17. Mögliche Auswirkungen durch den Klimawandel oder durch Stadtentwicklungen werden als Szenarienläufe im Modell untersucht. In einem weiteren Schritt werden Anpassungsstrategien mit DRWBM und multifunktionalen Rückhalteflächen in das Modell als Szenarienläufe eingebracht, um die Wirksamkeit dieser Strategien unter zukünftigen möglichen Belastungen zu quantifizieren.
Die DRWBM, welche als neue Flächen definiert sind, werden als GIS-Shape-Datei importiert. Es folgt die Bestimmung der DRWBM Parametersätze (z.B. Schichtaufbau und Überlaufrohre) und die Prüfung des Modell-Netzplans auf mögliche kaskadierende Systeme durch die Software. Flächen (Overlays), die mit der Funktionalität der Wasserauf- und Wasserabgabe (z.B. Mulden und Mulden-Rigolen-Systeme) definiert sind, werden mit Entwässerungssträngen und Entwässerungsknoten in dem Modell-Netzplan verknüpft. Klimawandelszenarien werden untersucht durch die Einbeziehung von Ergebnissen der Klimamodellsimulationen der Referenzzeiträume sowie möglicher zukünftiger Projektionen (z.B. IPCC Szenarien). Auswirkungen auf langzeitliche Wasserbilanzveränderungen sowie auf Extremereignisse können untersucht werden. In der Modellkette von Kalypso werden nichtstationäre Strömungsberechnungen mit einem 1D Wasserspiegellagenmodell (KalypsoWSPM) berechnet. Zusätzlich werden instationäre Strömungen mit einem 1D-2D Modell berechnet. In der Nachbereitung der Ergebnisse erfolgt die Berechnung der Überflutungsausbreitung und Wassertiefen auf der Basis von digitalen Geländemodelldaten mit dem Model KalypsoFlood. Mit dem Modell KalypsoRisk erfolgt die Berechnung der Risiken in den überschwemmten Flächen. Auf der Grundlage der Schadensgrade (siehe Abschnitt 3.2) werden die Schäden pro Rasterzelle mit der Formel 3 berechnet.

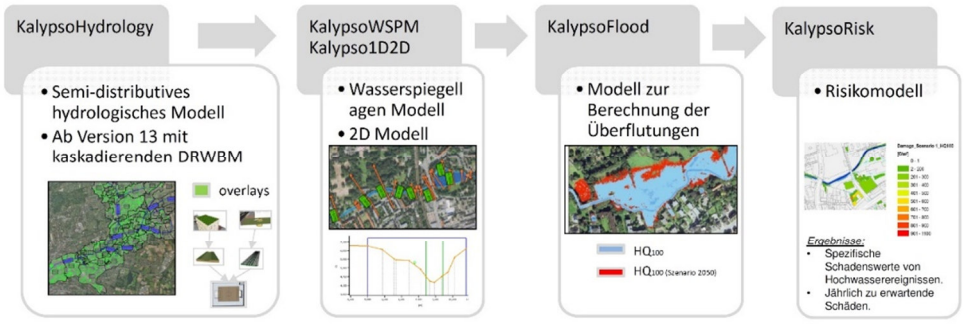


Abb. 17: Kalypso Modellkette zum Hochwasserrisikomanagement

Formel 3: Spezifischer Schaden pro Rasterzelle

$$D_{i,j}^{LU,BT} = C_{i,j}^{LU,BT} \cdot V^{LU,BT}$$

Mit $D_{i,j}$ = spezifische Schäden der Rasterzelle [i,j] in (€/m²), $C_{i,j}$ = Anteil der Schäden in Abhängigkeit der Landnutzungskategorien *Ln* oder der Gebäudetypenklasse und der Wassertiefe $h_{i,j}$ der Rasterzelle [i,j] und V^{Ln} = spezifischer Vermögenswert / Kapitalbestand für jeden Landnutzungstypen *LU* oder Gebäudetypenklasse *BT* in [€/m²].

4. Anwendungsstudie: Einzugsgebiet der Wandse

Das Modell wurde angewendet zur Quantifizierung der Auswirkungen durch Klimawandel- und Stadtentwicklungsszenarien für die Stadt Hamburg einschließlich der Entwicklung von Anpassungsstrategien mit DRWBM und der Schaffung von Regenwasserrückhalteflächen (ROTTGARDT et. al., 2014). Der Flußlauf der Wandse ist 21,5 km lang und entwässert ein Einzugsgebiet von 88 km². Die Quelle des Flusses liegt im ländlich geprägten Schleswig-Holstein und fließt im Unterlauf durch das stark urbane Gebiet Wandsbek.

4.2. Stadtentwicklungs- und Klimaszenarien

Im KLIMZUG-Nord Projekt wurden sozioökonomische Szenarien bis 2050 in einer Gruppe von unterschiedlichen Fachdisziplinen (u.a. Stadtplanern, Ökologen, Meteorologen) und in Absprache mit Behörden für Hamburg entwickelt (ROTTGARDT et. al. 2014). Im ersten Szenario (S1) wurde eine Zunahme der Bevölkerung im Umland und eine Abnahme der Bevölkerung im Kerngebiet der Innenstadtgebiet angenommen. Durch geringere finanzielle Mittel, werden Gebäude sowie Infrastruktur kaum weiterentwickelt und auch kaum Anpassungsstrategien umsetzbar sein. Im Szenario S2 wird eine Zunahme der Bevölkerung in der Innenstadt Hamburg angenommen. Gebäude und Infrastrukturen werden in diesem Szenario erweitert. Die bebauten und versiegelten Flächen in der Innenstadt werden vergrößert, wodurch der Bedarf nach alternativen Ableitungssystemen steigt. In diesem Szenario wird eine anteilige finanzielle Unterstützung und Umsetzung von DRWBM angenommen. Im Szenario 3 wurde auch eine Zunahme der Bevölkerung in der Innenstadt angenommen. Allerdings wurden hier Beschränkungen zur Bebauung von Freiflächen vorgenommen und zusätzliche Nutzflächen durch Aufstockung realisiert. Zusätzliche versiegelte Flächen sind daher gering und die finanzielle Unterstützung zur Umsetzung von Anpassungsstrategien ist höher als im Szenario S2. Die räumliche Verteilung der Anpassungsstrategien wird aufgezeigt in Abb. 18.

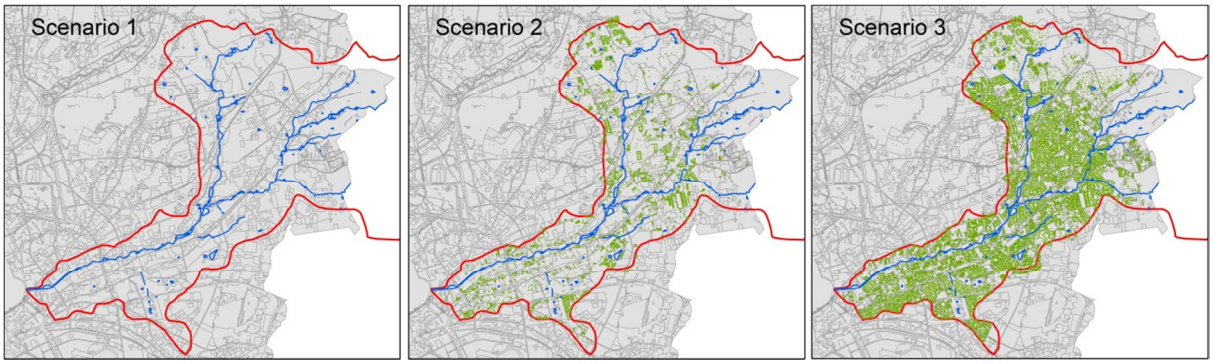


Abb. 18: Räumliche Verteilung von Anpassungsstrategien (u.a. DRWBM und Rückhaltung in der Fläche) in den unterschiedlichen Stadtentwicklungsszenarien S1, S2 und S3 für die nähere Zukunft 2050 für das Einzugsgebiet der Wandse.

Eine Untersuchung möglicher Auswirkungen durch den Klimawandel auf die Hochwasserspitzenabflüsse in dem Einzugsgebiet der Wandse wurde auf der Grundlage der Daten von zwei regionalen Klimamodellläufen von (REMO) für das IPCC-Klimaszenario A1B (JACOB et

al. 2006 und JACOB et al. 2009) durchgeführt. Es wurden Langzeitsimulationen und Hochwasserereignisse in dem Zeitraum 2036 – 2065 untersucht.
Das Vorgehen und die Ergebnisse der Untersuchungen wurden veröffentlich in HELLMERS und HÜFFMEYER (2014). Mit den Klimaszenarienläufen wurde eine Erhöhung von bis zu 20% der Abflussspitzen für ein 100jähriges Ereignis berechnet. Diese Ergebnisse dienen im Weiteren für die Untersuchung der Wirkungsanalyse von Anpassungsmaßnahmen.

4.3. Ergebnisse

Mit dem Software Modul KalypsoHydrology wurden die Auswirkungen durch den Klimawandel und die Stadtentwicklungsszenarien für die nahe Zukunft 2050 quantifiziert. Basierend auf den Ergebnissen der Hochwasserspitzenabflüsse wurde die Ausbreitung der Überflutungsflächen mit den Modellen KalypsoWSPM und KalypsoFlood berechnet (vgl. Modellansatz 3.3). Die berechneten Wassertiefen und Überflutungsflächen der Szenarien sind beispielhaft dargestellt in Abb. 19 für ein städtisch-ländliches Gebiet (HELLMERS & HÜFFMEYER 2014). Im Oberlauf des Flußgebietes bewirkt eine Erhöhung der Hochwasserabflussspitzen auch eine Erhöhung der überschwemmten Flächen. Insbesondere die nördliche Freifläche ist hiervon betroffen.
Die vorhandenen Gebäudetypen im Einzugsgebiet der Wandse wurden in 39 Klassen eingeteilt, zu denen jeweils die Schadenskurven entwickelt wurden (nähere Informationen in: MANOJLOVIC et. al. 2014). Der Schadensgrad wurde jeweils pro Gebäudetyp mit der Formel 1 berechnet. Dies führt zur Herleitung der Schadenskurven und der dazugehörigen Widerherstellungskosten nach einem Überflutungsereignis. Auf der Grundlage der Schadensfunktionen wurden die Schäden pro Rasterzelle mit der Formel 3 (vgl. 3.3) sowie den Vermögenswerten und den Widerherstellungskosten mit dem KalypsoRisk Modul berechnet. Die Ergebnisse der Schäden pro Rasterzelle sind in Abb. 19 dargestellt. Die Abbildung zeigt die räumliche Verteilung der spezifischen Schäden für ein 100jähriges Hochwasserereignis in einem der untersuchten Gebiete.
Für die Hochwasserrisikoanalyse wurden Hochwasserereignisse mit einer Wiederkehrzeit (T_i) von einmal in 100 Jahren, einmal in 30Jahren und einmal in 5Jahren herangezogen. Die jährlich zu erwartenden Schäden wurden mit Formel 2 (vgl. 3.2) berechnet.
Die Ergebnisse der Schäden für die spezifischen Hochwasserereignisse mit der Wahrscheinlichkeit p_i und der jährlichen zu erwartenden Schäden wurden zusammengefasst in Tab. 2. Für das Referenz Szenario wurden Schäden von 500.000 €/a für Hochwasserereignisse mit einer Wahrscheinlichkeit von einmal in 5 Jahren berechnet und Schäden von 1.787.700 €/a für Ereignisse mit einer Wahrscheinlichkeit von einmal in 100 Jahren. Es wurde hier für das Referenz Szenario ein jährlich zu erwartender Schaden (AED) von 172.000 €/a berechnet. Im sozioökonomischen Szenario 1 (ohne Anpassung) und der Erhöhung der Hochwasserspitzenabflüsse von 20% durch den Klimawandel wurde eine Erhöhung der jährlich zu erwartenden Schäden von über 46% auf 251.300 €/a berechnet.
Im Szenario S3 (mit Anpassung) werden die Auswirkungen durch die Stadtentwicklung und den Klimawandel reduziert. Hier wird lediglich eine Erhöhung der jährlich zu erwartenden Schäden von 6% (183.700 €/a) im Vergleich zum Referenz Szenario berechnet.

Die Implementierung der Maßnahmen im Szenario S3 zeigt eine Reduzierung der Schäden und damit eine positive Wirksamkeit im Umgang mit den Auswirkungen des Klimawandels und zukünftigen Stadtentwicklungen.

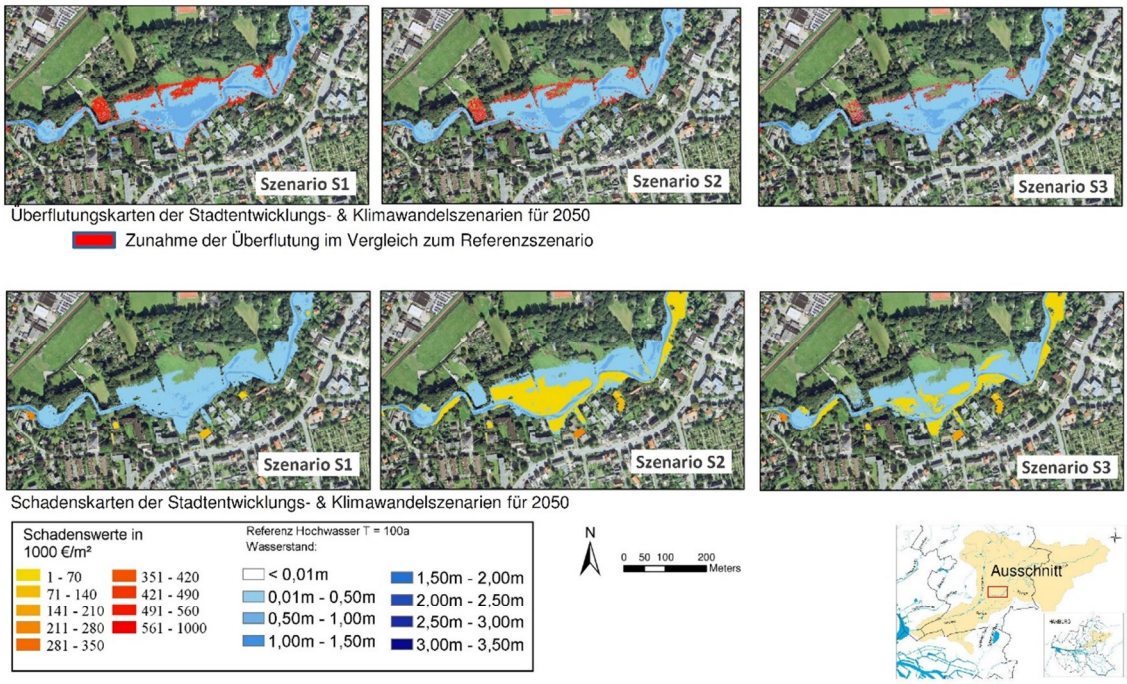


Abb. 19: Ergebnisse für 3 sozioökonomische Szenarien (S1 – keine Anpassung, S2 – geringfügige Anpassung, S3 – gute Anpassung) und einer Erhöhung des Hochwasserspitzenabflusses von 20%. *Oben*: Veränderung der Wassertiefen und Überflutungsflächen. *Unten*: Räumliche Verteilung der spezifischen Schäden (€/m²).

Tab. 2 Schäden von Hochwasserereignissen mit der Wahrscheinlichkeit p und der jährlich zu erwartenden Schäden (AED) für das Einzugsgebiet der Wandse auf der Grundlage des Referenz Szenarios (1971 – 2000) und dem soziökonomischen Szenario S1 – ohne Anpassung (2050) und Szenario S3 – mit Anpassung (2050)

		Ref. Szenario (Status Quo)	**S1 Szenario 2050 (ohne Anpassung)**	**S3 Szenario 2050 (mit Anpassung)**
Wiederkehrzeit T_i	Wahrscheinlichkeit p_i	S (Schäden der Ereignisse mit Wahrscheinlichkeit p_i)	S (Schäden der Ereignisse mit Wahrscheinlichkeit p_i)	S (Schäden der Ereignisse mit Wahrscheinlichkeit p_i)
[a]	[1/a]	[1000€/a]	[1000€/a]	[1000€/a]
5	0,20	500,5	637,2	628,1
30	0,03	1.153,6	1.740,6	1.170,6
100	0,01	1.787,7	2.813,5	1.730,8
Jährlich zu erwartender Schaden: AED [1000€/a]		172,2	251,3	183,7

5. Zusammenfassung

Der entwickelte Modellansatz ermöglicht die detaillierte Abbildung einer großen Anzahl von räumlich verteilten DRWBM in städtischen Einzugsgebieten und die Umleitung des Überschusswassers zu größeren Wasserrückhalteflächen. Das verbesserte Modellsystem ist Teil der Software Plattform Kalypso. Es wurde gezeigt, dass die Umsetzung der Anpassungsmaßnahmen wie z.B. DRWBM die jährlich zu erwartenden Schäden reduzieren kann, wobei die Minderung insbesondere für seltenere Ereignisse mit einer Widerkehrzeit von z.B. einmal in 100 Jahren zutrifft. Die ersten Ergebnisse dieser Studie für die Fallstudie in Hamburg zeigen das Potential zur Minderung der Auswirkungen von Hochwasser in städtischen Einzugsgebieten durch dezentrale Maßnahmen auf. Allerdings müssen Unsicherheiten in den Klimawandelprojektionen, den sozioökonomischen Stadtentwicklungsszenarien und den Impaktmodellen weiter untersucht werden, um Entscheidungen im Rahmen des zukünftigen Hochwasserrisikomanagements in städtischen Einzugsgebieten zu unterstützen.

6. Danksagung

Die Arbeit in diesem Fachbeitrag wurde ermöglicht durch die finanzielle Unterstützung im Rahmen des BMBF-Projektes KLIMZUG-Nord und im Rahmen des EU-Projektes: “Collaborative research on flood resilience in urban areas“ (CORFU); EU-Framework Programm 7. Die Autoren danken für diese Unterstützung.

Literatur:

BUTLER, D. & J. DAVIES (2011): Urban Drainage. 3rd Edition. Spon Press, New York, NY, USA.

HELLMERS, S. (2010): Hydrological Impacts of Climate Change on Flood Probability in Small Urban Catchments and Possibilities of Flood Risk Mitigation. Hamburger Wasserbau-Schriften 13, Institut für Wasserbau, Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg.

HELLMERS, S. und HÜFFMEYER, N. (2014) Folgen für Kanalnetz und Gewässer. In: KRUSE, E., ZIMMERMANN, T., KITTEL, A., DICKHAUT, W., KNIELING, J. & C. SÖRENSEN (2014): Stadtentwicklung und Klimaanpassung beispielhaft dargestellt am Einzugsgebiet der Wandse, TuTech Verlag, Hamburg.

HELLMERS, S., MANOJLOVIC N., PALMARICCIOTTI G., KURZBACH S. & P. FRÖHLE (2015 in press): Multiple linked sustainable drainage systems in hydrological modelling for urban drainage and flood risk management, Journal of Flood Risk Management, Vol: Special Issue CORFU, in press, 2015.

IPCC (2012): Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II Cambridge University Press, Cam, UK, and NY, USA.

JACOB, D. & P. MAHRENHOLZ (2006): REMO A1B scenario run. REMO climate of the 20th century run. UBA project, World Data Centre for Climate. CERA-DB: http://cera-www.dkrz.de/(abgerufen Mai 2011)

JACOB, D., NILSON, E., TOMASSINI, L. & K. BÜLOW (2009): REMO A1B scenario run. REMO climate of the 20th century run. BFG project. World Data Center for Climate (CERA-DB). http://cera-www.dkrz.de (abgerufen Mai 2011)

MAIWALD, H. & J. SCHWARZ (2010): Ermittlung von Hochwasserschäden unter Berücksichtigung der Bauwerksverletzbarkeit EDAC-Hochwasserschadensmodell, Verlag der Bauhaus-Universität Weimar, Deutschland.

MANOJLOVIC, N., FRIESE, D. & S. HELLMERS (2014): Flood Impact Assessment in the Hamburg Case Study, Project Report CORFU. In: DJORDJEVIC S., CHEN A., HAMMOND, Report 3.8 Flood Damage Model Case Study Results.

PASCHE, E. (2003): Wasserbau – fünf Jahre: Alles fließt (River and Coastal Engineering – five years: everything flows); Department of River and Coastal Engineering, Technical University Hamburg Harburg; Schüthedruck GmbH, Hamburg, Deutschland.

PASCHE, E. & N.V. LIEBERMAN (2007): Flood Risk Modelling in Urban Watercourses – Results of the European FLOWS Project. In: Ashley, R., Garvin, S., Pasche, E., Vassilopoulos, Zevenbergen, C. (2007). Advances in Urban Flood Management, Taylor & Francis The Netherlands, Balkema.

ROTTGARDT, E., SCHOETTER, R., KRUSE, E., KUNERT, L., SCHMIDT, K., STOCKINGER, J. & E. VERJANS (2014): Entwicklungsszenarien, Strategien und Anpassungsmaßnahmen. In: Kruse E., Zimmermann T., Kittel A., Dickhaut W. Knieling J., Sörensen C. Stadtentwicklung und Klimaanpassung-beispielhaft dargestellt am Einzugsgebiet der Wandse, Hamburg, TuTech Verlag, Hamburg, Deutschland.

UN (2011): United Nations Department of Economic and Social Affairs. World Urbanization Prospects, the 2011 Revision. http://esa.un.org/unup/Documentation/Definition-Problems_1.htm (abgerufen 25 April 2013)

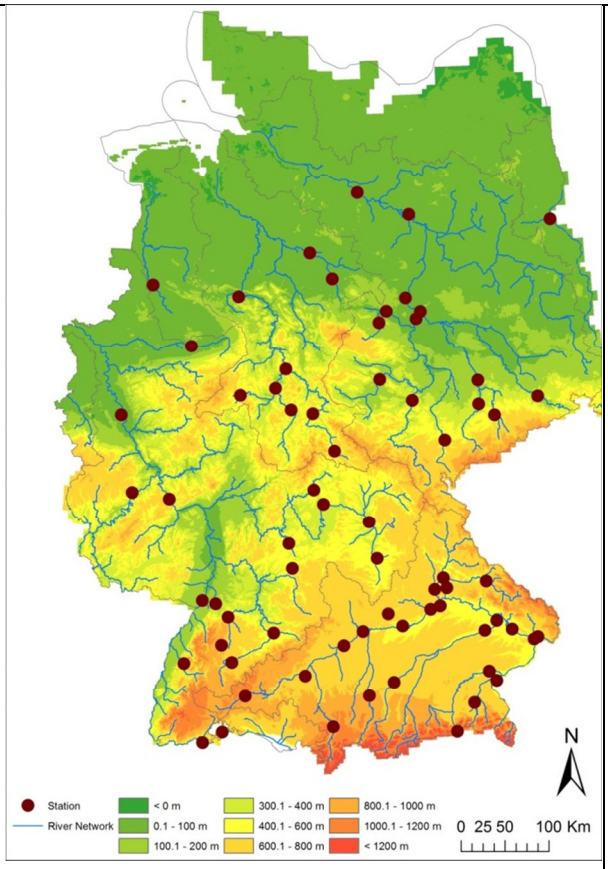
WONG, T.H.F., ALLEN, R., BROWN, R.R., DELETIĆ, A., GANGADHARAN, L., GERNJAK, W., JAKOB, C., JOHNSTONE, P., REEDERM., TAPPER, N., VIETZ, G. & C. J. WALSH (2013): blueprint2013 - Stormwater Management in a Water Sensitive City, Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities, Australia. Journal of Hydrology 409: 637-649.

Raum-zeitliche Variabilität von Hochwasser in Deutschland: Graduelle Trends, sprunghafte Veränderungen und Fluktuationen

Bruno Merz, Sergiy Vorogushyn, Viet Dung Nguyen, Kai Schröter

Erweiterte Zusammenfassung

Die Frage nach den zeitlichen Veränderungen der Hochwasseraktivität in Deutschland ist insbesondere vor dem Hintergrund des aus hydrologischer Sicht außergewöhnlichen Hochwassers im Juni 2013 hochaktuell. In diesem Beitrag wird die raum-zeitliche Variabilität von Hochwassermagnitude und -häufigkeit in Deutschland analysiert und interpretiert. Die Analysen basieren auf Abflusszeitreihen von ca. 70 Pegeln für einen gemeinsamen Zeitraum von ca. 7 Dekaden. Die Pegel sind über ganz Deutschland verteilt (Abb. 1).



- 67 Pegel verteilt über Deutschland mit verschiedenen Hochwasserregimen
- Meso- und groß-skalige Einzugsgebiete (135 – 144.232 km^2)
- Tägliche mittlere Abflüsse für die hydrologischen Jahre 1934-2005
- Nicht homogenisiert, d.h. inklusive Effekte von Flussbau, Landnutzungswandel, Reservoire etc.
- Ableitung von Hochwasserzeitreihen: AMS (Annual Maximum Series) und POT (Peak Over Threshold) mit verschiedenen Schwellenwert
- Ableitung von standardisierten AMS-Zeitreihen:

$$AMS_S = \frac{AMS - \mu_{AMS}}{\sigma_{AMS}}$$

Abb. 1: Lokationen der Pegel, für die Hochwasserzeitreihen abgeleitet und analysiert werden (links). Charakterisierung des Datenmaterials (rechts).

Die Hochwasserzeitreihen werden mittels verschiedener statistischer Analysen auf graduelle Trends, sprunghafte Veränderungen und interannuelle und dekadische Fluktuationen untersucht, wobei Veränderungen im mittleren Verhalten und in der Streuung berücksichtigt werden. Bei der Ermittlung der Signifikanz von Veränderungen werden jeweils die Effekte von räumlichen und zeitlichen Korrelationen berücksichtigt.

Ein besonderes Augenmerk liegt auf der räumlichen Stabilität von Veränderungen, d.h. auf der Frage, inwieweit Veränderungen kohärent über Deutschland sind. Ein Beispiel hierzu zeigt Abbildung 2. Hier sind die AMS-Zeitreihen aller 67 Pegel standardisiert, so dass jede Zeitreihe den Mittelwert 0 und die Standardabweichung 1 besitzt, und die Zeitreihen vergleichbar sind. Interessant ist die große Kohärenz über alle 67 Pegelzeitreihen. Beispielsweise zeigen 94% aller Pegel im Jahr 1970 einen AMS-Wert größer als das mittlere Hochwasser, während im Jahr 1972 alle Pegel einen AMS-Wert kleiner als das mittlere Hochwassers aufweisen.

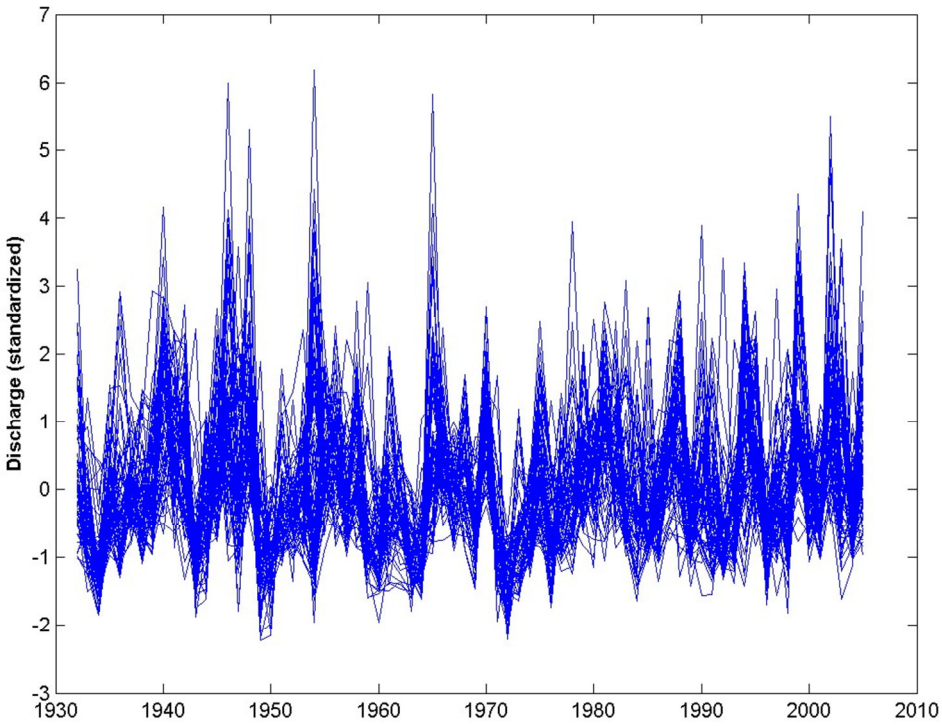


Abb. 2: Vergleich der standardisierten AMS-Hochwasserzeitreihen aller 67 Pegel.

Diese große Kohärenz impliziert eine deutliche Korrelation von Hochwasserzeitreihen über Deutschland. Ein Teil dieser Kohärenz ist dadurch zu erklären, dass genestete Pegel, d.h. Pegel entlang eines Flusses, im Datensatz vorhanden sind. Ein weiterer Teil wird durch sehr großräumige Niederschlagsereignisse verursacht, wobei an vielen Pegeln der AMS-Wert durch dasselbe Niederschlagsereignis (wie z.B. im Jahr 1988) hervorgerufen wird. Eine dritte Ursache ist, dass „trockene“ bzw. „feuchte“ Jahre auftreten, so dass innerhalb eines Jahres eine gewisse Wahrscheinlichkeit besteht, dass Hochwasserereignisse schwächer bzw. stärker ausfallen, auch wenn die Hochwässer zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahr auftreten. Dies kann zu einer Clusterung von Hochwasserereignissen innerhalb eines Jahres in Deutschland führen. Analysen mit POT-Hochwasserzeitreihen mit verschiedenen Schwellenwerten zeigen, dass interannuelle und dekadische Clustereffekte sich mit den Schwellenwerten verändern.

Hydraulische Interaktionen im Flusssystem: Einfluss auf Hochwassertrends, Gefährdung und Risiko

Sergiy Vorogushyn, Daniela Falter, Viet Dung Nguyen, Kai Schröter, Heidi Kreibich, Heiko Apel, Bruno Merz

Zusammenfassung

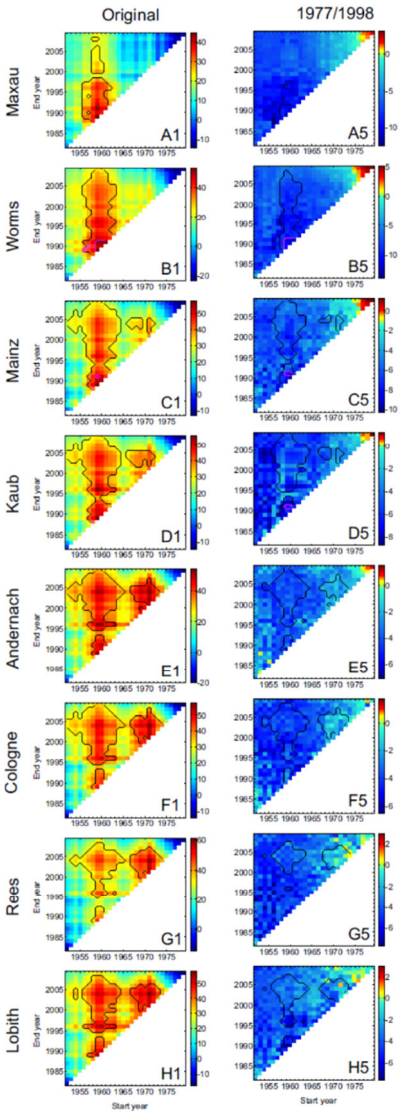
Hydraulische Interaktionen in einem komplexen Flusssystem umfassen die Überlagerung von Hochwasserwellen, die Retention von Flutwasser in natürlichen und gesteuerten Überflutungsflächen sowie Deichbrüche. Der Einfluss dieser Prozesse auf Abflussverhalten und beobachtete Trends in der Ausprägung und Häufung von Hochwassern, Gefährdung und Hochwasserrisiko geschieht oft auf der lokalen Skala in unmittelbarer räumlicher Nähe der genannten Phänomene. Die Auswirkungen können sich jedoch im Flusssystem fortpflanzen und auch an anderer Stelle je nach Situation die Gefährdung und das Risiko positiv oder negativ beeinflussen. Um diese Zusammenhänge zu erfassen ist ein neuer, ganzheitlicher Ansatz für die Gefährdungs- und Risikobetrachtung vor allem in großen Einzugsgebieten erforderlich. Anhand von einigen Studien werden die Auswirkungen von hydraulischen Interaktionen verdeutlicht und ein neuer Ansatz für die großräumige Hochwasserrisikoanalyse – Regional Flood Model for Germany – basierend auf einer kontinuierlichen, räumlich-kohärenten Langzeitsimulation der gesamten Risikokette vom Niederschlag bis hin zum Schaden, präsentiert.

1. Einführung

Die Rolle der hydraulischen Interaktionen auf das Hochwassergeschehen, Gefährdung und Risiko wurde bisher oft auf der lokalen Skala betrachtet, in dem man den Einfluss eines Retentionsbeckens oder eines potentiellen Deichbruches auf die Wasserspiegellagen mittels hydraulischer Modellierung untersucht hat (z.B. FÖRSTER et al. 2008). Mit Entwicklung vereinfachter hydraulischer Modellierungsansätze und Kopplungsansätze für Fluss-Vorland-Interaktionen wurden gekoppelte hydro-dynamische Simulationen und Unsicherheitsanalysen entlang längerer Flussabschnitte möglich (APEL et al. 2004, VOROGUSHYN et al. 2010, BACHMANN 2012, DE BRUIJN et al. 2014). Diese Simulationen sind in der Lage die Umverteilung der hydraulischen Last entlang der Fließstrecke aufgrund von Speicher-Effekten in den Überflutungsflächen zu berücksichtigen, aber auch die Erhöhung von Hochwasserständen durch Überlagerung von Hochwasserwellen im Hauptstrom und dem Vorland. In diesem Beitrag werden einige Beispiele von Modellierung hydraulischer Interaktionen diskutiert und ein neuer ganzheitlicher Ansatz für Modellierung des Hochwasserrisikos in großen Einzugsgebieten präsentiert.

2. Auswirkung von hydraulischen Interaktionen auf Hochwassergeschehen

Die Fertigstellung der Rheinkaskade am oberen Rhein in den 70-er Jahren hat zur Erhöhung einzelner Hochwasserabflüsse am Rhein geführt (LAMMERSEN et al. 2002). Eine darauffolgende Erweiterung der Retentionsflächen entlang des mittleren Rheins hat zu einer Entspannung der Hochwassersituation beigetragen. Jedoch blieb die Frage nach dem Einfluss dieser Wasserbaumaßnahmen auf Hochwassertrends an verschiedenen Pegeln entlang des Hauptstroms offen. Auch der genaue Mechanismus der zur Erhöhung von Hochwasserabflüssen führt, wurde bisher nicht hinreichend untersucht.



Basierend auf den Rekonstruktionen der Hochwasserscheitel mit gekoppelten hydrologisch-hydraulischen Simulationsmethoden (BFG 1999) konnten die Regressionsbeziehungen zwischen den tatsächlich gemessenen Abflusswerten und Abflüssen, die es gäbe, falls es keine Baumaßnahmen implementiert worden wären, hergestellt werden (VOROGUSHYN & MERZ 2013). Basierend darauf konnten die Änderungen in Hochwassertrends entlang des Rheins vom Pegel Maxau bis Lobith berechnet werden (Abb. 1). Dabei wurde der Ausbauzustand von der Rheinkaskade von 1977 und Retentionsflächen von 1998 zugrunde gelegt. Die Trends wurden als mittlere Änderungen in dem entsprechenden Zeitraum mit Sen's Neigung berechnet und die Signifikanz durch Mann-Kendall Test mit 5% Signifikanzniveau geprüft. Dabei stellte man fest, dass die Trends im Endeffekt bis zu 15 Prozentpunkten durch Wasserbaumaßnahmen an einzelnen Pegeln verstärk wurden. Es wurde nachgewiesen, dass die hydraulische Interaktion in Form von Überlagerung von Hochwasserwellen des Rheins und Neckars einen wesentlichen Teil dazu beigetragen haben.
In einem anderen Beispiel an der mittleren Elbe wurde mit Hilfe eines dynamischen probabilistisch-deterministischen Modells gezeigt, wie die Einrichtung eines Hochwasserpolders auf die Änderung der Hochwassergefährdung und Risikos im Unterlauf auswirkt (Abb. 2).

Abb. 1: Multiple Trendanalysen (A1-H1) in den gemessenen maximalen Jahresabflüssen an Rhein Pegel sowie Änderungen in Hochwassertrends (A5-H5). Die Änderungen in Trends sind in Prozentpunkten angegeben. Signifikante Trends sind mit schwarzen Konturlinien gekennzeichnet.

Die Modellergebnisse zeigen, wie die Hochwassergefährdung im Unterlauf eines Polders verringert werden kann. Jedoch könnte es aufgrund von Scheitelkappung und Verminderung der Deichbrüche unmittelbar im Unterlauf des Polders zu einer Erhöhung der hydraulischen Last im weiteren Unterlauf kommen, was sich in höherer Wahrscheinlichkeit von Deichbrüchen durch hydraulischen Grundbruch auszeichnet (VOROGUSHYN et al. 2012). Diese Beispiele zeigen eindrucksvoll, wie bedeutend die hydraulischen Interaktionen in komplexen Flusssystemen sein können. Diese können das räumliche Bild des Hochwasserrisikos entscheidend beeinflussen. Das wiederum erfordert einen neuen ganzheitlichen Ansatz für die Ermittlung des Hochwasserrisikos unter Berücksichtigung hydraulischer Interaktionen in Gewässernetzen und Überflutungsflächen auf großen räumlichen Skalen.

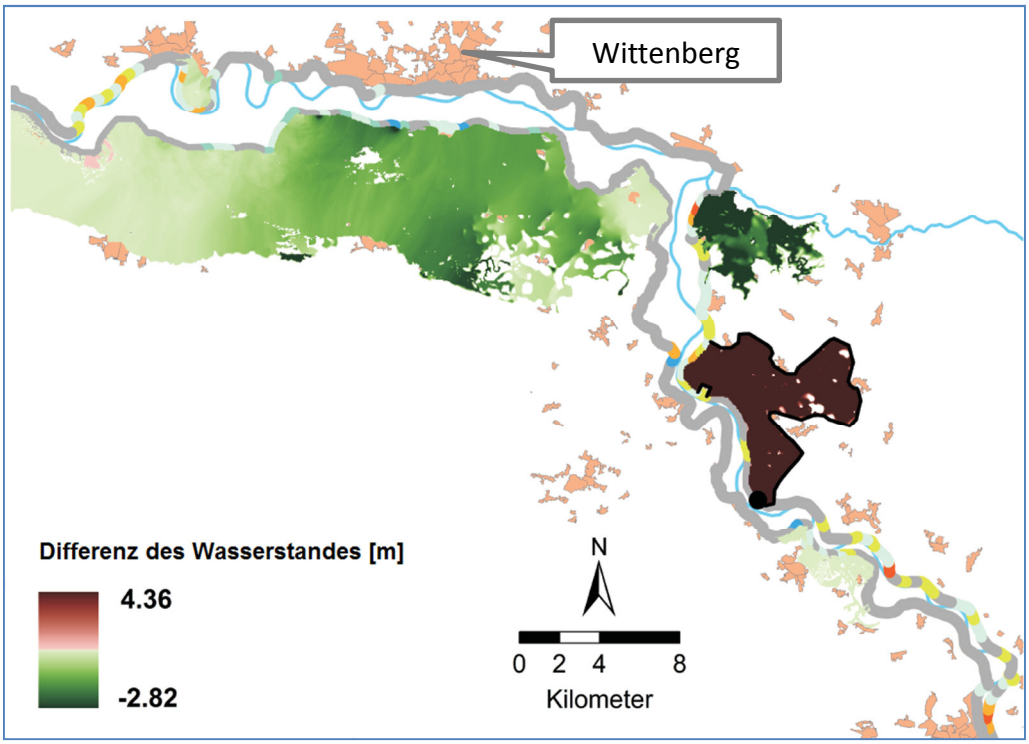


Abb. 2: Differenz des Wasserstandes bei einem Hochwasserszenario mit HQ 500 am Pegel Torgau mit und ohne Hochwasserpolders entlang der mittleren Elbe in der Nähe der Stadt Wittenberg.

3. Großskaliges Hochwassermodell Deutschlands

Für Bestimmung des Hochwasserrisikos in großen Einzugsgebieten ist es unzureichend, die Annahmen einer homogenen Wiederkehrperiode entlang eines langen und komplexen Gewässernetzes zu treffen. Die dabei resultierende räumliche Risikoverteilung ist inkonsistent und kann deutlich überschätzt werden (THIEKEN et al., im Druck), denn das Auftreten eines 100-jährigen Hochwassers gleichzeitig an allen Pegeln im Einzugsgebiet ist sehr unwahrscheinlich. Hier wird eine gekoppelte Modellkette (Abb. 3) präsentiert, bestehend aus einem multivariaten Wettergenerator, einem hydrologischen Einzugsgebietsmodell, einem gekoppelten 1D-2D hydraulischen Modell für Flussschlauch und Vorland und einem multi-parametrischen Schadensmodell für private Wohngebäude (FALTER et al., im Druck, FALTER et al., akzeptiert). Eine beispielhafte Anwendung der Modellkette im Mulde Einzugsgebiet zeigt, wie heterogen die Verteilung der Risikowerte (Schadenserwartungswertes) in verschiedenen Teileinzugsgebieten ist (FALTER et al., akzeptiert). Zum Teil ist dies auf die heterogene räumliche Verteilung von Exposition und Gebäudewerte zurückzuführen, aber auch die konsistenten räumlichen Niederschlagsmuster, der Einfluss des initialen Gebietszustands und nicht zuletzt die Interaktionen im Flusssystem spielen dabei eine wichtige Rolle. Die Anwendung zeigt, dass eine ganzheitliche und räumlich konsistente Risikoabschätzung unter Berücksichtigung u.a. von hydraulischen Interaktionen trotz eines großen Rechenaufwands für große Gebiete realistisch erscheint.

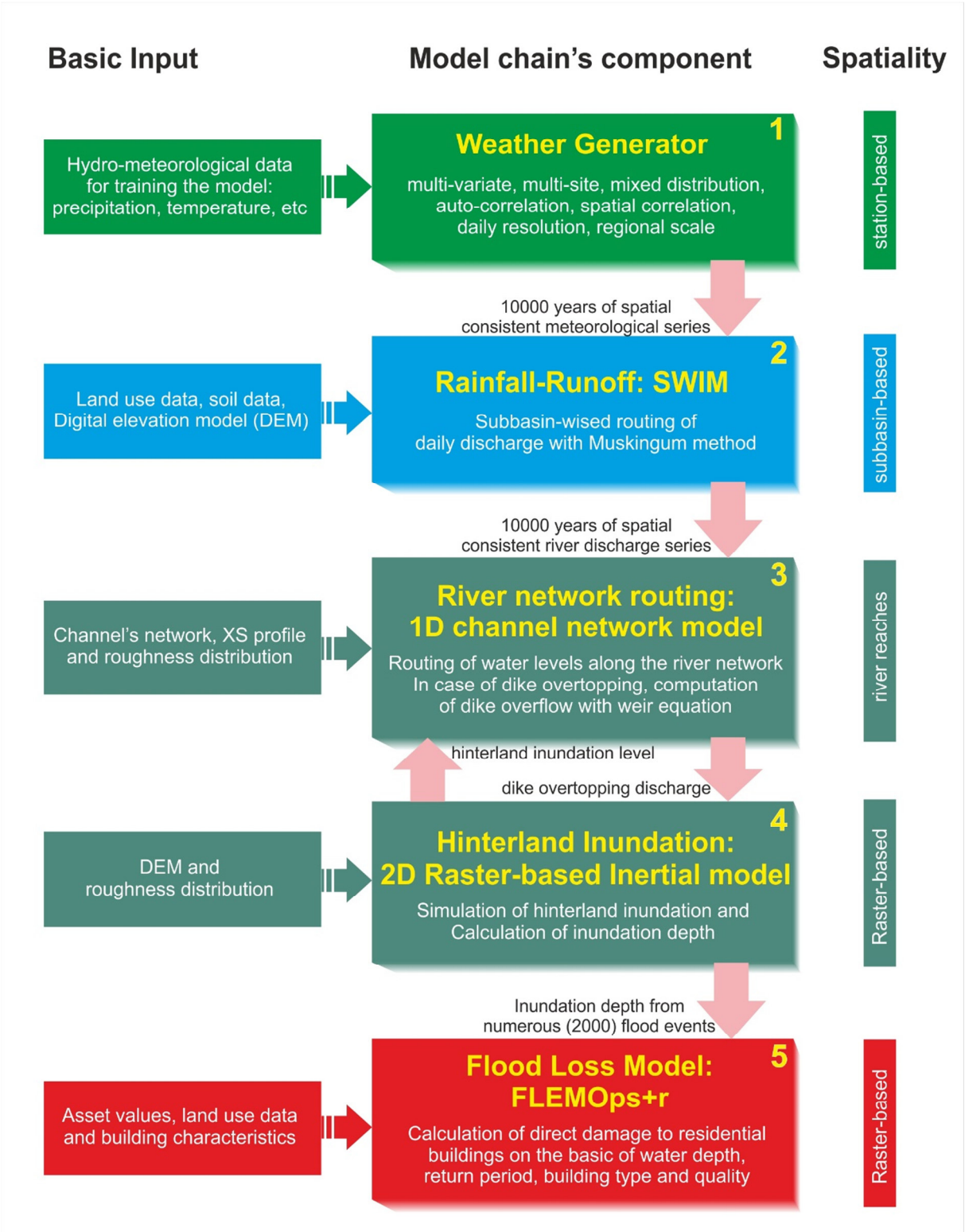


Abb. 3: Schematische Darstellung einer gekoppelten Modellkette zur Simulation des Hochwasserrisikos.

Literatur

APEL, H., THIEKEN, A. H., MERZ, B. & G. BLÖSCHL (2004): Flood risk assessment and associated uncertainty. Natural Hazards and Earth System Sciences, 4, 2, p. 295-308.

BACHMANN, D. (2012): Beitrag zur Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems zur Bewertung und Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Dissertationsschrift, RWTH Aachen, 512 S.

BfG (1999): Einfluss der geplanten Retentionsmaßnahmen an Ober- und Niederrhein auf extreme Abflüsse am Niederrhein, Abschlussbericht BfG-1221, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

DE BRUIJN, K. M., DIERMANSE, F. L. M. & J. V. L. BECKERS (2014): An advanced method for flood risk analysis in river deltas, applied to societal flood fatality risk in the Netherlands, Natural Hazards and Earth System Sciences, 14, 2767-2781.

FALTER, D., NGUYEN, D., VOROGUSHYN, S., SCHRÖTER, K., HUNDECHA, Y., KREIBICH, H., APEL, H., THEISSELMANN, F. & B. MERZ (im Druck): Continuous, large-scale simulation model for flood risk assessments: proof-of-concept. Journal of Flood Risk Management.

FALTER, D., SCHRÖTER, K., NGUYEN, D., VOROGUSHYN, S., HUNDECHA, Y., KREIBICH, H., APEL, H. & B. MERZ (akzeptiert): Spatially coherent flood risk assessment based on long-term continuous simulation with a coupled model chain. Journal of Hydrology.

FÖRSTER, S., CHATERJEE, C. & A. BROSTERT (2008): Hydrodynamic Simulation of the Operational Management of a Proposed Flood Emergency Storage Area at the Middle Elbe River. - River Research and Applications, 24, 7, p. 900-913.

LAMMERSEN, R., ENGEL, H., VAN DE LANGEMHEEN, W. & H. BUITEVELD (2002): Impact of river training and retention measures in flood peaks along the Rhine, Journal of Hydrology, 267, 115–124, 2002.

THIEKEN, A. H., APEL, H. & B. MERZ (in Druck): Assessing the probability of large-scale flood loss events - a case study for the river Rhine, Germany. Journal of Flood Risk Management.

VOROGUSHYN, S., LINDENSCHMIDT, K.-E., KREIBICH, H., APEL, H. & B. MERZ (2012): Analysis of a detention basin impact on dike failure probabilities and flood risk for a channel-dike-floodplain system along the river Elbe, Germany. - Journal of Hydrology, 436-437, p. 120-131.

VOROGUSHYN, S. & B. MERZ (2013): Flood trends along the Rhine: the role of river training, Hydrology and Earth System Sciences, 17, 3871-3884.

VOROGUSHYN, S., MERZ, B., LINDENSCHMIDT, K.-E. & H. APEL (2010): A new methodology for flood hazard assessment considering dike breaches. - Water Resources Research, 46, W08541.

Ein hydrometeorologisches Verfahren zur Unterscheidung der langjährigen Auswirkungen von Landnutzung und Klima auf den Wasserhaushalt

Maik Renner, Matthias Forkel, Kristina Brust, Kai Schwärzel, Martin Volk, Christian Bernhofer

Zusammenfassung

Wir stellen einen einfachen Ansatz auf der Basis der Massen- und Energieerhaltung vor, der es erlaubt, die Einflüsse von Klima- und Landoberflächenveränderungen (LOV) auf den Wasserhaushalt voneinander zu unterscheiden und zu quantifizieren.
Die Anwendung auf hydro-meteorologische Messreihen von 68 Einzugsgebieten in Sachsen seit 1950 zeigt, dass LOV in den höheren Flussgebieten des Erzgebirges dominiert und die klimatischen Auswirkungen um ein vielfaches übersteigt. Anhand von Forst-, Landnutzungs- und Vegetationsdaten lassen sich die starken Einflüsse von Landoberflächenveränderungen auf das großräumige Absterben der Wälder in den Kammlagen der sächsischen Mittelgebirge in den 1960-90er Jahren zurückführen.

1. Einleitung

Der regionale Wasserhaushalt wird durch die Variabilität des Klimas und die jeweiligen Standortbedingungen geprägt. Von zunehmender Bedeutung sind anthropogene Faktoren, die sowohl das Klima als auch die Landoberfläche direkt und indirekt ändern. Beide Treiber des Wasserhaushalts traten in der Vergangenheit gemeinsam auf und erlauben somit keine eindeutige Zuordnung dieser Einflüsse, was erhebliche Unsicherheiten bei der Planung bspw. von Klimaanpassungsmaßnahmen in der Wasserwirtschaft zur Folge hat (ARNELL 2002, JONES 2011). Einen Zugang bietet die Betrachtung der langjährigen mittleren Gebietsverdunstung, welche Wasser- und Energiebilanz verknüpft. Die klimatischen Größen Niederschlag und der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre, der durch die eingehende Solarstrahlung geprägt wird, stellen dabei die Eingangsgrößen und die Grenzen der physikalisch möglichen Verdunstung dar. Somit sind die Auswirkungen einer Klimaänderung durch die starke Kopplung von Wasser- und Energiebilanz eingegrenzt. Landoberflächenveränderungen (LOV) hingegen beeinflussen direkt die Aufteilung der Wasserflüsse in Verdunstung und Abfluss als auch der Energieflüsse in latente und sensible Wärme. Dieser grundlegende Unterschied lässt sich in einer abgewandelten Form des Budyko Diagrams darstellen und auch quantifizieren (RENNER et al. 2014). Wir benutzen diesen Ansatz, um die Wasserhaushaltänderungen der letzten 60 Jahre (1950-2009) in Sachsen zu analysieren. Dieser Zeitraum ist insbesondere von dem gleichzeitigen Auftreten von Klimaänderungen und LOV geprägt. Zum einen lässt sich eine Erwärmung der Lufttemperatur aber auch ein Rückgang seit 1960 und eine Zunahme seit 1990 der Sonnenscheindauer feststellen (BERNHOFER et al. 2008). Zum anderen führten industrielle Emissionen bis zum Ende der 1980er Jahre zu Schädigungen und zum Absterben der Wälder in den Kammlagen der sächsischen Mittelgebirge. Mit dem Rückgang der schädlichen Emissionen und durch Wiederaufforstungsprogramme haben sich die Wälder in den letzten 20 Jahren wieder erholt.
Im Folgenden wird die Methodik im Detail vorgestellt, die Ergebnisse erläutert und schließlich diskutiert, welchen Anteil die jeweiligen Auswirkungen von Klima- und LOV haben. Zudem werden Fernerkundungsdaten zur Charakterisierung der Landoberfläche verwendet, um zu prüfen, ob die detektierten LOV mit diesen Daten übereinstimmen. Die dargestellte Methodik und die Analysen basieren auf der Studie von RENNER et al. (2014).

2. Methoden

Der Fokus wird hier auf die Betrachtung der Gebietsverdunstung gelegt, welche zentraler Bestandteil der Energie- und der Wasserbilanz ist und durch Niederschlag P und potentielle Verdunstung E_0 begrenzt wird. Zur Diagnose von langjährigen mittleren Wasserhaushaltsänderungen werden zwei Maße genutzt: die relative Aufteilung der Wasserbilanz E_T/P und die der Energiebilanz E_T/E_0. Beide Maße sind in Abb. 1 gegeneinander aufgetragen, was einer alternativen Darstellungsweise des Budyko Diagramms entspricht (RENNER et al. 2012). Wird der Wasserhaushalt durch Änderungen der Landoberfläche verändert (roter Pfeil), dann verschieben sich beide Verhältnisse in eine Richtung und zwar auf einer Achse, die durch den Trockenheitsindex E_0/P gegeben ist (schwarze, dünne Linie). Ändert sich dagegen der Trockenheitsindex $E_{0,0}/P_0 \rightarrow E_{0,1}/P_1$ dann müssen sich die relativen Aufteilungen in entgegengesetzter Richtung verschieben (blauer Pfeil). Zudem lässt sich der jeweilige Effekt in Abhängigkeit zum Trockenheitsindex des vorherrschenden Klimas quantifizieren. Nimmt man an, dass Klima- und Landoberflächenveränderungen zueinander orthogonal wirken, kann man die Verdunstung $E_{T,b}$ am Punkt (q_b, f_b) ermitteln (RENNER et al. 2014):

$$E_{T,b} = E_{T,1} \frac{P_0^2 P_1 E_{0,0} + E_{0,0}^2 P_0 E_{0,1}}{P_0^2 P_1 E_{0,1} + E_{0,0}^2 P_1 E_{o,1}} \qquad \text{Gleichung (1)}$$

Die Differenz von $E_{T,b}$ - $E_{T,0}$ ergibt den Effekt durch die Landoberflächenänderung und die Differenz $E_{T,1}$ - $E_{T,b}$ den Klimaeffekt auf die Verdunstung.

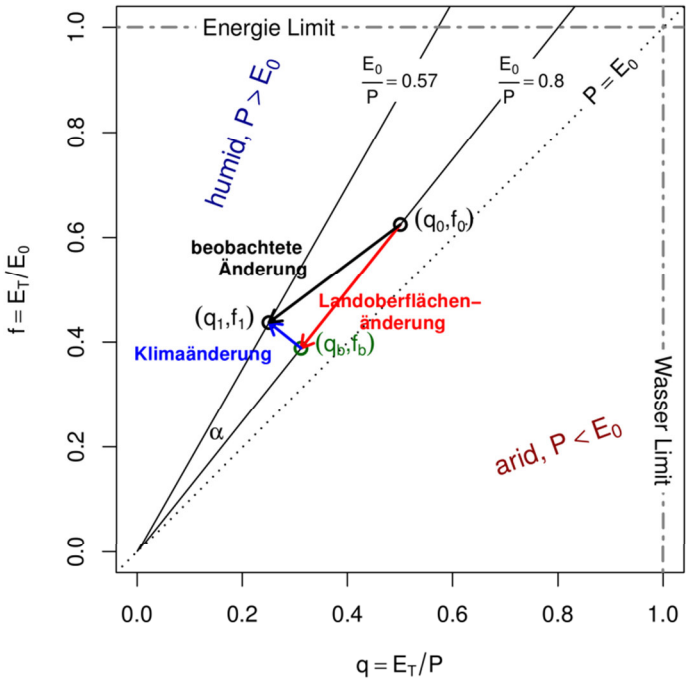


Abb. 1: Diagram der relativen Aufteilung der Verdunstung E_T in die Wasserbilanz und die Energiebilanz. Der Trockenheitsindex E_0/P ist durch eine Gerade durch den Ursprung gekennzeichnet. Oberhalb der Diagonalen finden wir humide Bedingungen unterhalb aride. Dargestellt ist ein Beispiel zur Diagnose der Auswirkungen von Klima- bzw. Landoberflächenveränderungen. Dabei betrachten wir den Ausgangszustand gekennzeichnet durch (P_0,

$E_{0,0}$,$E_{T,0}$) und den Zustand nach Veränderung P_1, $E_{0,1}$,$E_{T,1}$. Auswirkungen von Klimaänderungen sind als Änderungen im Trockenheitsindex definiert. Veränderungen bei gleichem Trockenheitsindex werden LOV zugeschrieben. Im Punkt (q_b,f_b) sind die Auswirkungen von Klima- und LOV zueinander orthogonal.

Dieser Ansatz zur Trennung der Effekte von Klima- und Landoberflächenänderungen wurde für 68 Flusseinzugsgebiete in Sachsen über einen Zeitraum von 60 Jahren (1950-2009) angewendet. Analysiert wurden Gebiete mit langen Messreihen und geringem wasserwirtschaftlichen Einfluss wie Talsperren oder Grundwasserabsenkungen. Die klimatischen und hydrologischen Bedingungen sind typisch für Mitteleuropa. Allerdings waren einzelne Regionen von erheblichen anthropogenen Veränderungen in der Landnutzung betroffen. Für die Analyse wurden Daten aus dem dichten hydro-meteorologischen Messnetz von Sachsen, benachbarten Bundesländern sowie Tschechien auf Einzugsgebietsebene zusammengestellt und mit dem oben beschriebenen Trennungsansatz ausgewertet. Die Landnutzungs- und Bedeckungsdaten der Forstbehörde Sachsenforst, der europäischen Umweltagentur (CORINE-Daten) und der reflektiven Eigenschaften der Vegetation (NDVI-Datensatz GIMMS3g; ZHU et al. 2013) erlauben zudem eine unabhängige Referenz für das Ausmaß potenziell relevanter Landoberflächenveränderungen. Der GIMMS3g Datensatz ist das einzige lang-fristige (seit 1981) harmonisierte Satellitenprodukt, dass eine überregionale bis globale Quantifizierung der Vegetationsentwicklung erlaubt, allerdings mit einer groben räumlichen Auflösung von 8 * 8 km.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Analyse für Sachsen

Niederschlag und potentielle Verdunstung (Penman-Referenzverdunstung nach FAO) sind stark durch den topographischen Gradienten vom Erzgebirge im Süden zum Tiefland im Norden geprägt. Zudem nimmt nach Osten hin der kontinentale Einfluss zu. Trotzdem ist die Variabilität der Jahreswerte für P und E_0 zwischen den untersuchten Gebieten sehr ähnlich. Der Niederschlag zeigt zwar dekadische Schwankungen auf, diese sind aufgrund der großen Variabilität aber nicht signifikant. Im Gegensatz dazu finden wir in den 1960er Jahren einen Rückgang der Sonneneinstrahlung und damit in E_0,seit 1990 ist allerdings wieder ein starker, statistisch signifikanter Anstieg zu beobachten.
Die aktuelle Verdunstung wird durch die Schließung der Wasserbilanz (P – Q) anhand der Einzugsgebiete ermittelt. Das Restglied zeigt eine uneinheitliche zeitliche Dynamik, wobei besonders die Gebiete in den oberen Lagen der Mittelgebirge starke Abnahmen verzeichnen. Diese Dynamik wird nun gesondert auf der zeitlichen Skala von Dekaden betrachtet. Die Mittelung soll dabei den Jahresspeicherüberschuss eliminieren.

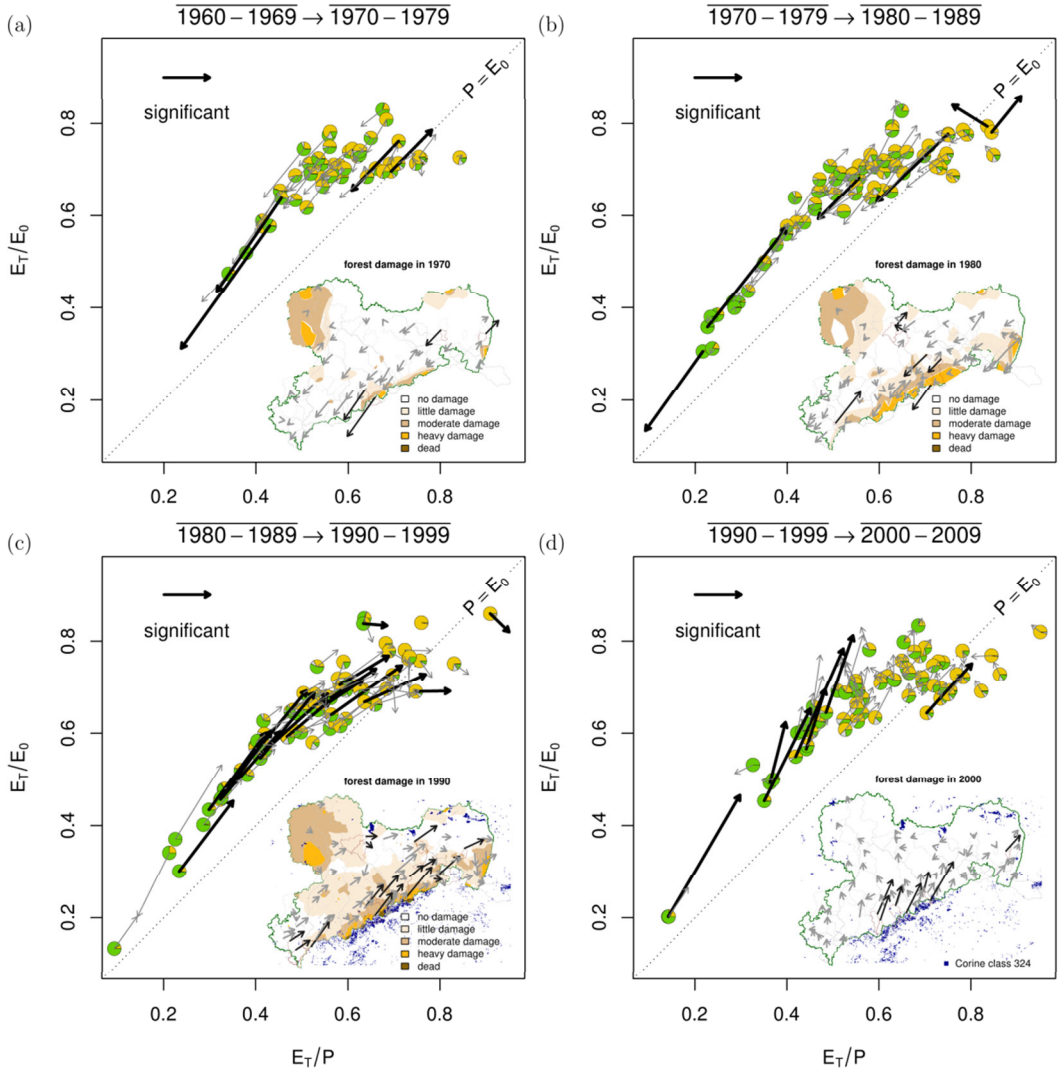


Abb. 2: Simultane Veränderungen der Energie- und Wasserbilanz für Flusseinzugsgebiete in Sachsen. Dargestellt sind jeweils der mittlere Zustand einer Dekade (Punkte) und deren Änderung zur nächsten Dekade (Pfeil). Schwarze Pfeile zeigen signifikante Änderungen. Die eingefügten Karten zeigen die jeweiligen Einzugsgebiete und die Pfeile zeigen die Änderung zur nächsten Dekade an. Veränderungen entlang der Diagonalen sind auf Landoberflächenveränderungen zurückzuführen. Klimatische Änderungen verhalten sich dazu orthogonal. Viele Gebiete in den letzten beiden Dekaden zeigen gemeinsames Auftreten von klimatischen und Landoberflächenveränderungen.

In Abbildung 2 sind die dekadischen Mittelwerte für jedes Einzugsgebiet als Punkt eingetragen. Der Pfeil zeigt die Änderung von einer Dekade zur nächsten an. Die Karte zeigt dabei die Lage der Einzugsgebiete und deren Änderungsrichtung. Die Farben der Karte entsprechen einer Waldschadenskartierung bzw. der CORINE-Klasse für „Wald-Strauch-Übergangsstadien“ (Abbildung 2c-d).
Die Analyse der Daten vor 1960 zeigt geringe Änderungen. Seit 1960 allerdings (siehe Abbildung 2a), kann man in der Mehrzahl der Gebiete einen Rückgang von E_T/P als auch E_T/E_0 feststellen. Das bedeutet einen Rückgang der aktuellen Verdunstung durch Landoberflächenveränderungen. Diese Entwicklung hält noch bis in die 1980er Jahre an (Abbildung 2b),

wobei gleichzeitig die dokumentierten Waldschäden zugenommen haben. Betrachtet man die Veränderung von den 1980er in die 90er Jahre, zeigt sich eine drastische Trendumkehr mit zahlreichen signifikanten Zunahmen der Verdunstung. Auch in diesem Fall wird der Landoberflächeneffekt deutlich. Zudem ist vor allem in den niedrigeren Gebieten der Trend zu trockenen Bedingungen durch die Zunahme der potentiellen Verdunstung sichtbar. Von den 1990er in die 2000er Jahre zeigten vor allem die Kammlagen durch eine Zunahme des mittleren Jahresniederschlags größere Verdunstungszunahmen und einen leichten Trend hin zu mehr humiden Bedingungen.

Die räumlich detaillierten Satellitendaten erlauben eine Validierung des beschriebenen Ansatzes zur Trennung von Klima- und Landoberflächenveränderungen. Die Einzugsgebiete wurden dazu in vier Gruppen unterteilt, die den relativen Anteil der geschädigten Waldflächen beschreibt. Dazu wurde die Klasse „Wald-Strauch-Übergangsstadien“ des CORINE Datensatzes von 1990 benutzt. Die Waldschadensflächen zeigen 1990 ihr größtes Ausmaß. Das Ergebnis der Validierung ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Es zeigt sich, dass die größten Veränderungen der Gebietsverdunstung in Gebieten mit einem größeren Anteil an Waldschäden zu verzeichnen sind. In diesen Gebieten überwiegt auch der geschätzte LOV-Einfluss auf die Verdunstung. Schon ab einer Schadenfläche von mehr als 2% sind deutliche Effekte zu erkennen. Stark geschädigte Gebiete (>20%) weisen einen geschätzten Rückgang der Verdunstung von ca. 200 mm/a im Vergleich zur Referenzperiode auf. Der klimatische Anteil der Änderung ist in allen Gebieten ähnlich groß bei ca. -30 mm/a.

Diese Ergebnisse bestätigen den vorgestellten Ansatz zur Trennung von Landoberflächeneinflüssen und Klimaeinflüssen auf die Verdunstung. Sie zeigen zudem, dass der Effekt von Waldschäden die Wasserbilanz um ein vielfaches stärker beeinflusst hat, als die klimatischen Änderungen im gleichen Zeitraum.

Tab. 1: Zusammenhang der relativen Waldschadensfläche (CORINE 1990) und der maximalen dekadischen Veränderung der Gebietsverdunstung ΔE_T im Bezug zum Zeitraum 2000-09. Der Wert von ΔE_T entspricht dem Median der Gruppe. Die Klimatischen- und Landoberflächen Anteile der Verdunstungsänderung wurden anhand von Gleichung (1) berechnet.

Wald-schadensfläche	[%]	[0,0.01]	(0.01,2]	(2,20]	(20,80]
Anzahl Gebiete		26	14	21	7
$\Delta \mathrm{E_T}$ Beobachtet	[mm/a]	-70	-74	-99	-208
ΔE_T Klima	[mm/a]	-31	-30	-25	-17
ΔE_T LOV	[mm/a]	-43	-47	-79	-192

3.2 Ergrünen der Kammlagen in Mitteleuropa

Ein interessanter Aspekt der in Tabelle 1 dargestellten Zusammenhänge ist, dass auch die Gebiete die keine oder sehr geringe Waldschäden aufweisen einen geschätzten LOV-Einfluss von ca. 50 mm/a aufweisen. Dies scheint auf den ersten Blick auf Unsicherheiten in der Methodik zu verweisen. Allerdings deutet die Tatsache, dass dieser Effekt in allen untersuchten Gebieten zu finden ist, auf einen weiteren Effekt der Verdunstung hin, der nicht

durch die Variabilität von Niederschlag und potenzieller Verdunstung zu erklären ist. Mögliche Erklärung sind die verbesserten Wachstumsbedingungen der Vegetation durch die Temperaturerhöhung sowie die längere Wachstumsperiode (PRETSCH et al. 2014).
Kontinuierliche Satellitenbeobachtungen der reflektiven Eigenschaften der Vegetation (NDVI) zeigen innerhalb der letzten drei Dekaden tatsächlich ein Ergrünen in weiten Teilen der Erde (z.B. MYENI et al. 1997). Die Zunahme im NDVI legt einen Biomassezuwachs und verbesserte Wachstumsbedingungen nahe. In temperierten und borealen Regionen können Anstiege des NDVI in der Regel auf die höhereren Frühjahrs- und Sommertemperaturen und damit auf die Verlängerung der Wachstumsperiode und den Anstieg der Sommerproduktivität zurückgeführt werden (LUCHT et al. 2002). Anhand dieser Studien würde man diese Wachstumsraten mit dem Klimawandel erklären. Die Grundlage der Studien sind dabei gekoppelte Klima - Vegetationsmodelle oder relativ gering beeinflusste Forststandorte in den Tieflagen (PRETSCH 2014).

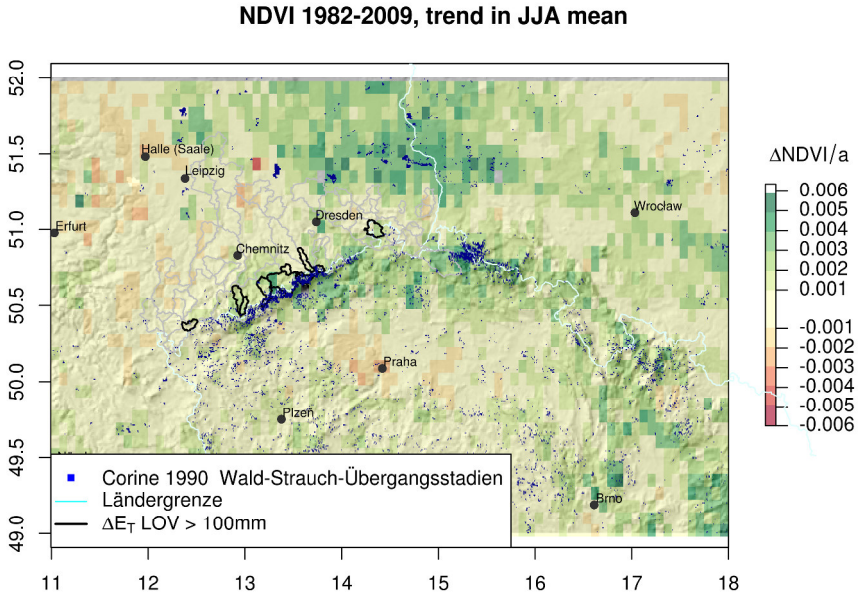


Abb. 3: Karte des Trends im NDVI aus den GIMMS3g Datensatz. Der Trend wurde aus den Sommermittelwerten von 1982 -2009 des NDVI je Pixel durch lineare Regression berechnet. Zur Veranschaulichung der Gebirgszüge wurde eine Schummerung unterlegt. Die Einzugsgebiete, die eine Abnahme der Verdunstung durch LOV von mehr als 100 mm/a zeigen, sind schwarz umrandet dargestellt. Blaue Pixel basieren auf der Klassifikation von Wald-Strauch Übergangsfläche nach CORINE 1990, welche auf eine Degradierung von Waldbeständen hinweist. Die besonders großen Zunahmen im NDVI sind daher auch auf die Waldschäden und den erfolgreichen Wiederaufwuchs der Wälder in diesen Regionen zurückzuführen. Die Karte macht aber auch das Ausmaß der Waldschäden in den Kammlagen der Sudeten deutlich. Insbesondere das Isergebirge zeigt große Aufwuchsflächen und Zunahmen im NDVI. Auswirkungen auf den Wasserhalt dieser Gebiete sind daher wahrscheinlich ebenso stark wie in den besonders betroffenen Gebieten der Pockau oder im Oberlauf der wilden Weißeritz im sächsischen Teil des Erzgebirges.

Eine weitere Erklärung für die Zunahmen des NDVI seit Beginn der satellitengestützten Beobachtungen im Jahr 1982 könnten auch Landoberflächenveränderungen wie zum Beispiel die Waldschäden sein. Dazu haben wir anhand des GIMMS3g-Datensatzes den Trend der NDVI-Daten für die Sommermonate in Mitteleuropa untersucht (Abbildung 3). Ein positiver Trend von bis zu 0.006 / a für die Ergrünung ist vor allem in der Lausitz und in den Kammlagen der Mittelgebirge zu sehen. Die Lausitz ist durch den Braunkohletagebau beeinflusst. Die Mehrzahl der Minen wurde nach der Deutschen Einheit geschlossen und umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen wurden seitdem umgesetzt (TISCHEW 2013). Die Kammlagen der Mittelgebirge sind durch die Emissionsbedingten Waldschäden und den Wiederaufwuchs gekennzeichnet. In beiden Gebieten sind viele Flächen als Waldübergangsflächen in den CORINE-Daten (1990) klassifiziert worden.
Abbildung 3 zeigt zudem die Einzugsgebiete, die eine Abnahme der Verdunstung durch LOV von mehr als 100 mm im Vergleich zur letzten Dekade verzeichnen.
Die Mehrzahl dieser Einzugsgebiete liegt in den Kammlagen und weist nach den CORINE-Daten größere Waldschadens/aufwuchsflächen auf und zeigt außerdem positive NDVI Trends.

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen für den Zeitraum zwischen 1960 und 1990 einen drastischen Rückgang der Verdunstung für die oberen Lagen des Erzgebirges, Teile des Elbsandsteingebirges und das Lausitzer Bergland . Dieser Rückgang stimmt erstaunlich gut mit den Ergebnissen aus der Analyse der Fernerkundungsdaten und den Waldschadenskartierungen der Forstprojektierung der damaligen DDR überein. Gemäß der Gebietswasserbilanz setzte die Abnahme der Gebietsverdunstung in den 60er Jahren ein und führte in stark betroffenen Gebieten zu einem Rückgang um bis zu 38 Prozent, was zu einem Anstieg der Abflusssummen führte. Hierbei waren besonders die regenreichen Kammlagen betroffen. Mit dem Fall der Mauer und der einhergehenden Reduktion der Schadstoffemissionen hat sich dieser Trend seit 1990 umgekehrt: Nahezu alle untersuchten Pegel zeigen geringere Wasserstände und damit signifikante Zunahmen der mittleren dekadischen Jahresverdunstung. Zugleich werden die Haupttreiber der früheren Änderungen offensichtlich: Luftschadstoffe, saurer Regen und Nebeleintrag führten zur Bodenversauerung und zum Absterben großer Waldflächen. Zudem trübten die Emissionen aus der ungefilterten Verbrennung von Kohle die Atmosphäre und reduzierten so lokal die Sonneneinstrahlung. Beide Faktoren verringerten die Verdunstung und steigerten damit den Abfluss. Die seit den 1990er Jahren nachgewachsenen Bäume in den Kammlagen der sächsischen Mittelgebirge haben dann relativ schnell die hydrologischen Funktionen des Waldes wiederhergestellt. Da die Flüsse aus den Kammlagen die Talsperren der Region füllen, ist es besonders wichtig den Effekt der Waldschäden und der Regeneration in die Diagnose und letztlich auch Prognosen des zukünftigen Wasserdargebots mit einzuschließen.

Literatur

ARNELL, N. (2002): Hydrology and Global Environmental Change. Harlow: Pearson Education.

BERNHOFER, C., GOLDBERG, V., FRANKE, J., HÄNTZSCHEL, J., HARMANSA, S., PLUNTKE, T., GEIDEL, K., SURKE, M., PRASSE, H., FREYDANK, E., HÄNSEL, S., MELLENTIN, U. & W. KÜCHLER (2008): Klimamonographie für Sachsen (KLIMOSA) – Untersuchung und Visualisierung der Raum- und Zeitstruktur diagnostischer Zeitreihen der Klimaelemente unter besonderer Berücksichtigung der Witterungsextreme und der Wetterlagen. Sächsisches Staats-Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.) Sachsen im Klimawandel, Eine Analyse, 211.

JONES, J.A. (2011): Hydrologic responses to climate change: considering geographic context and alternative hypotheses. Hydrological Processes 25, 1996–2000.

LUCHT, W., PRENTICE, I.C., MYNENI, R.B., SITCH, S., FRIEDLINGSTEIN, P., CRAMER, W., BOUSQUET, P., BUERMANN, W. & B. SMITH (2002): Climatic Control of the High-Latitude Vegetation Greening Trend and Pinatubo Effect. Science 296, 1687–1689. doi:10.1126/science.1071828

MYNENI, R.B., KEELING, C.D., TUCKER, C.J., ASRAR, G. & R. R. NEMANI (1997): Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. Nature 386, 698–702. doi:10.1038/386698a0

PRETZSCH, H., BIBER, P., SCHÜTZE, G., UHL, E. & T. RÖTZER (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nat Commun 5. doi:10.1038/ncomms5967

RENNER, M., SEPPELT, R. & C. BERNHOFER (2012): Evaluation of water-energy balance frameworks to predict the sensitivity of streamflow to climate change. Hydrology and Earth System Sciences 16, 1419–1433. doi:10.5194/hess-16-1419-2012

RENNER, M., BRUST, K., SCHWÄRZEL, K., VOLK, M. & C. BERNHOFER (o.J.): Separating the effects of changes in land cover and climate: a hydro-meteorological analysis of the past 60 yr in Saxony, Germany, Hydrol. Earth Syst. Sci., 18, 389-405, DOI:10.5194/hess-18-389-2014, 2014.

TISCHEW, S. (Hg.). Renaturierung nach dem Braunkohleabbau. Springer-Verlag, 2013

ZHU, Z., BI, J., PAN, Y., GANGULY, S., ANAV, A., XU, L., SAMANTA, A., PIAO, S., NEMANI, R.R. & R. B. MYNENI (2013): Global Data Sets of Vegetation Leaf Area Index (LAI)3g and Fraction of Photosynthetically Active Radiation (FPAR)3g Derived from Global Inventory Modeling and Mapping Studies (GIMMS) Normalized Difference Vegetation Index (NDVI3g) for the Period 1981 to 2011. Remote Sensing 5, 927–948. doi:10.3390/rs5020927

Praktische Erfahrungen mit internationalen Hochwasserprognosemodellen in der Steiermark

Robert Schatzl, Christophe Ruch

Zusammenfassung

Der hydrographische Dienst Steiermark betreibt seit 2005 ein internationales Hochwasserprognosemodell für die Mur gemeinsam mit Slowenien und Ungarn sowie seit 2012 für die Raab gemeinsam mit Burgenland und Ungarn, wobei beide Systeme im Rahmen von EU - kofinanzierten Programmen (Mur: Flussraumagenda Alpenraum; Raab: ETZ Österreich – Ungarn) entwickelt wurden. Besondere Herausforderungen im operationellen Modellbetrieb stellt einerseits ein komplexes Datenmanagementsystem dar, um den zum Modellbetrieb notwendigen Datenfluss zu gewährleisten, andererseits werden sämtliche beobachtete Hochwasserereignisse dazu genutzt, ständig Anpassungen an den Systemen durchzuführen, die aufgrund des Systemaufbaus eine abgestimmte und länderübergreifende Abwicklung erfordern. Die praktischen Erfahrungen im internationalen Betrieb der Prognosemodelle sowie daraus resultierende Empfehlungen sollen im Fachbeitrag dargestellt werden. Darüber hinaus werden auch die Vor- und Nachteile der gewählten Systemkonfiguration vor allem in Hinblick auf die dazu notwendige ständige abgestimmte Kooperation zwischen den einzelnen Partner beleuchtet.

1. Geschichte der Hochwasserprognose in der Steiermark

Aufgrund der zahlreichen Hochwasserereignisse in den 90iger Jahren im Einzugsgebiet der Raab wurden im Jahr 2000 erste Besprechungen zwischen österreichischen und ungarischen Experten im Rahmen der österreichisch-ungarischen Gewässerkommission für die Planung eines gemeinsamen Hochwasserprognosemodells für das gesamte Einzugsgebiet der Raab durchgeführt. Dabei wurde von beiden Seiten das Interesse bekundet, das Modell LISFLOOD (DE ROO et al. 2000), das auch für den Aufbau des europäischen Hochwasservorhersagesystem EFAS (BUREK et al. 2011) beim Joint Research Center (JRC) der Europäischen Kommission in Ispra verwendet wurde.

Im Laufe der Abstimmungen mit dem JRC zeigte sich jedoch, dass das Modell LISFLOOD nicht für die Anforderungen im Raabeinzugsgebiet geeignet ist, da es für großskalige Einzugsgebiete entwickelt wurde und daher die vielfach kleinräumigen Hochwasserereignisse im österreichischen Teil des Einzugsgebiets nicht abgebildet werden können.

Im Jahr 2004 ergab sich die Möglichkeit, die Entwicklung eines Hochwasserprognosemodell für das Einzugsgebiet der Mur in Österreich und Slowenien mit Unterstützung von EU-Fördergeldern (75% Förderung) im Rahmen des Projektes „Flussraumagende Alpenraum“ (Interreg III b Alpenraumprogramm) durchzuführen. Die gemeinsamen Arbeiten mit Slowenien wurden im Jahr 2005 abgeschlossen, seitdem läuft das Hochwasserprognosemodell im operationellen Betrieb.

Im Jahr 2006 wurde in einem internen Projekt, dass über Sondermittel, die aufgrund der Hochwasserereignisse 2005 in der Steiermark zur Verfügung gestellt wurden, finanziert wurde, ein Hochwasserprognosemodell für die Enns für das steirische Einzugsgebiet entwickelt, seit 2007 läuft dieses Modell im operationellen Betrieb.

Schlussendlich wurde im Jahr 2007 im Rahmen der österreichisch-ungarischen Gewässerkommission beschlossen, nunmehr ein Hochwasserprognosemodell für das gesamte Einzugsgebiet der Raab auf Basis des Systems, das für die Mur Anwendung findet, aufzubauen.

Die Entwicklung des Hochwasserprognosemodells Raab wurde im Projekt ProRaab(a) im Rahmen des Programms Ziel 3 - ETZ Österreich-Ungarn (Europäische Territoriale Zusammenarbeit 2007 – 2013) von 2008 bis 2011 durchgeführt und wurde zu 85% aus EU-Mitteln gefördert. Seit Anfang 2012 läuft das Hochwasserprognosemodell Raab ebenfalls im operationellen Betrieb.
Schließlich wurde ebenfalls im Jahr 2012 das Prognosemodell Mur auf Ungarn ausgeweitet, eine Einbindung des noch fehlenden kroatischen Teils des Einzugsgebietes ist für die nahe Zukunft geplant.Sämtliche in der Steiermark im operationellen Betrieb laufenden Hochwasserprognosemodelle wurden von Joanneum Research Forschungsgesellschaft (Graz, Steiermark) und dem Danish Hydrological Institute (DHI) (Kopenhagen, Dänemark) entwickelt.
Eine Übersichtskarte mit allen jenen Gewässern in der Steiermark, wo Prognosen berechnet werden, ist in Abbildung 1 zu erkennen.

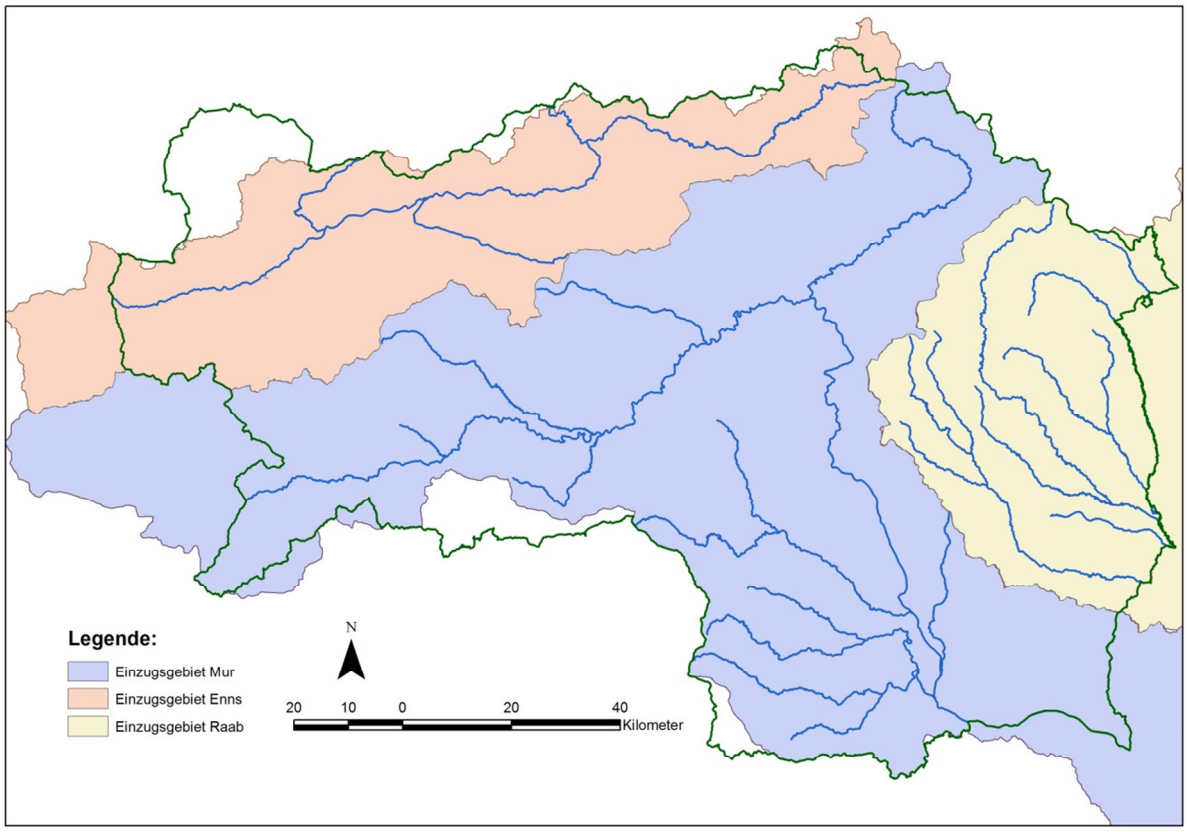


Abb. 1: Karte der Gewässer in der Steiermark, für die Prognosen berechnet werden: braun: Ennsmodell; blau: Murmodell; gelb: Raabmodell

2. Systemaufbau der internationalen Hochwasserprognosemodelle

Vor Vergabe der Entwicklung des Hochwasserprognosemodells an der Mur musste eine Entscheidung über den zu wählenden Systemaufbau getroffen werden. Dabei standen grundsätzlich zwei Varianten zur Diskussion.
Als Variante 1 stellte sich dabei ein System mit zwei getrennten Prognosemodellen mit einer definierten Übergabestelle an der Grenze von der Steiermark zu Slowenien dar, in Variante 2, die schlussendlich auch gewählt wurde, werden Prognosen für das gesamte Einzugsgebiet durch einen zentralen Server berechnet, wobei jedem Land zusätzlich ein lokaler Server

zur Berechnung von eigenen Szenarien zur Verfügung steht. Abbildung 2 zeigt einen Überblick über die gewählte Systemkonfiguration, die sowohl beim Mur- als auch beim Raabmodell verwendet wird.

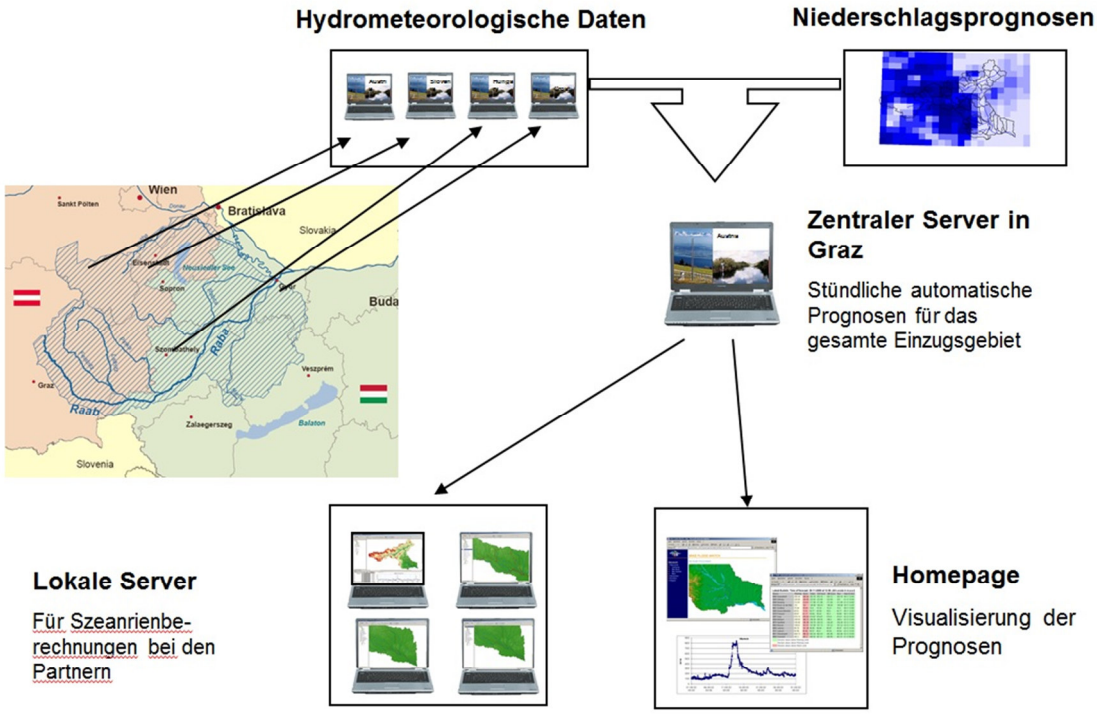


Abb. 2: Systemaufbau der Hochwasserprognosemodelle Mur und Raab

Wie bereits erwähnt, ist das Kernstück der Hochwasserprognosemodelle Mur bzw. Raab ein zentraler Server, der beim hydrographischen Dienst Steiermark in Graz situiert ist. Am Server werden automatisch stündlich Prognosen für Wasserstand und Durchfluss für definierte Vorhersagepegel an den Hauptgewässern bzw. an ausgewählten Zubringern für die nächsten 6 Tage im Voraus berechnet. Zur Durchführung der Prognoseberechnungen werden folgende Daten per ftp von den einzelnen Ländern an den zentralen Rechner übermittelt:

- Hydrometeorologische Onlinedaten (Wasserstand, Durchfluss, Niederschlag, Lufttemperatur) aus dem gesamten Einzugsgebiet.
- Niederschlags- und Lufttemperaturprognosen der jeweiligen meteorologischen Dienste (für das Raabmodell werden sowohl deterministische Prognosen als auch 51 Ensembleprognosen verwendet.

Die auf Basis dieser Daten am zentralen Server berechneten Prognosen werden einerseits auf einer Homepage dargestellt, wobei in der Steiermark zur Zeit nur die Prognosen von ausgewählten Pegeln des Raabmodells für die Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden, die Ergebnisse der übrigen Modelle sind nur intern (inkl. Katastrophenschutzinstitutionen) verfügbar (Beispiel Raab siehe Abb. 3). Andererseits werden die Prognosen des zentralen Servers per ftp an die einzelnen Länder übermittelt, die wiederum mit den lokalen Servern, die analog zum zentralen Server aufgebaut sind, im Bedarfsfall eigenen Szenarien für das gesamte Einzugsgebiet berechnen können.

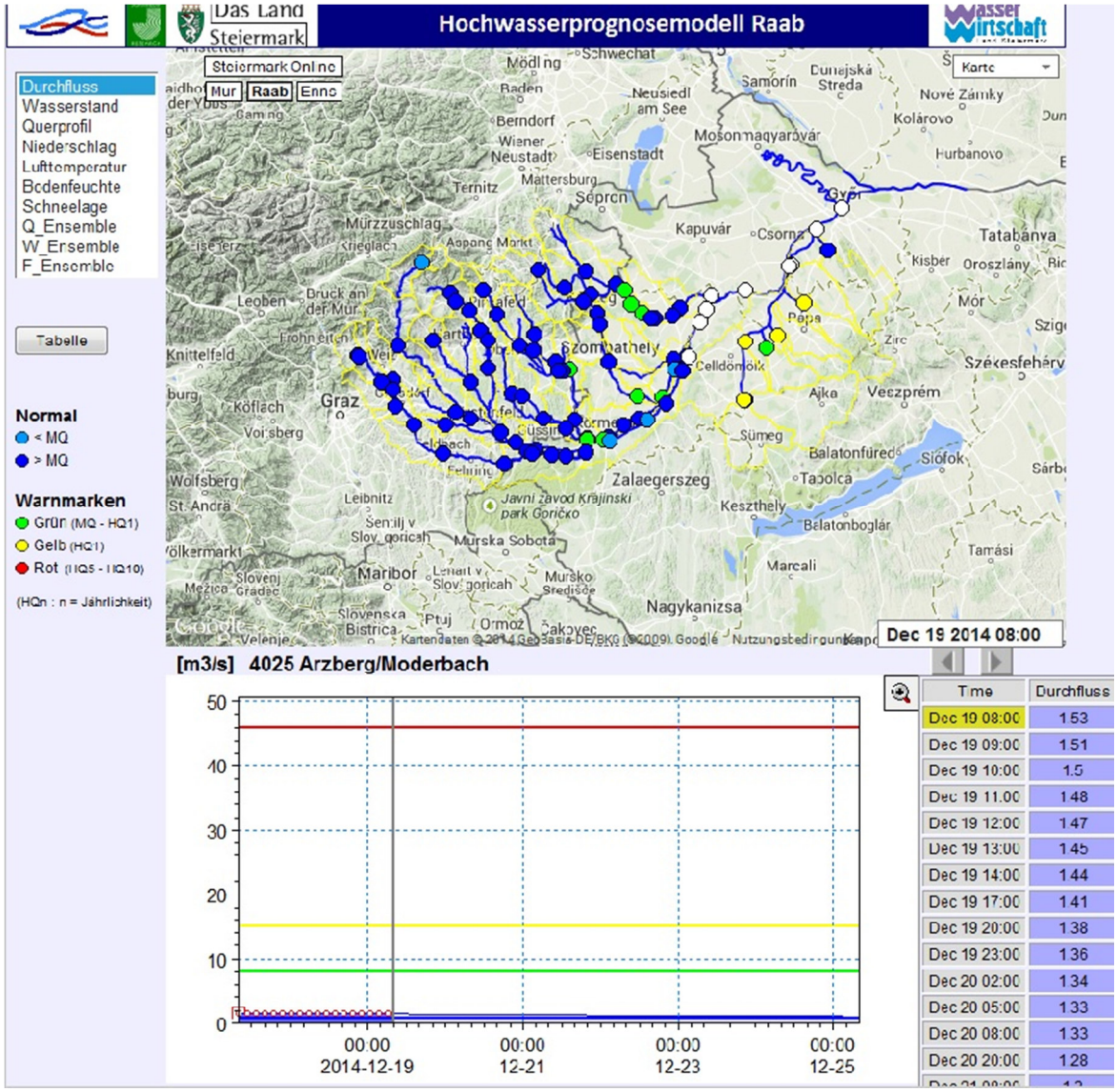


Abb. 3: Screenshot der Visualisierung der Ergebnisse des Hochwasserprognosemodells Raab auf der internen Homepage

3. Verwendete Modelle

Sämtliche Prognosemodelle in der Steiermark wurden auf Basis von Softwareprodukten der Firma „Danish Hydrological Institute“ (DHI) entwickelt. Dabei wurden folgende Modellbausteine verwendet (DHI 2005):

3.1 Niederschlags-Abflussmodell NAM

NAM ist ein einzugsgebietsbezogenes Speichermodell, das aus insgesamt 4 Speichern besteht. Es beinhaltet auch ein Schneemodell, wobei der Beitrag des Schneeschmelzanteils am Gesamtdurchfluss mittels des Tag-Grad Verfahrens bestimmt wird. Dazu wurden die einzelnen Einzugsgebiete in Höhenzonen von je 100 m eingeteilt. NAM liefert somit den Input für das hydrodynamische Modell MIKE11.

3.2 Hydrodynamisches Modell MIKE11

Der hydrodynamische Prozess wird mittels des 1-dimensionalen Modells MIKE11 abgebildet. Als wesentliche Grundlagen für die Modellerstellung dienen die Querprofildaten aus den vorhandenen Abflussuntersuchungen sowie die Daten der Rückhaltebecken, die vor allem im österreichischen Teil des Einzugsgebietes der Raab einen bedeutenden Einfluss auf den Abflussprozess haben.Zusätzlich erfolgt zur Steigerung der Güte der Vorhersagen eine automatische Anpassung der Daten an den Prognosepunkten, d.h. die prognostizierten Daten werden mit den tatsächlich beobachteten Werten verglichen und bei Abweichungen mittels eines mathematischen Algorithmus angepasst.

3.3 Prognosesystem MIKE FLOOD WATCH

MIKE FLOOD WATCH ist in der identen Version sowohl am zentralen Server in Graz sowie bei den lokalen Servern der einzelnen Partner installiert und ist für die Berechnung der Prognosen an den Prognosepunkten auf Basis der vorhandenen Eingangsdaten verantwortlich.

4. Datenmanagement

Abbildung 4 zeigt das Datenmanagement am Beispiel des Hochwasserprognosemodells für die Raab.

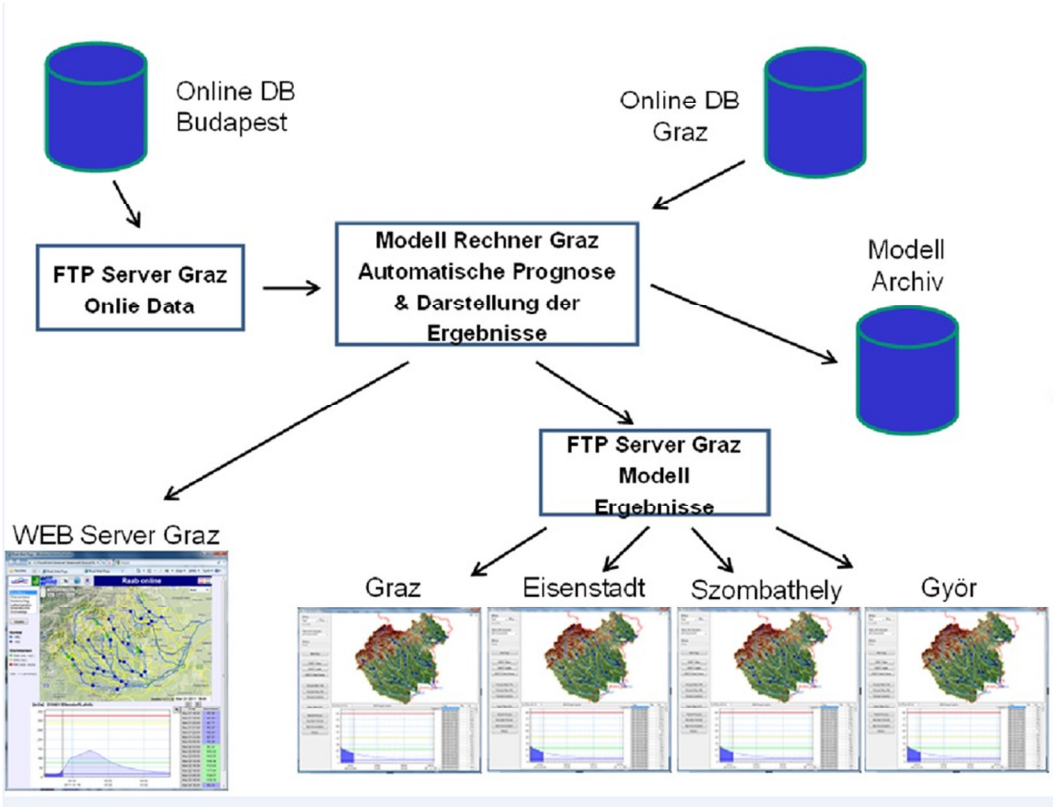


Abb. 4: Datenmanagement der internationalen Hochwasserprognosemodelle am Beispiel der Raab

Wie in Abbildung 4 zu erkennen ist, werden einerseits die hydrometeorologischen Daten, andererseits die Niederschlagsprognosen aus den Einzugsgebieten aus den dafür vorhandenen Online – Datenbanken in Graz (für den österreichischen Teil des Einzugsgebietes

inkl. Burgenland) bzw. in Budapest (für den ungarischen Teil des Einzugsgebietes) per ftp zur Verfügung gestellt. Die Prognoseergebnisse des zentralen Servers in Graz werden wie bereits in Kapitel 2 erwähnt einerseits über ftp an die lokalen Server bei den einzelnen Partner übermittelt, andererseits werden sie auf den Internetserver des Landes Steiermark zur Darstellung auf der Homepage transferiert. Zusätzlich erfolgt eine Speicherung sämtlicher Prognoseergebnisse auf einem internen Datenarchiv des hydrographischen Dienstes.

5. Erfahrungen im Betrieb der internationalen Hochwasserprognosemodelle

Wie bereits in Kapitel 2 erwähnt, wurde im Rahmen der Planungen zur Entwicklung des Hochwasserprognosemodells Mur beschlossen, eine Systemkonfiguration mit einem zentralen Server in Graz und jeweils einem lokalen Server in den am Prognosemodell beteiligten Ländern zu wählen. Einerseits liegt dadurch naturgemäß die Verantwortung eines stabilen Modellbetriebs beim hydrographischen Dienst Steiermark als Betreiber des zentralen Modells, andererseits wird die Verantwortung einer nicht ausreichenden Prognosegüte durch die Möglichkeit einer Szenarienberechnung an den lokalen Servern an die Partner ausgelagert.

Nichtsdestotrotz bedingt die gewählte Systemkonfiguration eine zwischen den Partnern abgestimmte Vorgangsweise, um eine möglichst hohe Prognosegüte gewährleisten zu können. Dabei zeigten sich in der Projektphase sowie im operationellen Modellbetrieb einige wichtige Punkte, auf die im Folgenden näher eingegangen wird:

5.1 Projektvorbereitung und -abwicklung

Sowohl das Hochwasserprognosemodell Mur als auch das der Raab wurden, wie bereits erwähnt, im Rahmen von EU-geförderten Projekten entwickelt, da eine Finanzierung über Eigenmittel den möglichen Rahmen bei weitem überschritten hätte. Waren die Eigenheiten dieser Projekte beim Murmodell noch Neuland, konnten die gemachten Erfahrungen beim Raabmodell nutzbringend eingesetzt werden.

Grundlegend kann gesagt werden, dass sehr guten Förderquoten (Murmodell: 75% der Kosten aus EFRE-Mittel, Raabmodell 85% EFRE-Mittel) ein doch sehr hoher Verwaltungsaufwand gegenübersteht, der sich auch in zusätzlichen Kosten niederschlägt (etwa 20 – 40 % der Gesamtsumme). Eine wesentliche Herausforderung in beiden Projekten stellte auch das Vergabeverfahren dar. Da die Modelle in Österreich und Slowenien bzw. Ungarn aufgrund der unterschiedliche Vergabebestimmungen getrennt vergeben werden mussten, obwohl es sich um ein einheitliches System handelt. Zusätzlich ergaben sich beim Raabmodell im Vergabeverfahren auch noch zeitliche Diskrepanzen zwischen Österreich und Ungarn, was das Vorgehen noch weiter erschwerte.

5.2 Operationeller Betrieb

Wie sich bereits beim Murmodell und verstärkt nochmals beim Raabmodell zeigte, ist eine entsprechende personelle Ausstattung zur Betreuung der Modelle unabdingbar. Momentan sind beim hydrographischen Dienst Steiermark 2 Mitarbeiter mit der Modellbetreuung beschäftigt, eine Person ist hauptsächlich für die technischen Aspekte (Datenmanagement, Software, etc.) zuständig, die zweite hauptsächlich für die fachliche Betreuung (Modellie-

rungsarbeiten). Wie die Erfahrung zeigt, ist dies die Minimalanforderung, um einen ungestörten Modellbetreib gewährleisten zu können.
Einen wesentlichen Faktor im operationellen Betrieb stellt eine abgestimmte Vorgangsweise zwischen den einzelnen Partnern dar, dabei zeigten sich folgende Punkte als die vordringlichsten:

- Wie sich gezeigt hat, stellen kontinuierliche Treffen der Modellierungsexperten, bei denen die praktischen Erfahrungen im Modellbetrieb, mögliche Änderungswünsche in den Modellen sowie geplante Adaptierungsarbeiten bei den jeweiligen Partnern diskutiert werden, eine wertvolle Grundlage im operationellen Alltag dar. Im Falle des Mur- bzw. Raabmodells finden diese Treffen halbjährlich statt, was sich vom zeitlichen Ablauf bewährt hat.
- Sollten Änderungen bzw. Adaptierungen wie z.B. Neukalibrierungen der hydrologischen oder hydrodynamischen Modelle nach Hochwasserereignissen oder der Einbau von neuen Daten (Pegel, Rückhaltebecken etc.) notwendig sein, so sind diese sowohl im zentralen als auch in den lokalen Modellen durchzuführen. Dazu ist eine zeitlich mit den anderen Partnern abgestimmte Vorgangsweise notwendig, damit sich mögliche Adaptierungsarbeiten nicht überschneiden.
- Sämtliche von den einzelnen Partnern durchgeführte Arbeiten an den lokalen Modellen sind entsprechend zu dokumentieren, die adaptierten Teile der Modelle sind nach Abschluss der Arbeiten für den zentralen Server zur Verfügung zu stellen.

Im Laufe der Jahre hat sich diese Vorgangsweise mehr oder weniger eingespielt und als praktikabel erwiesen.

5.3 Auftretende Probleme

Trotz der im administrativen Bereich nunmehr sehr gut abgestimmten Vorgangsweise zeigen sich im operationellen Betrieb der Prognosemodelle nach wie vor einige Problempunkte:

5.3.1 Eingangsdaten

Wie in Kapitel 2 erwähnt, bilden die Niederschlagsprognosedaten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) eine wesentliche Grundlage für die Ermittlung der Wasserstands- und Durchflussprognosen in den jeweiligen Einzugsgebieten. Wie die Erfahrung zeigt, sind die Niederschlagsprognosen vor allem bei kleinräumigen Gewitterereignissen, die speziell im Einzugsgebiet der Raab wesentlich zur Entstehung von Hochwasserereignissen beitragen, mit großen Unsicherheiten behaftet. Zwar konnte in den letzten Jahren eine wesentliche Verbesserung speziell im Nowcasting (INCA- Modell bis + 6 Stunden) (MEIROLD-MAUTNER et al. 2010) dadurch erreicht werden, dass sämtliche Online-Niederschlagsstationen des hydrographischen Dienstes an die ZAMG übermittelt werden. In den längerfristigen Prognosen sind diese Ereignisse speziell in Hinsicht auf Lokalisierung der zu erwartenden Gewitterzellen nur sehr schwer zu prognostizieren.

5.3.2 Hydrologische und hydrodynamische Modelle

Neben den Problemen mit den Niederschlagsprognosen liegen auch in den hydrologischen bzw. hydrodynamischen Modellen noch einige Unsicherheiten. In der Hydrologie ist dies ei-

nerseits die Tatsache, dass die Kalibrierung mit Stationsdaten des Niederschlags durchgeführt wurde, in das Modell selbst aber die Rasterdaten der ZAMG eingehen, andererseits der Umstand, dass die Kalibrierung mit Pegeldaten in einigen Bereichen (vor allem in den verkarsteten Einzugsgebieten) sehr problematisch war. Diesen Umständen wird im laufenden Betrieb aber insofern Rechnung getragen, dass nach jedem Hochwasserereignis bei Bedarf Adaptierungen in den hydrologischen Modellen durchgeführt werden.
Ein weiteres Problem in der Hydrologie stellt das Schneemodell dar, dass sich in der ursprünglichen Form (Tag-Grad Verfahren) als sehr unsicher erwiesen hat und im nächsten Jahr durch einen neuen Ansatz unter Verwendung der Globalstrahlung ersetzt werden soll.
Das Hauptproblem in den hydrodynamischen Modellen lag darin, dass in einigen Bereichen keine aktuellen Flussquerprofile vorlagen und daher angenommene Querprofile im Modell integriert wurden. Auch dieses Problem wurde über die Jahre insofern in den Griff bekommen, dass ständig neue Querprofile (aus 2-D Abflussstudien und Geländeaufnahmen) in die Modelle eingebaut wurden.

5.3.3 Veröffentlichung von Prognosen

Wie bereits in Kapitel 2.4 erwähnt, werden die Ergebnisse der Hochwasserprognosemodelle auf einer Homepage dargestellt, wobei diese für die österreichischen Teile der Einzugsgebiete von Mur und Enns nicht öffentlich zugänglich sind, jedoch für ausgewählte Pegel Im Raabeinzugsgebiet. Die ungarischen Partner stellen sowohl die Ergebnisse des Mur- als auch des Raabmodells nur internen Dienststellen zur Verfügung, wobei diese zusätzlich durch eigene Szenarienrechnungen abgesichert werden.

5.4 Weitere Planungen

Neben der sich aus den in Kapitel 3 erwähnten Erfahrungen und Problemen entstehenden Notwendigkeit, die Modelle laufend zu verbessern, sind in den nächsten Jahren zusätzliche Arbeiten geplant, die im Folgenden zusammengefasst werden.

5.4.1 Softwareupgrade

Seit Fertigstellung des Hochwasserprognosemodells Raab wurden seitens der Firma DHI die Berechnungs- und Visualisierungssoftware in wesentlichen Punkten weiterentwickelt, die nunmehr auch in einem von der EU kofinanzierten Projekt in das bestehende Prognosemodell Raab integriert wird. Als nächste Schritte sind diese Softwareupgrades auch für die Prognosemodelle Mur und Enns geplant.

5.4.2 Verknüpfung der Hochwasserprognosemodelle mit Überflutungsflächen aus 2-D Abflussuntersuchungen

Der Schwerpunkt der zukünftigen Arbeiten liegt in der Schaffung einer Verknüpfung der Ergebnisse der Hochwasserprognosemodelle mit bereits bestehenden 2-D Abflussuntersuchungen. Dabei soll auf Basis der in den Abflussuntersuchungen erstellten Berechnungsmodellen mittels Lamellenanalyse mit verschiedenen Durchflüssen zwischen bordvollem Durchfluss und HQ100 ein Katalogsystem mit Überflutungsszenarien erstellt werden, aus denen für den aus den Prognosemodellen am Pegel prognostizierten Durchfluss automatisiert das

ähnlichste Szenario ausgewählt wird. Somit kann auch den Institutionen des Katastrophenschutzes eine wesentlich verbesserte Grundlage zur Abschätzung von potentiellen Gefährdungsbereichen im Hochwasserfall zur Verfügung gestellt werden.

6. Empfehlungen

Aus den in Kapitel 5 dargestellten Erfahrungen im operationellen Modellbetrieb werden einige daraus resultierende Empfehlungen zusammengefasst:

- Sollte es sich um internationale, grenzüberschreitende Projekte handeln, sind im Vergabeverfahren unbedingt Vergabeexperten zu Rate zu ziehen, da in den einzelnen Ländern unterschiedliche Vergaberichtlinien existieren.
- Durch die gewählte Systemkonfiguration mit einem zentralen Server in Graz und den lokalen Servern in den Ländern ergibt sich für den Betrieb des Zentralrechners ein zeitlicher und personeller Mehraufwand, der vertraglich zwischen den Partner festgehalten und gegebenenfalls abgegolten werden sollte.
- Laufende Abstimmungstreffen zwischen den Modellierungsexperten der einzelnen Länder sind auf jeden Fall zu empfehlen, im Falle von Änderungen in den Modellen ist eine zeitliche Abstimmung sowie eine Dokumentation der durchgeführten Arbeiten erforderlich.

Literatur

BUREK, P., THIELEN DEL POZO, J., THIEMIG, V. & A. DE ROO (2011): Das Europäische Hochwasser-Frühwarnsystem (EFAS). Korrespondenz Wasserwirtschaft 4/11.

DE ROO, A.P.J., WESSELING, C.G. & W.P.A. VAN DEURSEN (2000): Physically based river basin modelling within a GIS: The LISFLOOD model. Hydrological Processes, 14, pp. 1981–1992.

DHI-Water & Environment (2005): MIKE11 – NAM and HD – Reference and User Guide.

MEIROLD-MAUTNER, I., WANG, Y., KANN, A., BICA, B., GRUBER, C., PISTOTNIK, G. & S. RADANOVICS (2010): Integrated Nowcasting System for the Central European Area: INCA-CE, Advances in Intelligent and Soft Computing 81, Data and Mobility, 107-114, Editors: J. Dh et al. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-15503-1_10

Umsetzung der EG-WRRL unter veränderlichen wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen – die Erft-Verlegung in Bergheim als erste Maßnahme des Perspektivkonzepts Untere Erft

Christian Gattke, Andrea Scholten, Helge Bangel

Zusammenfassung

Die Erft ist ein etwa 107 km langer linksseitiger Nebenfluss des Rheins. Durch den Braun-kohlentagebau ist eine starke anthropogene Überprägung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse gegeben. Mitte des letzten Jahrhunderts wurde die Erft zur Ableitung des zur Trockenhaltung der Tagebaue gehobenen Grundwassers technisch stark ausgebaut. Im Hinblick auf das geplante Auslaufen der Braunkohlengewinnung im Jahr 2045 und das Erreichen der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL wird ein naturnaher Rückbau der Erft in den kommenden Jahrzehnten erforderlich. Hierzu hat das Land NRW in Zusammenarbeit mit dem Erftverband eine übergreifende Konzeptplanung für die ökologische Umgestaltung erstellt. Im Jahre 2013 konnte mit der Erft-Verlegung in Bergheim der erste Abschnitt dieses Konzeptes realisiert werden. Schon ein Jahr nach Gewässerumschluss zeigt sich, dass die Ziele einer eigendynamischen Gewässerentwicklung, der Reaktivierung der Aue und der Wiederherstellung einer natürlichen Überflutungsdynamik erreicht werden konnten.

1. Einleitung

Die Erft ist ein ca. 107 km langer, linksseitiger Nebenfluss des Rheins, der im zur Eifel gehörenden Ahrgebirge entspringt und auf dem größten Teil seiner Lauflänge die Niederrheinische Bucht in nördliche Richtung durchquert, bevor er bei Neuss in den Rhein mündet. Das Einzugsgebiet der Erft umfasst eine Fläche von rund 1.800 Quadratkilometern und gliedert sich in zwei naturräumliche Bereiche. Dies sind einerseits die Eifel mit anstehenden Festgesteinen, andererseits die Niederrheinische Bucht mit jüngeren Lockersedimenten. Der Zweiteilung entspricht die typologische Einordnung der Erft, wonach der Oberlauf zu den karbonatischen Mittelgebirgsbächen, der Mittel- und Unterlauf zu den kiesgeprägten Tieflandflüssen zählt.

Die Erft unterliegt seit Jahrhunderten sich wandelnden wasserwirtschaftlichen Nutzungen. Bereits im Mittelalter führte der Mühlenbetrieb zu erheblichen Veränderungen an Mittel- und Unterlauf. Aufgrund des geringen Gefälles und der vergleichsweise geringen Wasserführung der Erft wurden keine parallel verlaufenden Mühlengräben angelegt, sondern der komplette Hauptlauf aufgestaut. Folge daraus war eine flächenhafte Versumpfung der Erftaue, die Anlass gab für die große Erftmelioration im 19. Jahrhundert. Im Zuge dieser wurde die Erft begradigt und kanalartig ausgebaut. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist durch die Braunkohleförderung eine starke anthropogene Überprägung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse gegeben. Grundvoraussetzung für die Kohlegewinnung im offenen Tagebaubetrieb ist eine Entleerung der grundwasserführenden Schichten im Hangenden der Kohleflöze sowie die Absenkung des Druckspiegels in den Liegendaquiferen. Zur Trockenhaltung der Großtagebaue wurden in den 1960er Jahren bis zu 1,3 Mrd. m^3 Grundwasser pro Jahr abgepumpt. Aktuell liegt die jährliche Fördermenge bei fast 600 Millionen m^3. Folge hieraus ist eine weiträumige Grundwasserstandsabsenkung. Die im oberen Grundwasserstockwerk von Absenkungen betroffene Fläche beläuft sich aktuell auf ca. 1.500 km^2 (SIMON 2014). Zur Ableitung der Sümpfungswässer und zur Sicherstellung eines adäquaten Hochwasserschutzes wurde die untere Erft Mitte des letzten Jahrhunderts erneut technisch stark ausgebaut

(BERKENBUSCH 1971). Abbildung 1 zeigt die von den Sümpfungswassereinleitungen beeinflusste Abflussentwicklung der unteren Erft am Pegel Neubrück. In den 1960er bis 1980er Jahren wurden zeitweilig bis über 20 m^3/s im Jahresmittel eingeleitet. Heute stammen mit 8,5 m^3/s rund ¾ des mittleren Abflusses der unteren Erft aus den Sümpfungswassereinleitungen des Tagebaus Hambach.

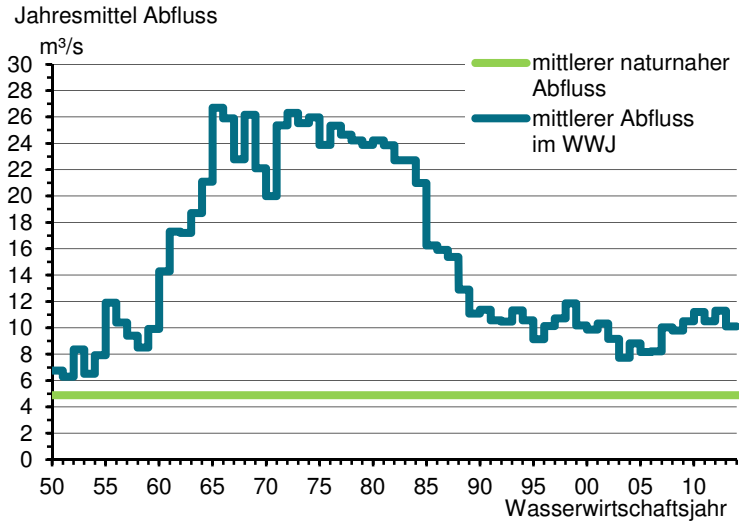


Abb. 1: Abflussentwicklung am Pegel Neubrück/Erft.

Mit dem geplanten Auslaufen der Braunkohlengewinnung im Jahr 2045 und dem damit verbundenen Wegfall der Sümpfungswassereinleitungen, sowie dem Wiederanstieg des Grundwassers werden sich die Abflussverhältnisse im Mittel- und Unterlauf wiederum wesentlich verändern, wobei die Varianz der Abflüsse zwischen Niedrig- und Hochwasser stark zunehmen wird. Das Erreichen der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL für das, bezogen auf den zukünftigen Mittelwasserabfluss, überdimensionierte kanalartige Gewässer kann als unmöglich angesehen werden. Daher wurde in den Jahren 2003 bis 2008 vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKUNLV) in Zusammenarbeit mit dem Erftverband, sowie der RWE Power AG und den in der Region verantwortlichen Gebietskörperschaften eine übergreifende Konzeptplanung (Perspektivkonzept 2045) für die ökologische Umgestaltung erstellt, die auch die Finanzierungsfragen klärt (KERN & HOEVEL 2011).
Das Konzept bündelt verschiedene Maßnahmen mit dem Ziel der Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes im Sinne der WRRL und legt den zeitlichen Ablauf ihrer Umsetzung fest. Seine Erarbeitung erfolgte in drei Arbeitsschritten. Zunächst wurde der ökologische Gewässerzustand anhand der biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL (Makrophyten, Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fischfauna) bewertet. Danach wurde analysiert, welche Belastungsfaktoren als hauptverantwortlich für die beobachteten Zustandsdefizite angesehen werden können. Abschließend wurden in einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung die ökologische Wirksamkeit und die Kosten möglicher Einzelmaßnahmen bewertet.

Das Gesamtkonzept beinhaltet über die reine ökologische Gewässerumgestaltung hinaus Maßnahmen zur Begrenzung der Einleitmenge und der Belüftung des Sümpfungswassers sowie der weitergehenden Niederschlagswasserbehandlung. Die geschätzten Gesamtkosten für die Realisierung des Konzeptes liegen bei rund 95 Mio. Euro.

2. Die Erft-Verlegung in Bergheim

Im Jahre 2013 konnte mit der Erft-Verlegung in Bergheim der erste von 23 Planungsabschnitten des Perspektivkonzeptes 2045 realisiert werden. Ziel der Maßnahme war der Bau eines neuen 1,3 km langen, mäandrierenden Flusslaufes, dessen Gestaltung sich am Leitbildtyp eines kiesgeprägten Tieflandflusses orientiert. Der Maßnahmenraum befindet sich im Süden der Stadt Bergheim zwischen dem Stadtteil Kenten und der BAB 61, direkt unterhalb der ersten von drei Einleitstellen für Sümpfungswasser. Vor der Maßnahme befand sich die Erft, wie im gesamten Unterlauf, in einem kanalartigen Ausbauzustand mit gestrecktem Verlauf und mehr oder weniger gleichmäßigen Trapezprofil. Die Böschungen waren mit Wasserbausteinschüttungen gesichert und die Sohle wies nur geringe Strukturen auf. Das Gewässerprofil war im Mittel ca. 2,80 m tief eingeschnitten. Der mittlere Abfluss MQ betrug im Wasserwirtschaftsjahr 2013 8,5 m^3/s, von denen 5 m^3/s aus der Sümpfungswassereinleitung stammten. Der gesamte Maßnahmenraum war bereits vor der Gewässerverlegung Überschwemmungsgebiet bei HQ 100 (~ 40 m^3/s). Aufgrund der Sümpfungsmaßnahmen zur Trockenhaltung der Braunkohletagebaue ist der Grundwasserstand im Maßnahmenbereich stark abgesenkt. Im Mittel beträgt der Flurabstand ca. 46,0 m.

2.1 Leitbild und wasserwirtschaftliche Ziele

Laut „Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern“ (MUNLV NRW 2003) beschreibt das Leitbild den heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand und dient im Planungsprozess als Bewertungsgrundlage für den Ist-Zustand sowie als Orientierungshilfe bei der Definition gewässertypischer Entwicklungsziele. Das Leitbild beinhaltet auch irreversible, anthropogen bedingte Veränderungen wie z.B. Auenlehmsedimentation, Mineralisierung organischer Böden oder bergbaulich induzierte Reliefveränderungen. Es berücksichtigt keine sozio-ökonomischen Restriktionen oder Kosten-Nutzenbetrachtungen und kann somit als aus naturwissenschaftlicher Sicht maximal mögliches Sanierungsziel angesehen werden.
Gemäß der Fließgewässertypisierung nach LAWA handelt es sich bei der unteren Erft um einen kiesgeprägten Fluss des Tieflandes. Das Leitbild gibt bezüglich der Morphologie einen gewundenen bis stark mäandrierenden Verlauf mit überwiegend flachem Profil vor. Als Sohlsubstrat dominiert die gerundete Kiesfraktion. Neben Uferbänken können sich auch Kiesbänke in Gewässermitte ausbilden, in den Prallhängen kann es zu Uferabbrüchen kommen. Für die wasserwirtschaftliche Planung ergaben sich hieraus folgende Parameter:

- Laufentwicklung: mäandrierend bis stark mäandrierend mit einem Windungsgrad von 1,7 bis 2,2 und ausgeprägten Gleit- und Prallufern
- Längsprofil: 0,2 ‰ bis 0,6 ‰
- Strömungscharakteristik: vorherrschend ruhig fließende Abschnitte
- Kritische Sohlschubspannung: 2 bis 60 N/m^2 (dominantes Sohlensubstrat Kies)
- Querprofilgestaltung: Breitenvarianz 1:2 bis 1:5, Einschnittstiefe 20 bis 200 cm

- Ausuferungscharakteristik: häufige, flächenhafte und langanhaltende Ausuferungen

Unter Zugrundelegung des Perspektivkonzeptes wurden im Rahmen der Vorplanung verschiedene Varianten für die Trassierung der Erft untersucht und bewertet. Als Ergebnis dieser Variantenuntersuchung konnten die Planungsziele für die Entwurfsbearbeitung und die Entwurfsmerkmale für die Zielerreichung konkretisiert werden. Folgende Hauptziele wurden für den wasserwirtschaftlichen Entwurf formuliert:

- leitbildorientierte Gestaltung (s.o.)
- Reaktivierung der Gewässeraue (Überflutungsdynamik der Aue 60 d/Jahr)
- Ausbildung von standortgerechten Nutzungsformen im Auenbereich mit eigendynamischer Gewässerentwicklung
- Wiederherstellen der Durchgängigkeit (Schwellenrückbau)
- Minimierung von Ufer- und Sohlensicherung nach Erfordernis (Zwangspunkte Gasleitung, Anschlusspunkte bestehender Gewässerverlauf)
- ruhige Naherholung

2.2 Wasserbauliche Planung

Abb. 1 zeigt den Lageplan der 1,3 km langen neuen Gewässertrasse. Gegenüber dem gestreckten Verlauf des alten Erft-Kanals ergibt sich durch die neue Linienführung eine Verdoppelung der Lauflänge. Die neue Trasse besitzt einen Windungsgrad von 2,05. Auf der gesamten Fließlänge wird ein Höhenunterschied von rund 0,5 m abgebaut. Dies entspricht einem mittleren Sohlgefälle von knapp 0,4 ‰. Im Erft-Kanal wurde das Gefälle mit Hilfe von zwei Sohlschwellen abgebaut. Das neu gestaltete Gewässerprofil besitzt einen trapezförmigen Aufbau und weist im Mittel eine Breite von 16,0 m bis 20,0 m auf. Ausnahme bildet der erste große Mäanderbogen und der darauf folgende Gewässerabschnitt. Hier erfolgt eine Aufweitung des Profils auf insgesamt ca. 35,0 m. Dies war erforderlich, um eine Überschreitung der kritischen Sohlschubspannung zu begrenzen.

Das neue Gewässerprofil besitzt eine mittlere Sohlbreite von ca. 7,00 m. Die Tiefe liegt im Mittel bei ca. 1,25 m und reicht von ca. 0,95 m bis 1,50 m. Die Planung sah einen mäandrierenden Gewässerverlauf mit ausgeprägten Gleit- und Prallhängen vor. Die Böschungsneigungen variieren zwischen 1:10 im Bereich der Aufweitung und 1:2 im Bereich von angelegten Prallhängen. Durch die Profilgestaltung erhält der neue Verlauf der Erft eine deutlich geringere Leistungsfähigkeit als der alte Erft-Kanal. Somit werden auenbildende Ausuferungen an 60 Tagen im Jahr ermöglicht. In Abb. 2 ist die prognostizierte Fläche dargestellt, die bei HQ1 in Anspruch genommen wird. Im Ursprungszustand kam es lokal begrenzt ab HQ2, überwiegend aber erst ab HQ5-10 an verschiedenen Stellen im linken Uferbereich des Erft-Kanals zu Übertritten in die Aue.

Um die gewünschte eigendynamische Entwicklung des Gewässers zu ermöglichen, wurden generell keine Ufer- und Sohlensicherungen innerhalb des neuen Profils geplant. Ausnahmen bilden Sicherungsmaßnahmen an den Querungen der Gasleitung (vgl. Abb. 2) und in den Übergangsbereichen zwischen alter und neuer Trasse. Diese sollen verhindern, dass bei Hochwasserereignissen Sohle und Böschungen erodieren. Die Sicherungen bestehen aus Wasserbausteinschüttungen mit einer Mindeststärke von 0,3 m bis 0,5 m.

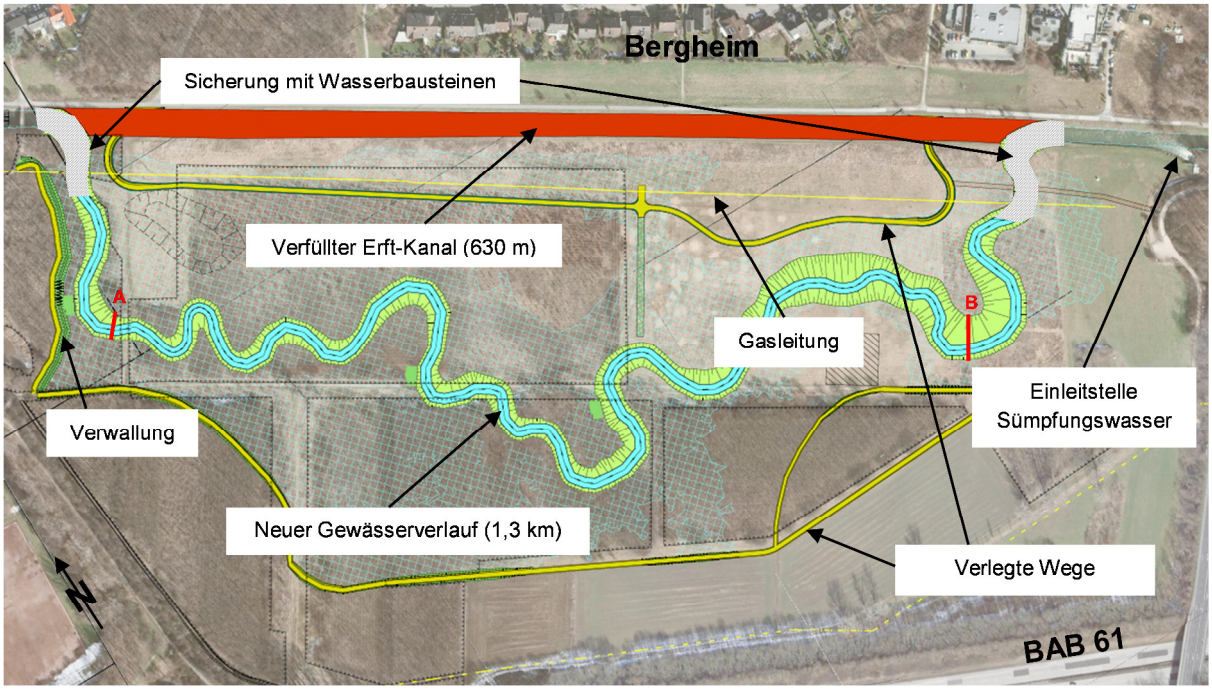


Abb. 2: Lageplan der neuen Gewässertrasse, die karierte Fläche stellt das Überschwemmungsgebiet bei HQ1 dar.

Durch die neuen Gewässerprofile werden die vorhandenen Bodenschichten der Terrassenkiese, die bei ca. 80 – 90 cm unter Geländeoberkante anstehen, angeschnitten. Deren hohe Durchlässigkeit macht in Verbindung mit den hohen Grundwasserflurabständen eine Abdichtung des neuen Gewässerbetts erforderlich. Die Planung sah vor, die Dichtungsschicht aus den schluffigen Tonen der anstehenden Auenböden herzustellen. Ziel war es eine Durchlässigkeit der Sohle von ≤ 10^{-6}/ms^{-1} herzustellen, was einer Verlustrate auf der gesamten Gewässerstrecke von ca. 0,035 m³/s bei MQ entspricht. Um ein dem Sedimenttransportvermögen der Erft adäquates Sohlensubstrat einzubringen und zum Schutz der Dichtungsschicht, wurde diese mit 0,50 m Kies und Sand bedeckt.

2.3 Bodenmanagement

Im Süden des Erfteinzugsgebiets befindet sich mit dem Mechernicher Bleiberg eine schon zu Zeiten der Römer ausgebeutete, ehemalige Erzgewinnungsstätte. Die weiter bestehende Funktionsfähigkeit des alten Entwässerungsstollens mit einer nahezu konstanten Schüttung von 330 l/s hat auch heute noch, rund 60 Jahre nach Einstellung des Abbaus, eine hohe Belastung des Gewässersystems der Erft mit Schwermetallen (u.a. Blei, Zink, Nickel, Cadmium und Kobalt) zur Folge (CHRISTOFFELS & SCHINDLER 1996). Da sich die Schwermetalle vorzugsweise an sinkfähige Stoffe anlagern, weist auch das Sediment erhebliche Schwermetallanreicherungen auf. Gleiches gilt für die früher, vor den verschiedenen Ausbaumaßnahmen seit Mitte des 19. Jahrhunderts, häufig überfluteten Auenbereiche entlang der Erft. Die Schwermetallbelastung der Auenböden machte für die Umsetzung der Gewässerverlegung die Erarbeitung eines Bodenmanagementkonzepts erforderlich. Das Konzept sah die Verwertung des Bodenmaterials innerhalb des Projektgebietes gemäß § 12 Abs. 10 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vor. Damit konnte das Verschlechte-

rungsgebot eingehalten werden. In der Summe fielen beim Aushub der neuen Erft ca. 52.200 m³ Boden an, verteilt auf ungefähr 9.710 m³ Oberboden, 15.790 m³ bindigen Unterboden und 26.700 m³ Sand / Kies. Bei Gestaltung der neuen Gewässersohle wurden 21.200 m³ Sand / Kies eingebaut. Die Herrichtung einer Verwallung zum Schutz einer Freizeitanlage im Unterwasser der neuen Gewässerstrecke (vgl. Abb. 2) vor zu häufigen Überflutungen benötigte 2.600 m³ bindigen Boden. Der Rest (ca. 9.310 m³ Oberboden, 12.370 m³ Unterboden und 1.200 m³ Sand / Kies) wurde für die Verfüllung des Erft-Kanals verwendet (vgl. Abb. 3).

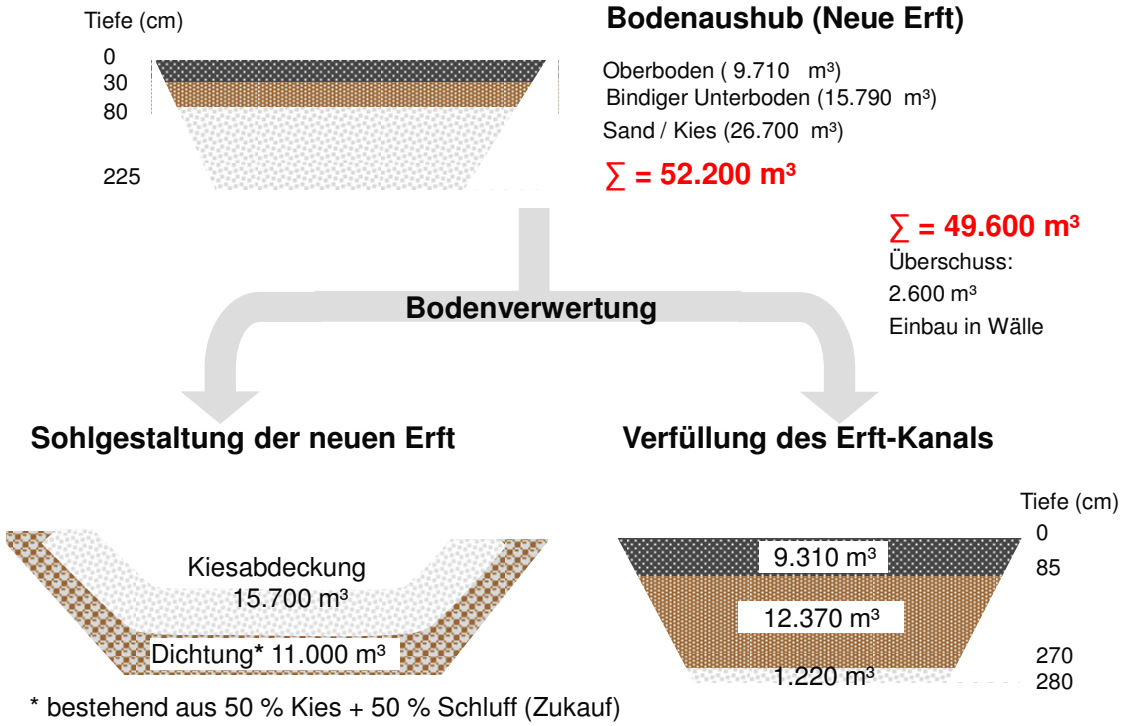


Abb. 3: Ausgleich von Aushub und Verwertung der Bodenmassen im Maßnahmenbereich.

2.4. Baudurchführung

Im Februar 2013 startete die Umsetzung der Maßnahme mit den notwendigen Fällarbeiten für den Gewässerlauf und die neu anzulegenden Wege. Anschließend wurde das Baufeld durch den Kampfmittelbeseitigungsdienst der Bezirksregierung Düsseldorf untersucht. Im Rahmen dieser Untersuchungen erfolgte am 30.04.2013 die kontrollierte Sprengung einer Fünf-Zentner-Bombe, die vorab im Baufeld sondiert worden war. Im Juni begannen die Erdbauarbeiten des Gewässer- und Wegebaus. Hierbei zeigte sich, dass der anstehende Unterboden aufgrund der starken Durchwurzelung nicht als Material für die Dichtungsschicht verwertet werden konnte. Als Lösung wurden 5500 m³ Schluff hinzugekauft, die in einem Mischungsverhältnis von 50:50 in den anstehenden Kiessand eingefräst wurden (vgl. Abb. 3). Das neue Gewässer kreuzt jeweils im Bereich der Anschlüsse an den Erft-Kanal die parallel zu diesem verlaufende Gasleitung (vgl. Abb. 2), die an diesen Stellen mit zwei Dükern versehen wurde. Nach rund fünf Monaten Bauzeit wurde der neue, naturnah gestaltete Gewässerlauf Ende Oktober fertiggestellt. Zur Prüfung der Funktionstüchtigkeit der Dichtungsschicht und um die hydraulische Belastung beim Umschluss gering zu halten, wurde das

neue Gewässerbett langsam mittels Pumpen mit Wasser aus dem Erft-Kanal befüllt. Anfang Dezember 2013 erfolgte schließlich der vollständige Umschluss auf die neue Gewässertrasse. Daran anschließend wurde der abgeriegelte Erft-Kanal zunächst elektrisch abgefischt und anschließend verfüllt.

Abb. 4: Herstellung der Dichtungsschicht (vorne) und Aufbringung Kiesabdeckung (hinten) für das neue Gewässerbett.

3. Entwicklungen im ersten Jahr nach Gewässerumschluss

Die Zu- und Abflüsse der neuen Gewässerstrecke werden anhand des ca. 5 km unterhalb liegenden Pegels Glesch, sowie der oberhalb gelegenen Pegel Mödrath/Erft und Horrem/Kleine Erft, der Sümpfungswassereinleitungen und der Ablaufmenge der Kläranlage Kenten bilanziert. Die an den Einleitstellen und Pegeln beobachteten Durchflüsse werden als Ganglinien in ein hydrologisches Modell (NASIM) eingebunden. In dem Modell sind die Erft und alle wesentlichen Nebengewässer, Gräben, Einleitstellen und Entnahmen abgebildet. Als Methode zur Berechnung der Translation der ablaufenden Wellen wird das Verfahren nach Kalinin-Miljukov verwendet. Somit lassen sich die Verluste auf der neuen Gewässerstrecke in Abhängigkeit vom Zufluss ermitteln. Hierbei ist zu beachten, dass auch auf einem Gewässerabschnitt zwischen der neuen Strecke und dem Pegel Glesch, auf Höhe des Paffendorfer Waldes, bei Hochwasser Verluste durch Ausuferungen auftreten können. Verlustraten unter 0,5 m³/s sind kritisch zu prüfen. Werte unter 0,2 m³/s lassen sich nicht mehr nachweisen, da diese im Unsicherheitsbereich der Messungen (Pegelkurven) liegen. Die bilanzierten Verluste liegen im Mittelwasserbereich innerhalb der genannten Unsicherheiten, so dass von einer dauerhaften Dichtigkeit der Sohle ausgegangen werden kann. In Abbil-

dung 5 links sind die Scheitelwerte einzelner Abflussereignisse im Wasserwirtschaftsjahr 2014 (nach dem Gewässerumschluss) und den Jahren 2010-13 (vor dem Umschluss) gegen die maximalen ermittelten Verluste aufgetragen. In den Jahren vor dem Gewässerumschluss konnten keine nennenswerten Verluste ermittelt werden, auch nicht bei dem Ereignis deutlich über HQ10. Ausnahme sind zwei kleinere (< HQ1) Sommerereignisse. Hier kam es vermutlich aufgrund erheblichen Verkrautungsaufstaus (> 60cm) zu Ausuferungen und Verlusten im Paffendorfer Wald. Im Sommer 2014 wurde der neue Gewässerabschnitt von drei Hochwässern mit Jährlichkeiten zwischen HQ1 und HQ10 in Anspruch genommen. Ab ca. 12 m³/s kommt es entlang der neuen Gewässerstrecke zu versickerungswirksamen Ausuferungen, deren Umfang mit steigendem Abfluss zunimmt. Die Darstellung in Abbildung 5 links zeigt einen linearen Anstieg der ermittelten maximalen Verlustrate in Abhängigkeit von der Zunahme des Abflusses. Abbildung 5 rechts stellt die Ganglinien des Abflusses am Beginn der neuen Gewässerstrecke, am Pegel Glesch und der ermittelten Verluste für das höchste Ereignis im Sommer 2014 dar. Dieses Ereignis lag im Zufluss knapp über HQ10 (28,8 m³/s). Durch die Retentionswirkung im neuen Gewässerabschnitt wurde der Scheitelwert um rund ein Drittel gekappt (20,2 m³/s am Pegel Glesch).

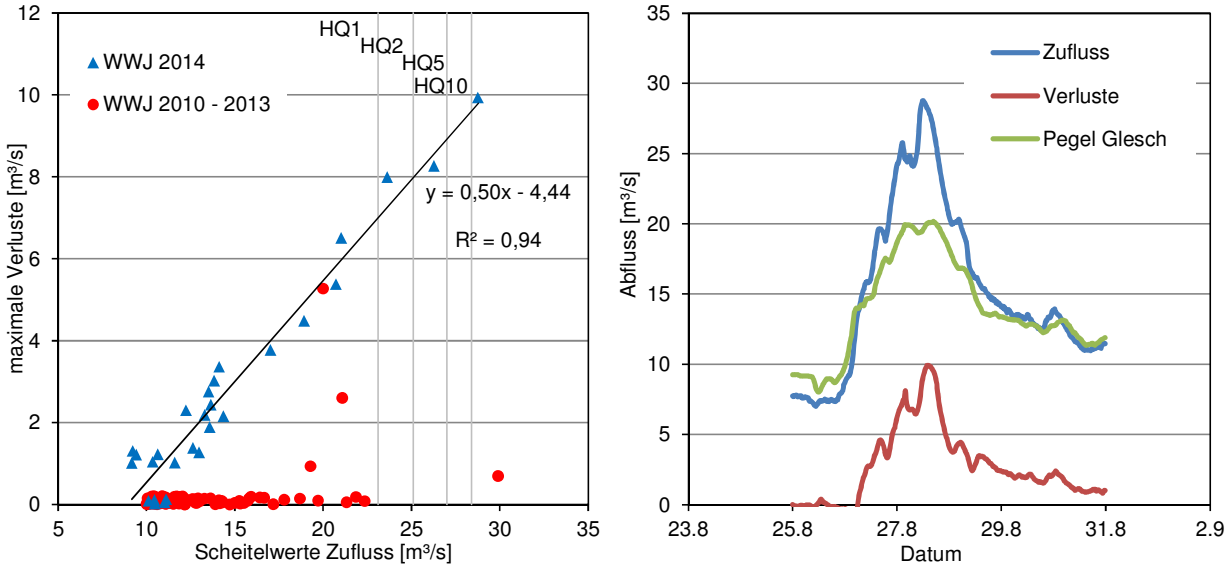


Abb. 5: links: Scheitelwerte des Zuflusses vs. Maximum der ermittelten Verluste, blaue Dreiecke = Ereignisse WWJ 2014, rote Kreise = Ereignisse der WWJ 2010-13, senkrechte Linien = Jährlichkeiten des Zuflusses; rechts: Ganglinien Zufluss (blau), Abfluss am Pegel Glesch (grün) und ermittelte Verluste (rot) für das HW-Ereignis Ende August 2014.

Ende Oktober 2014 wurden ausgewählte Gewässerprofile mit einem ADCP-Boot vermessen, mit dem Ziel das Gewässerbett nach den Abflussereignissen im Sommer auf mögliche Umlagerungen zu untersuchen. Neben der Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten wird auch die Wassertiefe kontinuierlich durch die ADCP-Messung erfasst. Die Tiefengenauigkeit der Messung liegt bei ca. +/- 5 cm, die erforderliche Mindesttiefe bei ca. 30 cm.
In Abbildung 6 sind exemplarisch für zwei Querprofile die Ergebnisse der ADCP-Tiefenmessungen und die daraus abgeleiteten Querprofile den Ausbauprofilen gegenübergestellt.

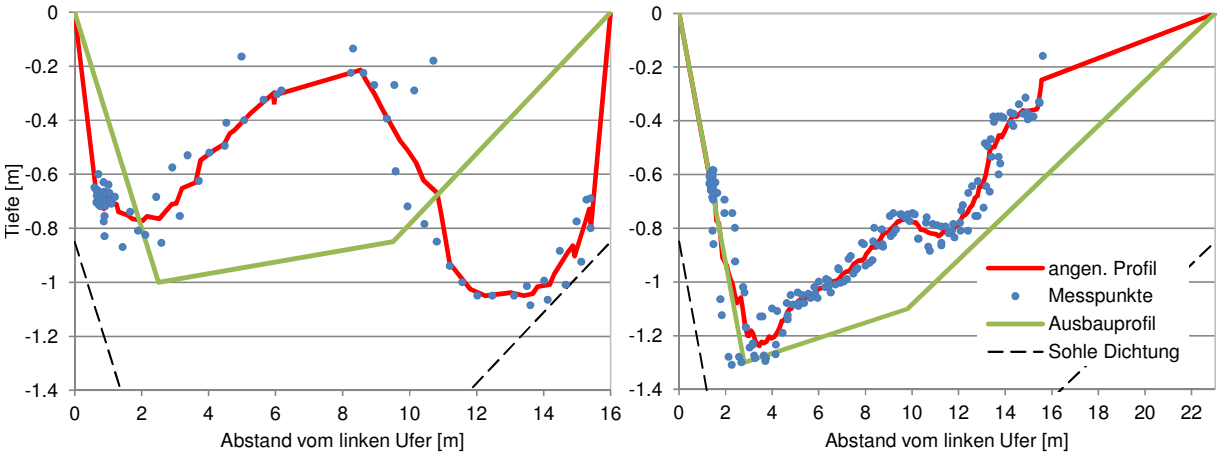


Abb. 6: Vergleich der mittels ADCP-Messung (Befahrung am 30.10.14) ermittelten Gewässerprofile (rot) mit den Ausbauprofilen (grün). Die Tiefenangaben sind bezogen auf die Höhe des Wasserspiegels zum Zeitpunkt der Messung. Links: Querprofil im unteren Abschnitt (A in Abb. 2), rechts: Profil im großen Mäanderbogen (B in Abb. 2).

Die Tiefenlage der Sohle im Bereich des Prallhangs ist nahezu konstant geblieben, am Gleithang haben sich Ablagerungen von 20 bis 30 cm gebildet. Dagegen zeigt sich das Profil im unteren Abschnitt, scheinbar begünstigt durch die kurze Abfolge der drei kleineren bis mittleren Hochwässer innerhalb von zwei Monaten im Sommer 2014, weniger als ein Jahr nach dem Umschluss auf die neue Gewässerstrecke als grundlegend umgestaltet. In der Mitte des Gewässerquerschnitts hat sich eine Kiesbank gebildet, die bei MQ nur noch rund 20 cm Abstand zur Wasseroberfläche hat. Das als schwach ausgeprägter Gleithang gestaltete rechte Ufer wurde bis auf eine Tiefe von 1 m (bezogen auf den WSP bei MQ) komplett wegerodiert, so dass sich hier ein kastenprofilartiges Steilufer gebildet hat. Teilweise ist die Erosion bis an die Sohle der Dichtungsschicht fortgeschritten (vgl. gestrichelte Linie in Abbildung 6 links). Die Erft führt jedoch, insbesondere im Hochwasserfall, erhebliche Mengen Feinmaterial mit sich (CHRISTOFFELS 2013), so dass von einer entsprechenden Kolmation der Sohle auszugehen ist und größere Verluste durch Aussickerungen bei Mittelwasser nicht befürchtet werden müssen.
Im Oktober 2014 wurde im Auftrag der Erftfischereigenossenschaft eine Elektrobefischung der neuen Gewässerstrecke durchgeführt. Verglichen mit den Daten des ersten Befischungsdurchgangs des abgeriegelten Erft-Kanals vor der Verfüllung (vgl. Abs. 2.4), sind die auf 100 m Befischungsstrecke umgerechneten Abundanzen im naturnahen Abschnitt rund 3,5-mal so hoch. Mit über 86 % ist der Anteil an Jungfischen des ersten Lebensjahrs (0+) am Gesamtfang sehr hoch (STEINMANN & ENNENBACH 2014).

4. Fazit

Ziel der Maßnahme waren u.a. die leitbildorientierte Gestaltung des neuen Gewässerabschnittes, die eine eigendynamischen Gewässerentwicklung ermöglicht sowie die Reaktivierung der Gewässeraue. Verschiedene Uferabbrüche und die in Abs. 3 dokumentierten Umlagerungen im Gewässerbett belegen, dass bereits im ersten Jahr nach Gewässerumschluss

die gewünschte eigendynamische Entwicklung in Gang gekommen ist. Als Ursache hierfür sind die kleine Dimensionierung des Profils, die starke Mäandrierung und der Verzicht auf Befestigungen anzusehen. Die Bilanzierung der Zu- und Abflüsse der neuen Gewässerstrecke belegt, dass das Ziel der Reaktivierung der Aue und der Wiederherstellung einer natürlichen Überflutungsdynamik durch die Maßnahme ebenfalls erreicht wurde. Ob es sich bei den angefundenen Jungfischen um Einwanderungen aus benachbarten Abschnitten handelt oder bereits Laichaktivitäten in der neuen Strecke stattfinden, kann noch nicht abschließend beantwortet werden. Die höheren Abundanzen und der hohe Anteil an Jungfischen belegen jedoch die sehr gute Habitatqualität der neuen Gewässerstrecke.
Vergleicht man die vorliegenden Befunde mit Erfahrungen des Erftverbandes bei Renaturierungen, die sich auf den Rückbau der stark befestigten Ufer und einzelne strömungslenkende Maßnahmen beschränken, lässt sich abschließend feststellen, dass die komplette Neugestaltung eines naturnahen Gewässerabschnittes bei Tieflandflüssen mit geringem Gefälle eine deutlich schnellere Entwicklung ermöglicht.

Literatur

CHRISTOFFELS, E. & T. SCHINDLER (1996): Geogene Belastung der Erft mit Schwermetallen. Forum Städte-Hygiene, Jg. 47, 1/96, S. 26-29.

CHRISTOFFELS, E. (2013): Bedeutung der Bodenerosion für Fließgewässer. Korrespondenz Wasserwirtschaft, Jg. 6, 10/2013, S. 547-552.

KERN, U. & H. HOEVEL (2011): Die Umgestaltung der Erft – ein Generationenprojekt im Rheinischen Braunkohlenrevier. In: BLÖSCHL, G. & MERZ, R. (Hrsg.): Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 30.11: S. 245-251.

MUNLV NRW (2003): Handbuch zur Naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Bd. 1, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

SIMON, S. (2014): Vernässungsprobleme durch hohe Grundwasserstände und Wiederanstieg des Grundwassers im Rheinischen Braunkohlenrevier. Wasser und Abfall, 7/8 2014, S. 52-56

STEINMANN, I. & H.-J. ENNENBACH (2014): Elektrobefischung des neu gestalteten, naturnahen Erftabschnitts bei Bergheim-Kenten. Unveröffentlichter Bericht.

Management-Indikatoren zur Bewertung des Umsetzungsprozesses der WRRL. Ein konzeptioneller und empirischer Beitrag[3]

Sabrina Kirschke, Sandra Richter, Jeanette Völker

Zusammenfassung

Die Bewertung von Management-Prozessen ist zentral für die Erklärung der unzureichenden bzw. variierenden Erreichung von Wasserbewirtschaftungszielen in den Flussgebietseinheiten (FGEs). Entsprechende Indikatoren werden bisher jedoch weitestgehend isoliert dargestellt und empirisch angewendet. Basierend auf einem neuen konzeptionellen Ansatz stellt der Beitrag Indikatoren gesamtheitlich dar und exemplifiziert sie empirisch. Hierzu wurden verschiedene Literaturstränge zusammenfassend ausgewertet; Daten wurden unter anderem aus Berichten der FGEs zur Umsetzung der WRRL bezogen. Im Ergebnis werden 38 Indikatoren entlang von vier Systematisierungskriterien identifiziert: i) Management-Dimension, ii) Quantität versus Qualität, iii) Phasen des politischen Prozesses und iv) Struktur von Problemen. Die empirische Analyse deutet darauf hin, dass viele Indikatoren flächendeckend vergleichbar gut erfüllt werden, während andere Indikatoren Varianzen aufweisen.

1. Einführung

Eine Auswertung zum Umsetzungsprozess der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Deutschland deutet darauf hin, dass 82% der Oberflächenwasserkörper und 36% der Grundwasserkörper bis 2015 keinen guten Zustand erreichen werden (BMU 2010). Weiterhin deutet sich an, dass einige FGEs bei der Lösung bestimmter Teilprobleme schneller voranschreiten als andere (BMU 2013). Ein Erklärungsansatz hierfür ist der Management-Prozess vor Ort. In der Literatur wurden zahlreiche Indikatoren zur Bewertung von Management-Prozessen diskutiert, darunter zum Beispiel Indikatoren mit Fokus auf Partizipation (z.B. BRYSON et al. 2013, BENSON et al. 2014), Organisationsstrukturen wie Flussgebietsorganisationen (z.B. SCHMEIER 2013) und Regelcharakteristika wie etwa Präzision (z.B. JUNG 2011, BIDDLE & KOONTZ 2014) und Verbindlichkeit (z.B. MAY 2005). Doch beziehen sich zusammenfassende Darstellungen und Anwendungen von Indikatoren eher auf ein Integriertes Wasserressourcen-Management im Allgemeinen (UNEP 2012) als auf die konkreten Belange des Umsetzungsprozesses der WRRL in Deutschland. Eine regionalspezifische Betrachtung ist jedoch wichtig, um den Einfluss des Management-Prozesses auf die Zielerreichung untersuchen und darauf basierend auch begründete Verbesserungsvorschläge für weitere Bewirtschaftungszyklen aussprechen zu können.

Diese Untersuchung zielt darauf ab, einen konzeptionellen und empirischen Beitrag zu dieser Debatte zu leisten. Auf konzeptioneller Ebene soll ein Set an Management-Indikatoren vorgeschlagen werden, welches in seiner Gesamtheit indizieren kann, inwiefern Management-Prozesse zur Umsetzung der WRRL beitragen. Auf empirischer Ebene soll exemplifiziert werden, inwiefern das Management in den FGEs im Hinblick auf die einzelnen Indikatoren variiert und welche Auswirkungen sich daraus für die Erreichung der Bewirtschaftungsziele ergeben können.

[3] Der Beitrag basiert auf dem Abschlussbericht des Teilprojektes „Ableitung und Anwendung von Indikatoren zur Abschätzung des erreichten Fortschritts in den Flussgebietseinheiten“ des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Vorhabens „Weiterentwicklung und Harmonisierung von Strategien und Methoden der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung in den Flussgebieten“ (KIRSCHKE et al.)

Um geeignete Management-Indikatoren zur Beurteilung des Umsetzungsprozesses der WRRL zu identifizieren, wurde Expertise aus verschiedenen Literatursträngen, darunter politikfeldspezifischer und politikfeldübergreifender Literatur, zusammenfassend aufbereitet. Die Bestimmung der Indikatoren erfolgte dabei auf der Basis von drei Kriterien: i) Präzision des Indikators, ii) rechtliche, wissenschaftliche und praktische Relevanz des Indikators, sowie iii) Möglichkeit der Exemplifizierung auf der Basis vorliegender Daten. Um die entsprechenden Daten zur Exemplifizierung zu generieren, wurden vorliegende Daten aus Berichten der FGEs zum Umsetzungsprozess der WRRL herangezogen, dabei vorwiegend die Bewirtschaftungspläne der FGEs des ersten Bewirtschaftungszyklus' und die Berichte nach Art. 3 WRRL (Koordinierung von Verwaltungsvereinbarungen). Flankierend dazu wurden vereinzelt weitere Informationsressourcen wie die *Transboundary Freshwater Dispute Database* der Oregon State University sowie weiterführende Untersuchungen zur Umsetzung der WRRL berücksichtigt.
Im Folgenden wird zunächst der konzeptionelle Ansatz zur Zusammenstellung der einzelnen Indikatoren dargestellt. Im Anschluss werden die einzelnen Indikatoren benannt und empirisch angewendet. Dabei werden jeweils neben einer zusammenfassenden Darstellung einzelne Indikatoren beispielhaft herausgegriffen und näher erläutert. Der Beitrag schließt mit einer zusammenfassenden Wertung der Ergebnisse.

2. Konzeptionelle Herangehensweise

Um den Stand der Umsetzung der WRRL mit Blick auf den Management-Prozess zu indizieren, werden Indikatoren entlang von vier Systematisierungskriterien differenziert. Zu diesen gehören i) die Management-Dimension, ii) Quantität versus Qualität, iii) die Phasen des politischen Prozesses sowie iv) die Struktur des jeweiligen Problems. Diese Indikatoren werden im Folgenden genauer definiert und in Bezug auf ihre Relation zueinander dargestellt.
Das Kriterium der **Management-Dimension** umfasst Management-Voraussetzungen und -Outputs. Management-Voraussetzungen beziehen sich auf Governance-Strukturen. Der Governance-Begriff wird dabei in Anlehnung an STOKER (1998) im Sinne eines allgemeinen Organisationsrahmens verstanden und bezieht sich damit nicht allein auf partizipative Formen der Entscheidungsfindung. Berücksichtigt werden dabei in diesem Konzept sowohl Institutionen, die das Handeln von Akteuren anleiten als auch Akteure, die in den Prozess der Entscheidung und Implementierung von Regeln eingebunden sind. Der Management-Output bezieht sich auf das jeweilige direkte Ergebnis (im Sinne eines Produkts) eines Management-Prozesses (z.B. BIDDLE & KOONTZ 2014). Beispiele sind Entscheidungen oder Implementierungen von Entscheidungen. Der Management-Output ist abzugrenzen vom Management-Outcome, d.h. der Zielerreichung, wie etwa ein guter Gewässerzustand. Die genannten Management-Dimensionen sind relevant, da ohne sie keine Handlung im Hinblick auf die Umsetzung der WRRL vorliegt.
Die Management-Dimensionen werden weiter nach dem Kriterium der **Quantität versus Qualität** differenziert. Während quantitative Indikatoren als erster Bewertungsschritt auf die bloße Anzahl an Aktivitäten abheben, beschreiben qualitative Indikatoren als zweiter Bewertungsschritt die inhaltliche Relevanz der Aktivitäten im Hinblick auf die Umsetzung der WRRL. Quantitative Indikatoren sind deshalb sinnvoll, da sie anzeigen, ob überhaupt eine

Aktivität stattfand. Qualitative Indikatoren sind darüber hinaus deshalb relevant, da die Anzahl an Aktivitäten allein keine hinreichende Bedingung für die Erreichung der Qualitätsziele der WRRL darstellt.

Welche Management-Voraussetzungen oder -Outputs quantitativer oder qualitativer Art ein gutes Management anzeigen, ist weiterhin von der **Phase des politischen Prozesses** abhängig. Unterschieden wird dabei in Anlehnung an BLUM und SCHUBERT (2011) zwischen den Phasen der Politikformulierung, -implementierung und -evaluierung. Diese Phasen lassen sich dem Umsetzungsprozess der WRRL zuordnen, von der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung über die Umsetzung einzelner Maßnahmen bis hin zur Evaluierung des Umsetzungsprozesses. Eine Differenzierung entlang des politischen Prozesses ist insbesondere deshalb sinnvoll, da grundsätzlich unterschiedliche Faktoren für gute politische Ergebnisse je nach Phase hervorgehoben werden.

Die Beurteilung der Management-Voraussetzungen und -outputs ist weiterhin von der **Struktur des Problems** abhängig. Diese wird im vorliegenden Konzept nach dem Kriterium der Komplexität eines Problems bestimmt. Dabei werden in Anlehnung an die psychologische Debatte zur komplexen Problemlösung (z.B. FUNKE 2012, AMELUNG & FUNKE 2013) die Komplexitätsdimensionen der Ziele, Variablen, Dynamiken, Vernetzungen und der Informationsunsicherheit unterschieden. Die Berücksichtigung der Problemstruktur im Allgemeinen und der Komplexität im Besonderen wird in der Literatur zum Wasserressourcen-Management stark hervorgehoben (KIRSCHKE & HAGEMANN 2014). Sie ist insbesondere deshalb relevant, da Management-Faktoren in Abhängigkeit von der jeweiligen Problemstruktur variieren können. Zum Beispiel können Teilprobleme von unterschiedlich hohen Informationsunsicherheiten geprägt sein und somit auch die Integration von unterschiedlichen Akteuren erfordern (vgl. NEWIG et al. 2005).

Die genannten Indikator-Gruppen sollen nicht separat diskutiert, sondern in ein Gesamtkonzept integriert werden (Abb. 1). Management-Voraussetzungen und -Outputs werden dabei als zwei aufeinanderfolgende, unabhängige Variablen für den Management-Outcome verstanden. Welche Management-Voraussetzungen und -Outputs quantitativer und qualitativer Art ein gutes Management indizieren, wird in Abhängigkeit von zwei intervenierenden Variablen betrachtet: dem politischen Prozess und der Struktur des politischen Problems. Eine solche Kombination von Ansätzen ist einer separaten Diskussion vorzuziehen, da sie umfassender ist und somit den Validitätsgrad von Bewertungen des Umsetzungsprozesses erhöht.

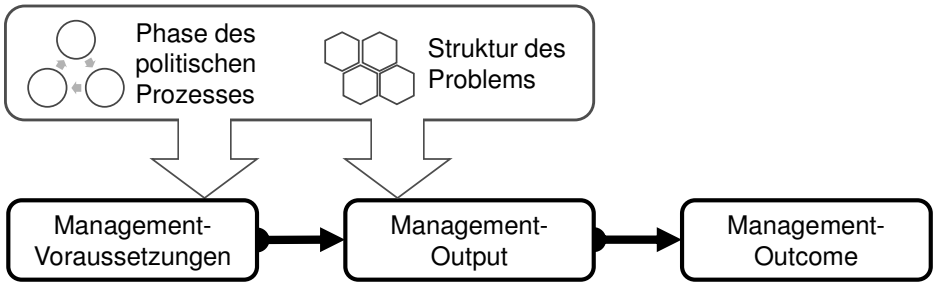


Abb. 1: Übersicht Indikator-Ansatz.

3. Indikatoren in der Theorie

Basierend auf diesem konzeptionellen Ansatz wurden insgesamt 38 Indikatoren für ein gutes Management zur Umsetzung der WRRL identifiziert. Dabei fallen die meisten der Indikatoren auf (qualitative) Management-Voraussetzungen und die Phase der Politikformulierung. Die Mehrzahl ist zudem unabhängig von der Problemstruktur. In Tabelle 1 werden die Indikatoren im Einzelnen benannt. Dabei folgt die Grundstruktur der Management-Dimension je nach Phase des politischen Prozesses, von der Politikformulierung (PF) über die -Implementierung (PI) bis hin zur -Evaluierung (PE). Sofern eine Abhängigkeit von der Problemstruktur erwartet wird, ist dies in Klammern hinter den jeweiligen Indikatoren durch ein ‚PS' gekennzeichnet. Ob Indikatoren qualitativer oder quantitativer Art sind, wird dabei nicht gesondert gekennzeichnet, da diese Zuordnung je nach Fokus der Analyse variieren kann.

Tab. 1: Management-Indikatoren zur Umsetzung der WRRL – Theorie.

	Management-Voraussetzungen	Management-Outputs
PF	Zuständigkeitsverteilung	Vorliegen von Entscheidungen
	Präzision bei der Zuständigkeitsverteilung	Präzision bei der Zieldefinition (PS)
	Institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala – national	Verbindlichkeit der Entscheidung (PS)
	Institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala – international	Informationssicherheit bei der Entscheidung
	Subsidiaritätsprinzip	Entscheidungsunterstützende Elemente als Grundlage für die Entscheidung (PS)
	Intersektorale Verantwortungs- bzw. Kooperationsstruktur (PS)	Berücksichtigung des Kriteriums der Kosteneffizienz bei der Entscheidung
	Personelle Ressourcen	Gesicherter Finanzierungsplan
	Finanzielle Ressourcen	Nachhaltige Finanzierung
	Partizipation bei Konflikten (PS)	Akzeptanz von Entscheidungen
	Partizipation zur Informationsgenerierung (PS)	Qualität von Entscheidungen
	Effizienter Beteiligungsprozess	
	Informationsfluss für Stellungnahmen	
	Informationsfluss zu Hintergrunddokumenten	
	Aussprechen von und Umgang mit Empfehlungen	
	Co-Entscheidung (PS)	
	Delegation zur Streitschlichtung (PS)	
PI	Zuständigkeitsverteilung	Umsetzung von Maßnahmen
	Präzision bei der Zuständigkeitsverteilung	
	Personelle Ressourcen	
	Finanzielle Ressourcen	
	Gerichtliche Kontrolle	
PE	Zuständigkeitsverteilung	Evaluierung von Prozessen
	Rolle unabhängiger Dritte	Evaluierung von Outputs
	Partizipation bei der Evaluierung	Evaluierung von Outcomes

Drei Indikatoren sollen im Folgenden beispielhaft erläutert werden. Ein erster Beispielindikator ist die **institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler Ebene**. Dieser Indikator i) bezieht sich auf Management-Voraussetzungen, ii) ist nach unserem Verständnis qualitativ, iii) betrifft die Phase der Politikformulierung und iv) ist unabhängig vom Komplexitätsgrad des Problems. Grundsätzlich hebt der Indikator darauf ab, dass die hydrologische Skala, also die Grenzen der Flussgebietseinheit, der institutionellen Skala, also den Grenzen der Verwaltungseinheit, entspricht, sei es in Form der Existenz einer Flussgebietsorganisation oder in Form vertraglich geregelter Austauschprozesse zwischen den verantwortlichen Institutionen der jeweiligen Gebietskörperschaften eines Einzugsgebietes. Die institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler Ebene wird als Indikator aufgeführt, da sie in der WRRL (Art. 3) gefordert wird, und trotz wichtiger Problematisierungen (z.B. MOSS 2003, FRITSCH & NEWIG 2009) auch in der wissenschaftlichen Literatur verbreitet ist (im Überblick BEVERIDGE & MONSEES 2012).
Ein zweiter Beispielindikator ist die **Verbindlichkeit von Entscheidungen**. Dieser Indikator i) bezieht sich auf den Management-Output, ii) ist nach unserem Verständnis qualitativ, iii) betrifft die Phase der Politikformulierung und iv) ist abhängig vom Komplexitätsgrad des Problems. Verbindlichkeit bedeutet, dass Akteure an eine Regel bzw. an ein Set von Regeln *rechtlich* gebunden und somit dazu verpflichtet sind, die in der Regel beschriebenen Handlungsvorgaben umzusetzen (ABBOTT et al. 2000). Grundsätzlich wird angenommen, dass mit dem Verbindlichkeitsgrad von Regeln auch die Wahrscheinlichkeit ihrer Umsetzung steigt (MAY 2005). Bei Problemen, die aufgrund von starken Dynamiken, Vernetzungen und Informationsdefiziten durch starke Unsicherheiten geprägt sind, kann Verbindlichkeit jedoch kontraproduktiv sein, da solche Probleme eine flexible Anpassung an sich verändernde Umstände erfordern (ABBOTT & SNIDAL 2000).
Ein dritter Beispielindikator ist die **Evaluierung von Prozessen**. Dieser Indikator i) bezieht sich auf den Management-Output, ii) ist nach unserem Verständnis quantitativ, iii) bezieht sich auf die Phase der Politikevaluierung und iv) ist unabhängig vom Komplexitätsgrad des Problems. Die Evaluierung von Prozessen betrifft die Evaluierungen von den dem Management-Ergebnis zu Grunde liegenden Management-Voraussetzungen. Diese können sowohl die Verantwortungsstrukturen als auch die partizipativen Prozesse umfassen. Ausgeschlossen ist somit die Evaluierung des Management-Ergebnisses und der Zielerreichung selbst. Eine Evaluierung von Management-Prozessen ist zwar in der WRRL nicht kodifiziert, wird jedoch in der Literatur stark hervorgehoben, etwa um Rechtsbefolgung zu messen und Managementprozesse zu verbessern (z.B. im Allgemeinen RAUSCHMAYER 2009 und mit Bezug zu Partizipation z.B. VON KORFF et al. 2010, LUYET et al. 2012).

4. Indikatoren in der Praxis

Die empirische Anwendung der Indikatoren bezieht sich vorwiegend auf die Umsetzung auf Flussgebietsebene; zum Teil wurde zudem die Länderebene in die Analyse miteinbezogen. Die folgende zusammenfassende Darstellung erfolgt dabei anonymisiert entlang von zwei Darstellungskriterien: dem Erfüllungsgrad und der Varianz zwischen den einzelnen FGEs, jeweils auf der Basis bestehender und damit nicht grundsätzlich vollständiger Daten. Dabei bezieht sich der Erfüllungsgrad darauf, zu welchem Grad (niedrig, mittel, hoch) ein Indikator

in den FGEs umgesetzt worden ist. Die Varianz bezieht sich auf die Frage, wie der Erfüllungsgrad zwischen den einzelnen FGEs variiert (niedrig, mittel, hoch). Sofern keine Daten für eine Bestimmung vorlagen, wurde der Indikator als nicht anwendbar (N.A.) auf der Basis der vorliegenden Datenlage bezeichnet.

Beim **Erfüllungsgrad** zeigt sich, dass die Mehrzahl der identifizierten Indikatoren eher erfüllt zu sein scheint und nur vereinzelt Indikatoren nur teilweise bzw. eher nicht erfüllt sind (Abb. 2). Zu den Indikatoren, die eher erfüllt sind, gehören sowohl verschiedene Management-Voraussetzungen als auch -Outputs. Nur teilweise oder eher nicht erfüllt sind i) einzelne Management-Voraussetzungen wie die institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler und internationaler Ebene, die intersektorale Verantwortungs- bzw. Kooperationsstruktur und die Delegation zur Streitschlichtung, sowie ii) Management-Outputs wie die Präzision und Verbindlichkeit der Ziele, Informationssicherheit bei der Entscheidung, die Nutzung von entscheidungsunterstützenden Elementen für die Entscheidung, die Klärung der Finanzierung der Umsetzung, sowie die Akzeptanz und Umsetzung von Maßnahmen.

Bezüglich der **Varianz** zwischen den FGEs zeigt sich, dass die meisten Indikatoren flächendeckend ähnliche Ausprägungen haben, und nur wenige Indikatoren eine gewisse Varianz aufweisen (Abb. 3). Zu den Indikatoren, die keine Varianz aufweisen, gehören wiederum sowohl verschiedene Management-Voraussetzungen als auch -Outputs. Zu den Indikatoren, die eine gewisse Varianz aufweisen, gehören etwa die Delegation zur Streitschlichtung, die Verbindlichkeit und Akzeptanz von Entscheidungen sowie sehr bedingt auch die institutionelle Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler und internationaler Ebene und die Etablierung einer intersektoralen Verantwortungs- bzw. Kooperationsstruktur.

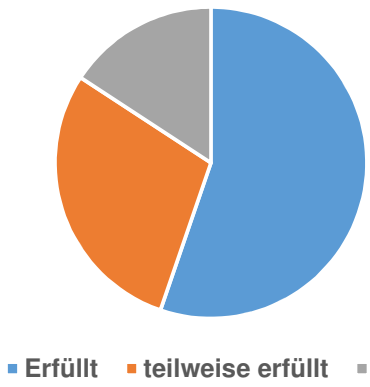


Abb. 2: Erfüllungsgrad der Indikatoren.

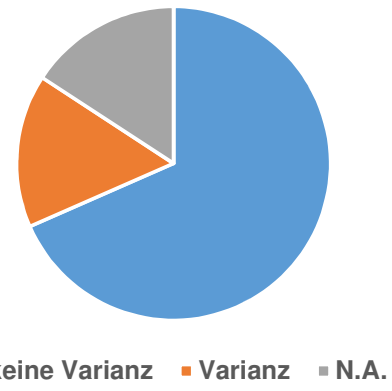


Abb. 3: Varianz der Indikatoren.

Im Folgenden sollen einzelne Indikatoren beispielhaft in ihren Ausprägungen genauer dargestellt werden. Dabei werden die zuvor erläuterten Indikatoren der institutionellen Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler Ebene, der Verbindlichkeit von Entscheidungen und der Evaluierung von Prozessen herausgegriffen.

Der Indikator der **institutionellen Verankerung der hydrologischen Skala auf nationaler Ebene** ist nach den Berichten nach Art. 3 WRRL nur zum Teil erfüllt und variiert zwischen den einzelnen FGEs. Das bedeutet, dass die hydrologische Skala auf nationaler Ebene unterschiedlich stark institutionalisiert ist. So haben einzelne Flussgebietseinheiten eine Fluss-

gebietsgemeinschaft für die Koordination des (nationalen Teils eines) Einzugsgebietes etabliert, wie etwa bei der Flussgebietseinheit Elbe oder Weser der Fall. Bei anderen Flussgebietseinheiten wurde keine Flussgebietsgemeinschaft auf nationaler Ebene etabliert, wie etwa bei der FGE Oder. Austauschprozesse erfolgen dann direkt zwischen den relevanten Verwaltungen der Länder oder im Rahmen der internationalen Organisation der FGE.
Auch der Indikator der **Verbindlichkeit von Zielen** ist nach den Bewirtschaftungsplänen nur zum Teil erfüllt und variiert zwischen den einzelnen FGEs. Nimmt man zunächst das Konstrukt der WRRL als Ansatzpunkt zur Bewertung, so liegt grundsätzlich ein mittlerer Verbindlichkeitsgrad vor. Dies definiert sich darüber, dass eine europäische Richtlinie zwar ein rechtsverbindliches Dokument ist, jedoch das Erreichen der Ziele der WRRL durch die Möglichkeit der Anmeldung von Ausnahmetatbeständen zu einem gewissen Grad variabel ist. Diese Vorgabe bezieht sich allerdings auf die übergeordnete Zielerreichung und nicht auf die Sub-Ziele wie beispielsweise einzelne Maßnahmen. Somit kann der Verbindlichkeitsgrad bei der Durchführung einer bestimmten Maßnahme von Bundesland zu Bundesland variieren. Bei der Begutachtung der Bewirtschaftungspläne zeigt sich schließlich, dass diese zwar alle zunächst nicht rechtsverbindlich sind, doch in den Plänen selbst der Grad an Verbindlichkeit unterschiedlich beschrieben wird – von einer expliziten Aussage über die Verbindlichkeit (z.B. BWP Elbe) bis hin zu einer expliziten Negierung der Verbindlichkeit (z.B. BWP Rhein). Dies scheint insbesondere in Bezug auf die Herausbildung von Gewohnheitsrecht relevant und könnte ein Indikator für den politischen Willen der Umsetzung sein.
Schließlich soll der Indikator der **Evaluierung von Prozessen** betrachtet werden. Dieser wurde bezüglich des Erfüllungsgrades als eher positiv und wenig variabel eingestuft. So werden im Rahmen des Umsetzungsprozesses der WRRL bestimmte Management-Voraussetzungen grundsätzlich evaluiert, so etwa die allgemeine Rolle von Partizipation (vgl. RAUSCHMAYER 2009), oder – zumindest durch allgemeine Abfrage – die Existenz und Qualität von Verantwortungsstrukturen (Berichte nach Art. 3 WRRL, EUROPEAN COMMISSION 2012). Jedoch wird nicht die Gesamtheit der Management-Voraussetzungen erfasst bzw. eine tiefergehende Analyse der Verantwortungsstrukturen vorgenommen, sodass Varianzen in Bezug auf Evaluierungen vorliegen können. Ein Beispiel für solch eine mögliche Varianz ist die Durchführung von speziellen Studien zur Beurteilung der Partizipationsprozesse. Dies ist den Bewirtschaftungsplänen zufolge nur vereinzelt der Fall, etwa bei den FGEs Eider und Schlei/Trave.

5. Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag hat basierend auf einem neuen konzeptionellen Ansatz ein Set an Management-Indikatoren zusammenfassend dargestellt und empirisch exemplifiziert.
Auf konzeptioneller Ebene zeigt sich, dass verschiedene, üblicherweise separat diskutierte Indikatoren systematisch in ein Gesamtkonzept integriert werden können. Interessant ist dabei insbesondere die Einbeziehung von intervenierenden Variablen im Sinne von Kontextfaktoren wie die Phasen des politischen Prozesses und die Problemstruktur für die Bestimmung von adäquaten Management-Voraussetzungen und -Outputs. Diese systematische Integration von kontextabhängigen Faktoren entspricht dem weit verbreiteten Anspruch einen umfassenden Indikator-Ansatz zu etablieren ohne dass „Patentrezepte“ für ein gutes

Management vorgeschlagen werden (z.B. OSTROM 2007, PAHL-WOSTL et al. 2012). Gleichwohl hat sich gezeigt, dass Phasen des politischen Prozesses und insbesondere problemstrukturelle Aspekte bislang nur bedingt in übergreifende Management-Ansätze integriert worden sind (KIRSCHKE & HAGEMANN 2014). Das vorliegende Konzept leistet hier einen wesentlichen Beitrag.

Auf empirischer Ebene zeigt sich, dass die in diesem Sinne zusammengetragenen Indikatoren basierend auf der bestehenden Datenlage in empirischen Untersuchungen weitestgehend angewendet werden können. Besonders interessant ist dabei, dass eine Vielzahl der Indikatoren erfüllt zu sein scheint und nur wenige Varianzen vorliegen. Die empirischen Ergebnisse sind zunächst überraschend. So könnte der verzögerte und zum Teil variierende Umsetzungsprozess der WRRL vermuten lassen, dass zentrale Management-Indikatoren eher nicht erfüllt sein dürften und stärker variieren müssten. Wir gehen jedoch davon aus, dass die Vielzahl an erfüllten Indikatoren darauf hinweist, dass viele Management-Grundlagen geschaffen worden sind, um eine grundsätzliche Umsetzung der WRRL sicherzustellen. Einzelne Indikatoren, die nur teilweise erfüllt sind bzw. stärkere Varianzen aufweisen, können zudem einen möglichen Erklärungsgrund für unzureichende und variierende Zielerreichungen bieten. Ansatzpunkte sind dabei solche Indikatoren, die nicht grundsätzlich im Rahmen der Berichterstattung nach WRRL abgefragt werden, wie etwa die weitergehende Evaluierung von Prozessen selbst, und ob die Management-Voraussetzungen und -Outputs auf die problemstrukturellen Erfordernisse angepasst wurden (etwa im Hinblick auf die Verbindlichkeit von Zielen). Die vorliegende Untersuchung kann somit auch empirisch in Richtung eines ‚guten' Managements weisen und als Empfehlung für neu aufzubauende Strukturen und Prozesse dienen.

Jedoch müssen auch die Grenzen der Untersuchung berücksichtigt werden. Grenzen bestehen in Bezug auf die Anzahl und die Qualität der gewählten Indikatoren sowie bezüglich der empirischen Ergebnisse. In Bezug auf die Anzahl der Indikatoren ist anzumerken, dass die Liste der vorliegenden Indikatorgruppen und konkreten Indikatoren nicht abschließend ist, d.h. dass mehr Indikatoren bestehen als im Rahmen dieses Konzeptes analysiert und diskutiert wurden. In Bezug auf die Qualität der gewählten Indikatoren ist die Relevanz einzelner Indikatoren nicht abschließend geklärt. Das heißt, die Frage, inwiefern die Indikatoren jeweils einzeln und in Relation zueinander zu welchem Grad der Zielerreichung beitragen, bedarf weiterführender Untersuchungen. Empirisch ergeben sich schließlich Grenzen aufgrund des Fokus auf die Flussgebietsebene und die herangezogenen Datenquellen. Dies bedeutet etwa, dass Indikatoren, die auf FGE-Ebene eher erfüllt sind und nicht variieren, auf untergeordneten Ebenen nicht erfüllt bzw. variierend sein können und somit auch Defizite im Umsetzungsprozess erklären könnten.

Vor diesem Hintergrund sollte das Konzept zukünftig kontinuierlich auf der Basis des aktuellen Forschungsstandes fortgeschrieben und empirisch getestet werden. Bezüglich der Fortschreibung sollte das Konzept als eine offene Liste verstanden, und entsprechend den jeweiligen Erkenntnissen vertieft, erweitert und priorisiert werden. Dabei ist insbesondere darauf zu achten, die relevanten problemstrukturellen Indikatoren weiter systematisch in das Konzept zu integrieren. Empirisch müssen die Indikatoren in Bezug auf ihre relative Relevanz hin in verschiedenen Kontexten, d.h. unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbe-

dingungen, und unter Verwendung weiterer Detailinformationen systematisch getestet werden. Ein solcher Test bedarf einer engen Kooperation mit und dem Einverständnis von den jeweils zuständigen Verwaltungen, da einige Indikatoren allein auf der Basis von Detailinformationen von unter anderem Verwaltungsakteuren bestimmt werden können. In diesem Kontext soll abschließend auf die Notwendigkeit partizipativer Forschungsprozesse zur genauen Einschätzung von Managementprozessen vor Ort verwiesen werden.

Literatur

ABBOTT, K. W., KEOHANE, R. O., MORAVCSIK, A., SLAUGHTER, A.-M. & D. SNIDAL (2000): The concept of legalization. International Organization 54 (3): 401-419.

ABBOTT, K. W. & D. SNIDAL (2000): Hard and soft law in International governance. International Organization 54 (3): 421-456.

AMELUNG, D. & J. FUNKE (2013): Dealing with the uncertainties of climate engineering: Warnings from a psychological complex problem solving perspective. Technology in Society 35: 32-40.

BENSON, D., FRITSCH, O., COOK, H. & M. SCHMID (2014): Evaluating participation in WFD river basin management in England and Wales: Processes, communities, outputs and outcomes. Land Use Policy 38: 213-222.

BEVERIDGE, R. & J. MONSEES (2012): Bridging parallel discourses of Integrated Water Resources Management (IWRM): Institutional and political challenges in developing and developed countries. Water International 37 (7): 727-743.

BIDDLE, J. C. & T. M. KOONTZ (2014): Goal specificity: A proxy measure for improvements in environmental outcomes in collaborative governance. Journal of Environmental Management 145: 268-276.

BLUM, S. & K. SCHUBERT (2011): Politikfeldanalyse. 2., aktualisierte Auflage. VS Verlag für Sozialwissenschaften. Wiesbaden.

BMU (Hrsg.) (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern.

BMU (Hrsg.) (2013): Die Wasserrahmenrichtlinie. Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.

BRYSON, J. M., QUICK, K. S., SLOTTERBACK, S. C. & B. C. CROSBY (2013): Designing public participation processes. Theory to Practice. Public Administration Review 73 (1): 23-34.

EUROPEAN COMMISSION (2012): Commission staff working document. Member state: Germany. Accompanying the document: Report from the commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC). River Basin Management Plans.

FUNKE, J. (2012): Complex problem solving. In: SEEL, N. (Hrsg.): Encyclopedia of the sciences of learning. S. 682-121. Springer. Heidelberg.

JUNG, C.S. (2011): Organizational goal ambiguity and performance: conceptualization, measurement, and relationships. International Public Management Journal 14 (2): 193-217.

MAY, P. J. (2005): Regulation and compliance motivations: Examining different approaches. Public Administration Review 65 (1): 31-44.

MOSS, T. (2003): Solving problems of “fit” at the expense of problems of “interplay”? The spatial reorganization of water management following the EU Water Framework Directive. In: BREIT, H., ENGELS, A., MOSS, T. & M. TROJA (Hrsg.): How institutions change: perspectives on social learning in global and local environmental contexts. S. 85-121. Leske+Budrich. Opladen.

NEWIG, J., PAHL-WOSTL, C. & K. SIGEL (2005): The role of public participation in managing uncertainty in the implementation of the Water Framework Directive. European Environment 15: 333-343.

NEWIG, J. & O. FRITSCH (2009): Environmental governance: participatory, multi-level – and effective? Environmental Policy and Governance. 19 (3): 197-214.

OSTROM, E. (2007): A diagnostic approach for going beyond panaceas. PNAS 104 (39): 15181-15187

PAHL-WOSTL, C., LEBEL, L., KNIEPER, C. & E. NIKITINA (2012): From applying panaceas to mastering complexity: towards adaptive water governance in river basins. Environmental Science & Policy 23: 24-34.

RAUSCHMAYER, F., BERGHÖFER, A., OMANN, I. & D. ZIKOS (2009): Examining processes or/and outcomes? – Evaluation concepts in European governance of natural resources. Environmental Policy and Governance 19 (3): 159-173.

KIRSCHKE, S. & N. HAGEMANN (2014): Stärkung der Wasser-Governanceforschung. Impulse aus der Forschung zum Integrierten Wasserressourcen-Management. GAIA 23 (4): 313-317.

KIRSCHKE, S., RICHTER, S. & J. VÖLKER: Ableitung und Anwendung von Indikatoren zur Abschätzung des erreichten Fortschritts in den Flussgebietseinheiten. Teilprojektbericht. Stand 18.12.2014

LUYET, V., SCHLAEPFER, R., PARLANGE, M. B. & A. BUTTLER (2012): A framework to implement stakeholder participation in environmental projects. Journal of Environmental Management 111: 213-219.

SCHMEIER, S. (2013): Effektives Management grenzüberschreitender Flussgebiete – die Rolle von Flussgebietskommissionen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 57 (4): 179-184.

STOKER, G. (1998): Governane as theory: five propositions. International Social Science Journal 1998: 17-28.

UNEP (2012): The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management.

VON KORFF, Y., D’AQUINO, P., DANIELL, K. A. & R. BIJLSMA (2010): Designing participation processes for water management and beyond. Ecology and Society 15 (3).

WRRL. 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. 2000.

Oberflächengewässer: Auswirkungen von Nutzungskonkurrenzen auf die menschliche Gesundheit

Stephan Luther, Christian Timm, Lars Jurzik, Thomas Kistemann

Zusammenfassung

Im Kontext der Europäischen Badegewässerrichtlinie untersuchte das BMBF-geförderte Projekt „Sichere Ruhr“ über 18 Monate an acht Probennahmestellen entlang der Ruhr nahe dem Baldeneysee in Essen die Konzentration von Mikroorganismen. Die erhobenen Daten flossen in die Modellierung von Erkrankungshäufigkeiten und -ausmaß ein, um gesundheitliche Risiken eines möglichen Badebetriebs zu bewerten. Die modellierten Erkrankungswahrscheinlichkeiten fielen niedriger aus als auf europäischer Ebene für Badegewässer akzeptierte Erkrankungswahrscheinlichkeiten. In Form des als DALYs (verlorene gesunde Lebensjahre) berechneten Schadensausmaß erwiesen sich die Risiken als vergleichbar mit jenen des Ertrinkens. Allerdings ist eine mindestens „ausreichende“ Einstufung nach EU-Richtlinie auf Grundlage der geforderten Indikatorparameter (*E. coli*, intestinale Enterokokken) nicht ohne weiteres möglich.

1. Einleitung

Sonnige Sommertage laden Anwohner von Oberflächengewässern, unabhängig von behördlich ausgesprochenen Badeverboten, regelmäßig zum Baden ein. Dieses Phänomen lässt sich auch im Bereich des Essener Baldeneysees, ein Stausee im Ruhrverlauf, beobachten. Entlang der Ruhr herrscht seit 1952 ein durch die Bezirksregierung ausgesprochenes, vollständiges Badeverbot. Nur für den Baldeneysee galt bis 1972 eine Ausnahmeregelung. Dennoch lässt sich an sonnigen Tagen an einladenden Uferbereichen eine große Anzahl Badender ausmachen. Neben Abschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen können Starkregenereignisse zu einem Abschlag aus Regenüberlaufbecken führen, wodurch neben Niederschlagswasser auch ungeklärtes Siedlungsabwasser in die Ruhr eingeleitet wird. In Folge dessen ist mit einer Verschlechterung der hygienischen Situation und damit einhergehenden Gesundheitsgefahren zu rechnen, auch ohne dass sich ein medienwirksames Hochwasser ereignet haben muss. Die behördliche Ausweisung einer Badestelle nach EU-Recht würde durch regelmäßige Kontrollen die Gesundheit der Badenden sichern sowie durch das gestiegene Naherholungsangebot einen Zugewinn für die Region bedeuten. Doch welche rechtlichen Handlungsnotwendigkeiten ergeben sich daraus für das örtliche Gesundheits- oder Umweltamt? Diese Frage lässt sich nicht isoliert für eine einzelne Kommune beantworten, sondern muss im Rahmen der europäischen Gesetzgebung betrachtet werden. Als gesetzlicher Rahmen dient die EU-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG) bzw. ihre Umsetzung in Landesrecht, die NRW-Badegewässerverordnung (NRWBGVO). Laut Verordnungstext wird ein Badegewässer definiert als

> „(…) jeder Abschnitt eines Oberflächengewässers, bei dem die zuständige Behörde mit einer großen Zahl von Badenden rechnet (…)“ (MINISTERIUM FÜR INNERES UND KOMMUNALES DES LANDES NRW 2007, §1 Abs. (3)).

In der Badegewässerverordnung Schleswig-Holsteins beispielsweise wird dies folgendermaßen konkretisiert:

> „(…) Davon ist insbesondere auszugehen, wenn auf die Badestelle hingewiesen wird, Maßnahmen zur Sicherung von Badenden getroffen wurden oder infrastrukturelle auf die Bedürfnisse von Badenden ausgerichtete Gegebenheiten wie zum Beispiel sanitäre Einrichtungen, Kioske, Parkplätze vorhanden sind." (LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN 2008 §1 Abs (3)).

In Gesprächen mit dem Leiter des Bund-Länder-Arbeitskreises Badegewässer (BLAK) wurde ein Richtwert von 50 Personen an sonnigen Tagen als „(…) eine[r] große[n] Zahl von Badenden (…)" bezeichnet. Wird ein Gewässer nach dieser Definition als Badegewässer erkannt, muss eine Beprobung und Einstufung nach der Badegewässerverordnung durch die verantwortlichen, kommunalen Behörden (Gesundheitsämter/Umweltämter) durchgeführt werden.
Die nordrhein-westfälische Verordnung sieht als Badesaison den Zeitraum 15.5. – 15.9. vor und benennt Konzentrationsschwellwerte für Indikatororganismen (*E. coli,* Intestinale Enterokokken), über die eine bewertende Einstufung eines Badegewässers („mangelhaft", „ausreichend", „gut", „ausgezeichnet") und potentielle Badeverbote (intestinale Enterokokken: 700 KBE/100ml, *E. coli*: 1.800 KBE/100ml) ausgesprochen werden können. Die Probenahmetermine müssen vor der Badesaison festgelegt werden. Bei grenzwertüberschreitenden Probenergebnissen, die durch vorhersehbare Ereignisse verursacht werden, kann im Sinne der Richtlinie von „kurzzeitigen Verschmutzungen" ausgegangen werden. In diesen Fällen müssen die Beprobungen sieben Tage nach Beendigung der kurzzeitigen Verschmutzung wiederholt werden. Zudem fordert die EU-Badegewässerrichtlinie sowie deren länderspezifische Umsetzung, die Erstellung von „Badegewässerprofilen" für alle Badegewässer. Hauptaugenmerk liegt auf der Charakterisierung des Einzugsgebietes mit besonderem Fokus auf Verschmutzungsursachen im Einzugsgebiet. Dadurch soll die Bedeutung von Gewässerbewirtschaftungsmaßnahmen im Gegensatz zur reinen passiven Überwachung hervorgehoben werden (SZEWZYK & KNOBLING 2007).
Hinweise auf eine unzureichende Indikatorfunktion der oben genannten Pathogene werfen allerdings die Frage auf, ob die gesetzlichen Grundlagen ausreichen, um die Badenden vor gesundheitlichen Risiken durch Mikroorganismen zu schützen. Den Grenzwerten der Badegewässerverordnung liegt ein „akzeptiertes Risiko" einer Erkrankungswahrscheinlichkeit von 3 - 5 % zu Grunde. Im Projekt „Sichere Ruhr", einer von zwölf Projekten aus der BMBF Fördermaßnahme RiSKWa (Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf), wurden weitere Pathogene untersucht und einer umfassenderen Risikocharakterisierung unterzogen.

2. Untersuchungen im Projekt Sichere Ruhr

Die Möglichkeiten zur Ausweisung eines Badegewässers, die Analyse der vorliegenden Hindernisse und die Bewertung der hygienischen Situation der Ruhr im Bereich des Baldeneysees waren Teilziele des Projektes „Sichere Ruhr".
Ein interdisziplinärer Forschungsverbund verschiedener Fachdisziplinen (Hygiene, Mikrobiologie, Geographie, Siedlungswasserwirtschaft, Kommunikationswissenschaften, Psychologie) konnte im Rahmen des Projektes zu neuen Erkenntnissen hinsichtlich der Risiken des Badens in der Ruhr beitragen. Über 18 Monate wurden an acht Probennahmestellen in 184

Einzelproben entlang der Ruhr zwischen Essen Rellinghausen und Essen Styrum (Abbildung 1) nahe dem Baldeneysee in Essen, die Konzentration diverser Mikroorganismen (Tabelle 1) sowie chemische und physikalische Begleitparameter erfasst.

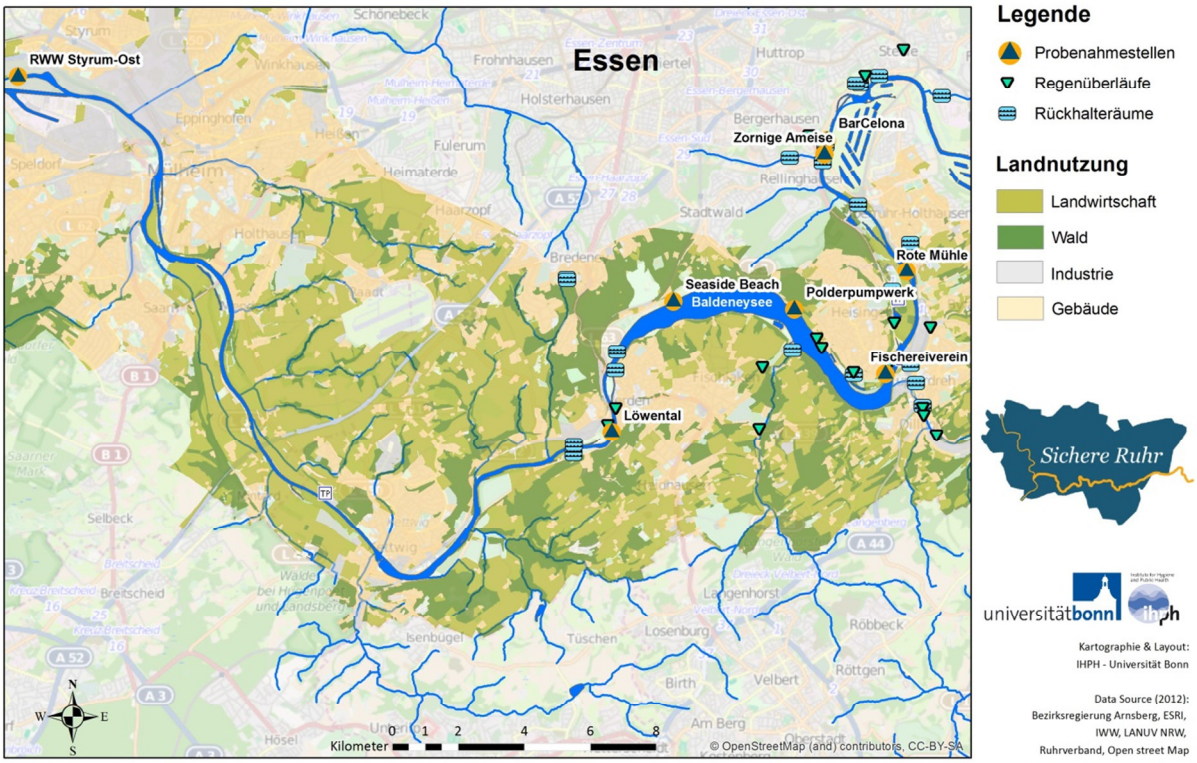


Abb. 2. Untersuchungsgebiet von "Sichere Ruhr"

Tab. 1. Hygienisch-mikrobiologische Parameter der Probennahmen

Gruppe	Parameter	Hygienische Bedeutung
Bakterien	*E. coli*	Indikatorparameter
	Intestinale Enterokokken	Indikatorparameter
	Coliforme Bakterien	Indikatorparameter
	Clostridium perfringens	Obligat pathogen
	Pseudomonas aeruginosa	Umweltbakterium (fakultativ pathogen)
	Aeromonaden	Umweltbakterium (fakultativ pathogen)
	Campylobakter	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Salmonellen	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
Viren	Adenoviren	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Polyomaviren	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Rotaviren	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Noroviren	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Enteroviren	Obligat pathogen (fäkale Herkunft)
	Coliphagen	Indikatorparameter
Parasitische Protozoen	*Cryptosporidium* spp.	Obligat pathogen
	Giardia lamblia	Obligat pathogen

3. Modellierung von Gesundheitsrisiken

Anhand der Parameter *E. coli* und Intestinale Enterokokken konnte in einer ersten Einschätzung eine mindestens „ausreichende“ Einstufung gemäß Badegewässerrichtlinie nicht ohne weiteres erreicht werden. Korrelationsrechnungen sowie die tagesbezogene Betrachtung von Einzelergebnissen zeigten einen unzureichenden Zusammenhang der beiden Indikatorparameter zu den weiteren untersuchten Mikroorganismen.

Zur weiteren Charakterisierung der Gesundheitsrisiken durch das Baden wurden diese auf Grundlage der vorliegenden Messergebnisse modelliert. Die untersuchten Pathogene verursachen nach oraler Aufnahme, bis auf *Pseudomonas aeruginosa*, in der Regel Durchfallerkrankungen mit unterschiedlicher Dauer und Intensität und können bei Säuglingen, älteren und immunsupprimierten Menschen gegebenenfalls zum Tode führen. Bei der Modellierung der gesundheitlichen Risiken wurde von einem Risikoverständnis ausgegangen, welches sich aus dem Produkt von Eintrittswahrscheinlichkeit einer Erkrankung und Schadensausmaß einer Erkrankung zusammensetzt. Zur Berechnung der Erkrankungswahrscheinlichkeit wurde eine Quantitative Mikrobiologische Risikobewertung (Quantitative Microbial Risk Assessment – QMRA) in Verbindung mit einer Monte Carlo Simulation (BAMBIC et al. 2011) durchgeführt. Ergänzt um das Konzept frühzeitig verlorener, gesunder Lebensjahre (Disability-Adjusted Life Years, DALY) (MURRAY 1994) konnte auf Grundlage der Erkrankungswahrscheinlichkeiten das Schadensausmaß der Erkrankungen quantifiziert werden.

Die Berechnung basiert auf aus der Literatur entnommenen Dosis-Wirkungsbeziehungen. Dabei handelt es sich je nach Pathogen um exponentielle, Beta-poisson- und Binomial Verteilungen. Im Rahmen der Monte Carlo Simulation wurden als Eingangsparameter die aufgenommene Wassermenge sowie die Badedauer für 100 Personen in je 100 Simulationen variiert (10.000 Berechnungen). Als aufgenommene Wassermenge wurde für Erwachsene 10 - 100 ml/h angenommen und 15 - 150 ml/h für Kinder (BAMBIC et al. 2011). Die Badedauer variierte zwischen 0,25 - 2,0 Stunden.

Die Modellierung der Erkrankungswahrscheinlichkeiten für eine Durchfallerkrankung konnte in Abhängigkeit der verfügbaren Dosis-Wirkungsmodelle für Salmonellen, Campylobacter, Rotaviren, Noroviren, Enteroviren, Cryptosporidien und Giardien durchgeführt werden.

In die Modellierung floss für jedes Pathogen ein Konzentrationswert ein, der aus der Bestimmung der statistischen Verteilung (Hockey-Stick Verteilung, Normalverteilung) der Messwerte abgeleitet wurde (MCBRIDE et al. 2013).

Die einzelnen berechneten Erkrankungswahrscheinlichkeiten wurden für die Badesaison (15.5. – 15.9.) je Probennahmestelle arithmetisch gemittelt und den o.g. akzeptierten Erkrankungswahrscheinlichkeiten gegenübergestellt. Die höchsten Erkrankungswahrscheinlichkeiten lagen bei 1,6 % für Rotaviren. Die akzeptierten Erkrankungswahrscheinlichkeiten von 3% - 5% in der Badegewässerrichtlinie (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMUNITIES 2002) liegen deutlich über den errechneten Werten für die Ruhr.

Zur weiteren Charakterisierung des gesundheitlichen Risikos wurde das Schadensausmaß auf Grundlage der Erkrankungswahrscheinlichkeiten ermittelt. Die dafür durchgeführte DALY-Modellierung berechnet auf Grundlage dieser Wahrscheinlichkeiten sowie Erkrankungsdauer, -schwere, altersspezifischer Letalität und Lebenserwartung der badenden Bevölkerung sogenannte „verlorene gesunden Lebensjahre“:

(1) DALY = YLL + YLD

YLL = Durch frühzeitigen Tod verlorene Lebensjahre (Years of Life Lost)
Erkrankungswahrscheinlichkeit x Letalität x verbliebene mittlere Lebenserwartung zum Zeitpunkt des Todes

YLD = Mit Behinderung gelebte Lebensjahre (Years lived with disability)
Erkrankungswahrscheinlichkeit x Schwere der Behinderung x Erkrankungsdauer

Erkrankungsdauer (PERCIVAL 2004) und -schwere (SALOMON et al. 2012) konnten der Literatur entnommen werden. Die Letalität der einzelnen, durch die untersuchten Pathogene verursachten Erkrankungen wurden, um vergleichbare Werte zu erhalten, auf Grundlage der Todesursachenstatistik des Bundes und der gemeldeten Erkrankungszahlen des Robert Koch-Instituts berechnet. Die Berechnung ist für je eine Person einer jeweiligen Altersklasse durchgeführt worden. Auf Basis einer telefonischen Befragung durch das Karlsruher Institut für Technologie (BÖRNER & WIEDEMANN 2014) konnte ein demographisches Profil der potentiell badenden Bevölkerung im Ruhrgebiet erstellt, auf 1000 Personen hochgerechnet und zu einem Gesamtwert aufsummiert werden.
Im Vergleich zu anderen Risiken wie gewissen Krebserkrankungen, Alzheimererkrankung und Verkehrsunfällen lassen sich die Risiken durch Durchfallerkrankungen in Folge des Badens in der Ruhr bewerten. Hier zeigt sich, dass das rotavirenbedingte Risiko, als eines der höchsten berechnete Risiken, in der gleichen Größenordnung wie das Risiko durch Ertrinken (bezogen auf Gesamtdeutschland, je 1000 Personen im Jahr 2010) liegt.
Als mögliche Eintragspfade für die hygienisch-mikrobiologisch relevanten Frachten (anhand von *E. coli*) sind Kläranlagen, Regenüberlaufbecken (RÜB) und diffuse Einträge (Düngerabschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen) in Betracht zu ziehen (KISTEMANN et al. 2009). Ausgehend von der Annahme, dass der Kemnader See bei Hattingen als Sedimentationssenke die Konzentrationen hygienisch relevanter Mikroorganismen (RUHRVERBAND 2010) reduziert, wurde für den Ruhrverlauf zwischen Hattingen bis Mülheim Styrum eine Frachtbilanzierung erstellt (TONDERA et al. 2015). Hierbei musste zwischen Trocken- und Regenwetter unterschieden werden. Für eine Abschätzung der diffusen Einträge wurden Flächennutzungen im Projektgebiet mit aus der Literatur bekannten (SCHREIBER et al. 2014), flächenspezifischen Einträgen verknüpft. Es zeigt sich, dass im Zeitraum der Badesaison bei Trockenwetter die Kläranlagenabläufe einen Anteil von 60 - 80 % der hygienisch relevanten Frachten verursachen. Diffuse Einträge nehmen einen Anteil zwischen 12 - 25 % ein. Bei Abschlägen aus Regenüberlaufbecken (RÜB) an Regenwettertagen verschiebt sich die prozentuale Verteilung deutlich. RÜBs sind dann für 55 - 70 % der Einträge verantwortlich, und Kläranlagen machen nur noch einen Anteil von 12 - 18 % der Einträge aus; Diffuse Quellen haben an Regenwettertagen einen Anteil von 10 - 15 % an den hygienisch relevanten Einträgen (TONDERA et al. 2015).

4. Schlussfolgerungen

Die modellierten Risiken lagen deutlich unter den „akzeptierten“ Erkrankungswahrscheinlichkeiten. Ausgehend von der Einstufung des Baldeneysees nach NRW Richtlinie als „mangelhaft“ und der ermittelten, davon abweichenden Bewertung des Risikos, wird die unzureichende Indikatorbedeutung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken deutlich.

Mögliche Handlungsoptionen zur Verbesserung der Badegewässerqualität sind die Ertüchtigung der Kläranlagenabläufe mit Technologien zur Hygienisierung des behandelten Abwassers (UV-Bestrahlung, Ozonierung, Perameisensäure), Kooperationen mit Landwirten zur Reduzierung der diffusen Abflüsse, wie im Beispiel der Düngemittelberatung der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) (SCHRÖDER & WIBBEKE 2009) oder durch Uferrandstreifen sowie die Ausrüstung von Regenüberlaufbecken mit hygienisierenden Technologien.

Mit Blick in die Zukunft erscheint die Einrichtung und Bewirtschaftung einer Badestelle am Baldeneysee in Essen in greifbare Nähe gerückt. Die ermittelten Risiken liegen im Bereich der Werte akzeptierter Risiken. Ein geringerer Eintrag hygienisch relevanter Frachten im Sinne einer richtlinienkonformen Gewässerbewirtschaftung ist technisch umsetzbar, muss jedoch finanziert werden können. Eine Umlage der Kosten über Abwasserabgaben auf die Bevölkerung kann eine Möglichkeit zur Finanzierung darstellen. Zudem könnte ein im Rahmen des Projektes entwickeltes Monitoringsystem auf Grundlage von Onlinemessungen eine Bewertung der Gewässerqualität nahezu in „Echtzeit“ ermöglichen. Die gesundheitlichen Risiken erhöhter Pathogenkonzentrationen in Folge von Starkregenereignissen und Hochwasser ließen sich hierdurch besser vermeiden. So könnten Badeverbote rechtzeitig richtlinienkonform ausgesprochen, aber dennoch das Naherholungsangebot erhöht und die Gesundheit der Bevölkerung geschützt werden.

Literatur

BAMBIC, D., MCBRIDE, G., MILLER, W., STOTT, R. & S. WUERTZ (2011): Quantification of Pathogens and Sources of Microbial Indicators for QMRA in Recreational Waters. Alexandria (USA)

BÖRNER, F. & P. WIEDEMANN (2014): Wasser im Blick der Öffentlichkeit. Ergebnisse der deutschlandweiten Umfrage des BMBF-Forschungsprojekts „Sichere Ruhr“. (Interner Abschlussbericht)

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMUNITIES (2002): Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning the quality of bathing water. Brüssel.

EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RAT (2006). Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. Amtsblatt der Europäischen Union L 64/S. S. 37-51

KISTEMANN, T., KOCH, C., CLAßEN, T., RECHENBURG, A., KRAMER, F., HERBST, S., FRANKE, C., RIND, E., HÖSER, C. & M. EXNER (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. Ministerium für Um-

welt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.), Düsseldorf. http://www.ihph.de/dokumente/Swist-Broschuere.pdf (14.02.15)

LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (2008): Landesverordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung).

MCBRIDE, G., STOTT, R., MILLER, W., BAMBIC, D. & S. WUERTZ (2013): Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. Water Research 47: 5282 – 5297.

MINISTERIUM FÜR INNERES UND KOMMUNALES DES LANDS NRW (2007): Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung).

MURRAY, C. J. (1994): Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. Bulletin of the World Health Organization 72, Nr. 3 (1994): 429–45.

PERCIVAL, S. (2004): Microbiology of Waterborne Diseases: Microbiological Aspects and Risks. Academic Press.

RUHRVERBAND (Hrsg.) (2010): Hygienische Beschaffenheit der Ruhr. In: Ruhrgütebericht 2010, S. 99-105. Essen.

SALOMON, J. A., VOS, T., HOGAN, D.R., GAGNON, M., NAGHAVI, M., MOKDAD, A., BEGUM, N., u. a. (2012): Common values in assessing health outcomes from disease and injury: disability weights measurement study for the Global Burden of Disease Study 2010. The Lancet 380: 2129 – 2143.

SCHREIBER C., RECHENBURG A., RIND E. & T. KISTEMANN (2014): The impact of land use on microbial surface water pollution. International Journal of Hygiene and Environmental Health 218: 181 – 187.

SCHRÖDER, D. & D. WIBBEKE (2009): Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Bereich der Ruhr – aktuelle Erhebungen der Kooperation Landwirtschaft/Wasserwirtschaft In: RUHRVERBAND (Hrsg.) (2009): Ruhrgütebericht 2009, S. 165 - 169. Essen.

SZEWZYK, R. & A. KNOBLING (2007): Umsetzung der neuen EG-Badegewässerrichtlinie in Deutschland. Bundesgesundheitsblatt 50: 354 – 358.

TONDERA, K., KLAER, K., RODER, S., BRUECKNER, I., STRATHMANN, M. & J. PINNEKAMP (2015): Identifying Relevant Pathogen Pathways into Surface Waters Used for Recreational Purposes. International Journal of Hygiene and Environmental Health. Submitted.

Einfluss steigender landwirtschaftlicher Bioenergieproduktion auf die Fließgewässergüte

Seifeddine Jomaa, Sanyuan Jiang, Michael Rode

Die Fließgewässer in Deutschland sind mäßig bis stark mit Nährstoffen aus punktuellen und diffusen Quellen belastet. Die Quantifizierung der Belastungsquellen sowie die Bewertung derzeitiger Nutzungsänderungen, speziell im Bioenergiebereich, ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.
Ziel der Studie ist daher:
a) den neuen semidistributiven und prozessbasierten Modellansatzes HYPE (HYdrological Predictions for the Environment) für die Simulation von anorganischen Stickstofffrachten in genesteten und räumlich sehr variablen mesoskaligen Einzugsgebieten zu testen und darauf aufbauend
b) landwirtschaftliche Landnutzungsänderungen mit verstärktem Bioenergieanbau im Hinblick auf den Stickstoffeintrag in Fließgewässer zu untersuchen.
Die Modellidentifikation wurde mittels des Baysian interference Ansatzes DREAM(ZS) für die beiden Mittelgebirgseinzugsgebiete Selke (438 km²) und Waida (99,5 km²) durchgeführt. Die Modellkalibrierung und Validierung führte zu exzellenten Ergebnissen für die hydrologische Simulation mit niedrigsten Nash Sutcliffe Koeffizienten (NSE) von 0,86 (Selkeeinzugsgebiete) und 0,81 (Weidagebiet). Entsprechend der hydrologischen Variabilität und Landnutzungsverteilung nehmen die Stickstoffkonzentrationen im Gewässerverlauf zu und die Dynamik der Konzentrationen nimmt ab. Dies spiegelt den kombinierten Effekt von zunehmenden Einträgen und abnehmendem gewässerinternen Stickstoffrückhalt wider. Die Stickstofffrachten wurden sehr gut für alle betrachteten Zeiträume und Einzugsgebiete berechnet mit niedrigsten NSE Werten von 0,70 (Selke) und 0,71 (Weida).
Darüber hinaus kann gezeigt werden, dass durch die Einbeziehung mehrerer beobachteter Teileinzugsgebiete die Modellunsicherheiten deutlich reduziert werden kann. Dies gilt nur für die Stickstofffrachtberechnung. Der Einfluss auf die Abflussberechnung ist gering. Basierend auf langjährigen Zeitreihen (1997-2013) mit variablen Düngeniveaus aufgrund sich verändernder Anbaustrukturen werden für das Weidagebiet Szenarien zum Bioenergieanbau berechnet. In den vergangenen 10 Jahren stieg die Maisanbaufläche in dem Einzugsgebiet um 50% an. Die Ergebnisse zum derzeitigen und prognostizierten Nutzungswandel werden abschließend hinsichtlich ihres Einflusses auf die Stickstofffrachten diskutiert.

Ein transdisziplinärer Ansatz zur Unterstützung eines integrierten Wassermanagements unter Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen

Tuck Fatt Siew, Petra Döll

Zusammenfassung

Die Umsetzung des transdisziplinären Ansatzes ist eine große Herausforderung und es bedarf vor allem der Anpassung des Ansatzes an die lokalen politischen und sozio-kulturellen Rahmenbedingungen. In diesem Fachbeitrag stellen wir einen angepassten transdisziplinären Ansatz vor, den wir zur Unterstützung Land- und Wassermanagement im ariden Einzugsgebiet des Tarims in Nordwesten Chinas unter Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen, angewandt haben. Der Ansatz besteht aus drei Schritten und wird durch partizipative Methoden unterstützt, einschließlich Baye'sche Netze (BN). Mit Hilfe eines BNs werden die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die ausgewählten Ökosystemdienstleistungen in einer semi-quantitativen Weise bewertet. Das BN ist ein Wissensintegrations-, Kommunikations- und Learning-Tool. In wieweit unser transdisziplinärer Ansatz zur Wissensintegration beigetragen hat, muss noch am Ende des Projektes evaluiert werden.

1. Einführung

Das IWRM (Integriertes Wasserressourcenmanagement) Konzept ist international erprobter und akzeptierter Ansatz um die nachhaltige Nutzung von Wasserressourcen zu unterstützen. IWRM koordiniert die Nutzung und das Management von Wasser, Land und daran angeknüpfte Ressourcen mit dem Ziel, das wirtschaftliche und soziale Wohl der Gesellschaft zu maximieren, ohne dabei die Funktion von Ökosystemen zu gefährden (GWP 2000). Jedoch ist die Umsetzung des IWRM Konzeptes auf nationaler Ebene durch verschiedene institutionelle, rechtliche und finanzielle Hürden erschwert (UNEP 2012). Es bedarf einer engeren Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftlern und Stakeholdern um diese Hürden bei der Implementierung von IWRM zu überwinden (PAHL-WOSTL et al. 2013). Dazu eignet sich ein transdisziplinärer Forschungsansatz, der die Entwicklung einer nachhaltigen Managementstrategie durch die Koproduktion und Integration von Stakeholder-Wissen und wissenschaftlichen Erkenntnissen unterstützt (SIEW & DÖLL 2012). Transdisziplinäre Forschung ist laut POHL & HIRSCH HADORN (2007) die Steigerung von disziplinärer, zu multi-disziplinärer und interdisziplinärer Forschung.

Ein transdisziplinärer Forschungsansatz eignet sich um reale, gesellschaftliche Probleme, deren Charakteristika ein hohes Maß an Komplexität, daran geknüpfte Unsicherheit, Veränderung und Unvollkommenheit ist (BAMMER 2005). Durch die starke Verknüpfung von gesellschaftlichen und forschungsrelevanten Problemen im Mensch-Umwelt-System, können diese Probleme weder von einer einzelnen Disziplin noch von einer einzelnen Gruppe von Stakeholdern gelöst werden. Unterstützt durch die Anwendung geeigneter partizipativer Methoden, kann der transdisziplinäre Forschungsansatz dazu beitragen, dass die Komplexität des Problems erfasst, mit der Unsicherheit des Problems umgegangen und die Diversität der Problemperspektiven in dem gesamten Problemlösungsprozess berücksichtigt werden können (POHL & HIRSCH HADORN 2007). Neben dem Fokus auf der gemeinsamen Wissensproduktion, transdisziplinäre Forschung zielt darauf ab, dass Wissenschaftler und Stakeholder in dem Prozess voneinander lernen (POHL & HIRSCH HADORN 2007, STAUFFACHER et al. 2008). Transdisziplinäre Forschungsprozesse sind rekursiv und iterativ, manche Schrit-

te im Forschungsprozess müssen eventuell wiederholt oder bei Bedarf angepasst werden (POHL & HIRSCH HADORN 2007).
Der transdisziplinäre Forschungsansatz wurde in verschiedenen Fallstudien im Bereich Umweltmanagement verfolgt (BRANDT et al. 2013). Zu den Anwendungsgebieten zählen Land- und Wassermanagement (SCHOLZ et al. 2000, SIEW & DÖLL 2012, SCHNEIDER & RIST 2014), nachhaltige Landwirtschaft (VANDERMEULEN & VAN HUYLENBROECK 2008) und Regionalplanung und -entwicklung (STAUFFACHER et al. 2008, WIEK & WALTER 2009). Auch wenn die Popularität des transdisziplinären Forschungsansatzes in den letzten Jahren wächst, bedeutet die Umsetzung des Ansatzes immer noch die Überwindung von Hürden, teilweise durch den Unterschied in Theorie und Praxis (BRANDT et al. 2013, ZSCHEISCHLER & ROGGA 2014). LANG et al. (2012) beschreibt fundamentale Unterschiede zwischen transdisziplinären Forschungsprojekten in verschiedenen kulturellen Kontexten. Von daher ist es notwendig den transdisziplinären Ansatz und die angewandten Methoden für die Koproduktion und Integration von Wissen an die unterschiedlichen kulturellen Kontexte anzupassen (SIEW et al. 2014). Desweiteren befindet sich der transdisziplinäre Forschungsansatz und seine Methoden in der Entwicklung und von daher gibt es keine klar definierte Methodologie (BRUCE et al. 2004, ANGELSTAM et al. 2013).

Dieser Fachbeitrag präsentiert einen transdisziplinären Forschungsansatz der im chinesischen Kontext entwickelt und angepasst wurde. Das Forschungsprojekt (SuMaRiO, Sustainable Management of River Oases along the Tarim River; www.sumario.de) zielt darauf ab das integrierte Wassermanagement unter Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen im Tarim Einzugsgebiet in Nordwesten Chinas (Abb. 1) zu unterstützen. Ökosystemdienstleistungen sind verschiedene Dienstleistungen die Menschen durch die Natur kostenlos bereitgestellt bekommen, darunter Nahrungsmittel, Fasern für Kleidung und Trinkwasser (MEA 2005). Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen hilft Zielkonflikte zwischen Land- und Wassermanagement (z.B. sozio-ökonomische Ziele vs. naturschutzfachliche Ziele) in der ariden Region zu überwinden (SIEW et al. 2014). Das Forschungsprojekt wird vom BMBF gefördert. Im nächsten Teilabschnitt des Beitrages beschreiben wir unseren transdisziplinären Forschungsansatz mit den angewandten Methoden. Darauf folgt die Beschreibungen der Entwicklung von Bayes´schen Netzen um die Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf bestimmte Ökosystemdienstleitungen im Tarim Einzugsgebiet zu untersuchen. Am Ende des Beitrags diskutieren wir die Ergebnisse bzw. Erfahrungen und ziehen relevante Schlussfolgerungen aus der Diskussion.

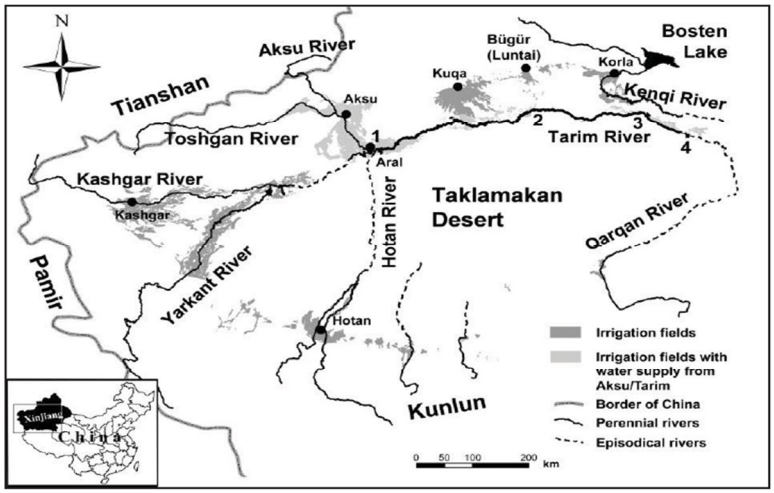


Abb.1: Tarim Einzugsgebiet in Xinjiang im ariden Nordwesten von China (THEVS 2011). Die Wasserressourcen des Einzugsgebietes stammen fast ausschließlich aus den umliegenden Gebirgen (Tianshan, Pamir, Kunlun). Das Wasser aus Gletscher und Schneeschmelze wird durch Nebenflüsse (Aksu, Yarkant und Hotan) dem Tarim zugeführt. Das Hauptproblem im Einzugsgebiet ist die Verteilung der knappen Wasserressourcen zwischen konkurrierenden Wassernutzern, insbesondere zwischen der Bewässerung in der Landwirtschaft (Baumwollanbau) und der Ufervegetation des Tarims.

2. Transdisziplinärer Ansatz im SuMaRiO

Abbildung 2 zeigt unseren angepassten transdisziplinären Forschungsansatz. Der Ansatz beinhaltet drei Schritte: (1) Stakeholderanalyse und interdisziplinäre Wissensgenerierung und Integration; (2) Erhebung der Perspektiven von Forschern und Stakeholdern, die Entwicklung von Szenarien und die gemeinsame Identifikation von umsetzbaren Managementstrategien; (3) Evaluation des transdisziplinären Forschungsansatz hinsichtlich Wissensintegration und sozialem Lernen. In jeden Schritt kommen verschiedene Methoden zum Einsatz.

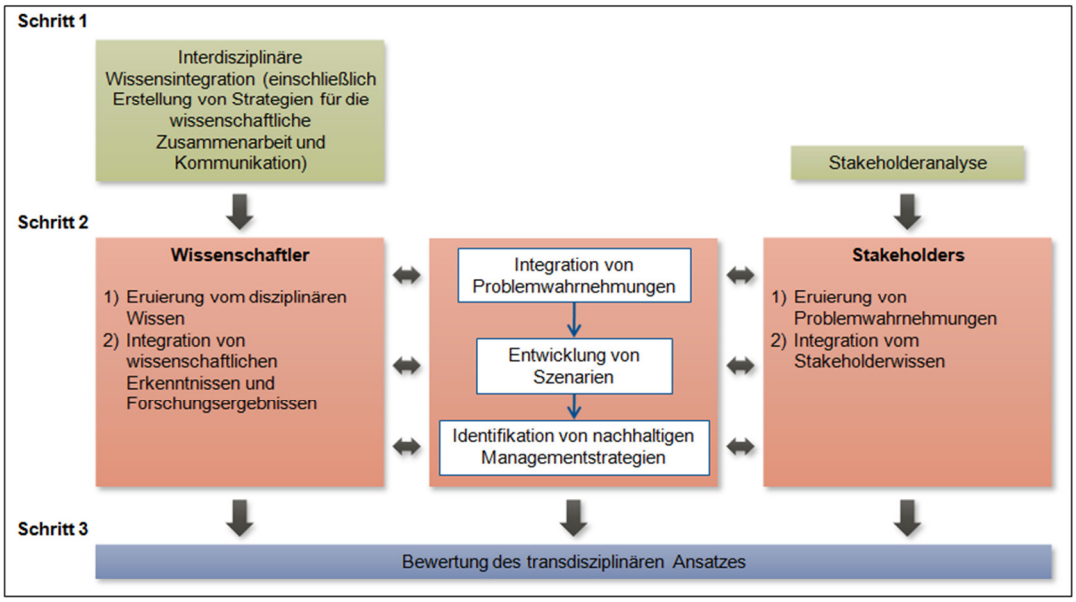


Abb. 2: Transdisziplinärer Ansatz in SuMaRiO (modifiziert, SIEW et al. 2014)

Schritt 1: Stakeholderanalyse und interdisziplinäre Wissensgenerierung und Integration

Eine Stakeholderanalyse zielt darauf ab, alle für das Problem relevanten Stakeholder, die Beziehungen zwischen den Stakeholdern und ihre Rolle in dem Entscheidungsprozess zu definieren (REED et al. 2009). Relevante Stakeholder sind zum Beispiel Politiker, Regierungsmitarbeiter, Nicht-Regierungs-Organisationen und Nutzer von Ressourcen wie Landwirte. Stakeholder arbeiten auf verschiedenen Skalen wie globale, nationale über regionale bis hin zur lokalen Skala. Stakeholder werden als solche definiert, wenn sie (1) in den Entscheidungsprozess involviert sind, (2) sie durch die Entscheidungen beeinflusst werden oder (3) nicht in den Entscheidungsprozess involviert sind, aber wichtig für die erfolgreiche Umsetzung der Entscheidung sind (GRIMBLE & WELLARD 1997). In unserem Forschungsansatz sind die meisten Stakeholder institutionelle Stakeholder wie z.B. Repräsentanten einer Organisation. Unserer Erfahrung nach war es jedoch schwierig, Stakeholder aus Regierungs- und Nicht-Regierungsorganisationen für eine Teilnahme an dem transdisziplinären Forschungsprojekt zu gewinnen (SIEW et al. 2014). Darum haben wir zunächst hauptsächlich chinesische Forscher aus dem Tarim Einzugsgebiet in den transdisziplinären Forschungsprozess eingebunden. In China spielen Forscher eine große und aktive Rolle bei der Unterstützung von Land- und Wassermanagement (SIEW & DÖLL 2012).

Verschiedene partizipative und nicht-partizipative Methoden stehen für eine Stakeholderanalyse zur Verfügung (REED et al. 2009). Es gibt technische Methoden, die eine bestimmte Computersoftware wie z.B. “Stakeholder Network Analysis” nutzen bis hinzu Methoden, die relativ einfach und schnell genutzt werden können wie z.B. eine Interessen-Einfluss-Matrix. Die Wahl der Methode hängt zum einen vom Umfang und Ziel der Analyse ab (REED et al. 2009; HERMANS & THISSEN 2009) als auch von den Fähigkeiten des Forscherteams (REED et al. 2009). Für das SuMaRiO Projekt haben wir den Ansatz von GRIMBLE (1998) für eine Stakeholderanalyse gewählt und angepasst. Die Schritte innerhalb der Stakeholderanalyse sind: (1) Ziel der Analyse bestimmen, (2) das Thema im systemaren Kontext einordnen, (3) relevante Entscheidungsträger und Stakeholder auswählen, (4) Interessen der ausgewählten Stakeholder analysieren (5) Beziehungs-, Abhängigkeits- und Interaktionsmuster untersuchen (wie z.B. mögliche Konflikte wie Konkurrenz, Zielkonflikte aber auch Synergieeffekte).

Aufgrund der Schwierigkeit Stakeholder aus Regierungs- und Nicht-Regierungsorganisationen im Projekt zu involvieren, haben wir die transdisziplinäre Herangehensweise angepasst und uns zunächst auf die Integration von interdisziplinärem Wissen fokussiert. Neben dem Wissen der chinesischen Forscher aus der Region haben wir auch die Erkenntnisse deutscher SuMaRiO-Forscher über das regionale Land- und Wassermanagement integriert. Die Integration von Wissen der Forscher in einem transdisziplinären Projekt genauso wichtig ist, wie die Integration des Wissens von Stakeholdern (SIEW et al. 2014). Die involvierten Wissenschaftler sind Klimaexperten, Hydrologen, Ökologen, Bodenkundler oder Agrarökonomen aus unterschiedlichen Universitäten und Forschungsinstituten.

Um die Integration von Forschungsergebnissen verschiedener Disziplinen sicherzustellen müssen in einem Forschungsprojekt verschiedene Kriterien erfüllt sein. Laut PODESTÁ et al. (2013), brauchen die Forscher in einem Projekt eine offene Einstellung gegenüber interdisziplinärer (bzw. transdisziplinärer) Forschung. Daneben bedarf es der Entwicklung einer ge-

meinsamen, interdisziplinären (bzw. transdisziplinären) Sprache, als auch der allgemeinen Beachtung von Redundanz in Kommunikation. Auseinanderdriftende Ziele und mögliche Spannungen zwischen der Bearbeitung der wissenschaftlichen Fragestellungen und der Erzeugung für die Politik relevanter Ergebnisse, sind unvermeidlich in einem transdisziplinären Projekt. Daher müssen entsprechende Maßnahmen ergriffen werden, um diese Konflikte zu vermeiden.
Zusammengefasst stellt der erste Schritt in dem transdisziplinären Forschungsansatz eine strategische Analyse und Planungsphase für denkbare Zusammenarbeiten und mögliche Kommunikationsstrategien dar.

Schritt 2: Erhebung der Perspektiven von Forschern und Stakeholdern, die Entwicklung von Szenarien und die gemeinsame Identifikation von umsetzbaren Managementstrategien

Schritt zwei stellt den zentralen Kern des gesamten transdisziplinären Forschungsprozesses dar. Dieser Schritt beginnt mit der Erhebung und Integration der Problemwahrnehmung verschiedener Wissenschaftler und Stakeholder. Danach werden gemeinsam qualitative Zukunftsszenarien entwickelt und letztendlich nachhaltige Managementstrategien gemeinsam mit den Stakeholdern identifiziert. Den technischen Part, wie die Integration der Problemwahrnehmung, die Entwicklung quantitative Szenarien und die Untersuchung von Auswirkungen von Managementmaßnahmen ist Aufgabe der im Projekt involvierten Forscher. Wie bereits unter Schritt 1 erläutert, können die Problemwahrnehmungen der Forscher zuerst erarbeitet werden und dann den Stakeholdern präsentiert werden, falls eine aktive Partizipation von Stakeholdern in Schritt 2 nicht möglich ist. Gleichermaßen können auch qualitative Szenarien und mögliche Managementmaßnahmen zunächst von den Forschern erstellt werden. Anschließend können Stakeholder Feedback zu den Szenarien und Managementmaßnahmen geben. Dadurch werden die Bedürfnisse von Stakeholdern berücksichtigt. Der eingesetzte Prozess in Schritt 2 wird in SIEW et al. (2014) detailliert beschrieben.
Um die Koproduktion und die Integration von Wissen zu gewährleisten, braucht es geeignete qualitative und quantitative Methoden (POHL & HIRSCH HADORN 2008). Die Auswahl der Methode ist abhängig von dem sozio-kulturellen Kontext, dem Ziel des Prozesses, der Anzahl und Art der Teilnehmer und den Kompetenzen des Forschungsteams (SIEW & DÖLL 2012). In dem beschriebenen Projekt nutzen wir Interviews, um die Problemwahrnehmung in Wahrnehmungsgraphen zu erheben. Daneben gibt es moderierte Diskussionen in Workshops, partizipative Modellierung (Akteursmodellierung und Baye'sche Netze) und partizipative Szenarienentwicklung. Die Anwendung dieser Methoden wird in DÜSPOHL et al. (2012) und SIEW & DÖLL (2012) diskutiert. Im chinesischen Kontext ist ein Fragebogen eine gute Methode um spezifische Informationen von Teilnehmern zu erfragen, insbesondere von denen, die in Gruppen nicht ihre Meinung teilen wollen oder dürfen (SIEW et al. 2014).

Schritt 3: Evaluation des transdisziplinären Ansatzes in SuMaRiO

Evaluation ist ein wesentlicher Teil transdisziplinärer Forschung (KLEIN 2008; JAHN et al. 2012). Die Bewertung kann vor (ex ante), während (formativ) bzw. nach (ex-post) einem transdisziplinären Forschungsprojekt durchgeführt werden, um das Design und die Ausfüh-

rung des Projekts in Bezug auf Wissenskoproduktion und -integration zu bewerten (LANG et al. 2012). Im Schritt 3 fokussiert sich die Evaluation auf die Bewertung der wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Auswirkungen des Projekts. Zu den wissenschaftlichen Auswirkungen gehören theoretische und methodische Innovationen und die Entstehung neuer Forschungsfragen, während die gesellschaftlichen Auswirkungen die Umsetzung von Strategien, geänderte Rechtsvorschriften oder innovative Technologien umfassen (JAHN et al. 2012). Aus sozialkognitiver Sicht können die gesellschaftlichen Auswirkungen auch soziales Lernen und erhöhte Entscheidungsfähigkeit der Stakeholder sein. Jedoch ist die Abschätzung solcher Auswirkungen schwierig, weil sie häufig mit erheblichen Verzögerungen auftreten. Es ist daher nicht leicht, solche sozialkognitiven Effekte direkt am Ende eines Projekts zu bewerten. Daher wird in SuMaRiO zunächst die Wissensintegration zwischen Wissenschaftlern und Akteuren, die zur Entwicklung von Managementstrategien und Werkzeuge führt, bewertet (SIEW et al. 2014).
Die Evaluation erfolgt mit einer Kombination von Methoden, einschließlich Fragebögen, Interviews und SWOT (Stärke, Schwäche, Chancen und Gefahren). Zusätzlich kann der transdisziplinäre Ansatz durch Selbstreflexion der Wissenschaftler bewertet werden, gestützt zum Beispiel von den Leitfragen von LANG et al. (2012).

3. Entwicklung eines Baye'schen Netzes durch die Anwendung des angepassten transdisziplinären Forschungsansatzes

Schritt 1 und Teile von Schritt 2 des transdisziplinären Forschungsansatzes wurden durchgeführt und an den kulturellen Kontext der Fallstudie im Tarim Einzugsgebiet im Nordwesten Chinas angepasst. Die Umsetzung des transdisziplinären Prozess, dessen Ergebnisse (Ergebnisse der Stakeholder-Analyse, gesamte Problemwahrnehmungen, Systembeschreibung des SuMaRiO Entscheidungsunterstützungssystems, zwei qualitative Szenarien und mögliche Managementmaßnahmen) und die Herausforderungen werden ausführlich in SIEW et al. (2014) dargestellt. Derzeit fokussieren wir uns auf die Entwicklung eines Bayes'chen Netzes (BN) zur Bewertung der Auswirkungen von Maßnahmen des Land- und Wassermanagements auf die ausgewählten Ökosystemdienstleistungen im Tarim Einzugsgebiet mit Hinblick auf den Klimawandel. BNs sind azyklische Graphen (kausale Netze), die aus "Boxen" (Variablen oder Knoten) bestehen. Die kausalen Zusammenhänge zwischen den "Boxen" sind probabilistisch beschrieben. BNs dienen dazu, komplexe Systeme durch die Auswahl von Schlüsselvariablen und ihrer Beziehungen zu vereinfachen, das Wissen zu eruieren und die Unsicherheit zu berücksichtigen (LYNAM et al. 2007). Außerdem werden sie als Kommunikations- und Learning-Tool verwendet.
Wir haben die Schritte für die Entwicklung eines BNs, die von KRAGT (2009) entwickelt wurden, angepasst, um unser BN Modell zu bauen. Die Schritte sind: (1) Konstruktion eines kausalen Netzes basierend auf der Systembeschreibung des SuMaRiO Entscheidungsunterstützungssystems (Abb. 3), (2) Definition der Zustände der einzelnen Variablen, (3) Parametrisierung des Modells mit Daten, einschließlich Daten aus anderen SuMaRiO Teilprojekten, Informationen aus der Literatur und Expertenwissen, (4) Bewertung des Modells und (5) Analyse der Szenarien. Die Entwicklung eines BN Modell ist ein stetiger Prozess. Es bedarf einer iterativen Bearbeitungen, bevor ein funktionierendes und damit einsetzbares BN erstellt

werden kann (FARMANI et al. 2009). Die Erstellung eines BNs sollte in einem partizipativen Rahmen durchgeführt werden. Aufgrund der begrenzten Zeit werden wir eventuell das Feedback von chinesischen Stakeholdern und Wissenschaftlern nicht in den letzten beiden Schritte der BN Modellentwicklung einbinden.
Unsere BN Modellierungsergebnisse werden die Ergebnisse des SuMaRiO Entscheidungsunterstützungssystem ergänzen (das Entscheidungsunterstützungssystem ist ein Hauptprodukt des Projektkonsortiums von SuMaRiO (RUMBAUR et al. 2014)). Die gesamten Ergebnisse werden für die Identifizierung von Land- und Wassermanagementstrategien, die die Ökosystemdienstleistungen berücksichtigen, genutzt (dargestellt unter Schritt 2 des transdisziplinären Ansatzes). Idealerweise sollte das entwickelte BN in Kombination mit einer quantitativen Bewertung der Ökosystemleistungen und als Baye'schen Entscheidungsnetz angewendet werden. Dadurch könnten Entscheidungen besser unterstützt werden (KRAGT et al. 2011). Derzeit gibt es jedoch einen Mangel an empirischen Daten zu Ökosystemdienstleistungen im Untersuchungsgebiet. Der Mangel an Daten führt dazu, dass wir die Bewertung von Ökosystemdienstleistungen mit Hilfe des Baye'schen Netzes in einer semi-quantitativen Weise, durch die Einschätzung Stakeholdern und wissenschaftlichen Experten, durchführen werden.

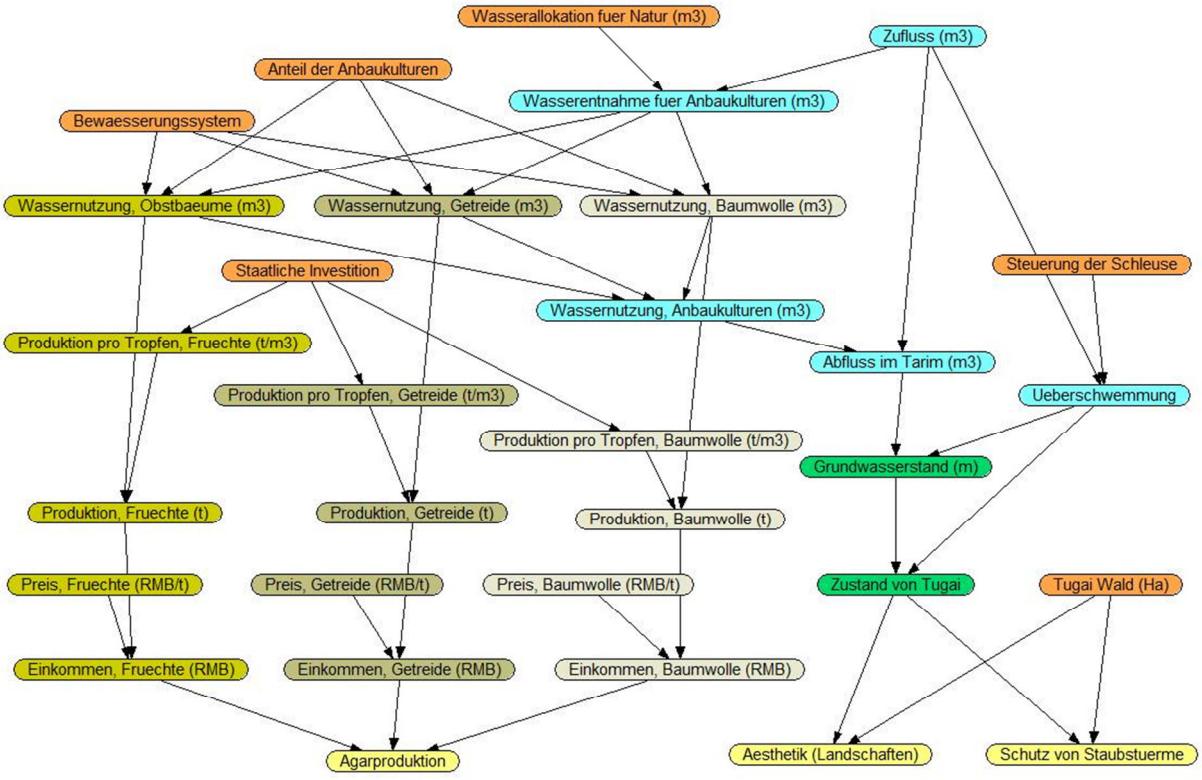


Abb. 3: Ein kausales Netz, das mit Hilfe der Baye'schen Netze Software NETICA (www.norsys.com), entwickelt wurde. Orange: Managementmaßnahmen, blau: Wasser, hellgrün/grau: Landwirtschaft, dunkelgrün: Ufervegetation (Tugai), gelb: Ökosystemdienstleistungen.

4. Schlussfolgerungen

Transdisziplinäre Forschung besitzt das Potenzial, integriertes Wasserressourcenmanagement zu unterstützen. Unter Berücksichtigung von Ökosystemdienstleistungen kann der Konflikt zwischen der sozioökonomischen Entwicklung und dem gleichzeitigen Umweltschutz überwunden werden, vor allem in einem wasserarmen Gebiet wie das Tarim Einzugsgebiet. Es ist eine große Herausforderung, den transdisziplinären Ansatz in unserem Untersuchungsgebiet umzusetzen, um die Koproduktion und die Integration des Wissens von Wissenschaftlern und Stakeholdern zu ermöglichen. Wir haben unseren transdisziplinären Forschungsansatz an den spezifischen sozio-kulturellen Kontext angepasst. Wie in SIEW et al. (2014) dargestellt, hat der angepasste Ansatz zur fachübergreifenden und sektor-übergreifenden Kommunikation unter und zwischen der beteiligten Wissenschaftlern und Stakeholdern beigetragen. Darüber hinaus wurden die Kenntnisse der Wissenschaftler und der Stakeholder, vor allem ihr System- und Zielwissen, mit einer Kombination der ausgewählten partizipativen Methoden integriert. Jedoch gibt es aufgrund der Schwierigkeiten, relevante und wichtige Stakeholder in unseren transdisziplinären Forschungsprozess einzubeziehen einen Mangel an Wissen von Stakeholdern, wie zum Beispiel Repräsentanten der Landwirte und anderen hochrangigen Entscheidungsträgern. Infolge des fehlenden Wissens, insbesondere des Transformationswissens, sind die Akzeptanz der zu identifizierenden Managementstrategien und ihre Umsetzung ungewiss.

Unser transdisziplinäres Forschungsprozess geht weiter: Bis 2015 wollen wir die nachhaltigen Managementstrategien identifizieren und unseren transdisziplinären Ansatzes bezüglich der transdisziplinären Wissensintegration evaluieren. Wir wollen nochmal hervorheben, dass der transdisziplinäre Prozess ein rekursiver und iterativer Prozess ist. Der Prozess bzw. der Ansatz muss kontinuierlich angepasst werden.

Danksagung

Wir möchten dem BMBF für die Finanzierung des Projekts im Rahmen des Förderungsprogramms "Nachhaltiges Landmanagement" Modul A danken. Wir danken auch unseren deutschen und chinesischen Projektpartnern für die gute Zusammenarbeit und die Unterstützung, insbesondere Assoc. Prof. Dr. Yiliminuer Imit und Mihrigul Mamat für die Unterstützung bei der Organisation von Interviews und Workshops in Xinjiang. Last but not least, bedanken wir uns ganz herzlich bei dem kürzlich verstorbenen Prof. Dr. Hamid Yimit, der sehr engagiert diese herausfordernde Forschung im Untersuchungsgebiet möglich gemacht hat.

Literatur

ANGELSTAM, P., ANDERSSON, K., ANNERSTEDT, M., AXELSSON, R., ELBAKIDZE, M., GARRIDO, P., GRAHN, P., INGEMAR JÖNSSON, K., PEDERSEN, S., SCHLYTER, P., SKÄRBÄCK, E., SMITH, M. & I. STJERNQUIST (2013): Solving problems in social-ecological systems: Definition, practice and barriers of transdisciplinary research. AMBIO 42: 254-265.

BAMMER G. (2005): Integration and implementation sciences: building a new specialization. Ecology and Society 10: 6. http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art6/

BRANDT, P., ERNST, A., GRALLA, F., LUEDERITZ, C., LANG, DJ., NEWIG, J., REINERT, F., ABSON, DJ. & H. VON WEHRDEN (2013): A review of transdisciplinary research in sustainability science. Ecological Economics 92: 1-5.

BRUCE, A., LYALL, C., TAIT, J. & R. WILLIAMS (2004): Interdisciplinary integration in Europe: the case of the fifth framework programme. Futures 36: 457-470.

DÜSPOHL, M., FRANK, S., SIEW, TF. & P. DÖLL (2012): Transdisciplinary research for supporting environmental management. In: SEPPELT, R., VOINOV, AA., LANGE, S. & D. BANKAMP (Hrgs.): International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 2012 - International Congress on Environmental Modelling and Software Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany, 01-05.07.2012. http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings

FARMANI, R., HENRIKSEN, HJ. & D. SAVIC (2009): An evolutionary Bayesian belief network methodology for optimum management of groundwater contamination. Environmental Modelling & Software 24: 303-310.

GRIMBLE R. (1998): Stakeholder methodologies in natural resource management. Socioeconomic methodologies best practice guidelines. Natural Resources Institute, The University of Greenwich.

GRIMBLE R. & K. WELLARD (1997): Stakeholder methodologies in natural resource management: a review of principles, contexts, experiences and opportunities. Agricultural System 55: 173-193.

GWP (2000): Integrated Water Resources Management, TAC Background Paper no. 4. Global Water Partnership, Stockholm.

HERMANS, LM. & WAH. THISSEN (2009): Actor analysis methods and their use for public policy analysts. European Journal of Operational Research 196: 808-818.

JAHN, T., BERGMANN, T. & F. KEIL (2012): Transdisciplinarity: Between mainstreaming and marginalization. Ecological Economics 79: 1-10.

KLEIN, JT. (2008): Evaluation of interdisciplinary and transdisciplinary research – a literature review. American Journal of Preventive Medicine 35: 116-123.

KRAGT, ME. (2009): A beginner guide to Bayesian network modelling for integrated catchment management. Landscape Logic Technical Report No. 9: S. 1-22. Australia.

KRAGT, ME., NEWHAM, LTH., BENNETT, J. & AJ. JAKEMAN (2011): An integrated approach to linking economic valuation and catchment modelling. Environmental Modelling & Software 26:92-102.

LANG, DJ., WIEK, A., BERGMANN, M., STAUFFACHER, M., MARTENS, P., MOLL, P., SWILLING, M. & CJ. THOMAS (2012): Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. Sustainability Science 7: 25-43.

LYNAM, T., DE JONG, W., SHEIL, D., KUSUMANTO, T. & K. EVANS (2007): A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. Ecology and Society, 12: 5. http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art5/

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, MEA (2005): Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington DC.

PAHL-WOSTL, C., VÖRÖSMARTY, C., BHADURI, A., BOGARDI, J., ROCKSTRÖM, J. & J. ALCAMO (2013): Towards a sustainable water future: shaping the next decade of global water research. Current Opinion in Environmental Sustainability 5: 708-714.

PODESTÁ, GP., NATENZON, CE., HIDALGO, C. & FR. TORANZO (2013): Interdisciplinary production of knowledge with participation of stakeholders: A case study of a collaborative project on climate variability, human decisions and agricultural ecosystems in the Argentine Pampas. Environmental Science and Policy 26: 40-48.

POHL, C. & G. HIRSCH HADORN (2007): Principles for Designing Transdisciplinary Research. Oekom, Munich.

POHL, C. & G. HIRSCH HADORN (2008): Methodological challenges of transdisciplinary research. Natures Sciences Sociétés 16: 111-121.

REED, MS., GRAVES, A., DANDY, N., POSTHUMUS, H., HUBACEK, K., MORRIS, J., PRELL, C., QUINN, CH. & LC. STRINGER (2009): Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. Journal of Environmental Management 90: 1933 -1949.

RUMBAUR, C., THEVS, N., DISSE, M., AHLHEIM, M., BRIEDEN, A., CYFFKA, B., DOLUSCHITZ, R., DUETHMANN, D., FEIKE, T., FRÖR, O., GÄRTNER, P., HALIK, Ü., HILL, J., HINNENTHAL, M., KEILHOLZ, O., KLEINSCHMIT, B., KRYSANOVA, V., KUBA, M., MADER, S., MENZ, C., OTHMANLI, H., PELZ, S., SCHROEDER, M., SIEW, TF., STENDER, V., STAHR, K., THOMAS, FM., WELP, M., WORTMANN, M., ZHAO, X., CHEN, X., JIANG, T., ZHAO, C., ZHANG, X., LUO, J., YIMIT, H. & R. YU (2014): Sustainable management of river oases along the Tarim River in North-Western China under conditions of climate change. Earth System Dynamics 5: 1221-1273.

SCHNEIDER, F. & S. RIST (2014): Envisioning sustainable water futures in a transdisciplinary learning process: combining normative, explorative, and participatory scenario approaches. Sustainability Science 9: 463-481.

SCHOLZ, RW., MIEG, HA., JE. OSWALD (2000): Transdisciplinarity in groundwater management – towards mutual learning of science and society. Water, Air, and Soil Pollution 123: 477-487.

SIEW, TF. & P. DÖLL (2012): Transdisciplinary research for supporting the integration of ecosystem services into land and water management in the Tarim River Basin, Xinjiang, China. Journal of Arid Land 4: 196-210.

SIEW, TF., DÖLL, P. & H. YIMIT (2014): Experiences with a transdisciplinary research approach for integrating ecosystem services into water management in Northwest China. In: BHADURI, A., BOGARDI, JJ., LEENTVAR, J. & S. MARX (Hrsg.): The global water in the anthropocene. Challenges for science and governance. Springer, Cham Heidelberg New York Dordrecht London. S. 303-319.

STAUFFACHER, M., FLÜELER, T., KRÜTLI, P. & RW. SCHOLZ (2008): Analytic and dynamic approach to collaboration: A transdisciplinary case study on sustainable landscape development in a Swiss prealpine region. Systemic Practice and Action Research 21: 409-422.

THEVS, N. (2011): Water scarcity and allocation in the Tarim Basin: decision structures and adaptations on the local level. Journal of Current Chinese Affairs 40: 113-137.

UNEP (2012): The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management. UN-Water Report, United Nations Environment Programme.

VANDERMEULEN, V. & G. VAN HUYLENBROECK (2008): Designing transdisciplinary research to support policy formulation for sustainable agricultural development. Ecological Economics 67: 352-361.

WIEK, A. & AI. WALTER (2009): A transdisciplinary approach for formalized integrated planning and decision-making in complex systems. European Journal Operational Research 197: 360-370.

ZSCHEISCHLER, J. & S. ROGGA (2014): Transdisciplinarity in land use science – A review of concepts, empirical findings and current practices. Futures (in press).

Innovative Hochwasservorhersage für kleine und mittlere Einzugsgebiete

Günter Meon, Gerhard Riedel, Markus Anhalt, Joseph Hölscher

Zusammenfassung

Eine aussagekräftige Hochwasservorhersage für Einzugsgebiete von wenigen hundert bis mehreren tausend km² ist immer noch eine große Herausforderung. Für solche Einzugsgebiete wird in Niedersachsen das hydrologische Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI für die operationelle Hochwasservorhersage eingesetzt. Es müssen unterschiedliche Landschaftstypen, zahlreiche wasserbauliche Anlagen, kurze Reaktionszeiten in den Oberläufen, häufiges Schneevorkommen im Harz sowie große Ausuferungen und Verkrautungen der Gewässer im Flachland berücksichtigt werden. Hierzu ist PANTA RHEI mit einem innovativen Handling von Modellparametern und einem zentralen Korrekturwert ausgestattet, der insbesondere im Hochwasserfall eine schnelle Kalibrierung vor der eigentlichen Hochwasservorhersageberechnung erlaubt. Am Beispiel des extremen Hochwassers vom Mai 2013 werden die Herausforderungen an das Modell beschrieben und seine Effizienz nachgewiesen.

1. Einleitung

Die Güte von Hochwasservorhersagen hängt stark von der quantitativen Niederschlagsvorhersage ab. Diese Thematik ist in zahlreichen Veröffentlichungen diskutiert worden (zum Beispiel von VOGELBACHER 2014) und soll nicht Kernthema dieses Beitrages sein. Im Fokus sind die Herausforderungen an die hydrologische Modellierung zur Vorhersage des Abflusses in kleineren bis mittleren Einzugsgebieten (ca. 100 km^2 bis ca. 15.000 km^2), die teilweise stark anthropogen geprägt sind, sowie eine gelungene Umsetzung am Beispiel der Hochwasservorhersagezentrale (HWVZ) vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

Die Modellierung solcher Gebiete erfordert insbesondere in Niedersachsen eine effiziente und teilweise pragmatische Berücksichtigung der Schneeakkumulation und –schmelze aus wenigen verfügbaren Schneedaten des Harzes, der Stauanlagen im Harz und im Vorland, der zahlreichen kleinen hydraulischen Bauwerke im Flachland ohne feste Betriebsregeln, des Rückstaus, der Interaktion von Hochwasser und Grundhochwasser im Flachland, sowie der unsicheren Abflusskurven infolge saisonaler Verkrautung. Für alle Hochwasservorhersagemodelle in Niedersachsen gibt es eine Basis-Modellkalibrierung, die im Online-Betrieb durch eine Parameternachführung - also manuelle Korrekturen veränderbarer Modellparameter - kontinuierlich ergänzt wird. Vor und während der Hochwasservorhersage ist daher vor allem die Parameternachführung bei hoher Pegeldichte und kurzen Reaktionszeiten zu bewältigen.

Ein häufig und erfolgreich in Deutschland eingesetztes Modellsystem für Hochwasservorhersagen kleiner bis großer Einzugsgebiete ist LARSIM (BREMICKER et al. 2013). Es wird unter anderem in der Hochwasservorhersagezentrale von Baden-Württemberg eingesetzt. In Niedersachsen wird die operationelle Hochwasservorhersage seit 2011 mit dem Modellsystem PANTA RHEI (MEYER et al. 2012) betrieben. Dieses System erlaubt eine hochaufgelöste räumliche Modellierung des Wasserhaushaltes mit beliebigem Zeitschritt. Einer der Gründe für die Verwendung war, dass schon mehrere Gebietsmodelle mit dem Vorgängersystem NAXOS existierten, die erfolgreich an die speziellen Bedingungen im norddeutschen Tiefland angepasst waren und mit wenig Mehraufwand von PANTA RHEI übernommen werden konnten.

2. Das Modellsystem PANTA RHEI

Das Programm PANTA RHEI ist als integriertes modulares Modellsystem für die Nachbildung hydrologischer Prozesse in Flusseinzugsgebieten konzipiert. Es wird national und international eingesetzt. Je nach Anwendung - Ermittlung von Bemessungshochwässern, Wasserhaushaltsmodellierung, operationelle Abflussvorhersage für Hoch- bis Niedrigwasser, Klimafolgenforschung (zum Beispiel in den KLIFF- und KliBiW-Forschungsvorhaben des Landes Niedersachsen, siehe HÖLSCHER et al. 2014), Simulation von Stoffumsatz und Stoff-transport (in dem BMBF-Verbundprojekt EWATEC-COAST der TU Braunschweig) - stehen konzeptionelle bis physikalisch-basierte Rechenprozeduren zur Verfügung. Die Entwicklung des Modellsystems erfolgt durch die Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig in Kooperation mit dem Institut für Wassermanagement IfW GmbH. PANTA RHEI wird derzeit auch in eine Daten- und Modellplattform mit Schnittstellen zur 2D-hydrodynamischen Modellierung von Oberflächengewässern, zur Grundwassermodellierung und detaillierten Speicherbetriebsoptimierung eingebunden.

Abbildung 1 gibt eine Übersicht über die verfügbaren natürlichen Teilprozesse und Berechnungsverfahren zum Wasserhaushalt, die derzeit in PANTA RHEI implementiert sind. Die Berechnungen erfolgen räumlich detailliert auf Hydrotop- und auf Teileinzugsgebietsebene. Alle Gebietskennwerte, Zeitreihen und Modellparameter werden in einer programmeigenen Datenbank abgespeichert. Speicherintensive meteorologische Eingangsdaten können während der Berechnung zusätzlich aus Rasterdateien importiert werden (z.B. DWD-Radolan oder meteorologische Datenfelder im Rahmen der Klimafolgenforschung).

Für langjährige Simulationsdauern der Klimafolgenforschung (HÖLSCHER et al. 2014) können die Schneeprozesse sehr detailliert berücksichtigt werden (FÖRSTER et al. 2014), und Auswirkungen auf den Wasserhaushalt durch das saisonale Pflanzenwachstum werden durch den Growing Season Index (GSI) (FÖRSTER et al. 2012) berücksichtigt.

Für die operationelle Hochwasservorhersage auf der Basis eines kontinuierlichen Wasserhaushaltsmodells mit generell sehr kurzen Rechenzeiten ist PANTA RHEI durch eine Reihe von innovativen Besonderheiten gekennzeichnet, die insbesondere für kleine bis mittlere Einzugsgebiete nützlich sind:

a) Zeitvariable Modellparameter (ZMP)

Bei der operationellen Hochwasservorhersage wird die Simulation regelmäßig gestoppt und mit verlängerten Datenreihen wieder quasi-kontinuierlich fortgeführt (Stop-and-Go-Betrieb). Die verlängerten Datenreihen können hierbei aus neueren Messreihen bestehen, aber auch aus einem Ensemble an meteorologischen Vorhersagen. Im Routinebetrieb erfolgt dieser Betrieb täglich bis wöchentlich, im Hochwasserfall stündlich oder innerhalb weniger Stunden.

Für die Fortführung einer gestoppten Simulation müssen zahlreiche Prozessvariablen für alle Elemente des Modellsystems neu initialisiert werden. Während die meisten Modellparameter über die Rechendauer konstant bleiben, ändern sich Systemzustände wie z. B. Bodenfeuchte oder der Abfluss kontinuierlich. Im PANTA RHEI Modellsystem wird die Re-Initialisierung durch nur 10 zeitlich veränderliche Modellparameter (ZMP) je Teileinzugsgebiet durchgeführt, die bei jeder Berechnung automatisch und mit Datumsbezug abgespeichert werden.

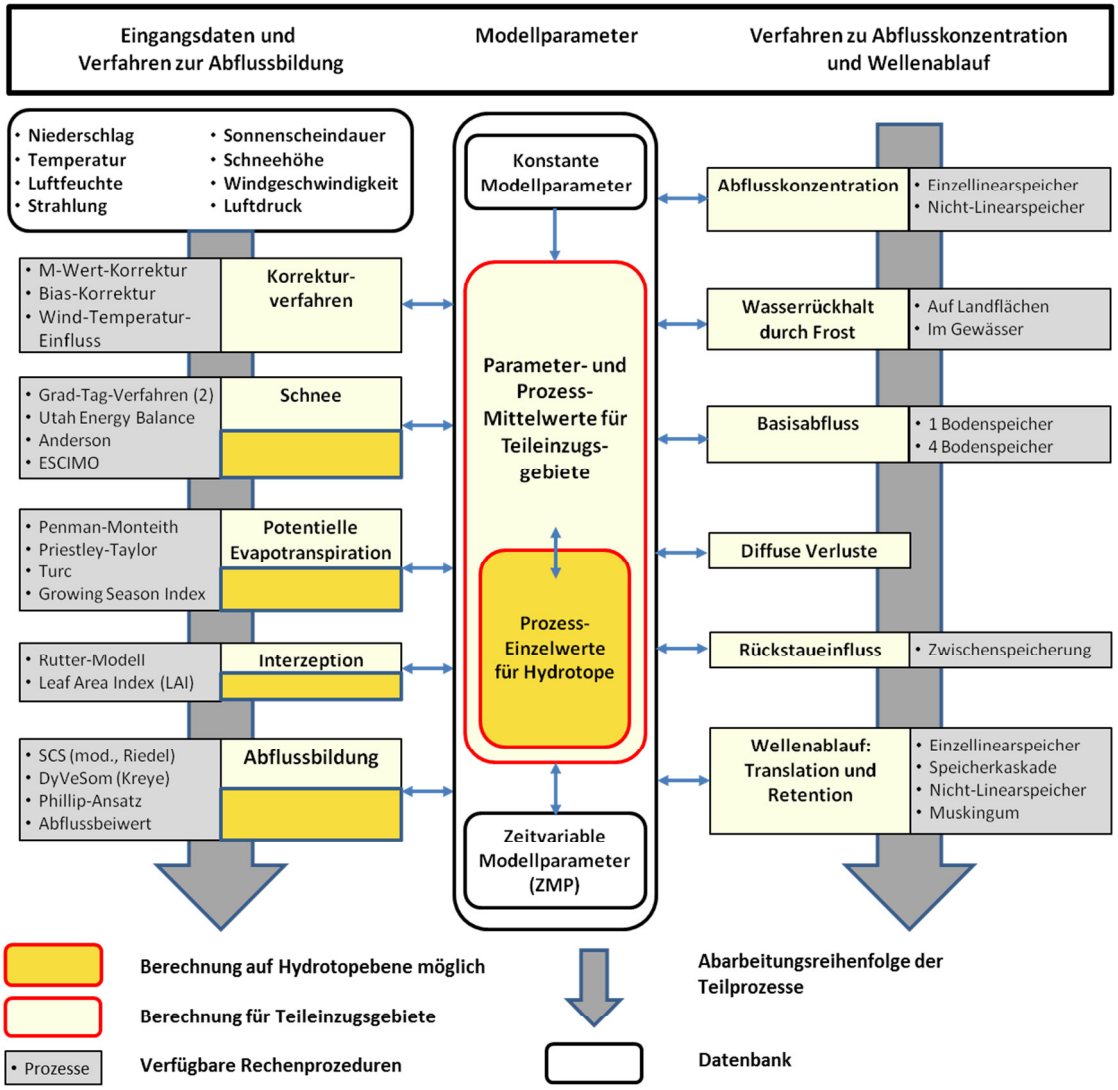


Abb. 1: Prozesse, Verfahren und Schnittstellen in PANTA RHEI für die Berechnung des Wasserhaushaltes

Auch die gesteuerten und ungesteuerten Querbauwerke speichern ihre Betriebszustände als ZMP in der Datenbank ab. Durch diese platzsparende integrierte Datenverwaltung kann das Vorhersagemodell problemlos auf jedem Server-Client-System betrieben werden, es ist nicht auf externe Dateien angewiesen. Die Simulation kann zu jedem Zeitpunkt fortgeführt werden, für den in der Datenbank ZMP gespeichert worden sind.

b) Modifikation des Gebietsniederschlags (M-Wert)

Bei der operationellen Hochwasservorhersage muss der Import der hydrometeorologischen Eingangsdaten in das Modell in kurzer Zeit erfolgen. Plausibilitätskontrollen können in der Regel nur automatisiert und vereinfacht durchgeführt werden, in PANTA RHEI sind hierfür mehrere Testverfahren und automatisierte Datenkorrekturen implementiert. Eine vertrauenswürdige Hochwasservorhersage setzt auch voraus, dass die berechneten Abflüsse zum

Beginn der Vorhersageberechnung den vorliegenden gemessenen Abflüssen entsprechen. Besonders bei kleinen bis mittelgroßen Einzugsgebieten mit Reaktionszeiten von manchmal nur wenigen Stunden ist die Sensitivität gegenüber Ungenauigkeiten der eingegangenen meteorologischen Daten sehr groß, die entsprechende Abflussanpassung schwierig. Die absolute Höhe und der exakte räumlich-zeitliche Verlauf der Niederschläge können weder durch regionalisierte Stationsmessungen noch durch radarbasierte Daten durchgehend optimal erfasst werden.

Eine Prüfung der Gebietsniederschläge erfolgt durch den Vergleich der Abflussberechnung mit der Abflussmessung an Referenzpegeln. In PANTA RHEI kann der Gebietsniederschlag für jeden dieser Referenzpegel derart korrigiert werden, dass die Abfluss-Abweichungen minimiert werden. Diese Modifikation des Gebietsniederschlags wird bei operationeller Nutzung von PANTA RHEI allein durch den zeitvariablen Modellparameter “M-Wert“ (Modifikationswert) durchgeführt. Er liegt zwischen -10 und +10 und wird mittels einer Umrechnungsfunktion mit dem Gebietsniederschlag verknüpft. In der Praxis liegt der M-Wert meistens bei 0 (keine Veränderung des Gebietsniederschlages). Ansonsten liegt er oft nur zwischen +2 und -2 und beeinflusst die Ergebnisse nur minimal. Bei kleinräumigen Niederschlagsfeldern, die vom Stationsmessnetz nicht repräsentativ erfasst werden, wird dagegen auch eine regional begrenzte Veränderung bis zu den Maximalwerten notwendig.

In der Praxis verändern sich der Umfang und die Qualität der hydro-meteorologischen Eingangsdaten während der Parameternachführung durch verzögerte Datenlieferungen oder nachträgliche Plausibilitätstests. Stehen für ein Einzugsgebiet nachträglich überarbeitete Messwerte oder Abflusskurven zur Verfügung, ist eine teilweise Neuanpassung der M-Werte notwendig (siehe Kapitel 5). Die Abbildung 2 zeigt ein Beispiel mit sehr hohem Korrekturbedarf. Die erste Abflussberechnung (graue Ganglinie) ohne M-Wert-Korrektur zeigt Phasen der Über- und Unterschätzung gegenüber der Abflussbeobachtung (blaue Ganglinie). Bei Phasen der Überschätzung wird der Gebietsniederschlag durch M-Werte kleiner 0 reduziert und bei Unterschätzung durch M-Werte größer 0 erhöht. Die zweite Abflussberechnung mit M-Wert-Korrekturen (rote Ganglinie) ist gegenüber der Abflussbeobachtung deutlich verbessert.

In der gegenwärtigen Testphase mit Radolan-Niederschlagsdaten konnte der Bedarf an M-Wert-Korrekturen hinsichtlich Häufigkeit und auch hinsichtlich der absoluten Höhe weiter reduziert werden, weil die räumliche Auflösung der Niederschlagserfassung erkennbar verbessert ist. Aber auch mit den Radolan-Niederschlagsdaten kann auf die M-Wert-Korrektur nicht ganz verzichtet werden.

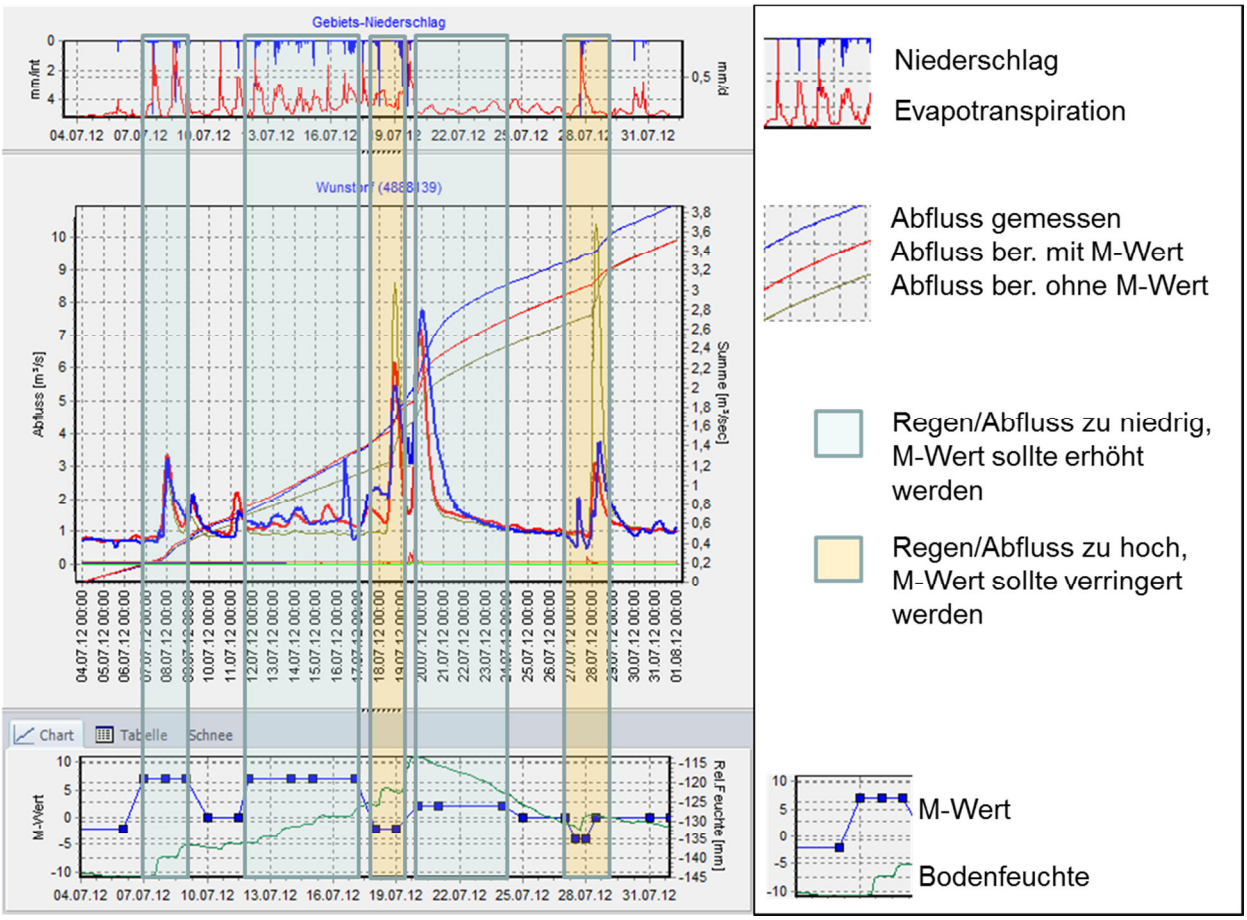


Abb. 2 Wirkungsweise des M-Wertes zur Verbesserung der Abflussberechnung mit Phasen von Abflussunter- und –überschätzung; Oberes Teilfenster: Niederschlag und Evapotranspiration; Mittleres Teilfenster: Abflussganglinien und Abflussfüllen, Unteres Teilfenster: M-Wert und mittlere Bodenfeuchte im Einzugsgebiet

c) Berechnung von Vorhersage-Szenarien

Die Hochwasservorhersage erfolgt derzeit als Ensemble-Berechnung unter Nutzung der numerischen meteorologischen Vorhersagen COSMO-DE (27 Stunden) und COSMO-EU (78 Stunden) des DWD. Andere Vorhersageprodukte und Ensemble-Vorhersagen wie COSMO-DE-EPS sind einsetzbar bzw. durchführbar. Für den Einsatz in Niedersachsen (siehe Kapitel 3) finden zurzeit die vorbereitenden Arbeiten statt. In den Ensemblerechnungen kann zum Beispiel auch der Betrieb von Stauanlagen für den Hochwasserschutz variiert werden. Durch manuelle Eingriffe können die Abgaberegeln phasenweise durch zeitvariable Modellparameter (ZMP) überlagert werden.

Im Harz, in dem mehrere Flüsse der nachfolgend beschriebenen Modellanwendungen entspringen, ist für eine potentielle Vorentlastung der sechs eingebundenen Talsperren die längerfristige Vorhersage der Schneeschmelze wichtig und in das Modell eingebunden. Für einen weiteren Vergleich der unterschiedlich lang andauernden Ensembles können besonders die kürzeren COSMO-DE Rechenläufe bei Extrapolation aller meteorologischen Größen rechnerisch verlängert werden. Hierfür werden unterschiedliche (prognostizierte oder angenommene) Temperaturverläufe angesetzt, um Szenarien der Schneeschmelze zu ermitteln.

3. Situation in Niedersachsen

In Niedersachsen wurde Ende 2009 die Hochwasservorhersagezentrale (HWVZ) vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) eingerichtet. In 2011 wurde der operationelle Vorhersagebetrieb für das Einzugsgebiet der Aller mit seinen Hauptzuflüssen Leine und Oker unter Nutzung von PANTA RHEI in der Vorhersageversion aufgenommen (ALO-Gebiet). In diesem Gebiet sind die Großstädte Hannover, Braunschweig, Wolfsburg und Göttingen hochwassergefährdet. Inzwischen sind die Einzugsgebiete der Hase, Hunte und Wümme in den Vorhersagebetrieb eingebunden, weitere Gebiete werden sukzessive aufgenommen. Somit ist bereits ein Großteil der Landesfläche abgedeckt (siehe Abbildung 3). Die Einzugsgebiete reichen vom Norddeutschen Tiefland bis in die Mittelgebirgsregionen (westlicher Harz). Zahlreiche wasserbauliche Anlagen beeinflussen das Abflussverhalten in den Gewässern. Im Harzvorland ist das Abflussverhalten durch die Talsperren im westlichen Harz mitgeprägt. Die Steuerung der Talsperren im Hochwasserfall wird dabei von PANTA RHEI detailliert abgebildet. Die Winterhochwässer werden oft durch die Schneeschmelze stark beeinflusst. Diese Konstellation stellt für die Modellanwendung wegen nur weniger punktuell verfügbarer Schneemessungen eine Herausforderung dar. Die Nutzung von Schneeberechnungen des DWD-SNOW4-Modells wird derzeit geprüft. Zahlreiche weitere Anlagen wie Wehre, Hochwasserrückhaltebecken (gesteuerte und ungesteuerte), Schütze und Düker sind im Modell berücksichtigt (siehe Kapitel 4). Viele kleinere Bauwerke können im Modell nicht direkt parametrisiert werden, da keine Angaben zur Steuerung vorliegen. Hier wird der Einfluss auf den Abfluss über empirische Ansätze nachgebildet. Im Flachland kommt es bei Hochwasser zu großflächigen Ausuferungen, mit verursacht durch hohe Grundwasserstände und Rückstau. Durch die oft hohen diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft verkrauten vor allem die kleinen Gewässer saisonal. Dadurch ändern sich die Wasserstands-Abfluss-Beziehungen. Dieser Effekt erschwert die Parameternachführung und die Abflussvorhersage.

Ein effektives Hochwasservorhersagesystem benötigt auch ein effektives Datenmanagement. Dazu wurde vom NLWKN ein zentrales Betriebsdateninformationssystem (BIS) entwickelt. Dieses vereint den Datenfluss (Abruf und Aktualisierung) und die Datenhaltung aller für die Hochwasservorhersage notwendigen Daten (hydrologische und meteorologische Messdaten, Talsperreninhalte und -abgaben, Wetterprognosedaten, Radardaten). Die zwischen PANTA RHEI und BIS optimierte Schnittstelle gewährleistet einen schnellen und zuverlässigen Datenfluss.

Zur optimalen Gewährleistung der Informationsbereitstellung wurde vom NLWKN ein Internetportal entwickelt (www.pegelonline.nlwkn.niedersachsen.de). Der Öffentlichkeit werden neben den aktuellen gemessenen Wasserständen an hochwasserrelevanten Pegeln auch die im Hochwasserfall von der HWVZ veröffentlichen Wasserstandsvorhersagen und Lageberichte zur Verfügung gestellt. Der Internetauftritt wird aus dem BIS gespeist und über moderne Cloud-Systeme gehostet, so dass bei hohen Zugriffszahlen zusätzliche Ressourcen zugeschaltet werden können.

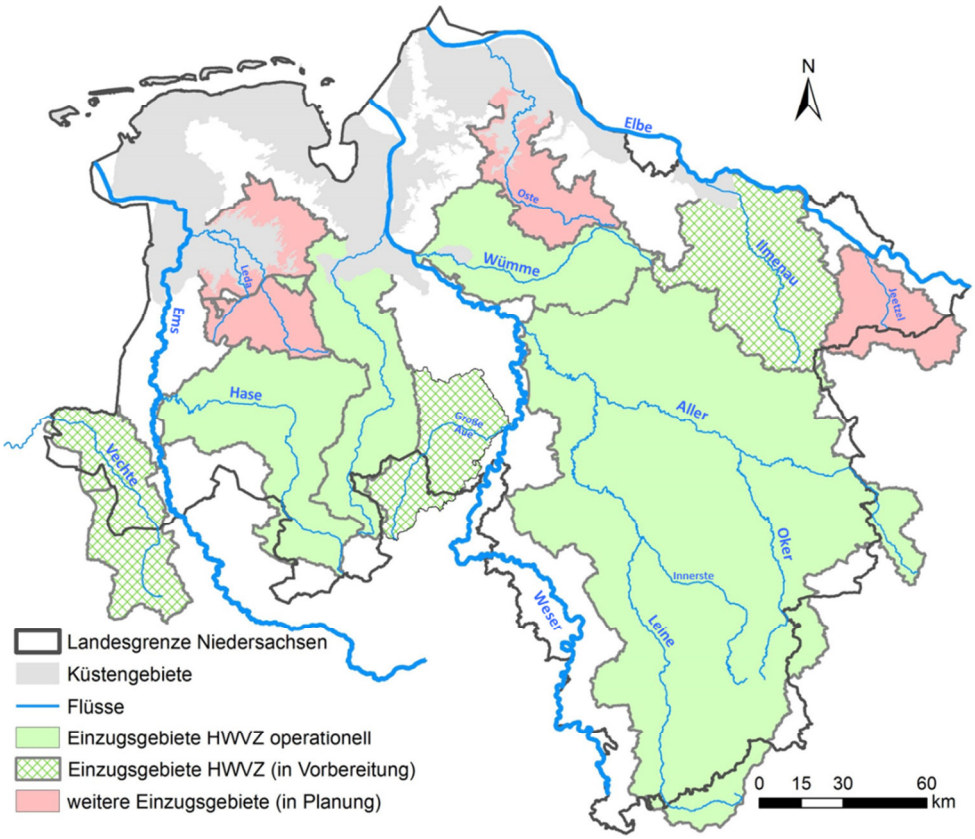


Abb. 3: Einzugsgebiete für die operationelle Hochwasservorhersage in Niedersachsen

4. Aufbau des Flussgebietsmodells für das Aller-Einzugsgebiet (ALO-Gebiet)

Im Zuge der Modellerstellung wurde das Einzugsgebiet der Aller mit den Hauptnebenflüssen Leine und Oker bis zur Mündung in die Weser mit PANTA RHEI abgebildet (siehe Abbildung 3). Als Grundlagen wurden die Hydrographische Karte Niedersachsens, digitale Geländemodelle sowie Boden- und Landnutzungskarten herangezogen. In den außerniedersächsischen Gebieten der Aller wurden entsprechende Daten der Nachbarbundesländer bzw. bundesweit verfügbare Datensätze herangezogen. Das Flussgebietsmodell umfasst rund 15.000 km² mit 4.200 Teileinzugsgebieten mit weiterer Unterteilung in etwa 60.000 Hydrotope als kleinste hydrologische Berechnungseinheiten.

Das Gesamteinzugsgebiet hat eine sehr heterogene Topographie. Die Flächen zwischen Harz und Heide sind durch zahlreiche wasserwirtschaftliche Eingriffe geprägt. Mittellandkanal und Elbeseitenkanal kreuzen das Gebiet und müssen gedükert werde, wodurch die maximale Durchflussleistung bei Hochwasser begrenzt wird. Allein im Raum Wolfsburg werden 16 Hochwasserrückhaltebecken im Modell berücksichtigt. Sechs Talsperren im Harz und große Rückhaltebecken wie Salzderhelden sind integriert. Insgesamt umfasst das Flussgebietsmodell 41 Stauanlagen und Naturseen, 30 Verzweigungen und 15 Düker. Von den 150 integrierten Pegeln werden etwa 80 als Referenzpegel für die kontinuierliche Parameternachführung herangezogen. Für die Bauwerke und Seen sind Abgaberegeln und Ausflusskennlinien hinterlegt.

Die meteorologischen Eingangsdaten werden im Betriebsdaten-Informations-System (BIS) des NLWKN gespeichert und können direkt von PANTA RHEI abgerufen werden. Das BIS

hat für das Aller-Leine-Oker Einzugsgebiet Online-Zugriff auf etwa 150 Stationen des Deutschen Wetterdienstes, der Harzwasserwerke, der Meteogroup und vom NLWKN selbst. Die meteorologischen Messreihen werden vom BIS regelmäßig abgefragt bzw. empfangen, der überwiegende Teil der Daten kann innerhalb einer Stunde weiterverarbeitet werden.

5. Hochwasser im Mai 2013 im südlichen Niedersachen

Ende Mai 2013 hat ein 2-tägiger Dauerregen im südlichen Niedersachsen die Böden gesättigt und zu flächendeckend hohen Pegelwasserständen geführt. Nach Durchzug des Dauerregens traten anschließend regionale Starkregenereignisse auf. Betroffen waren vor allem die Flüsse nördlich und westlich des Harzes sowie die Weser. An vielen kleineren Gewässern wurden sehr hohe Wasserstände erreicht, die zum Teil vorher noch nie beobachtet wurden. Die größeren Fließgewässer blieben trotz hoher Wasserführung weitgehend unkritisch und beherrschbar (NLWKN 2013). Die beobachteten Abflüsse aus den kleinen und mittleren Einzugsgebieten konnten durch die Anpassung der M-Werte sehr gut simuliert und zuverlässige Abflussvorhersagen für eine Vorhersagedauer von bis zu 24 Stunden geliefert werden. Dieses Ereignis war zugleich das größte Hochwasser seit Inbetriebnahme der HWVZ.

Eine kritische Stelle war im Einzugsgebiet der Innerste der Pegel Heinde mit einem Einzugsgebiet von ca. 900 km². Im Oberlauf im Westharz hält die Innerstetalsperre einen Teil der Hochwässer zurück. Am Pegel Heinde waren bei diesem extremen Hochwasser Vorhersagen nur bis zu einer Dauer von maximal 12 Stunden zuverlässig, bei weiterreichenden Dauern wurden die Unsicherheiten zu groß. Die Abbildung 4 zeigt hierzu eine Auswahl von berechneten Wasserstandsvorhersagen aus den Abflussvorhersagen, die mit der vorhandenen Abflusskurve in Wasserstände transformiert wurden. Es hat sich gezeigt, dass die extremen Scheitelwasserstände durch die veraltete Abflusskurve zunächst nicht korrekt in Abflüsse umgerechnet werden konnten. Es erfolgte daher eine “falsche“ Kalibrierung, die in “falsche“ Vorhersagen mündete. Nach Plausibilitätsuntersuchungen und Parametervergleichen mit benachbarten Pegelgebieten mit dem Vorhersagemodell wurde die Parameternachführung überarbeitet, und die berechneten Abflüsse wurden deutlich reduziert. Erheblich verbesserte Vorhersagen waren die Folge. Eine Abflussmessung kurz nach Durchgang des Hochwassers bestätigte im Nachhinein die Abweichungen der alten Abflusskurve und die richtigen Berechnungen des Vorhersagemodells.

Neben dem großen Ereignis im Mai 2013 kam es seit der Aufnahme des operationellen Betriebes der HWVZ in 2011 zu weiteren jedoch nur kleineren Hochwasserereignissen. Alle Hochwasserereignisse und die getätigten Vorhersagen werden im Nachgang analysiert, um zukünftige Unsicherheitsbereiche und maximale Vorhersagedauern festzulegen.

Die von der Hochwasservorhersagenzentrale berechneten Vorhersagen werden im Hochwasserfall auf dem Portal www.pegelonline.nlwkn.niedersachsen.de veröffentlicht. In Abbildung 5 sind veröffentlichte Vorhersagen an zwei unterschiedlichen Pegeln von kleinen (Schladen an der Oker) und mittelgroßen (Herrenhausen an der Leine) Einzugsgebieten dargestellt.

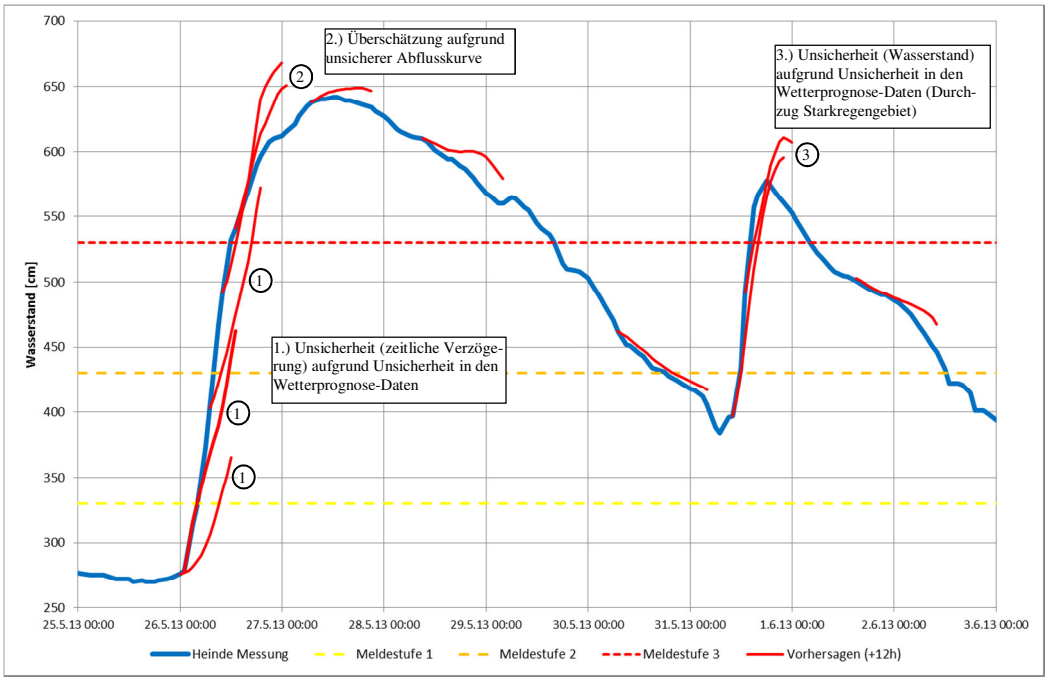


Abb. 4: Vorhersagen am Pegel Heinde (Innerste, ca. 900 km^2), Mai 2013

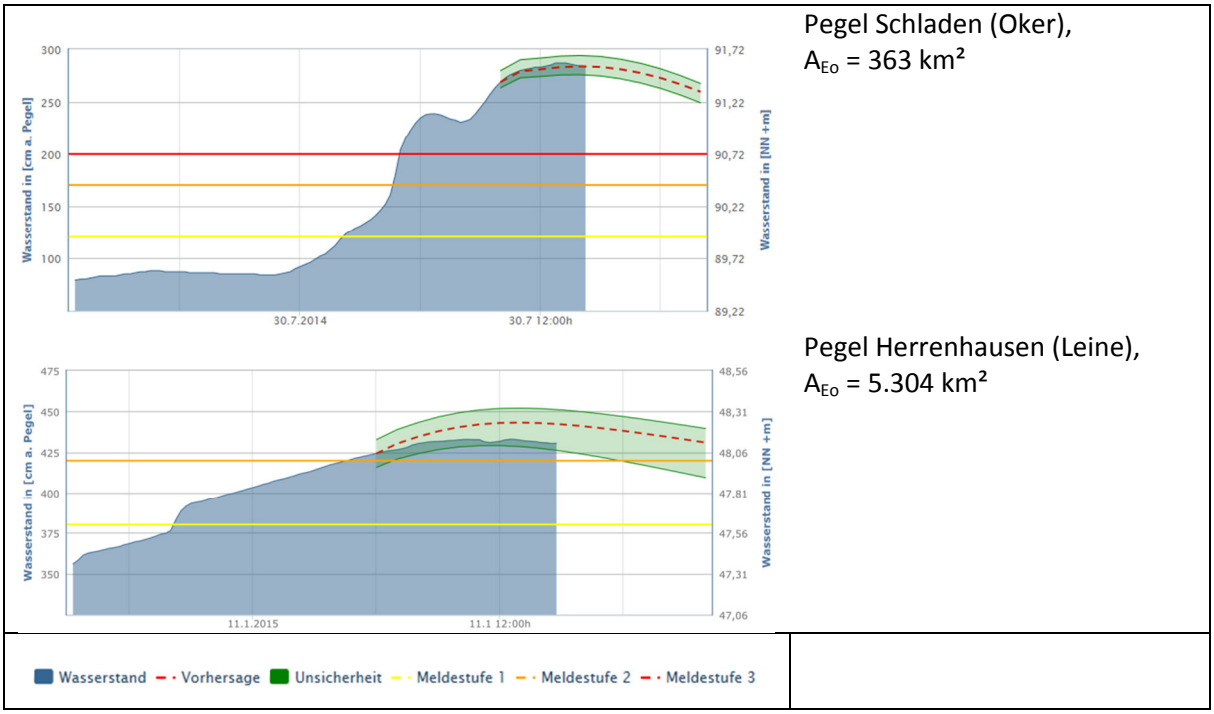


Abb. 5: Vorhersageveröffentlichungen mit grünem Unsicherheitsband

Um die Wasserstands-Abflussbeziehungen abzusichern, wurden vom NLWKN im Nachgang zum Hochwasser vom Mai 2013 an relevanten Pegeln die Beziehungen hydrodynamisch nachgerechnet, so dass künftig verlässlichere Abflussdaten für die Kalibrierung zur Verfügung stehen. Die Vorhersagegüte konnte in der Zwischenzeit durch die gewonnenen Erkenntnisse weiter verbessert werden.

6. Ausblick

Die Hochwasservorhersage mit dem PANTA RHEI Modellsystem für kleinere und mittlere Einzugsgebiete hat sich in der vorliegenden Form bereits bewährt. Zurzeit wird die Testphase mit Radolan-Niederschlagsrastern abgeschlossen. Diese werden besonders bei kleinräumigen Starkregen die Abflussnachrechnung und -vorhersage weiter verbessern.

Die Umstellung der meteorologischen quantitativen Vorhersagen durch den DWD auf das Modellsystem ICON und die Berücksichtigung des COSMO-DE-EPS-Ensembles wird derzeit vorbereitet.

Die kleinen Teileinzugsgebiete oberhalb der etwa 80 Referenzpegel im niedersächsischen Mittelgebirge und Flachland stellen eine besondere Herausforderung für die Parameternachführung und Vorhersage dar. Die Parameternachführung mit nur einem Korrekturparameter (M-Wert) hat sich sehr bewährt, sie ist jedoch bei der Vielzahl der Pegel relativ zeitaufwändig. Deshalb ist eine teilautomatisierte M-Wert-Optimierung in Bearbeitung.

Literatur

BREMICKER, M., BRAHMER, G., DEMUTH, N. HOLLE, F.-K. & I. HAAG (2013): Räumlich hoch aufgelöste LARSIM Wasserhaushaltsmodelle für die Hochwasservorhersage und weitere Anwendungen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2013(6), Nr. 9.

FÖRSTER, K., MEON, G., MARKE, T. & U. STRASSER (2014): Effect of meteorological forcing and snow model complexity on hydrological simulations in the Sieber catchment (Harz Mountains, Germany). - Hydrology and Earth System Sciences 18 (11), 4703–4720.

FÖRSTER, K., GELLESZUN, M. & G. MEON (2012): A weather dependent approach to estimate the annual course of vegetation parameters for water balance simulations on the meso- and macroscale, Adv. Geosci., 32, 15-21, doi:10.5194/adgeo-32-15-2012.

HÖLSCHER, J., PETRY, U., ANHALT, M., MEYER, S. HABERLANDT, U., FANGMANN, A., BERNDT, C., WALLNER, M., KREYE, P. & G. MEON (2014): Globaler Klimawandel. Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland – Projektbericht zur Phase KliBiW 3, NLWKN.

KREYE, P., GELLESZUN, M. & G. MEON: Ein landnutzungssensitives Bodenmodell für die meso- bis makroskalige Wasserhaushaltsmodellierung. In: WEILER, M. (Hrsg.): Wasser ohne Grenzen. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, FGHW, Heft 31.12.

MEYER, S., RIEDEL, G., LICHTENBERG, T., MEON, G. & S. LANGE (2012): Operationelle Hochwasservorhersage in Niedersachsen mit dem Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI. In: CASPAR, M. & O. KRANZ (Hrsg.): Simulation hydrologischer Systeme – wie nahe kommen wir der Realität? Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, FGHW, Heft 33.13.

NLWKN (2013): Mai-Hochwasser 2013 im südlichen Niedersachsen. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). Internetveröffentlichung unter www.nlwkn.niedersachsen.de.

VOGELSBACHER, A. (2014): Zuverlässigkeitsaussagen in der Praxis der Hochwasserwarnung und –vorhersage in Bayern. Hydrologie und Wasserwirtschaft 58.2014, H. 2.

Partizipation – ein Garant für den Erfolg naturnahen Regenwassermanagements?

Berenike Meyer, Sabine Keßler, Reinhard Bierl, Gunda Engel

Zusammenfassung

Naturnahe Bewirtschaftungskonzepte bestehen zumeist aus zwei Komponenten: einer dezentralen, privaten Rückhaltung auf den Grundstücken der Hauseigentümer sowie einer semi-zentralen, in Form von öffentlichen Retentionsflächen. Die öffentlichen Rückhalteräume sammeln dabei häufig nicht nur das Regenwasser von öffentlichen Flächen, sondern auch überschüssiges Wasser aus den privaten Rückhaltungen. Die Ausgestaltung der öffentlichen Systeme reicht von schlichten Versickerungsflächen bis hin zu parkähnlichen Anlagen. Besonders in stark besiedelten Gebieten tragen diese „grünen Korridore“ und offenen Wasserflächen sowohl zu einer Verbesserung des Mikroklimas als auch der Wohnqualität in den Quartieren bei. Dennoch, so ist der Eindruck, ist vielen Anwohnern der Sinn und Zweck sowie die Funktionsweise von Retentionsmaßnahmen unbekannt. Die Ergebnisse einer Anwohnerbefragung in zwei Neubaugebieten zeigen, woran die Zufriedenheit und Identifikation der Anwohner mit dem naturnahen Bewirtschaftungssystem geknüpft sind.

1. Einleitung

In Mitteleuropa steigt der Anteil befestigter und damit zumeist undurchlässiger Oberflächen durch Flächenerschließung und Urbanisierung stetig. Die Verdichtung und Befestigung natürlicher Oberflächen und das damit einhergehende Sammeln und Abführen des Niederschlagswassers vergrößert nicht nur den Oberflächenabfluss, sondern reduziert auch die Grundwasserneubildung. Vor diesem Hintergrund wird seit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Ansatz der naturnahen Niederschlagswasserbewirtschaftung verfolgt, um den natürlichen Wasserhaushalt zu erhalten. Diese modifizierte Form der Trennsystembewirtschaftung setzt neben dem getrennten Führen von Niederschlagswasser und häuslichem Abwasser auf verschiedene Maßnahmen zur Reduktion des oberflächlich abfließenden Regenwassers. Die verschiedenen Bausteine wie Entsiegelung, dezentrale Rückhalte, Versickerung, Regenwassernutzung, oberirdische Sammlung und verzögerte Ableitung sollen dabei sowohl in den privaten als auch in den öffentlichen Räumen angewandt werden. Der Erfolg dieses Wasserrückhalts in der Fläche hängt somit maßgeblich von der Akzeptanz und Unterstützung der Maßnahmen durch die Bevölkerung ab. Doch kommen die partizipatorischen Konzepte in der Bevölkerung an?

2. Material und Methoden

Die Untersuchung betrachtet zwei Neubaugebiete mit naturnaher Niederschlagswasserbewirtschaftung in der Region Trier. In den Gebieten Trier-Petrisberg (Konversionsprojekt seit 2000) und Osburg-Kirschbäumchen (seit 1998) werden unterschiedliche Konzepte zum Wasserrückhalt in der Fläche verfolgt. Die konkrete Umsetzung der Regenwasserbewirtschaftung wurde vergleichend untersucht und die Mitwirkung der Bewohner im Rahmen einer Anwohnerbefragung ermittelt.

2.1 Untersuchungsgebiete

Die beiden Untersuchungsgebiete Trier-Petrisberg und Osburg-Kirschbäumchen befinden sich im Dreiländereck Deutschland-Frankreich-Luxemburg (Abb. 1). Das anfallende Oberflä-

chenwasser wird in beiden Baugebieten naturnah bewirtschaftet. Der tiefere Untergrund wird durch devonischen Schiefer gebildet. Dieser wird im Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg von pleistozänen Sedimenten der Mosel (Hauptterrasse) überlagert. Das Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg ist ca. 40 ha groß und schließt den Quellbereich des Brettenbachs ein (Abb. 2). Im Rahmen der Umnutzung des ehemaligen französischen Militärhauptquartiers „Belvédère“ wird hier seit der Landesgartenschau 2004 ein neuer Dienstleitungs- und Wohnungsstandort errichtet. Das Baugebiet Osburg-Kirschbäumchen wurde in fünf Bauabschnitten seit 1998 erschlossen und ist ca. 18 ha groß (Abb. 3). Bei dem Gebiet handelt es sich um ein durch das Ministerium für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz gefördertes Pilot-Projekt zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung.

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete

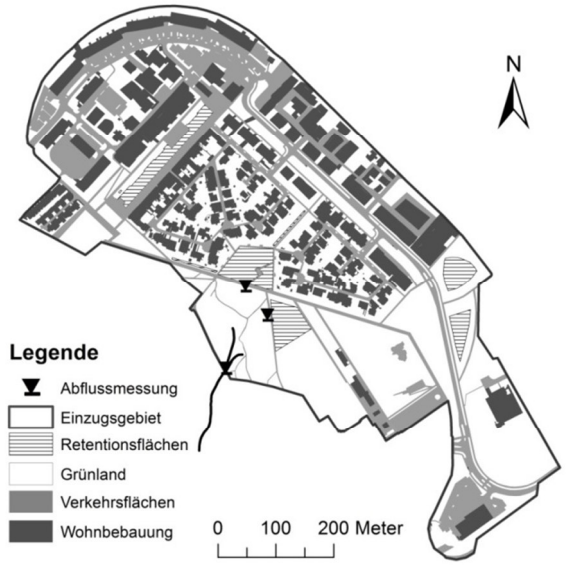


Abb. 2: Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg

Der Stadtteil Trier-Petrisberg (Abb. 2) verfügt über ein modifiziertes Trennsystem mit semizentralen Rückhalten. Der eigentliche Siedlungsbereich weist sehr hohe Versiegelungsanteile auf, allerdings zählen zu dem Gebiet auch Sportflächen und Grünflächen des sogenannten Petrisparks. Die Wohnbebauung nimmt 9 ha im Gebiet ein (Tabelle 1), auf die Verkehrsflächen (neben Straßen auch öffentliche Parkplätze und Gehwege) entfallen 9,7 ha. Die öffentlichen Retentionsanlagen nehmen eine Fläche von 1,7 ha ein.

Tabelle 1: Flächenverteilung in den Untersuchungsgebieten

	Osburg-Kirschbäumchen		Trier-Petrisberg	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Wohnbebauung	5,6	32	9,0	23
Verkehrsflächen	2,1	12	9,7	25
Retentionsflächen	1,5	8	1,7	4
Untersuchungsgebiet	17,8	100	39,1	100

Aufgrund der geringen Versickerungsleistung des Untergrundes wird aus den beiden endständigen Retentionsflächen Wasser gedrosselt (2 x 16 l s^{-1}) in den Quellbereich des Vorfluters (Brettenbach) abgegeben. Im Einzugsgebiet findet ein Langzeit-Monitoring zu den Auswirkungen des Regenwassermanagements auf den lokalen Wasserhaushalt statt. Ein detaillierter Plan sowie eine Analyse des Systems sind in KEßLER et al. (2012) zu finden.
Das Neubaugebiet Osburg-Kirschbäumchen (Abb. 3) wurde im Rahmen des angesprochenen Pilot-Projektes als abflussloses Baugebiet umgesetzt. Das gesamte Oberflächenwasser wird nicht kanalisiert, sondern in offenen Mulden und Straßenrandgräben geführt und zurückgehalten. Das Gebiet ist gleichmäßig besiedelt, wobei die einzelnen Grundstücke 500-700 m² groß und im Mittel zu 40 % überbaut sind. Auf die Wohnbebauung entfallen 5,6 ha, auf die Verkehrsflächen 2,1 ha. Die öffentlichen Retentionsflächen nehmen 1,5 ha im Gebiet ein (Tabelle 1). Eine detaillierte Beschreibung der Planungsgrundlagen sowie des Entwässerungskonzeptes finden sich in der Informationsbroschüre der Gemeinde Osburg für Bauinteressenten (BECKMANN 1998).

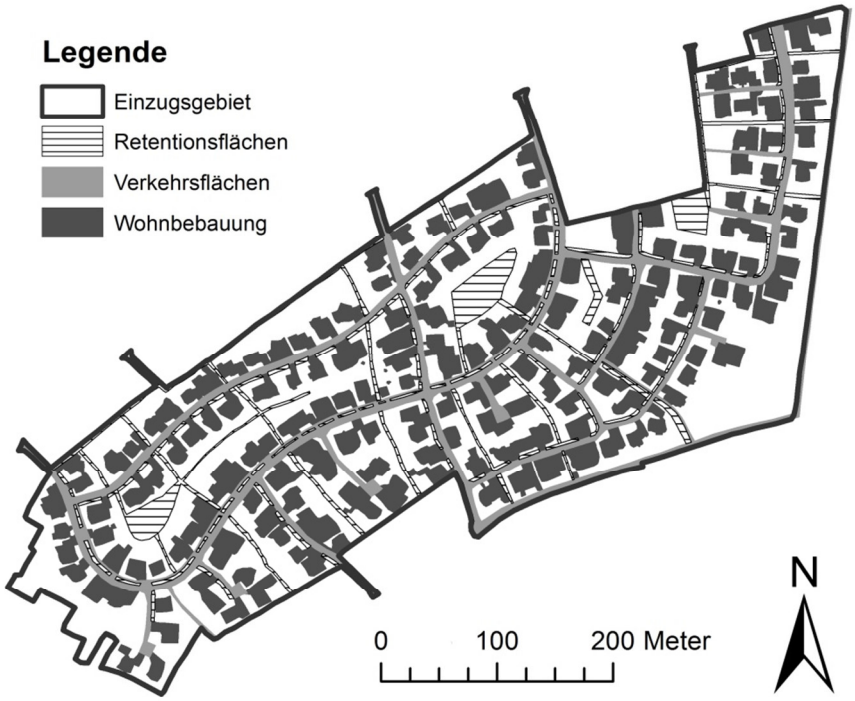


Abb. 3: Untersuchungsgebiet Osburg-Kirschbäumchen

2.2 Durchführung der Anwohnerbefragung

In beiden Gebieten wurden bereits Anwohnerbefragungen durchgeführt (MOLZBERGER 2011, WINTRICH 2007). Erstmalig wurde 2014 in beiden Wohngebieten eine vergleichende Anwohnerbefragung zu den örtlichen Regenwasserbewirtschaftungssystemen durchgeführt. Es wurden in beiden Gebieten ca. 50 Haushalte befragt, das rund einem Viertel der Bevölkerung entspricht. Die Fragebögen wurden im Interview binnen 10-15 Minuten mit den Anwohnern erarbeitet.
Die Fragebögen enthalten 14 Fragen zu fünf Bereichen. Neben Systemkenntnis und -verständnis wurden die Anwohner zu Informationsquellen und Ansprechpartnern befragt. Bei Fragen zur Ästhetik, Zufriedenheit und Pflege der Anlagen wurde nach privaten und öffentli-

chen Retentionsmaßnahmen unterschieden. Abschließend wurden Personendaten sowie Besitzstandsdaten der Interviewten erfasst.

3. Ergebnisse

Den beiden Untersuchungsgebieten liegen unterschiedliche Konzepte zur naturnahen Niederschlagsbewirtschaftung zugrunde. Die daraus resultierenden Systeme zum Wasserrückhalt und die Anforderungen an die Anwohner unterscheiden sich daher erheblich. Dies wiederum hat Folgen für die Akzeptanz und Unterstützung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung durch die Bevölkerung. Im Nachfolgenden werden daher zunächst die wichtigsten Systemeigenschaften vorgestellt und anschließend die Ergebnisse der Anwohnerbefragung erläutert.

3.1 Regenwasserbewirtschaftung Trier-Petrisberg

Das Regenwasser im Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg wird mit einem semizentralen Wasserrückhaltesystem bewirtschaftet. Das gesamte Gebiet verfügt über ein (unterirdisches) Regenwasserkanalnetz. In diese Kanäle wird neben dem Oberflächenabfluss der öffentlichen Flächen auch das überschüssige Wasser der privaten Grundstücke eingeleitet. Die Grundstückseigentümer müssen 30 mm pro m² versiegelter Fläche in Anlagen auf den Privatgrundstücken zurückhalten. Dies entspricht etwa der Hälfte des Bemessungsniederschlags (56 mm binnen 48 h). Hierbei sind neben offenen Mulden und der Regenwassernutzung auch Rigolen, -schächte und Teiche möglich. Zum Boden- und Gewässerschutz sind Zink und Kupfer im Bereich der Dachgestaltung und den Regenwasserleitungen im Gebiet nicht zulässig. Die Anwohner sind für die Pflege und die Wartung der privaten Rückhalte verantwortlich. Mit der Pflege der nachfolgend beschriebenen öffentlichen Anlagen hat die Stadt Trier eine Gartenbaufirma beauftragt. Diese ist für die Betreuung der gesamten Parkanlagen auf dem Trierer Petrisberg zuständig und täglich mit mehreren Mitarbeitern vor Ort.
Die öffentlichen Regenwasserkanäle im Gebiet entwässern über ein komplexes System aus Mulden und Kaskaden. Die oberirdischen Wasserführungen sind dabei in breiten Grünstreifen eingebettet, die das gesamte Gebiet durchziehen. Zu den öffentlichen Anlagen zählen 15 Rückhaltemaßnahmen mit einem Gesamtvolumen von ca. 8000 m³. Zu diesen Anlagen zählt unter anderem das sogenannte Wasserband (Abb. 4), hierbei handelt es sich um ein gestalterisches Bauelement mit einem 1,20 Meter tiefen Dauerstau und 40 cm Freibord für den Wasserrückhalt. Insgesamt nimmt die Anlage eine Fläche von 6 300 m² ein und stellt inklusive der rechtsseitig angrenzenden Versickerungsfläche ein Rückhaltevolumen von ca. 2 520 m³ bereit (HIERLMEIER 2004). Das gesamte Regenwasser wird zentral in zwei großen Retentionsanlagen gesammelt und gedrosselt (maximal 2 x 16 l/s) über zwischengeschaltete Verteilergräben in den Quellbereich des Brettenbachs abgegeben.

Abb. 4: Wasserband – Retentionsanlage im Gebiet Trier-Petrisberg (Foto: EGP 2007)

Das System weist kurze Fließzeiten auf und führt unmittelbar nach einsetzendem Niederschlag zu Einleitungen in die beiden endständigen Retentionsanlagen. Bei Niederschlägen in Höhe von 10-13 mm binnen 24 h wird Wasser gedrosselt aus diesen Anlagen abgeleitet. Seit der Installation 2004 kam es am 19. Mai 2013 nach ca. 40 mm Niederschlag erstmalig zu einer Notentlastung über die Deichkrone in den Quellbereich des Brettenbachs.

3.2 Regenwasserbewirtschaftung Osburg-Kirschbäumchen

Das Untersuchungsgebiet Osburg-Kirschbäumchen verfügt hingegen über keinen Regenwasserkanal. Das anfallende Niederschlagswasser wird im gesamten Wohngebiet oberflächlich geführt. Die Eigentümer sind verpflichtet 50 mm pro m² versiegelter Fläche auf den Grundstücken zurückhalten. Im Wohngebiet sind jedoch nur begrünte Mulden mit einem maximalen Einstau von 0,3 m oder eine Regenwassernutzung zulässig. Diese privaten Anlagen dürfen mit einem Notüberlauf in die öffentlichen Anlagen ausgestattet sein. Hierzu zählen neben den Straßenrandgräben auch die multifunktionalen Grünstreifen. Diese sind dem Gefälle folgend zwischen den Grundstücken angelegt und dienen neben der Wasserrückhaltung zusätzlich als Windschutzstreifen. Neben der Verantwortung für die privaten Anlagen teilen sich die Anlieger dieser multifunktionalen Grünstreifen die Pflege und Wartung dieser Anlagen. Diese stellen mit einem Gesamtvolumen von ca. 500 m³ die Hälfte des öffentlichen Rückhaltesystems dar. Das Oberflächenwasser der Straßen und Gehwege wird in einseitig verlaufenden Straßenrandgräben, die in regelmäßigen Abständen mit Bäumen bepflanzt sind, aufgefangen. An sämtlichen Kreuzungspunkten mit den multifunktionalen Grünstreifen sind Überläufe eingerichtet. An den Stichstraßen zum Altdorf bestehen zudem Notentlastungen in das Mischkanalsystem des Altbestandes. Die Straßenrandgräben sind mit immergrünem Cotoneaster bepflanzt und weisen zusammen mit drei weiteren Grünflächen im Zentrum des Wohngebietes ein Rückhaltevolumen von 500 m³ auf. Diese Flächen werden durch die Gemeindearbeiter der Gemeinde Osburg betreut.

3.3 Anwohnerbefragung

Die Anwohnerbefragung zeigte deutliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten, aber auch hinsichtlich der Eigentumsverhältnisse. Die Anwohner des Wohngebietes Osburg-Kirschbäumchen sind besser über das Prinzip der naturnahen Wasserbewirtschaftung informiert, als die Anwohner des Trierer-Petrisberges (Abb. 5). Auch geben mehr Osburger (96 %) an, eine private Rückhaltung zu haben. Im Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg liegt die Rate bei 81 %.

Noch deutlicher werden die Unterschiede hinsichtlich der Frage, ob es eine Verpflichtung zu einer privaten Rückhaltung des Regenwassers gibt. Dies bejahten 89 % der Osburger Bürger, jedoch nur 57 % der Trierer. Im Wohngebiet Trier-Petrisberg geben zudem 40 % der Anwohner an, nicht darüber informiert worden zu sein, dass es eine Verpflichtung zur Rückhaltung des Niederschlagswassers auf den Privatgrundstücken gibt. Bei über der Hälfte dieser Personen handelte es sich um Zweitbesitzer.

Hinsichtlich der Informationsquelle geben nur 5 % der Trierer, aber 17 % der Osburger Bürger an, dass sie an Informationsveranstaltungen teilgenommen haben. Informationen zum Regenwassermanagement haben 36 % der Trierer und 57 % der Osburger mit den Planungsunterlagen erhalten. 41 % der Trierer Anwohner können sich nicht an eine gezielte Information erinnern, wohingegen dies nur 7 % der Osburger Bürger betrifft.

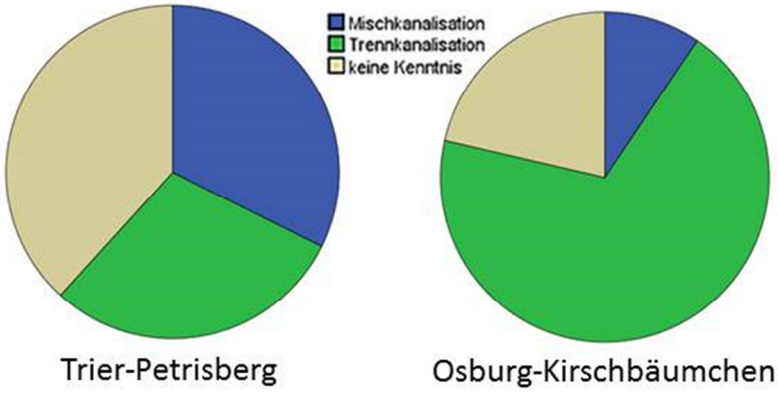


Abb. 5: Zuordnung des Wasserwirtschaftssystems (Erstbezug)

Hinsichtlich der Eigentumsverhältnisse lassen sich aufgrund der geringen Zweitbesitzrate in Osburg nur Aussagen für das Untersuchungsgebiet Trier-Petrisberg treffen. Hier wird deutlich, das insbesondere der Besitzwechsel (Erst- / Zweitbezug) zu einem Informationsverlust führt (siehe oben). Zudem sind Mieter in der Regel nicht über das Wasserwirtschaftssystem oder auch die vorhandenen privaten Retentionsanlagen informiert.

Nichtsdestotrotz sind die Anwohner des Trierer-Petrisberges insgesamt überzeugter von dem naturnahen Regenwasserbewirtschaftungssystem als die des Neubaugebietes Osburg-Kirschbäumchen. Auf einer Schulnotenskala von 1-6 vergeben sie sowohl für Sinn und Zweck als auch für die Gestaltung der öffentlichen Anlagen die Note 1-2. Im Testgebiet Osburg-Kirschbäumchen wird das Konzept geringfügig schlechter (Note 2) bewertet, die Gestaltung erhält im Mittel jedoch nur ein Befriedigend. Ein großer Kritikpunkt der Osburger Bürger liegt im Bereich des Pflegeaufwands. Ein Großteil der Befragten (70 %) gibt an, nicht

nur die multifunktionalen Grünstreifen, sondern auch die Straßenrandgräben mit zu pflegen. Allerdings geben 59 % im Untersuchungsgebiet Osburg-Kirschbäumchen an, einen Ansprechpartner bei Problemen mit den Retentionsanlagen zu haben, wohingegen dies nur 31 % im Gebiet Trier-Petrisberg bejahten.

4. Diskussion

Der partizipatorische Prozess lässt sich in mehrere Phasen einteilen. LÜTTRINGHAUS 2000 beschreibt dabei fünf aufeinander aufbauende Stufen: 1. Informiertheit, 2. Mitwirkung, 3. Mitentscheidung, 4. Selbstverantwortung und 5. Eigenständigkeit. In beiden Untersuchungsgebieten sind die befragten Bauherren gut informiert und empfinden dies auch so. Allerdings geben jeweils nur ca. 10 % der Befragten ihren Architekten als Informationsquelle an. Sowohl die EGP - Gesellschaft für urbane Projektentwicklung (Trier-Petrisberg) als auch das Ingenieurbüro Dr. Blasy & Ros (Osburg-Kirschbäumchen) haben mehrfach Informationsveranstaltungen und Gesprächsrunden für Bauherren und Architekten angeboten. Beide Veranstalter geben übereinstimmend an, dass viele Bauherren, jedoch nur wenige Architekten dieses Angebot wahrgenommen haben. Diese Beobachtung spiegelt das Ergebnis der Befragung wieder und zeigt den grundsätzlichen Willen der Bauherren zur Mitwirkung. Im Gebiet Trier-Petrisberg wurde den Bauherren weitestgehend freie Wahl hinsichtlich der Umsetzung der privaten Rückhalte gelassen. Diese Eigenständigkeit dürfte ursächlich für die positive Einstellung der Befragten gegenüber der naturnahen Niederschlagswasserbewirtschaftung sowie den lokalen Retentionsanlagen sein. Zudem wird das Niederschlagswasser im öffentlichen System nur teilweise oberirdisch geführt. Diese Bereiche sind in Form von grünen Korridore oder weitläufigen Mulden parkähnlich ausgestaltet. Diese Gestaltung wird von den Anwohnern durchweg als sehr ansprechend wahrgenommen wird.

Im Untersuchungsgebiet Osburg-Kirschbäumchen hingegen waren die Auflagen hinsichtlich der Ausgestaltung der privaten Retentionen sowie das erforderliche Rückhaltevolumen vergleichsweise hoch. Dieser Umstand der verhältnismäßig geringen Entscheidungsfreiheit dürfte ursächlich für die in diesem Gebiet geringere Akzeptanz des Bewirtschaftungssystems sein. Hinzukommt, das aufgrund der oberirdischen Abflussführung die öffentlichen Anlagen omnipräsent sind und deren Pflege häufig als unverhältnismäßig wahrgenommen wird. Nichtsdestotrotz sind die Anwohner dieses Gebietes deutlich besser mit der Funktion der Anlagen und dem Zweck der naturnahen Niederschlagswasserbewirtschaftung vertraut, auch wenn sie Konzept deutlich kritischer gegenüberstehen als die Anwohner auf dem Trierer-Petrisberg.

Literatur

BECKMANN, R. H. (1998): Infobroschüre der Gemeinde Osburg für Bauinteressenten zum naturnahen Umgang mit Regenwasser im Neubaugebiet „Kirschbäumchen“ - Rückhaltung, Verwertung und Versickerung: 41 S. Kaiserslautern.

EGP (2007): Gesellschaft für urbane Entwicklung. Bildnachweis.

KEßLER, S., MEYER, B., SEELING, S., TRESSEL, E. & A. KREIN (2012): Influence of near-to-nature storm water management on the local water balance using the example of an urban development area. Water Environment Research, 84 (5): 441-451.

HIERLMEIER, R. (2004): Regenwasserbewirtschaftung auf dem Petrisberg in Trier – wasserwirtschaftliche Planung im Spannungsfeld von Funktionssicherheit, Naturnähe und Gestaltungsansprüchen. In: ATV-DVWK - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): 3. Regenwassertage, 14.-15.06.2004 in Trier. Hennef.

LÜTTRINGHAUS, M. (2000): Stadtteilentwicklung und Partizipation. Fallstudien aus Essen-Katernberg und der Dresdener Äußeren Neustadt. Stiftung Mitarbeit (Hrsg.): Beiträge zur Demokratieentwicklung von unten Nr. 17. Bonn.

MOLZBERGER, W. (2011): Evaluation - Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Baugebiet „Kirschbäumchen“ in der Gemeinde Osburg. Unveröffentlichte Diplomarbeit.

WINTRICH, S. (2007): Informationsmedien zur Erhöhung der Akzeptanz von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten am Beispiel Trier-Petrisberg. In: SCHÜLER, G.; GELLWEILER, I. & S. SEELING (Hrsg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Das INTERREG IIIB NWE Projekt WaReLa – Ergebnisse aus vier Jahren Umsetzung und Forschung für einen nachhaltigen Hochwasserschutz in der Fläche. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) Rheinland-Pfalz Nr. 64/07: S. 221-226. Trippstadt.

Wirkungsanalyse und Priorisierung von steuerbaren Flutpoldern entlang der bayerischen Donau

Stefan Giehl, Daniel Skublics, Martin Schmid, Peter Rutschmann

Zusammenfassung

Entlang der bayerischen Donau wurden größere reaktivierbare Retentionsräume identifiziert und mit großräumigen 2d-hydrodynamischen Modellen hinsichtlich ihrer Eignung als gesteuerte Flutpolder untersucht. Diese sollen zur Verringerung des Restrisikos bei extremen Hochwasserereignissen beitragen. Im Beitrag wird eine Methode zur Priorisierung der geeigneten Standorte vorgestellt. Dazu wurde die hydraulische Wirkung eines gesteuerten Flutpolders auf die Unterlieger quantifiziert und verglichen. Als Parameter fließen beispielsweise die Einzelwirkung bei horizontaler Scheitelkappung, die potentielle Schutzwirkung auf bei Extremhochwasser betroffene Einwohner und die technische Realisierbarkeit unterschiedlicher Steuerstrategien ein. Die Kennwerte eines Flutpolders werden in ein Bewertungsschema überführt, gewichtet und in einer Gesamtbewertung dargestellt. So konnten die Flutpolder-Standorte nach ihrer Wirksamkeit priorisiert werden.

1. Einleitung

Die extremen Hochwasserereignisse der letzten Jahre haben zu einer verstärkten Auseinandersetzung mit dem Restrisikos im Hochwassermanagement, also z.B. Auswirkungen von Überlastfällen an Hochwasserschutzeinrichtungen, geführt. Das nach dem verheerenden Hochwasser 2013 fortgeschriebene Hochwasserschutz-Aktionsprogramm der bayerischen Staatsregierung (StMUV 2014) fokussiert stärker auf das Hochwasserrisikomanagement mit den vier Hauptbereichen Vermeidung, Schutz, Vorsorge und Nachsorge.

Ein wichtiger Aspekt ist dabei, die Resilienz eines Hochwasserschutzsystems zu stärken. Wesentliche Bausteine in flussgebietsweiten Gesamtkonzepten sollen gesteuerte Flutpolder sein, die zur Verringerung des Restrisikos bei extremen Hochwasserereignissen (Überlastfall) beitragen. Bei einem Linienausbau des Flusses auf ein Schutzniveau HQ_{100} bedeutet dies, dass die Flutpolder eingesetzt werden, wenn Abflüsse größer als HQ_{100} vorhergesagt werden. Sie sollen dann das (Rest-) Risiko eines Deichbruchs vermindern. Gesteuerte Flutpolder können Hochwasserwellen effektiv reduzieren, da die Rückhaltevolumina bis zum Scheiteldurchgang freigehalten werden können. Voraussetzung dafür ist die zielgerichtete Steuerung auf Basis von verlässlichen Hochwasserprognosen.

Verschiedene, in den letzten Jahren an der TUM durchgeführte Studien zeigen die Potenziale von Hochwasserrückhalt entlang der bayerischen Donau zwischen Neu-Ulm und der Landesgrenze zu Österreich auf (FISCHER et al. 2008, ASENKERSCHBAUMER et al. 2012).

Dabei wurde auch die Wirkung gesteuerter Flutpolder an 12 verschiedenen Standorten zwischen Neu-Ulm und Straubing mithilfe von großräumigen 2d-hydrodynamischen Modellen untersucht. Es konnte nachgewiesen werden, dass gesteuerte Flutpolder effektive Maßnahmen zur Scheitelreduktion bei extremen Hochwasserereignissen sind.

Für die Allokation der verfügbaren Ressourcen zur mittel- bis langfristigen Umsetzung ist eine Priorisierung der Maßnahmen hilfreich. Deshalb wurden die oben erwähnten Studien nach dem Hochwasserereignis 2013 intensiviert fortgeführt und die vorher identifizierten 12 Standorte bewertet. Dazu wurde ein Schema entwickelt, das quantitativ erfassbare Bewertungsparameter vergleichend darstellt. Dadurch konnten die Flutpolder-Standorte nach ihrer

Wirksamkeit gereiht werden. Ergänzt wurde dies durch qualitative Aussagen zu weiteren Aspekten, die bei der Maßnahmenplanung an den Standorten zu berücksichtigen sind; zum Beispiel hinsichtlich Ökologie, Baukosten oder Landnutzung.

2. Standortidentifizierung und Einzelwirkungsanalyse von Flutpoldern

2.1 Untersuchungsgebiet und verwendete Modelle

Im Rahmen der genannten Forschungsprojekte wurde der bayerische Teil der Donau betrachtet, beginnend am Iller-Zufluss bei Neu-Ulm (EZG-Größe gut 7.500 km²). Ab dem Kraftwerk Jochenstein unterhalb von Passau wird die Donau zum österreichischen Fluss. Inklusive des Inn-Einzugsgebiets beträgt das Donau-Einzugsgebiet hier über 77.000 km² (SKUBLICS 2014-b). Aufgrund der unterschiedlichen größeren seitlichen Zuflüsse sowohl aus den Alpen als auch aus den nördlich gelegenen Mittelgebirgen können Hochwasserereignisse der Donau völlig unterschiedliche Charakteristiken aufweisen und auch unterschiedliche Abschnitte der Donau betreffen. Es treten in der Regel alpin geprägte Sommer-Hochwasser oder Winter-Hochwasser z.B. aus dem Bayerischen Wald auf. Entsprechend der maßgebenden Zubringer kann die Donau deshalb in hydrologische Abschnitte unterteilt werden (Abbildung 1).

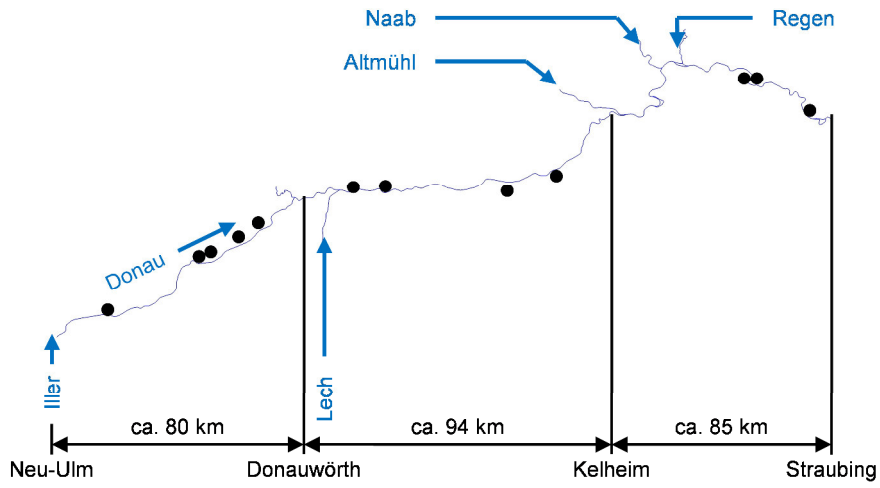


Abb. 1: Hydrologische Abschnitte der Donau und Grenzen der hydrodynamischen Modelle, bestimmt durch die größeren seitlichen Zuflüsse. Schwarze Punkte: die 12 untersuchten potenziellen Flutpolderstandorte.

Die 12 untersuchten potenziellen Flutpolder-Standorte liegen ausschließlich im Bereich zwischen Neu-Ulm (Iller-Mündung) und Straubing. Im unterhalb liegenden Donauabschnitt zwischen Straubing und Vilshofen wird im Rahmen des Donauausbaus ein Hochwasserschutzkonzept umgesetzt. Weiter unterhalb sind kaum Möglichkeiten zum Hochwasserrückhalt vorhanden, da die Donau hier in einer Schluchtstrecke verläuft (SKUBLICS 2014-a).
Die verwendeten zweidimensionalen hydrodynamischen Modelle sind für großräumige Untersuchungen zur Beurteilung des Hochwasserrückhalts erstellt worden (SKUBLICS 2014-b). Sie wurden aufgrund der Länge der zu untersuchenden Fließstrecke in drei eigenständige Teilmodelle, entsprechend der hydrologischen Abschnitte, geteilt. Die Lage der Zu- bzw. Ab-

fluss-Randbedingungen entspricht jeweils den amtlichen Pegelstationen des Hochwassernachrichtendienstes (HND). Wesentlich zur Handhabbarkeit der dennoch großen Modelle trug eine sorgfältige Netzausdünnung und Diskretisierung bei (ASENKERSCHBAUMER et al. 2012).

2.2 Identifizierung potenziell reaktivierbarer Retentionsräume

Ausgehend von den hydrodynamischen Modellen der heutigen Donau (Ist-Zustand) wurde der Donauverlauf um das Jahr 1800 anhand von historischen Karten rekonstruiert (SKUBLICS 2014-b, SKUBLICS & RUTSCHMANN 2014). Anschließend wurden die historischen Modelle mit dem Hochwasser 1999 beschickt und damit die historischen Überflutungsflächen ermittelt. Wie (SKUBLICS 2014-b, ASENKERSCHBAUMER et al. 2012) vorstellen, können so durch die Verschneidung mit der heutigen Landnutzung und Besiedelung größere Retentionsräume mit geringen Schadens- und Konfliktpotenzialen, die sich prinzipiell für eine Reaktivierung eignen, gefunden werden. Die grundsätzliche Realisierbarkeit (technische Machbarkeit, z.B. hinsichtlich Füllung und Entleerung) einiger Standorte wurde auch schon in vorangegangenen Studien untersucht (ASENKERSCHBAUMER et al. 2012, FISCHER et al. 2008).

2.3 Einzel-Wirkungsanalyse der Retentionsräume als gesteuerte Flutpolder

Diese potenziell reaktivierbaren Retentionsräume wurden mithilfe der großräumigen 2d-Modelle auf ihre hydraulische Wirkung untersucht (ASENKERSCHBAUMER et al. 2012). In der sogenannten Einzel-Wirkungsanalyse wurden dazu die Hochwasserwellen vom jeweiligen Flutpolder horizontal gekappt und die Polderfläche mit dem maximal möglichen Scheitelvolumen geflutet (siehe Abbildung 2). Diese Annahme entspricht einer hundertprozentig korrekten Hochwasservorhersage und stellt den Optimalfall dar.

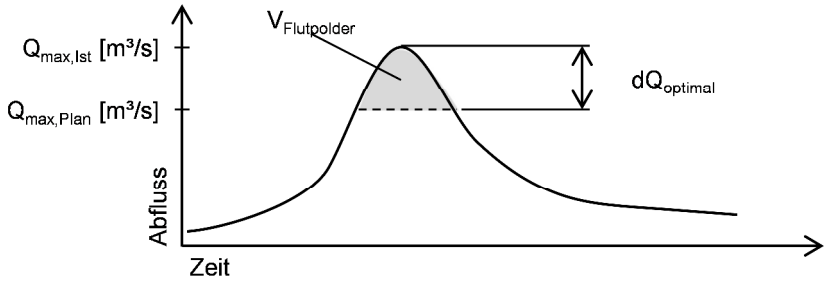


Abb. 2: Schematische Darstellung der optimalen horizontalen Kappung einer Hochwasserwelle durch einen gesteuerten Flutpolder

Als Basis für die Zuflüsse in den Modellen dienten reale Hochwasserereignisse, die charakteristisch für den jeweiligen hydrologischen Abschnitt sind. Die Eingangsdaten aller Zuflüsse inklusive Donau wurden mithilfe eines hydrologischen Modells so skaliert, dass sie über den gesamten Abschnitt etwa die Größenordnung eines HQ_{100} erreichten. Das Verhältnis Scheitelfülle zu Hochwasserspitze blieb dabei in realistischen Bandbreiten. Die erreichbaren absoluten und relativen Scheitelreduktionen durch Einsatz eines Flutpolders bezogen auf den Hochwasserscheitel im Ist-Zustand wurden an den Staustufen und Pegeln ermittelt.

3. Priorisierung

Die Priorisierung der 12 identifizierten Flutpolderstandorte erfolgt vor allem anhand der hydraulischen Wirksamkeit. Dazu wurden geeignete Parameter ausgewählt und eine Methodik zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse erarbeitet. Das Vorgehen in der Priorisierung sowie die Parameter werden nachfolgend beispielhaft anhand des zweiten Teilabschnitts der Donau (Lechmündung unterhalb von Donauwörth bis Kelheim) vorgestellt. In diesem Abschnitt befinden sich die potentiellen Standorte Bertoldsheim, Riedensheim, Großmehring und Katzau. Beim Flutpolder Riedensheim handelt es sich um eine Maßnahme, bei der die Planungen bereits vor Beginn der hier vorgestellten Studien starteten. Der Baubeginn für diesen Flutpolder ist in diesem Frühjahr.

3.1 Methodik

Die Anwendung bestehender Kosten-Nutzen-Ansätze (beispielsweise HABERSACK et al. 2010, HUBER et al. 2009, MERZ et al. 2010, MESSNER et al. 2007) auf steuerbare Hochwasserschutzmaßnahmen wie Flutpolder sind wegen ihres Einsatzes im Überlastfall (zum Beispiel Berücksichtigung von Deichbruchszenarien) sehr aufwändig und nur nach Anpassungen der Methodik möglich.

Für eine Priorisierung der Flutpolder-Standorte wurde daher eine vereinfachte, aber dennoch aussagekräftige Methode zur Quantifizierung und Vergleichbarkeit der Parameter, die die Wirksamkeit eines Flutpolders bestimmen, angewendet. Abbildung 3 zeigt schematisch die Vorgehensweise.

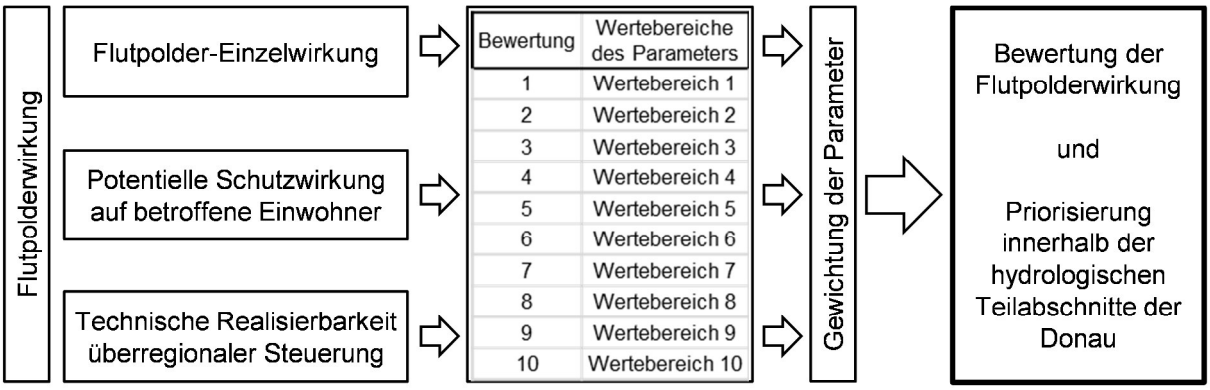


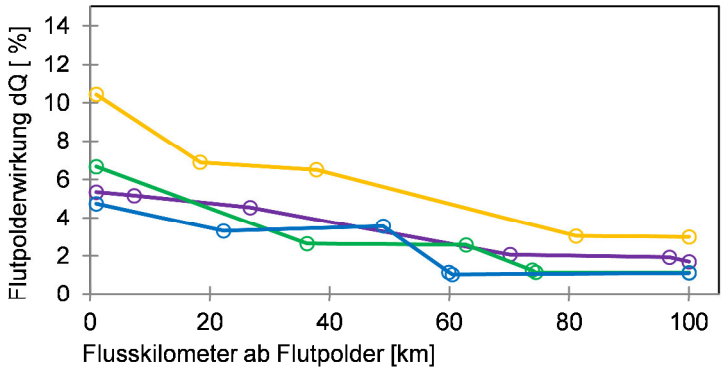
Abb. 3: Darstellung der Vorgehensweise bei der Priorisierung der potenziellen Flutpolderstandorte

Die Ergebnisse der hydraulischen Berechnungen wurden herangezogen und in den Parametern *Flutpolder-Einzelwirkung (A)*, *potentielle Schutzwirkung auf (von Extremhochwasser) betroffene Einwohner (B)* und *technische Realisierbarkeit einer überregionalen Flutpoldersteuerung (C)* ausgedrückt. Grundsätzlich werden die Parameter in absoluten Werten angegeben, mit einer Ausnahme (C). Ergänzend wurde auch die spezifische Wirksamkeit, also die absolute Wirksamkeit bezogen auf das jeweilige Rückhaltevolumen, ermittelt. Die Kennwerte werden in eine Punkteskala von 1 bis 10 übersetzt; entsprechend der aufgetretenen Bandbreite wurden Wertebereiche definiert. Nach Erstellung dieses Bewertungsschemas wurden die Parameter gewichtet und in eine Gesamtbewertung überführt.

Die Reihung der Flutpolderstandorte innerhalb eines hydrologischen Abschnitts erfolgte auf Basis der absoluten Wirksamkeit, der spezifischen Wirksamkeit sowie einer kombinierten Bewertung aus beiden Wirksamkeiten. Eine Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die Rangfolge der Standorte unabhängig von der Gewichtung der einzelnen Parameter ist.

3.2 Parameter Einzelwirkung (A)

Der wesentlichste Punkt zur Beurteilung der Wirksamkeit eines Flutpolders ist die erreichbare Scheitelreduktion an ausgewählten maßgebenden Pegeln. In den vorangegangenen Studien (ASENKERSCHBAUMER et al. 2012) wurden die Wirkungen bei optimaler horizontaler Kappung der Hochwasserwelle ermittelt (s.o.). Allerdings liegen die potentiellen Flutpolder an unterschiedlichen Standorten entlang der Donau, wodurch die Entfernungen zum nächsten maßgebenden Pegel unterschiedlich sind. Zudem beeinflusst die Wechselwirkung der gekappten Wellen mit den Auebereichen je nach Standort die Wirksamkeit unterschiedlich stark. Als Wirkbereich wurden deshalb die ersten 100 km ab dem Flutpolder definiert. Die Einzelwirkung, ausgedrückt durch die relative Scheitelreduktion, wurde innerhalb dieses Bereichs gemittelt. Den Verlauf der Flutpolderwirkungen im Abschnitt Lechmündung bis Kelheim zeigt Abbildung 4.



Flutpolderstandort	Flutpolder-Einzelwirkung Ø(dQ) auf 100 km [%]
Bertoldsheim	5,5
Riedensheim	3,4
Großmehring	2,9
Katzau	2,5

Abb. 4: Einzelwirkung (relative Scheitelreduktion) der möglichen Flutpolder im Donauabschnitt Donauwörth bis Kelheim jeweils auf den ersten 100 Flusskilometern (angepasst aus GIEHL et al. 2014).

3.3 Parameter Potentielle Schutzwirkung auf betroffene Einwohner (B)

Wie oben erwähnt, sollen die geplanten Flutpolder entlang der bayerischen Donau im Überlastfall eingesetzt werden. Bei Hochwasserereignissen, die größer als der Bemessungsfall des Linienausbaus sind, soll durch den Einsatz der Flutpolder der Wasserspiegel in von Deichüberströmung bedrohten Bereichen deutlich gesenkt und die Hochwasserschutzsysteme damit entlastet werden. Die Wirksamkeit eines Flutpolders bestimmt sich daher auch durch die potentielle Schutzwirkung für die Bewohner hinter den Deichlinien, die bei einem Extremhochwasser, z.B. durch ein Deichversagen, betroffen wären.

Vom Bayerischen Landesamt für Umwelt wurden Ergebnisse aus den Hochwassergefahrenkarten zur Verfügung gestellt. Diese Daten beinhalten die Einwohnerzahlen je Gemeinde, die bei einem Extremhochwasser (HQ_{extrem}) an der Donau betroffen wären. Aus diesem Datensatz konnte ein Längsschnitt (Abbildung 5) der Donau erstellt werden, auf dem die von ei-

nem HQ_{extrem} betroffenen Einwohner je Flusskilometer aufgetragen sind. Statt einer detaillierten Schadenspotentialermittlung wird mit dieser vereinfachten Methodik die Flutpolderwirkung (relative Scheitelreduktion) mit den potentiell betroffenen Einwohnern über zwei hydrologische Abschnitte hinweg verschnitten.

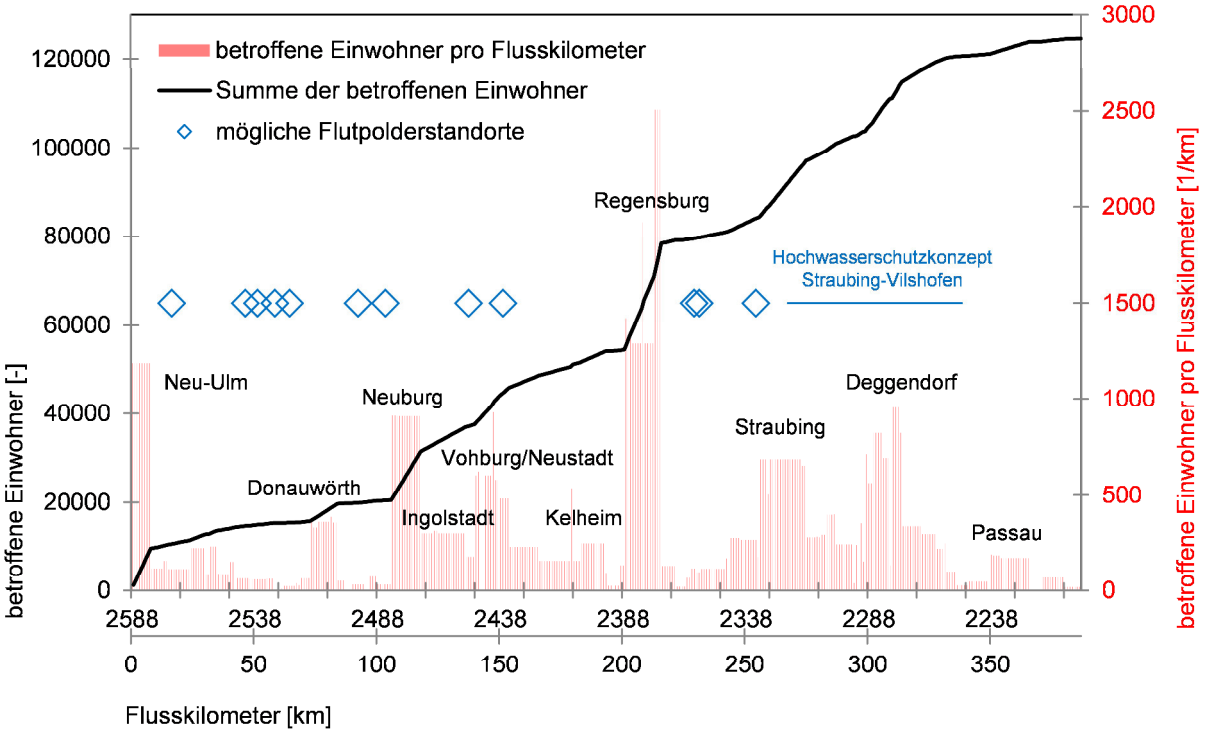


Abb. 5: Längsschnitt der bei HQ_{extrem} betroffenen Einwohner entlang der bayerischen Donau. Zusätzlich dargestellt sind die Lage der möglichen Flutpolder sowie größere Gemeinden am Flusslauf (GIEHL et al. 2014).

Im hydrologischen Abschnitt, in dem der Flutpolder liegt, wird die Wirkung einer horizontalen Kappung des Wellenscheitels herangezogen. Im nachfolgenden hydrologischen Abschnitt wird die Wirkung des Flutpolders bei überregionaler Steuerung (siehe auch Kapitel 3.4) auf den maßgebenden seitlichen Zufluss, in diesem Fall Naab und Regen, ermittelt. Der Kennwert für die Schutzwirkung auf betroffene Einwohner ist die Summe aus den Produkten von Flutpolderwirkung und betroffenen Einwohnern je Flusskilometer über beide hydrologische Abschnitte. Dieser abstrakte Kennwert hat die Einheit prozentuale Scheitelreduktion mal 1.000 EW je Fkm [% 1.000 EW / Fkm]. Tabelle 1 zeigt die Bewertungsskala u.a. für den Parameter *Potentielle Schutzwirkung auf betroffene Einwohner*.

3.4 Parameter Technische Realisierbarkeit überregionaler Steuerung (C)

Eingesetzt werden können Flutpolder nicht nur im Überlastfall im hydrologischen Abschnitt, in dem der Standort liegt, sondern auch, falls ein Überlastfall im nachfolgenden Donauabschnitt droht. Aufgrund der Überprägung der Donauwelle durch einen großen seitlichen Zufluss sinkt die Wirkung eines Flutpolders bei horizontaler Kappung der Hochwasserwelle in der Regel nach der Mündung sehr stark. Bei Steuerung eines Flutpolders auf den unterstromigen Zufluss (überregionale Steuerung) soll daher erst nach der Mündung eine optimale

(horizontale) Scheitelkappung erreicht werden. Drei Aspekte gehen dazu in den Parameter *Technische Realisierbarkeit überregionaler Steuerung* ein:

- Für die Realisierung einer überregionalen Steuerung ist eventuell ein *bautechnischer Mehraufwand am Einlaufbauwerk* (Parameter *C1*) erforderlich. Dieser kann durch das Verhältnis [-] zwischen dem maximal erforderlichen Polderzufluss bei horizontaler Kappung und dem maximalen Polderzufluss bei überregionaler Steuerung ausgedrückt werden.
- Eine lange Laufzeit der Hochwasserwelle zwischen Flutpolder-Standort und maßgebendem Zufluss erhöht die Unsicherheit der Steuerung aufgrund der Hochwasservorhersage. Die *Laufzeit* (Parameter *C2*) der Hochwasserwelle wird als Kennwert in Stunden [h] ausgedrückt.
- Bei einem Überlastfall erst unterhalb des Zuflusses herrschen u.U. am Einlaufbauwerk geringere Abflüsse (bzw. Wasserständen) als das HQ_{100}, auf das der Flutpolder primär ausgelegt ist. Die *Befüllbarkeit* (Parameter *C3*) des Flutpolders ist im Wesentlichen bestimmt von den Wasserständen in der Donau bei Abflüssen kleiner HQ_{100}. Vorteilhaft ist es, wenn das Einlaufbauwerk im Staubereich einer Staustufe liegt, da eine weitgehende Komplettfüllung in diesem Fall auch bei niedrigen Abflüssen sichergestellt werden könnte.

Diese drei Unter-Bewertungen gehen mit der Gewichtung 20 % (C1), 35 % (C2) und 45 % (C3) in die Bewertung C ein.

3.5 Ergänzende qualitative Bewertungen

Neben der hydraulischen Flutpolderwirkung, auf der die Priorisierung basiert, wurden in der Studie bereits weitere Aspekte beleuchtet, die in den nachfolgenden Planungsphasen detaillierter zu betrachten sind. Von Seiten des Auftraggebers, dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, wurde eine qualitative, überschlägige Bewertung der naturschutzfachlichen Aspekte durchgeführt und als Risikopotential *hoch*, *mittel* oder *gering* angegeben. Ergänzt wurde dies durch eine Ermittlung des Anteils an landwirtschaftlich genutzter Fläche im Flutpolder und der groben Schätzung der spezifischen Baukosten. Diese beiden Aspekte wurden ebenfalls mit den „Zuständen“ *hoch*, *mittel* oder *gering* (Flächenanteil bzw. Kosten) angegeben. Zudem wurden durch die zuständigen Wasserwirtschaftsämter weitere Besonderheiten der Standorte, wie zum Beispiel bestehende Wasserschutzgebiete oder nahegelegene Siedlungen mit hohem Grundwasserstand, ermittelt. Im Rahmen dieses Beitrags wird nicht näher auf diese Aspekte eingegangen.

3.6 Gesamtbewertung der Flutpolder-Priorisierung

Tabelle 1 zeigt die Bewertungstabelle, mit der die Wirksamkeit jedes einzelnen Flutpolders nach Punkten klassifiziert wurde. In den Parameter C gehen dabei, wie oben erwähnt, die Unter-Bewertungen C1, C2 und C3 ein. Die Wertebereiche wurden linear verteilt, jeder Punkt repräsentiert also dieselbe Schrittweite. Obere und untere Grenze werden dabei von der tatsächlich aufgetretenen Bandbreite der Ergebnisse definiert. Eine Ausnahme bildet der Unter-Parameter Befüllbarkeit. Diesem liegt eine fachliche Einschätzung in sechs „diskrete Zustände“ zugrunde, für die wiederum entsprechende, gleichmäßig verteilte Punkte vergeben werden.

Tab. 1: Bewertungsschema für die Parameter der Flutpolderwirkung (absolute Wirksamkeit)

	(A)		(B)		(C1)		(C2)		(C3)	
	Flutpolder-Einzelwirkung [%]		potentielle Schutzwirkung auf betroffene Einwohner [% 1.000 EW/km]		bautechnischer Mehraufwand Einlaufbauwerk [-]		Laufzeit [h]		Befüllbarkeit	
Punkte	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis	Punkte	komplette Befüllung…	staube-einflusst
1	0,00	0,60	0,000	0,250	3,00	2,81	30,00	27,01	**10**	möglich	ja
2	0,61	1,20	0,251	0,500	2,80	2,61	27,00	24,01	**8,3**	möglich	leicht
3	1,21	1,80	0,501	0,750	2,60	2,41	24,00	21,01	**6,7**	möglich	nein
4	1,81	2,40	0,751	1,000	2,40	2,21	21,00	18,01	**5**	nicht möglich	ja
5	2,41	3,00	1,001	1,250	2,20	2,01	18,00	15,01	**3,3**	nicht möglich	leicht
6	3,01	3,60	1,251	1,500	2,00	1,81	15,00	12,01	**1,7**	nicht möglich	nein
7	3,61	4,20	1,501	1,750	1,80	1,61	12,00	9,01			
8	4,21	4,80	1,751	2,000	1,60	1,41	9,00	6,01			
9	4,81	5,40	2,001	2,250	1,40	1,21	6,00	3,01			
10	5,41	6,00	2,251	>2,251	1,20	0,80	3,00	0,00			

Tab. 2: Bewertung und Priorisierung der möglichen Flutpolderstandorte innerhalb des hydrologischen Abschnitts (Donauwörth bis Kelheim) nach absoluter Wirksamkeit (gleiche Gewichtung der Aspekte A, B und C)

Flutpolderstandort	Bewertung (A)	Bewertung (B)	Bewertung (C)	Gesamt-bewertung (A, B, C)	Rang
Bertoldsheim	10	10	4,9	8,3	**1**
Riedensheim	6	7	5,9	6,3	**2**
Großmehring	5	6	5,6	5,5	**3**
Katzau	5	4	7,4	5,5	**3**

Wie anhand des Bewertungsschemas (Tabelle 1) zu erkennen ist, können aufgrund der Wahl von absoluten Werten zur Beschreibung der Wirksamkeit mehrere Flutpolder die gleiche Punktzahl erreichen. Beispielhaft wird für den Donauabschnitt Donauwörth bis Kelheim die erreichte Punktzahl, basierend auf absoluten Werten, sowie der daraus resultierende Rang (= Priorisierung) dargestellt (Tabelle 2). Demnach erreicht der mögliche Flutpolder Bertoldsheim in diesem hydrologischen Donauabschnitt den ersten Rang, der bereits planfestgestellte Flutpolder Riedensheim den zweiten Rang. Zusätzlich zur absoluten Wirksamkeit wurde noch die spezifische Wirksamkeit, also die absolute Wirksamkeit bezogen auf ein Rückhaltevolumen von 1 Mio. m³, ausgewertet. Für diese wurden eigene Punktetabellen mit etwas angepasster Skaleneinteilung aufgestellt, auf die hier nicht weiter eingegangen wird. Parameter C wurde nicht auf das Rückhaltevolumen bezogen. Insgesamt wurden drei Bewertungen erstellt: nach absoluter Wirksamkeit, nach spezifischer Wirksamkeit und anhand einer kombinierten Wirksamkeit aus beiden (jeweils 50 % - Anteil). Dabei ist zu erkennen, dass die Gesamtbewertung kaum vom jeweiligen verfügbaren Rückhaltevolumen abhängt (Tabelle 3). Es ergibt sich in allen Abschnitten allenfalls ein Platztausch auf den ersten beiden Rängen.

Tab. 3: Bewertung und Priorisierung der möglichen Flutpolderstandorte innerhalb des hydrologischen Abschnitts (Donauwörth bis Kelheim) nach absoluter, spezifischer und kombinierter Wirksamkeit

		absolute Wirksamkeit		spezifische Wirksamkeit		kombinierte Wirksamkeit	
Flutpolderstandort	Flutpolder-volumen [Mio. m³]	Gesamt-bewertung	Rang	Gesamt-bewertung	Rang	Gesamt-bewertung	Rang
Bertoldsheim	18	8,3	**1**	7,0	**2**	7,6	**1**
Riedensheim	8,1	6,3	**2**	7,6	**1**	7,0	**2**
Großmehring	11	5,5	**3**	6,2	**4**	5,9	**4**
Katzau	8,7*	5,5	**3**	6,5	**3**	6,0	**3**

* positiv raumgeordnete Varianten mit 8,7 Mio. m³ (Maximalvariante) und 7,2 Mio. m³ (favorisierte Variante)

Eine Gesamtreihung aller 12 möglichen Standorte über hydrologische Abschnitte hinweg ist nicht zweckmäßig. Die Wellenfüllen der maßgebenden Hochwasserereignisse nehmen mit den großen seitlichen Zuflüssen deutlich zu; je Abschnitt von oben nach unten im Verhältnis etwa 1:2:4. Dementsprechend sind in den weiter unten liegenden Donauabschnitten größere Rückhaltevolumina notwendig, gleichzeitig sinkt damit aber auch die Einzel- und Schutzwirkung eines Flutpolders im Donauverlauf, wodurch bei abschnittübergreifender Bewertung die oberstrom gelegenen Standorte im Vorteil wären. Zudem ist die Errichtung von Flutpoldern in jedem hydrologischen Abschnitt sinnvoll, um flexibel auf Hochwasserereignisse reagieren zu können. Mehrere Flutpolder entlang eines Flusses haben außerdem den Vorteil, dass eventuelle Fehlsteuerungen eines Flutpolders durch die weiter unten liegenden ausgeglichen werden können.

4. Fazit und Diskussion

Mit der hier vorgestellten Methodik konnte auf Basis von hydraulischen Kennwerten eine vereinfachte Priorisierung der potenziellen Flutpolderstandorte durchgeführt werden. Dabei wurden insgesamt 12 mögliche Standorte entlang der bayerischen Donau betrachtet.

Die Flutpolder-Wirksamkeit auf Unterlieger wurde hinsichtlich ihrer Einzelwirkung bei horizontaler Kappung, ihrer potentiellen Schutzwirkung auf Einwohner und der technischen Realisierbarkeit überregionaler Steuerung untersucht. Diese relevanten, quantifizierbaren Parameter wurden für die Priorisierung ausgewählt. Mithilfe von Bewertungstabellen konnten diese Parameter verglichen und die Flutpolder-Standorte entsprechend ihrer Wirksamkeit im jeweiligen hydrologischen Abschnitt gereiht werden.

Die vorgestellte Methodik beinhaltet keine umfassende Risikoanalyse oder Schadenspotentialermittlung, wodurch beispielsweise die Wirksamkeit eines Flutpolders nicht in monetären Werten ausgedrückt werden kann. Dennoch konnte mit der hier vorgestellten Priorisierung eine fundierte Entscheidungsgrundlage für die Auswahl der am besten geeignetsten Flutpolderstandorte, mit denen in die nächsten Planungsstufen gegangen wird, geschaffen werden. Eine umfassende Kosten-Nutzen-Betrachtung ist für die Zukunft anspruchsvoll, aber notwendig.

Literatur

ASENKERSCHBAUMER, M., SKUBLICS, D. & P. RUTSCHMANN (2012): Verzögerung und Abschätzung von Hochwasserwellen entlang der bayerischen Donau. TUM, München.

FISCHER, M., STROBL, T. & P. RUTSCHMANN (2008): Anschlussvorhaben zu ‚Prognose der Hochwassersituation an der bayerischen Donau bei Berücksichtigung des Retentionspotentials und optimierter Steuerstrategien'. TUM, München.

GIEHL, S., SKUBLICS, D. & P. RUTSCHMANN (2014): Vertiefte Wirkungsanalyse zu ‚Verzögerung und Abschätzung von Hochwasserwellen entlang der bayerischen Donau'. TUM, München.

HABERSACK, H., SCHOBER, B., KRAPESCH, G., JÄGER, E., MUHAR, S., POPPE, M., PREIS, S., WEISS, M. & C. HAUER (2010): Neue Ansätze im integrierten Hochwassermanagement: Floodplain Evaluation Matrix FEM, flussmorphologischer Raumbedarf FMRB und räumlich differenziertes Vegetationsmanagement $VeMa_{FLOOD}$. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 1-2/2010, S. 15-21.

HUBER, N. P., BACHMANN, D., PETRY, U., BLESS, J., ARRÁNZ-BECKER, O. & A. ALTEPOST (2009): Ein Konzept für eine risikobasierte Entscheidungshilfe im Zuge der Identifikation von Schutzmaßnahmen bei extremen Hochwasserereignissen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 53 (3): S. 154 – 159.

MERZ, B., KREIBICH, H., SCHWARZE, R. & A. THIEKEN (2010): Assessment of economic flood damage. Natural Hazards and Earth System Sciences 10: 1697–1724.

MESSNER, F., PENNING-ROWSELL, E., GREEN, C., MEYER, V., TUNSTALL, S. & A. VAN DER VEEN (2007): Evaluating flood damages: guidance and recommendations on principles and methods. FLOODsite Consortium.

SKUBLICS, D. & P. RUTSCHMANN (2014): Hochwasserrückhalt durch natürliche Hochwasserretention entlang der Bayerischen Donau. WasserWirtschaft, 4/2014: S. 20-27.

SKUBLICS, D. (2014-a): Großräumige Modellierung von Hochwasserrückhalt und Hochwasserretention im Einzugsgebiet der bayerischen Donau. In: RUTSCHMANN, P. (Hrsg.): Hochwasser und kein Ende! – Statusberichte, aktuelle Vorhaben, neue Planungswerkzeuge. Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, München.

SKUBLICS, D. (2014-b): Großräumige Hochwassermodellierung im Einzugsgebiet der bayerischen Donau - Retention, Rückhalt, Ausbreitung. Dissertation am Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München.

StMUV (2014): Hochwasserschutz Aktionsprogramm 2020plus. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, München.

Grundlagen für die Implementierung eines Retentionsraumkatasters – Ein Verfahren zur Bewertung des Retentionsvermögens von Überschwemmungsflächen am Beispiel der Großen Rodl

Johannes Wesemann

Zusammenfassung

In der EU-Hochwasserrichtlinie wird die Freihaltung von natürlichen Überschwemmungsgebieten als Hochwasserretentionsräume gefordert. Diese sollten sowohl hydraulisch wirksam als auch bebauungsfrei sein. In dieser Arbeit wird ein Verfahren vorgestellt, welches diese beiden Aspekte berücksichtigt und eine Bewertung von Retentionsräumen mit bereits vorhandenen Daten ermöglicht.
Für die Große Rodl in Oberösterreich wird die Speicherkonstante K auf Basis des Kalinin-Miljukov-Verfahrens für jeden Flussabschnitt berechnet. Dieser Parameter spiegelt die Retentionseigenschaften des Flussabschnittes wider und kann unabhängig von einer Bemessungswelle ermittelt werden. Hierzu werden Abflussdaten, Überflutungstiefen und das Geländemodell der Hochwasser Risikozonierung Austria verwendet. Mit einer Sensitivitätsanalyse wird zusätzlich die potentielle Änderung der Überflutungsfläche bei einem weiteren Anstieg des Wasserspiegels überprüft.

1. Zielsetzung und Motivation

Beim Hochwasserschutz wird zwischen aktiven und passiven Maßnahmen unterschieden. Die meisten größeren Städte in Europa sind durch technische Maßnahmen, wie z.B. Hochwasser-Deiche, Entlastungsbecken und -gerinne oder mobilen Hochwasserschutz, gesichert. Diese linearen Maßnahmen führen jedoch zu einem Verlust an Retentionsraum und tragen zu einer Beschleunigung von Hochwasserwellen und Erhöhung des Scheitelabflusses bei (SCHRAML 2010).
In den letzten Jahren wurde deshalb vermehrt ein integriertes Hochwassermanagement umgesetzt. Neben den technischen beinhaltet dieser Ansatz auch passive Maßnahmen, wie die Hochwasservorsorge, sowie die flussgebietsbezogene Betrachtung in der Risikoanalyse. Die EU-Hochwasserrichtlinie (EU-HWRL 2007) definiert als ein Ziel die Freihaltung und Aufrechterhaltung von Retentionsräumen. Diese Flächenvorsorge kann einen wesentlichen Beitrag zum Hochwasserschutz leisten. Zum einen entsteht durch die Freihaltung kein zusätzliches Schadenspotential und zum anderen kann die abflussverzögernde Wirkung von Überschwemmungsflächen genutzt werden.
Bei diesen Retentionsräumen ist es einerseits wichtig, dass diese nicht bebaut sind bzw. keine schützenswerte Infrastruktur beinhalten und andererseits sollten diese Überschwemmungsgebiete möglichst wirksame Retentionseigenschaften aufweisen.
In diesem Beitrag wird ein Verfahren vorgestellt, welches die Wirksamkeit von Rückhalteflächen untersucht und dadurch eine Bewertung von Überflutungsgebieten ermöglicht. Die Methodik ist dabei möglichst einfach und transparent konzipiert, um eine Umsetzung auch für andere Gebiete gewährleisten zu können. Die Verwendung bereits vorhandener Daten ist dabei besonders wichtig, da die Datenakquirierung oftmals mit einem erheblichen Aufwand verbunden ist bzw. die für hydraulische Berechnungen benötigten Datengrundlagen nicht vorhanden sind. Ferner soll mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden, welche zusätzlichen Gebiete bei einem weiteren Anstieg des Wasserspiegels überflutet werden um dadurch ein weiteres Kriterium zur Bewertung der Retentionsflächen zu schaffen.

2. Methodik

2.1 Definition von potentiellen Retentionsräumen

Die Retention einer Hochwasserwelle beschreibt im Allgemeinen die Dämpfung des Hochwasserscheitels und dessen zeitliche Verschiebung (HAIDER 1994). Somit spiegeln die Retentionseigenschaften eines Gewässers sein Rückhaltevermögen wieder. Dieses kann als ein Maß für das in einer Gewässerstrecke gespeicherte Volumen in Abhängigkeit des Abflusses gesehen werden und entspricht der Speicherkonstante K (BAUER 2004). Der Retentionsraum ist hierbei der Bereich des Hauptgerinnes und des Vorlandes, der während eines Hochwassers überflutet wird und somit zur Retention beiträgt. NEUHOLD & NACHTNEBEL (2010) definieren drei essentielle Kriterien zur Ausweisung von potentiellen Retentionsräumen. Dazu zählen Flächen,

1. in denen keine hochwertigen Nutzungen (Wohngebäude, Wirtschaftsstandorte, etc.) befinden,
2. deren Topographie auf hydraulische Wirksamkeit schließen lässt und
3. in denen Punkt 1 UND 2 erfüllt werden, und durch die Überflutung des Retentionsraumes eine Reduktion der Hochwasserspitze durch retentiertes Abflussvolumen, zu erwarten ist.

2.2 Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Bestimmung der Speicherkonstante K

Das Kalinin-Miljukov-Verfahren dient der Berechnungen der fließenden Retention und basiert auf der Annahme, dass für einen Fließstrecke mit der charakteristischen Länge L eine eindeutige Beziehung zwischen dem Abfluss und dem darin gespeichertem Volumen, auch für den instationären Fall, angenommen werden kann. Dadurch ist es möglich, den gesamten Flusslauf als eine Folge von n hintereinander geschalteten Speichern mit der Länge L zu betrachten (ROSEMANN & VEDRAL 1970, PLATE et al. 1977). Unter bestimmten Annahmen kann die charakteristische Länge L mit ausschließlich stationären Größen berechnet werden (ROSEMANN & VEDRAL 1970):

$$L = \frac{Q_{st} * dh_{st}}{I_{st} * dQ_{st}} \tag{1}$$

mit:

Q_{st} = stationärer Durchfluss [m³/s]

I_{st} = stationäres Wasserspiegelgefälle

h_{st} =stationärer Wasserstand

Der Quotient dh/dQ entspricht hierbei der Steigung der Wasserstands-Abfluss- Beziehung und kann anhand eines Pegelschlüssels bestimmt werden.

Unter diesen Voraussetzungen (Stationarität) kann die Speicherkonstante K für jeden Flussabschnitt mit der Länge L als Verhältnis der Volumensänderung ∆V zur Abflussänderung ∆Q berechnet werden:

$$K = \frac{\Delta V}{\Delta Q} \tag{2}$$

2.3. Retentionsvermögen von Überflutungsflächen

Die hydraulische Berechnung der Hochwasserscheitelreduzierung für große Gewässer ist aufwendig bzw. häufig aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht möglich, weshalb die Retentionseigenschaften bei diesem Verfahren mit Hilfe der Speicherkonstante K quantifiziert werden. Ein hoher K-Wert in einem Gewässerabschnitt repräsentiert ein hohes Rückhaltevermögen und es kann von einer nennenswerten Scheitelreduzierung ausgegangen werden (BAUER 2004). Ein Vorteil ist, dass der K-Wert für einen Abschnitt mit der charakteristischen Länge unabhängig von einer Bemessungswelle berechnet werden kann. Hierzu werden lediglich die Abflüsse von Hochwasserereignissen und die dazugehörigen Überflutungsflächen und –tiefen benötigt. Dadurch kann man für jeden Abschnitt die Veränderung des gespeicherten Volumens bei einer Veränderung des Abflusses berechnet und somit die Veränderung der Speicherkonstante ermittelt werden:

$$K_{T1,T2} = \frac{V_{T2} - V_{T1}}{HQ_{T2} - HQ_{T1}} \qquad (f\text{ür } T2 > T1) \tag{3}$$

mit:

$K_{T1,T2}$ = Veränderung der Speicherkonstante bei einem Anstieg des Abflusses von einem Hochwasser mit der Jährlichkeit T1 auf ein Hochwasser mit der Jährlichkeit T2

V_T = im Flussabschnitt gespeichertes Volumen bei einem Hochwasser der Jährlichkeit T

HQ_T = Abfluss bei einem Hochwasser der Jährlichkeit T

2.4 Berechnung der Wasserspiegellage für zusätzlich erhöhte Wasserstände

Im Rahmen des HORA-Systems (Abkürzung für HOchwasser Risikozonierung Austria) wurden für ganz Österreich Überflutungsflächen und –tiefen für Hochwässer mit einer Jährlichkeit von 30, 100 und 200 Jahren ermittelt (BMLFUW 2011). Aktuelle Studien (SCHIMON et al. 2011) zeigen, dass durch den Klimawandel eine Erhöhung der Hochwasserwerte der unterschiedlichen Jährlichkeiten möglich ist. Um diese Tendenzen bei der Raumplanung berücksichtigen zu können, müssen die Auswirkungen abgeschätzt werden. Ziel ist dabei zu untersuchen, wie stark sich die Überflutungsflächen bei einer Erhöhung des Wasserstandes verändern.

Im Zuge dieser Arbeit werden daher mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse Flächen ermittelt, die bei einem Anstieg des Wasserspiegels über den Wert des HQ_{200} überflutet werden. Für diese Analysen kommen keine hydraulischen Modelle zur Anwendung. Es kommen drei unterschiedliche GIS-basierte Verfahren zur Anwendung, die ausschließlich topographische Daten (DHM) benötigen und nachfolgend erläutert werden (Abbildung 1).

2.4.1 Extrapolation mit Ordinary Kriging

Bei diesem Verfahren wird die vorhandene Wasserspiegelfläche, welche als Raster vorliegt, mit Hilfe von Ordinary Kriging nach außen extrapoliert. Anschließend wird die neu geschaffene Wasseroberfläche um das gewählte Höhenkriterium (= geschätzter Anstieg des Wasserstandes, z.B. 0,5m) erhöht. Verschneidet man diese nun wieder mit dem Gelände wird die neue Wasseranschlagslinie gebildet und man erhält die bei einem Anstieg des Hochwassers überfluteten Punkte.

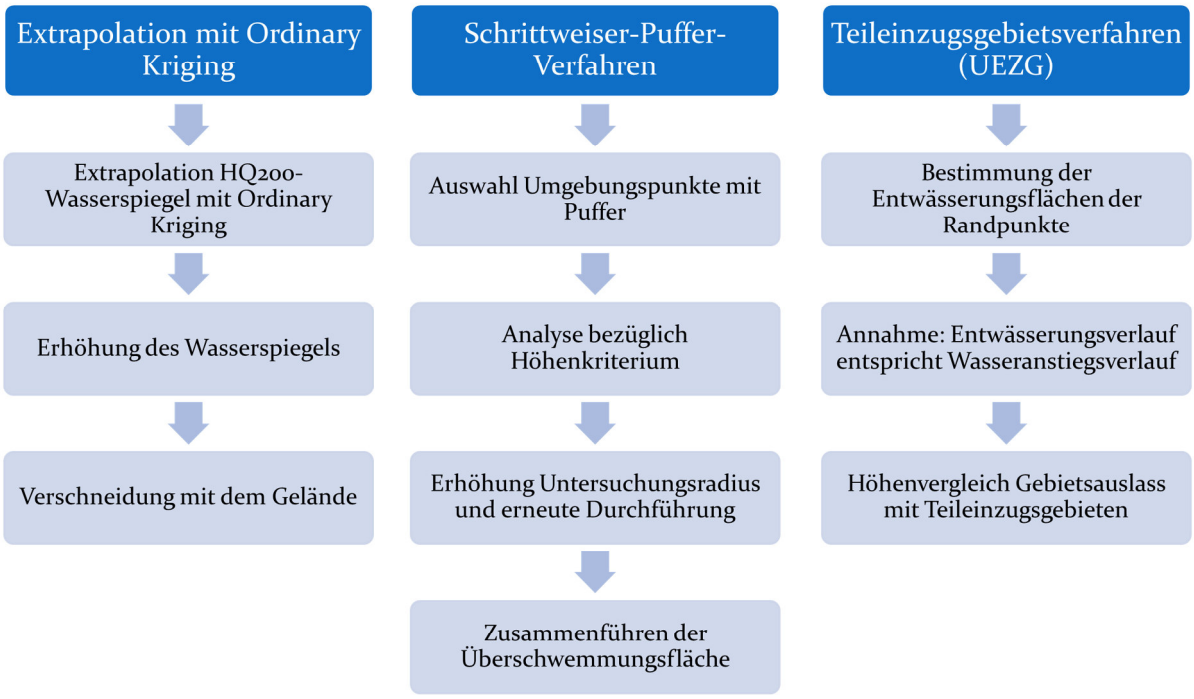


Abb. 20: Vorgehensweise bei den drei Verfahren zur Ermittlung der Überschwemmungsfläche bei einem Hochwasseranstieg über das bekannte HQ_{200} hinaus.

2.4.2. Schrittweiser-Puffer-Verfahren

Bei diesem Verfahren wird von den Randpunkten der HQ_{200}-Überflutungsfläche ausgegangen und jeder einzeln untersucht. Es werden die benachbarten Punkte mit Hilfe eines Puffers ausgewählt und auf das Höhenkriterium untersucht. Anschließend wird der Puffer um eine Pixelweite erweitert und die Analyse erneut durchgeführt. Diese Schritte werden wiederholt, bis keine neuen überfluteten Punkte hinzukommen. Nachdem diese Analyse für jeden Randpunkt durchgeführt wurde, kann eine neue Überflutungsfläche erstellt werden.

2.4.3. Teileinzugsgebietsverfahren (UEZG)

Bei diesem Verfahren wird jeder Randpunkt der HQ_{200}-Überflutungsfläche als lokales Gebietsauslass definiert und mit Hilfe eines GIS-Tools alle Punkte des Geländes ermittelt, welche zu diesem Punkt hin entwässern, sodass kleine Teileinzugsgebiete entstehen. Es wird nun davon ausgegangen, dass die Punkte des Teileinzugsgebiets bei einem Wasserspiegelanstieg auch vom Gebietsauslass her überflutet werden. Alle Punkte in diesen Einzugsgebieten, die innerhalb des Höhenkriteriums liegen, können nun zusammengefasst werden und die neue Überflutungsfläche bilden.

3. Datengrundlage und Fallstudie

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet der Fallstudie ist das Einzugsgebiet der Großen Rodl in Oberösterreich. Sie ist ein nördlicher Donauzubringer mit einer Länge von 42,4 km und einem Einzugsgebiet von 268 km² (siehe Abbildung 2).

3.2 Datenbasis

Für die Berechnung der Speicherkonstante K mit Hilfe des Kalinin-Miljukov-Verfahrens werden folgende Informationen verwendet:

- Einzugsgebiet mit exaktem Gewässerverlauf auf Basis der ÖK 50
- Digitales Geländemodell – 10 x 10 Meter Raster des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, aus 50 Meter interpoliert
- Schlüsselkurven von Bezugspegeln – Messpegel des Hydrographischen Dienstes Oberösterreich
- Durchflüsse für jeden Gewässerabschnitt – HQ_{30}, HQ_{100} und HQ_{200} für jeden Gewässerabschnitt auf Basis des HORA-Datensatzes
- HORA Überflutungsflächen und –tiefen für HQ_{30}, HQ_{100} und HQ_{200} für die Ermittlung der Volumensänderung für die verschiedenen Hochwasserabflüsse

Die HORA – Daten stehen flächendeckend für ganz Österreich zur Verfügung (BMLFUW 2011).

3.3 Ermittlung der charakteristischen Länge und des Retentionsvermögens

Zur Berechnung der charakteristischen Länge wird das mittlere Gefälle des Flusses in der Umgebung der Pegelstellen aus dem DGM extrahiert. Mit Hilfe der Pegelschlüssel kann nun für jede Messstelle nach der Berechnung von ROSEMANN & VEDRAL (1970) die charakteristische Länge ermittelt werden. Da diese in allen Fällen über 100 Meter ist, wurde dies als Wert für alle Gewässerabschnitte gewählt und der Flusslauf in Teilabschnitte mit dieser Länge unterteilt. Anschließend wurde für jeden 100m-Teilabschnitt das Einzugsgebiet ermittelt, um die zugehörigen Überflutungsflächen ermitteln zu können (Abbildung 2).

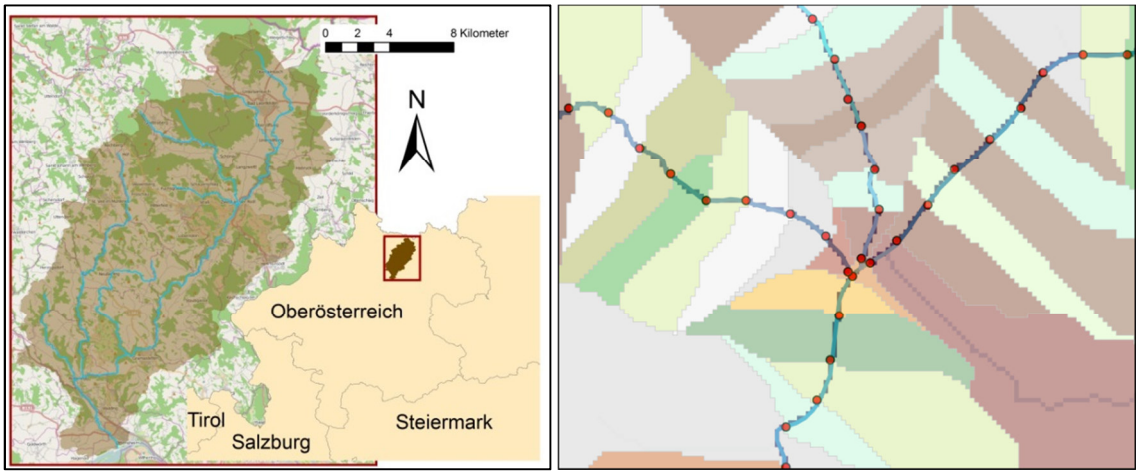


Abb. 21: Links: Einzugsgebiet der Großen Rodl. Rechts: Teileinzugsgebiete mit charakteristischen Länge (100m) in einem Ausschnitt des EZG.

Abbildung 3 zeigt die Wasserspiegeldifferenzen für die jeweiligen Anstiege der Hochwasserabflüsse von einem HQ_{30} auf ein HQ_{100}, einem HQ_{100} auf ein HQ_{200} und einem HQ_{30} auf ein HQ_{200} welche für die vorliegende Studie verwendet wurden. Diese können nun jedem Teileinzugsgebiet zugeordnet und die Veränderung des Volumens für alle drei Fälle berechnet werden. Da auch die Hochwasserabflüsse vorliegen, kann die Speicherkonstante berechnet werden.

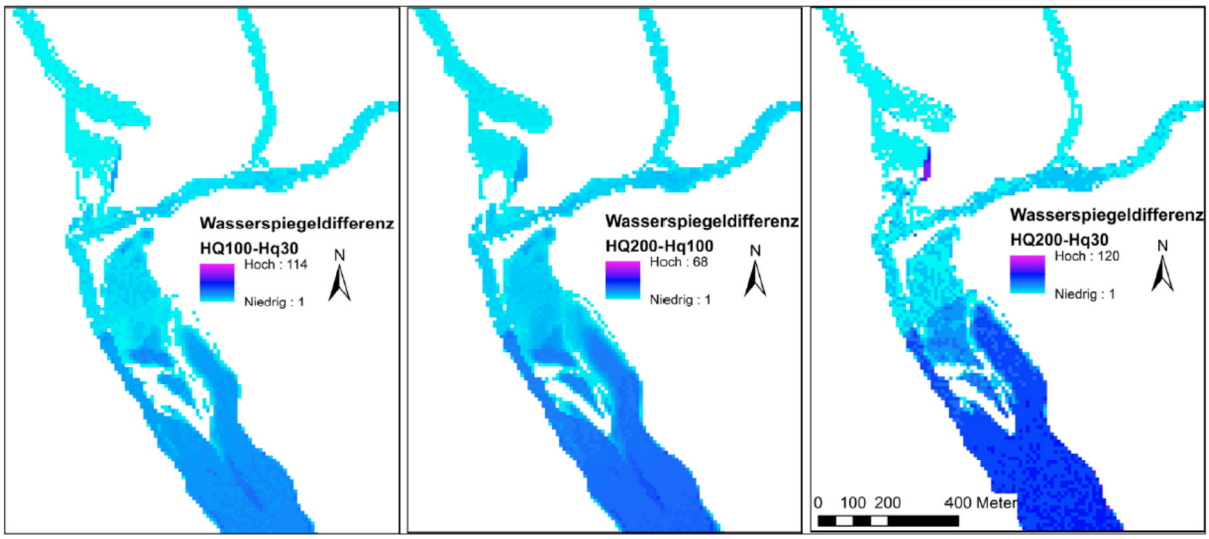


Abb. 22: Wasserspiegeldifferenzen in dm bei den jeweiligen Anstiegen der Hochwasserabflüsse zur Berechnung der Veränderung des gespeicherten Volumens.

4. Ergebnisse und Folgerungen

4.1 Retentionsraumberechnung

Basierend auf den Ergebnissen der K-Wert Berechnung können die Einzugsgebiete der Großen Rodl in 3 Kategorien unterteilt werden:

- Kaum wirksame Retentionsflächen: K-Werte bis 500
- Wirksame Retentionsflächen: K-Werte zwischen 500 und 1000
- Stark wirksame Retentionsflächen: K-Werte über 1000

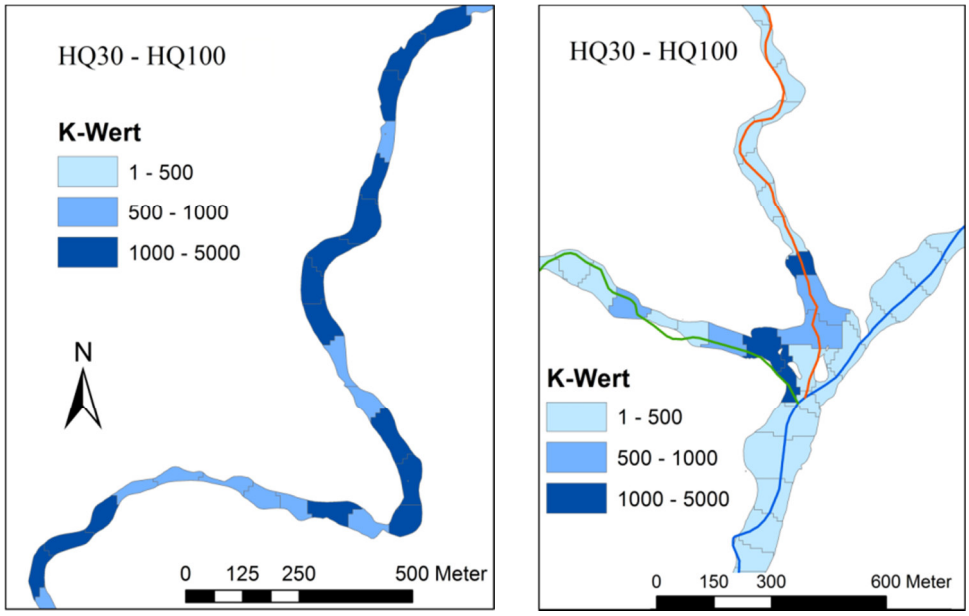


Abb. 23: K-Werte der Einzelspeicher im Bereich Neußerling (Links) und im Ortsgebiet Zwettl an der Rodl (Rechts) für den Anstieg von einem HQ_{30} auf ein HQ_{100} berechnet nach Formel 3; Je höher die Speicherkonstante K umso wirksamer sind die Retentionsflächen.

Die Berechnungen wurden für das gesamte Einzugsgebiet der Großen Rodl durchgeführt. Da eine Darstellung des Gesamtgebietes unübersichtlich ist, sind in Abbildung 4 zwei ausgewählte Flussabschnitte der Großen Rodl dargestellt.

4.2 Verwendung der Ergebnisse

Zur Analyse der tatsächlichen Eignung der Überflutungsflächen als natürliche Hochwasserrückhalteflächen, werden diese mit dem Landnutzungskataster verschnitten. Bebaute Flächen, Straßen und weitere Infrastruktur werden hierbei als schützenswerte Gebiete ausgeschlossen. Längere, zusammenhängende, unbebaute Überschwemmungsflächen werden als besonders geeignet angesehen. Abbildung 5 zeigt beispielhaft zwei ausgewählte Gebiete, wobei ersichtlich wird, dass lediglich im Bereich Neußerling (linkes Bild) tatsächlich nutzbarer und wirksamer Retentionsraum zur Verfügung steht. Im rechten Bild liegen die Überschwemmungsflächen mitten im Ortsgebiet Zwettl an der Rodl, sodass hier keine natürlichen Rückhalteflächen vorhanden sind.

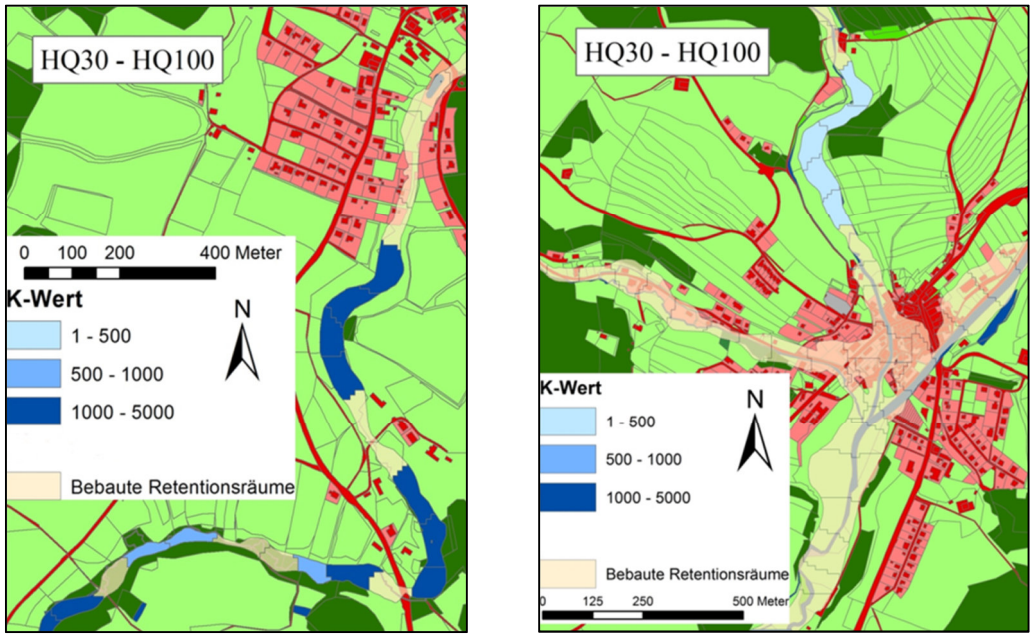


Abb. 24: Tatsächlich nutzbare, unbebaute Retentionsräume sowie deren Wirksamkeit im Bereich Neußerling (Links) und im Ortsgebiet Zwettl an der Rodl (Rechts) für den Anstieg von einem HQ_{30} auf ein HQ_{100}.

4.3 Sensitivitätsanalyse

Die verschiedenen methodischen Ansätze zeigen teilweise deutliche Unterschiede in den Überflutungsflächen. Des Weiteren wirken sich Unstimmigkeiten in den Eingangsdaten unterschiedlich stark auf die Methoden aus. Tabelle 1 führt die verschiedenen Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren an. Abbildung 6 zeigt beispielhaft die verschiedenen Ergebnisse für einen ausgewählten Flussabschnitt. Grundsätzlich kann festgestellt werden, dass das Teileinzugsgebietsverfahren die vertrauenswürdigsten Ergebnisse liefert. Eine systematische Beurteilung der vereinfachten Verfahren mit Hilfe von hydraulischen Modellen muss einem nächsten Schritt erfolgen.

Tab. 3: Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren der Sensitivitätsanalyse zur Bestimmung der Überflutungsflächen bei einem erhöhten Wasserspiegel.

Ordinary Kriging	Schrittweiser-Puffer	Teileinzugsgebietsverfahren
+ Einfache und schnelle Berechnung	+ Gute Ergebnisse in geraden Flussabschnitten	+ Automatische Berechnung
+ Durchgehende, konsistente Überflutungsfläche	- Sehr zeit- und rechenaufwendig	+ konsistenteste Ergebnisse
- Starke Abhängigkeit von Eingangspunkteanzahl und theor. Variogramm	- Inkonsistente Überflutungsfläche mit Löchern	+ Mäander werden gut wiedergegeben
- Überschätzung an Flussgabelungen, Mäandern und Senken	- Inkorrekte Schätzung der Wasseroberfläche (Senken, Mäander)	- Geringe Unterschätzung an Flussgabelungen
		- Ermittlung der Einzugsgebiete kann zeitaufwendig sein

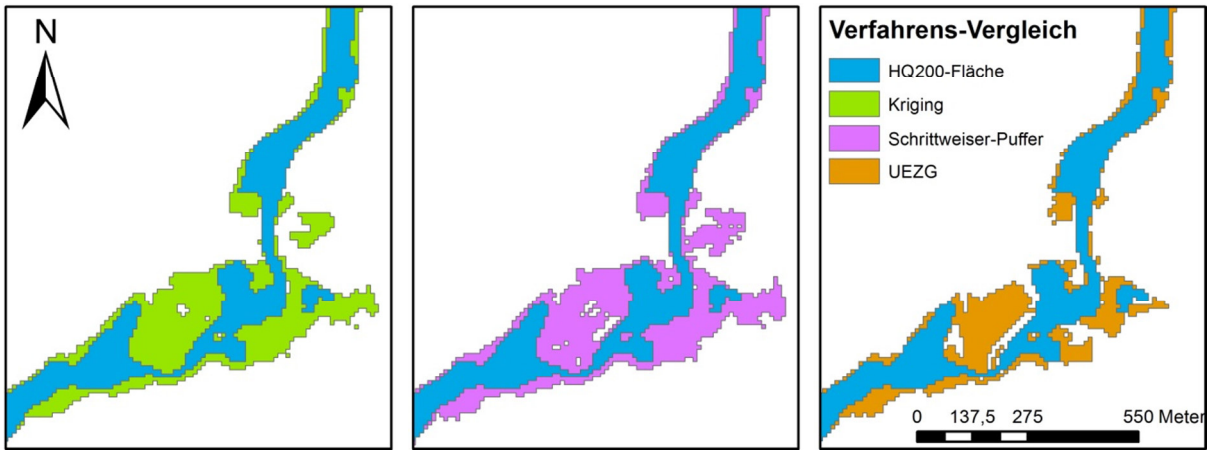


Abb. 25: Vergleich der Ergebnisse der einzelnen Verfahren der Sensitivitätsanalyse zur Bestimmung der Überflutungsflächen bei einem Anstieg des Wasserspiegels um 50cm über das HQ_{200} hinaus für einen ausgewählten Flussabschnitt.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Mit den vorgestellten Verfahren kann das Retentionsvermögen von Flussgebieten anhand von Abfluss- und Geländedaten GIS-basiert bestimmt werden. Die hier verwendeten Eingangsdaten und deren Ungenauigkeiten (Lagegenauigkeit, Rastergröße) verhindern jedoch eine durchgehend automatisierte Berechnung. Des Weiteren passen die HORA-Überflutungsflächen nicht immer mit dem Gelände zusammen, sodass Fließrichtung und Gefälle teilweise nicht übereinstimmen. Konsistente Daten wären jedoch für einen Vergleich der Ergebnisse mit einer hydraulischen Modellierung nötig.

Die drei Verfahren der Sensitivitätsanalyse, welche eine Aussage über das weitere Ausuferungsverhalten der Überschwemmungsflächen bei einer Erhöhung der Wassertiefe geben, liefern größtenteils gute Ergebnisse. Auch hier kommt es jedoch zu Fehlern aufgrund Problemen mit den Eingangsdaten. Das Teileinzugsgebietsverfahren kann als effizienteste Methodik mit den vertrauenswürdigsten Ergebnissen hervorgehoben werden. HERRNEGGER

et al. (2014) verwenden diese Methode zur Analyse von sensiblen Gebieten bezüglich einer Vergrößerung von Hochwasserabflüssen durch Klimawandel in Österreich. Diese Studie zeigt die Vorteile der großflächigen Anwendbarkeit der vorgestellten Verfahren, da existierende Daten verwendet werden können und eine aufwendige hydraulischen Modellierung vermieden werden kann.
Für eine genauere Ausführung der einzelnen Arbeitsschritte sowie weitere Ergebnisse sei hier auf WESEMANN (2013) verwiesen.

Literatur

BAUER, C. (2004): Bestimmung der Retentionspotenziale naturnaher Maßnahmen in Gewässer und Aue mit hydraulischen Methoden. Kasseler Wasserbau - Mitteilungen, 16. Universität Kassel

BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2011): *Weiterführende Information – Hochwasser; Begleitinfo zur Webseite http://hora. gv.at.* Verfügbar in: http://www.hora.gv.at/assets/eHORA/pdf/HORA_Hochwasser_ Weiterfuehrende-Informationen_v3.pdf [Abgerufen am 08.04.2013]

EU-HWRL - AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Richtlinie 2007/60/EG über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken.

HAIDER, S. (1994): Der Beitrag von Vorlandüberflutungen zur Verformung von Hochwasserwellen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, 128. ETH Zürich

HERRNEGGER, M., APPERL, B., SENONER, T. & H.P. NACHTNEBEL (2014): Macro-scale assessment of areas sensitive to changes in flood magnitudes for Austria. In: EUROPEAN GEOSCIENCES UNION (EGU), Geophysical Research Abstracts, Vol. 16, EGU2014-9892, 2014

NEUHOLD, C. & H.P. NACHTNEBEL (2010): Modul III: Verallgemeinerung und Empfehlungen. In: Nachtnebel, H.-P., Neuhold, C., Oberleitner, F., Schraml, C. (Hrsg.) Umsetzungsstudie: Wasserwirtschaftliche Entwicklung in Überflutungsgebieten unter Berücksichtigung von Ortsentwicklungskonzepten und der EU-Hochwasserrichtlinie. Linz: Amt der Oö. Landesregierung

PLATE, E. J., SCHULTZ, G. A., SEUS, G. J. & H. WITTENBERG (1977): Ablauf von Hochwasserwellen in Gerinnen. Schriftenreihe des Kuratoriums für Wasser und Kulturbauwesen, 27. Berlin: Verlag Paul Parey

ROSEMANN, H.-J. & J. VEDRAL (1970): Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Berechnung des Ablaufs von Hochwasserwellen. Schriftenreihe der Bayerischen Landesstelle für Gewässerkunde, 6. Unidruck München

SCHIMON, W., SCHÖNER, W., BÖHM, R., HASLINGER, K., BLÖSCHL, G., KROISS, H., MERZ, R., BLASCHKE, A. P., VIGLIONE, A., PARAJAKA, J., SALINAS, J. L., DRABEK, U., LAAHA, G. & N. KREUZINGER (2011): Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

SCHRAML, C. (2008): Modul III - Summenwirkung. In: NACHTNEBEL, H.-P., MÜLLER, B., NEUHOLD, C., OBERLEITNER, F. & C. SCHRAML (Hrsg.) Wasserwirtschaftliche Entwicklung in Überflutungsgebieten. Linz: Amt der Oö. Landesregierung.

WESEMANN, J. (2013): Grundlagen für die Implementierung eines Retentionraumkatasters : Erstellen eines Verfahrens zur Bewertung des Retentionsvermögens von Überschwemmungsflächen am Beispiel der Großen Rodl. Hochschulschrift Universität für Bodenkultur: Wien [http://permalink.obvsg.at/AC10891095]

Reduktion von Hochwasserschäden im Zusammenspiel von staatlicher und privater Vorsorge – eine Fallstudie an der Mulde

Sarah Kienzler, Daniela Falter, Stefan Jentsch, Annegret H. Thieken

Zusammenfassung

In dieser Fallstudie wird anhand von Vergleichsrechnung mit dem multifaktoriellen Hochwasserschadensmodell FLEMO untersucht, wie technische Schutzbauten und private Bauvorsorge in unterschiedlicher Ausprägung zur Risikominderung an den Mulden in Sachsen, die sowohl 2002 als auch 2013 stark von Hochwasser betroffen waren, beitragen können. Die Ergebnisse zeigen, dass mit einer optimalen Umsetzung von strukturellen Hochwasserschutzmaßnahmen, Hochwasserschäden zukünftig bis zu 70 % reduziert werden können. Die zusätzliche Berücksichtigung der Eigenvorsorge ergibt eine nochmals deutliche Reduktion des jährlich zu erwartenden Schadens, die bei der Betrachtung des gesamten Untersuchungsgebiets bei einem „optimalen" Vorsorgeniveau 8,0 Mio. EUR/Jahr beträgt. Zum Vergleich: Der alleinige Ausbau des technischen Hochwasserschutzes zum optimalen Plan-Zustand bewirkt lediglich eine jährliche Schadensminderung von 3,5 Mio. EUR/Jahr.

1. Einleitung

In der Vergangenheit stützte sich der staatliche Hochwasserschutz in Deutschland vorrangig auf strukturelle Schutzmaßnahmen wie Deiche, Mauern oder Rückhaltebecken. Allerdings können auch derartige Bauten keinen vollkommenen Schutz vor einem Hochwasserschaden bieten, da sie stets nur bis zu einem bestimmten Bemessungsereignis wirksam sind. Demzufolge bleibt ein Restrisiko bestehen, dessen sich die Bewohner hinter solchen Anlagen jedoch nicht immer bewusst sind. In der Regel vermitteln diese Schutzeinrichtungen vielmehr ein hohes Sicherheitsgefühl, sodass sich hinter ihnen im Laufe der Zeit häufig ein großes Schadenspotential aufbaut. Mit dem August-Hochwasser 2002 setzte in Deutschland und Europa ein Umdenken in der politisch-strategischen Ausrichtung des Hochwasserrisikomanagements ein (DKKV 2015). Im Zuge der Veränderungen in Richtung eines integrierten Hochwasserrisikomanagements nimmt die Relevanz der privaten Eigenvorsorge im Hinblick auf die Schadensminderung deutlich zu. Seit 2005 ist die Eigenvorsorge sogar rechtlich im Wasserhaushaltsgesetz verankert (§ 5 Abs. 2 WHG). Vor diesem Hintergrund erscheint eine Kombination von technischen und nicht-technischen Hochwasserschutzmaßnahmen für die Zukunft sinnvoll und im Hinblick auf den wirtschaftlichen Nutzen vielversprechend. Allerdings wird aktuell der schadensmindernde Einfluss der Eigenvorsorge bei Planungen oder Abschätzungen von Hochwasserschäden nicht systematisch berücksichtigt.

In Bezug auf die Quantifizierung von Hochwasserrisiken mittels Schadensmodellen, beispielsweise zur Abschätzung von direkten Gebäudeschäden, bedeutet dies, dass schadensreduzierende Parameter, wie die private Vorsorge, zukünftig mehr Gewicht bekommen können. Standardmäßig wird derzeit in den meisten Modellen der Wasserstand als Haupteinflussparameter zur Bestimmung des direkten Hochwasserschadens verwendet. SCHRÖTER et al. (2014) nennen jedoch auch Beispiele von umfassenderen Schadensmodellen, die inzwischen weitere erklärende Parameter mit einfließen lassen (z.B. Hochwasserdauer, Kontaminierung des Wassers, Hochwasserwarnung, Vorwarnzeit, Hochwassererfahrung, Eigenvorsorge, Notmaßnahmen, Gebäudecharakteristika oder sozioökonomische Variablen). Eines davon ist das multifaktorielle Schadensmodell FLEMO, dessen Anwendbarkeit bereits

für Gemeinden entlang der Mulde für das Hochwasserereignis 2002 evaluiert wurde (THIEKEN et al. 2008, WÜNSCH et al. 2009).
Um nun der Forderung, dass staatliche Hochwasservorsorge und Eigenvorsorge Hand in Hand gehen sollten, Nachdruck zu verleihen, ist das Ziel dieser Fallstudie mithilfe von FLEMO Vergleichsrechnungen mit unterschiedlich stark ausgeprägtem technischem Hochwasserschutz sowie unterschiedlich hohem Stand privater Eigenvorsorge durchzuführen. Dazu soll als Risikoindikator der jährliche Schadenserwartungswert für Wohngebäude in 30 sächsischen Gemeinden entlang der Mulde berechnet werden. Die Mulden waren sowohl 2002 als auch 2013 stark von Hochwasser betroffen. Als Basis für den Stand der staatlichen Hochwasservorsorge dienten die baulichen Gewässerzustände der Mulden von 2002 bzw. 2013 sowie der Zustand nach Umsetzung aller im Hochwasserschutzkonzept (HWSK, PGS 2004) vorgesehenen und im Flussgebiet geplanten Baumaßnahmen. Analog dazu wurde der Stand privater Bauvorsorge für 2002 und 2013 sowie ein „optimaler“ Vorsorgezustand auf Basis von computergestützten Telefoninterviews mit Privathaushalten in Deutschland abgeleitet, die bei den Hochwasserereignissen von 2002 oder 2013 direkte Sachschäden erlitten hatten.

2. Daten und methodisches Vorgehen

2.1 Das Untersuchungsgebiet

In Anlehnung an die räumliche Gliederung der in Sachsen erstellten HWSK und aufgrund der vorliegenden Informationen zur privaten Vorsorge aus den Haushaltsbefragungen wurden als Untersuchungsgebiet alle Flussabschnitte der Mulden ausgewählt, die im ehemaligen Regierungsbezirk Leipzig liegen (Abbildung 1). Dazu gehören ca. 10 km der Zwickauer Mulde bis zum Zusammenfluss in die Vereinigte Mulde, ca. 45 km der Freiberger Mulde ab Pegel Nossen und 90 km der Vereinigten Mulde bis zur Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt.

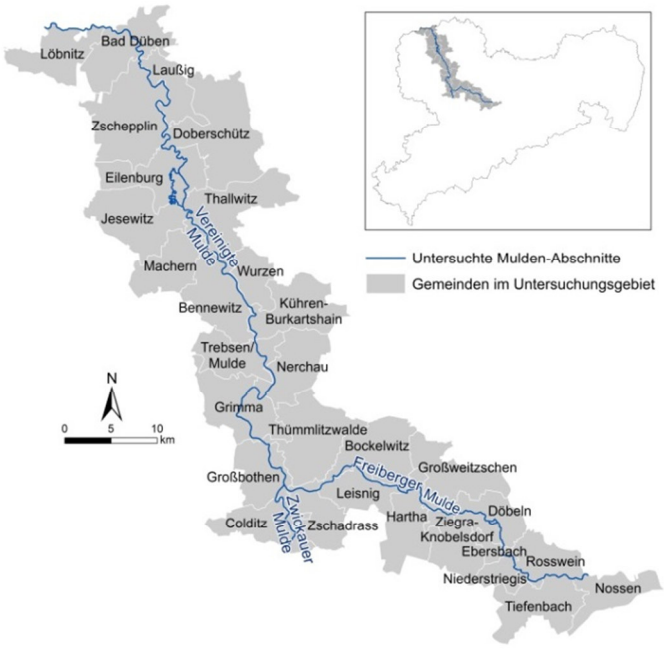


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (Datenquelle: LTV, Infas Geodaten).

2.2 Hydraulische Simulationen an der Mulde

Die hydraulischen Simulationen für diese Fallstudie basieren auf dem HWSK Mulden, das von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) bereitgestellt wurde. Das HWSK wurde 2004 als Reaktion auf das Hochwasser 2002 erstellt. Zielsetzung war die Optimierung des Hochwasserschutzes durch nachhaltige Maßnahmen unter Beachtung sozialer, ökologischer und wirtschaftlicher Aspekte. Dafür wurden Variantenuntersuchungen für das in Abbildung 1 dargestellte Gebiet durchgeführt und Maßnahmen abgeleitet. Zur Erstellung des Maßnahmenplans wurde zunächst der Gewässerzustand nach dem Hochwasser 2002, u. a. durch Vermessungen, festgestellt. Auf Basis verschiedener Varianten-Simulationen wurde ein Maßnahmenkatalog erstellt, der den optimierten Plan-Zustand des Hochwasserschutzes in den Mulden darstellt. Zur Berechnung der Wasserspiegellagen wurde das eindimensionale, stationär ungleichförmige hydraulische Modell HEC-RAS 4.1.0 verwendet. Die drei Gewässerzustände der vorliegenden Fallstudie (Tabelle 1) basieren auf den Ergebnissen der Varianten-Simulationen im HWSK. Die Variantenrechnungen für den damaligen IST-Zustand wurden für den Gewässerzustand 2002 angenommen; dieser wird im Folgenden als festgestellter Zustand 2002 bezeichnet. Der PLAN-Zustand des HWSK repräsentiert den Zustand nach Umsetzung aller Baumaßnahmen und wird auch in dieser Untersuchung mit PLAN-Zustand HWSK abgekürzt.

Die Ergebnisse, die nur in Kartenform zur Verfügung gestellt wurden, wurden mit dem im HWSK verwendeten HEC-RAS Modell für die vorliegende Untersuchung nachgerechnet, um Rasterergebnisse in der horizontalen Auflösung von 5 m entsprechend dem unterliegendem digitalen Geländemodell (DGM) zu erzeugen, die für die nachfolgende Schadensschätzung nötig waren. Zur Näherung des Ausbauzustandes für 2013 diente eine von der LTV bereit gestellte aktuelle Liste mit den bis Mitte 2014 umgesetzten Maßnahmen. Das HEC-RAS Modell wurde an diese Baumaßnahmen angepasst und neue Simulationen durchgeführt.

Tab. 1: Übersicht der untersuchten Gewässerzustände.

Bezeichnung	Gewässerzustand
festgestellter Zustand 2002	nach dem Hochwasser 2002 feststellbarer Istzustand (inkl. einiger Schadensbeseitigungen bzw. vorgenommenen Deichverschlüsse)
PLAN-Zustand HWSK	gemäß Hochwasserschutzkonzept vorgesehener Planzustand für das Gesamtgewässer
Ausbauzustand 2013	erreichter Ausbauzustand bis Juli 2014

Die für das HWSK Mulden verwendete Modellaufbereitung wird im Folgenden kurz beschrieben. Im HWSK wurde sowohl von einem durchgehend strömenden Abfluss ausgegangen, da das vorliegende Sohlgefälle relativ gering ist, als auch von einer mittleren Rauigkeit des Flussbettes und der Vorländer. Um die berechneten Wasserspiegellagen in das DGM der Mulde mit 5 m horizontaler Auflösung zu projizieren und damit Überflutungsflächen und Wassertiefen darzustellen, wurde der Programmaufsatz HEC-GeoRAS 10.1 für ArcGIS 10.1 verwendet. Die abflussrelevanten Querschnitte wurden aus dem DGM und der terrestrischen Flussbettvermessung erzeugt. Das Modell wurde bereits von der LTV kalibriert und anhand der zum Hochwasser im Juli 1954 vorhandenen Hochwassermarken plausibilisiert. Auf Basis hochwasserstatistischer Untersuchungen an den Pegeln im Einzugsgebiet wurden für das

HWSK maßgebende Hochwasserabflüsse mit den Wiederkehrintervallen zwischen 2 und 500 Jahren ermittelt. Diese dienten als Randbedingungen für die hydraulischen Simulationen, welche für jeweils HQ5, 25, 50, 100, 200 und 500 durchgeführt wurden.

Festgestellter Zustand 2002

Das Hochwasserschutzsystem im festgestellten Zustand 2002 war durch uferbegleitende Deiche (insbesondere an der Vereinigten Mulde) sowie flussnahe Hochwasserschutzanlagen in Form von Mauern und Deichen im Bereich größerer Siedlungen charakterisiert (Abbildung 2 links). Des Weiteren waren teilweise meist ackerbaulich genutzte Flächen durch Verwallungen oder Teilschutzdeiche geschützt. Zusätzlich wurde im HWSK festgestellt, dass mit den Höhen der 2002 bestehenden Hochwasserschutzanlagen in weiten Abschnitten mit einer Überströmung bei HQ100 zu rechnen ist. Da sich die hydraulischen Verhältnisse bei einer Deichüberströmung grundlegend von denen bei einem Abfluss zwischen den uferbegleitenden Hochwasserschutzanlagen unterscheiden, wurden für den festgestellten Zustand 2002 zwei verschiedene Varianten simuliert. Bei den Simulationen für HQ5 bis HQ50 wurde davon ausgegangen, dass der Abfluss vollständig zwischen den bestehenden Hochwasserschutzanlagen abgeführt wird. Deshalb wurde die Ausdehnung der Querprofile auf diesen Bereich begrenzt und ein Abfluss hinter den Deichen und Hochwasserschutzmauern ausgeschlossen. Für die Simulationen von HQ100 und HQ200 wurde der wirksame Abflussbereich um die durch Hochwasserschutzanlagen geschützten Flächen erweitert; dafür wurden die Querprofile entsprechend verlängert. Als Begrenzung dienten die natürlich vorhandenen Terrassenränder. Zur Simulation eines extremen Hochwassers (HQ500) wurde eine dritte Variante aufgesetzt. Bei einem solchen extremen Hochwasser ist damit zu rechnen, dass auch Siedlungen weiträumig und in einer hydraulisch relevanten Weise überflutet werden. Deshalb wurden die Querschnitte für ein solches extremes Hochwasser um die bebauten Bereiche erweitert und mit entsprechend hohen Rauigkeiten belegt.

PLAN-Zustand HWSK

Für die Simulation des Gewässerzustandes nach Umsetzung aller geplanten Baumaßnahmen wurde die Variantenrechnung des PLAN-Zustands des HWSK der Mulden verwendet. Der Maßnahmenplan umfasst u. a. den Neubau und die Instandsetzung von Deichen und Hochwasserschutzmauern sowie Deichrückverlegungen (Abbildung 2 Mitte).

In den Bereichen Mörtitz und Löbnitz im Landkreis Delitzsch sieht der Maßnahmenplan außerdem die Einrichtung steuerbarer Flutungspolder vor. Die konzeptionell ausgearbeiteten Maßnahmen des HWSK wurden in das hydraulische Modell eingearbeitet und der Abflussbereich um die künftig durch Hochwasserschutzanlagen geschützten Flächen verringert. Es erfolgten Berechnungen der Wasserspiegellagen für HQ5 bis HQ200.

Die Berechnung des Extremereignisses HQ500 wurde analog zum festgestellten Zustand 2002 durchgeführt, allerdings unter Berücksichtigung verschiedener Baumaßnahmen (Um- bzw. Neubauten der Pöppelmannbrücke in Grimma und der Straßenbrücke der B6 in Wurzen).

Ausbauzustand 2013

Für den Ausbauzustand 2013 lag kein Modell vor; dieses konnte aber anhand der beiden beschriebenen Modellaufbereitungen und einer von der LTV bereitgestellten Liste über den Umsetzungsstand aller Baumaßnahmen bis Mitte 2014 konstruiert werden. Die bisher umgesetzten Baumaßnahmen sind ausschnittsweise in Abbildung 2 (rechts) dargestellt. Vor allem in Eilenburg und oberstrom von Eilenburg war der Umsetzungsgrad bereits sehr hoch. Außerdem wurden am Zusammenfluss der Zwickauer und Freiberger Mulde sowie bei Nitzschka bereits Deichrückverlegungen, Sanierungsarbeiten und Neubauten durchgeführt. Basierend auf den Variantenrechnungen des HWSK wurden an den relevanten Stellen entsprechend der Baumaßnahmen Änderungen im hydraulischen Modell vorgenommen. Simulationen erfolgten analog zum festgestellten Zustand 2002 für HQ5 bis HQ50, HQ100 und HQ200 sowie das extreme Ereignis HQ500. Diese Modellanpassung dient ausschließlich der vorliegenden Untersuchung. Weiterführende hydraulische Untersuchungen für die konzeptionell erarbeiteten Hochwasserschutzmaßnahmen der HWSK werden durch die LTV mit einem nahezu durchgängigen zweidimensionalen hydraulischen Modell mit einem wesentlich höheren Detaillierungsgrad und weiterreichendem Aussagegehalt durchgeführt.

2.3 Mesoskaliges Schadensmodell und Eingangsdaten

Auf Basis der hydraulischen Szenarien der drei Ausbauzustände entlang der Mulden wurde weiter untersucht, welchen schadensmindernden Einfluss der nach 2002 geplante baulichtechnische Hochwasserschutz im Untersuchungsgebiet haben kann. Exemplarisch wurden dafür Schäden an Wohngebäuden betrachtet. Zudem wurde untersucht, wie viel Schaden durch private Eigenvorsorge zusätzlich reduziert werden kann. Unter Eigenvorsorge wird hier lediglich die Bauvorsorge (z. B. Anpassung der Gebäudenutzung und Inneneinrichtung) verstanden. Eine gute Eigenvorsorge kann Schäden mindern, eine schlechte Eigenvorsorge kann Schäden aber auch deutlich erhöhen, z. B. durch die Kontaminierung des Hochwassers durch ausgelaufenes Benzin oder Öl aus nicht gesicherten Heizöltanks. Für die Hochwasserschadensabschätzung von Wohngebäuden wurde der jährlich zu erwartende Schaden (EAD – expected annual damage) in 30 sächsischen Gemeinden entlang der Mulde berechnet. Dafür wurden die drei im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen unterschiedlichen Gewässerzustände an den Mulden herangezogen und jeweils mit unterschiedlich stark ausgeprägter privater Eigenvorsorge (Tabelle 2) kombiniert.

Tab. 2: Übersicht der Vorsorgeniveaus und ihrer Charakteristik.

Vorsorgeniveau	Charakteristik
keine Eigenvorsorge	ohne Berücksichtigung von Bauvorsorge und Kontaminierung
Vorsorgeniveau von 2002	geringe Bauvorsorge und hohe Kontaminierung
Vorsorgeniveau von 2013	gute Bauvorsorge und geringe Kontaminierung
Vorsorgeniveau „optimal“	sehr gute Bauvorsorge und keine Kontaminierung

Die Berechnung erfolgte mithilfe des multifaktoriellen Hochwasserschadensmodells FLEMO (Flood Loss Estimation MOdel) auf der Mesoskala (Gemeindeebene), das als eines von wenigen Modellen die Eigenvorsorge als schadensreduzierenden Parameter berücksichtigt. Die Anwendbarkeit des Modells wurde bereits von THIEKEN et al. (2008) und WÜNSCH et al.

(2009) für Gemeinden entlang der Mulde für das Hochwasserereignis 2002 evaluiert, sodass keine weiteren Anpassungen am Grundmodell vorgenommen wurden. Die Modellierung des EAD je Gemeinde erfolgte auf Basis der in Kapitel 2.2 simulierten Überflutungsflächen- und -tiefen für die drei technischen Ausbauzustände und unterschiedlichen Wiederkehrintervalle (HQ5, 25, 50, 100, 200 und 500). In das Modell gingen weiterhin Gebäudedaten (Gebäudetypzusammensetzung und mittlere Gebäudequalität je Gemeinde) von INFAS Geodaten (Stand 2001) sowie Wohngebäudewerte (Stand 2001) ein, die von KLEIST et al. (2006) abgeschätzt und von THIEKEN et al. (2006) mit einem dasymetrischen Kartierungsverfahren auf Grundlage von CORINE-Landnutzungsklassen disaggregiert wurden. Für die private Eigenvorsorge wurden im Modell die Skalierungsfaktoren nach BÜCHELE et al. (2006) verwendet. Dabei gilt die Annahme, dass keine starke Kontaminierung auftreten kann, wenn mindestens eine gute Bauvorsorge vorliegt. Welcher Faktor für die einzelnen Gemeinden verwendet werden muss, hängt vom Anteil der durchgeführten Bauvorsorgemaßnahmen in Kombination mit dem Anteil an Kontaminierung des Hochwassers durch Öl oder Benzin ab. Die dafür benötigten Informationen wurden aus Befragungsergebnissen von Privathaushalten abgeleitet, die im August 2002 und/oder Juni 2013 vom Hochwasser betroffen waren (eine nähere Beschreibung der Befragungen ist u. a. in DKKV 2015 zu finden).
Für die Fallstudie wurden die Daten für die Landkreise Meißen, Mittelsachsen, Leipzig und Nordsachsen ausgewertet, da sich die Anzahl der befragten Haushalte je betrachteter Gemeinde als zu gering erwies. Der Befragungsdatensatz zum Juni-Hochwasser 2013 wurde zudem durch Angaben zur Bauvorsorge aus einer weiteren Haushaltsbefragung zur Hochwasservorsorge ergänzt, die im Muldegebiet zehn Jahre nach dem Hochwasser 2002 durchgeführt wurde. Da die Befragung sich nicht auf ein konkretes Schadensereignis bezog, konnten keine Daten zur Kontamination des Hochwassers erhoben werden. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Anzahl der interviewten Privathaushalte auf Landkreisebene in den verschiedenen Befragungskampagnen. Anzumerken ist, dass im Datensatz zum Juni-Hochwasser 2013 keine Betroffenen im Landkreis Mittelsachsen befragt wurden. Daher wurde hier für die Bauvorsorge der Befragungsdatensatz von 2012 herangezogen. Zur Abschätzung der Kontaminierung wurde der Durchschnittswert für 2013 aus den Landkreisen Leipzig, Meißen und Nordsachsen verwendet. Tabelle 4 listet die abgeleiteten Skalierungsfaktoren je Landkreis auf. Alle berechneten Wohngebäudeschäden wurden abschließend mit dem Baupreisindex auf das Preisniveau 2013 angepasst.

Tab. 3: Anzahl der befragten Privathaushalte pro Landkreis und Befragungskampagne.

	Anzahl der befragten Privathaushalte		
Landkreis	2002	2012	2013
Meißen	71	30	147
Mittelsachsen	130	88	0
Leipzig	59	40	53
Nordsachsen	43	27	33
Gesamt	303	185	233

Tab. 4: Anhand der Haushaltsbefragungen abgeleitete Skalierungsfaktoren für Wohngebäudeschäden durch Bauvorsorge und Kontaminierung des Hochwassers.

	Vorsorgeniveau 2002	Vorsorgeniveau 2013	Vorsorgeniveau "optimal"
Meißen	1,20	0,64	0,41
Mittelsachsen	1,20	0,64	0,41
Leipzig	1,58	0,64	0,41
Nordsachsen	1,58	0,86	0,41

3. Ergebnisse

3.1 Überflutungsflächen

Abbildung 2 zeigt ausschnittsweise die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung für ein 100-jährliches Hochwasser in den drei Gewässerzuständen (festgestellter Zustand 2002, Ausbauzustand 2013 und PLAN-Zustand HWSK). Bei der Interpretation der Überflutungsflächen ist zu berücksichtigen, dass es sich um Szenariobetrachtungen eines statistisch ermittelten HQ100 handelt, nicht um eine Nachmodellierung der Ereignisse von 2002 oder 2013!
Während die Simulationsergebnisse im festgestellten Gewässerzustand 2002 für ein HQ100 weitreichende Überschwemmungen von Siedlungsflächen zeigen (Abbildung 2 links), sind im PLAN-Zustand diesbezüglich deutliche Verbesserungen zu sehen (Abbildung 2 Mitte). Die Simulationsergebnisse für den Ausbauzustand 2013 sind als Zwischenschritt zwischen dem festgestellten Gewässerzustand 2002 und dem PLAN-Zustand des HWSK zu verstehen. Besonders in Eilenburg und oberstrom Eilenburg zeigen die Baumaßnahmen Wirkung (Abbildung 2 rechts).

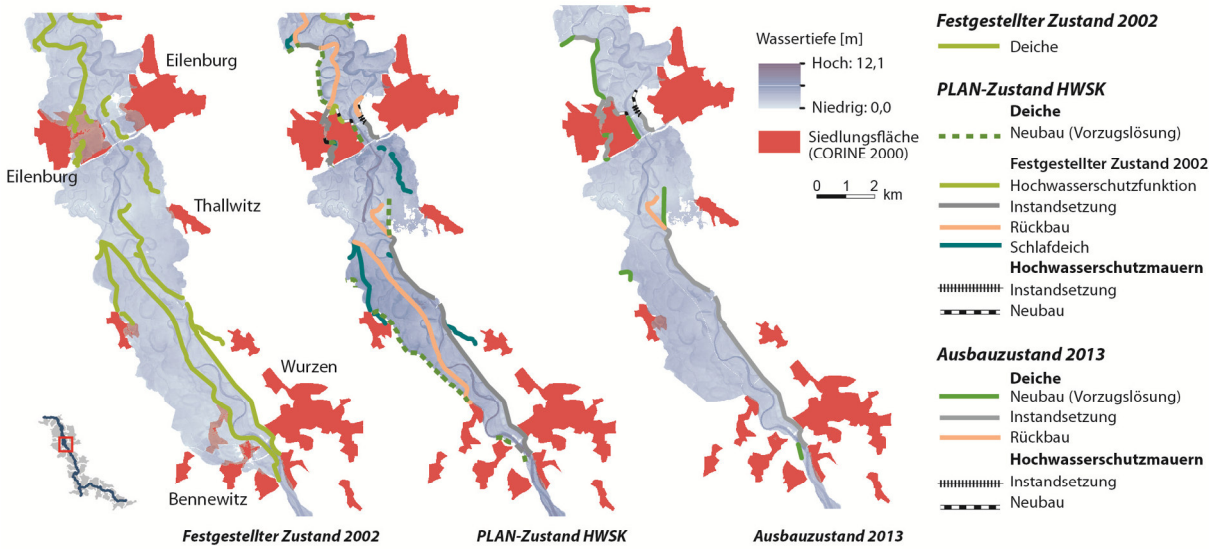


Abb. 2: Ausschnitt der Überschwemmungsflächen und -tiefen eines HQ100 für den festgestellten Zustand 2002 (links), den technischen PLAN-Zustand HWSK (Mitte) und den Ausbauzustand 2013 (rechts) an der Vereinigten Mulde (Datenquellen: LTV, Infas Geodaten, CORINE Land Cover (CLC2000): Umweltbundesamt, DLR-DFD 2004).

3.2 Schadensminderung durch technischen Hochwasserschutz ohne Einfluss von privater Eigenvorsorge

Für den festgestellten technischen Zustand 2002 ergeben sich die höchsten jährlich zu erwartenden Wohngebäudeschäden von mehr als einer Million Euro pro Jahr (in Preisen von 2013) in den Gemeinden Eilenburg (2,3 Mio. EUR/Jahr), Grimma (2,1 Mio. EUR/Jahr), Döbeln (1,9 Mio. EUR/Jahr), Bennewitz (1,3 Mio. EUR/Jahr) und Leisnig (1,1 Mio. EUR/Jahr). Die nach dem Hochwasser 2002 angestoßenen Verbesserungen im technischen Hochwasserschutz zeigen bereits für den Ausbauzustand 2013 teils deutliche schadensmindernde Wirkung. In allen 30 betrachteten Gemeinden reduziert sich der EAD im Vergleich zum festgestellten Zustand 2002 insgesamt um rund 1,3 Mio. EUR/Jahr (10 %). Hervorzuheben sind insbesondere die Gemeinden Bennewitz, Eilenburg und Thallwitz, in denen eine absolute Schadensreduktion von jeweils 775.000 EUR/Jahr (60 %), 389.000 EUR/Jahr (17 %) und 127.000 EUR/Jahr (39 %) zu verzeichnen ist. Werden nun die EADs für den PLAN-Zustand HWSK mit denen für den festgestellten Zustand 2002 verglichen, wird für die Mehrheit der Gemeinden eine nochmals gesteigerte Schadensminderung erkennbar. Insgesamt reduziert sich der EAD in allen Gemeinden um rund 3,5 Mio. EUR/Jahr (26 %). In absoluten Zahlen verringert sich der EAD zwischen 100.000 und 900.000 EUR/Jahr in den Gemeinden Bennewitz, Grimma, Eilenburg, Machern, Döbeln, Roßwein und Großbothen (absteigend sortiert). Prozentual betrachtet ergibt sich die höchste Schadensminderung mit über 65 % in Machern und Bennewitz. Obwohl viele Gemeinden von den umgesetzten technischen Maßnahmen des PLAN-Zustands HWSK profitieren, zeigt sich insbesondere für die Gemeinden Kühren-Burkartshain, Laußig und Löbnitz ein umgekehrtes Bild. Im Vergleich zu anderen Gemeinden ist in diesen mit zunehmendem technischen Hochwasserschutz keine Schadensreduktion, sondern eine Schadenserhöhung zu verzeichnen. So ergibt sich für den PLAN-Zustand HWSK in den Gemeinden Kühren-Burkartshain, Laußig und Löbnitz eine prozentuale Zunahme des EAD von jeweils 42 %, 40 % und 19 %. Dies liegt u. a. daran, dass nördlich von Eilenburg steuerbare Flutungspolder geplant sind, die bei Abflüssen größer als HQ25 geflutet werden sollen. Das gezielt geflutete Hinterland der Polderdeiche führt insbesondere in Laußig und Löbnitz zu einer Erhöhung des EAD (PGS 2004). Für die Gemeinde Kühren-Burkartshain erhöht sich der EAD vorrangig wegen des bereits ab einem HQ25 überfluteten Deichhinterlandes nördlich der Ortschaft Nitzschka (Teilabschnitt des Nitzschkaer Deiches). Beispielhaft erfolgt nun ein näherer Vergleich der EADs für die drei technischen Ausbauzustände in den fünf Gemeinden Döbeln, Leisnig, Grimma, Bennewitz und Eilenburg, in denen beim festgestellten Zustand 2002 die höchsten EADs abgeschätzt wurden (Abbildung 3). Im Ergebnis zeigt sich, dass vorrangig die Gemeinden Bennewitz und Eilenburg bereits vom Ausbauzustand 2013 profitieren, da der Umsetzungsgrad der Verbesserung des technischen Hochwasserschutz bei Eilenburg und stromaufwärts bereits sehr vorangeschritten ist (Abbildung 2 rechts). In den Gemeinden Döbeln und Grimma mindert sich der jährliche Gebäudeschaden hingegen erst bei der Umsetzung des PLAN-Zustands HWSK deutlich. In Leisnig sind zwar die geringsten EADs der hier verglichenen fünf Gemeinden zu verzeichnen, dafür zeigt sich jedoch nur eine sehr geringe Schadensminderung bei stetigem Ausbau des technischen Hochwasserschutzes. Hier stellt sich die Frage, wie private Eigenvorsorge einen zusätzlichen Beitrag zur Gebäudeschadensminderung leisten könnte.

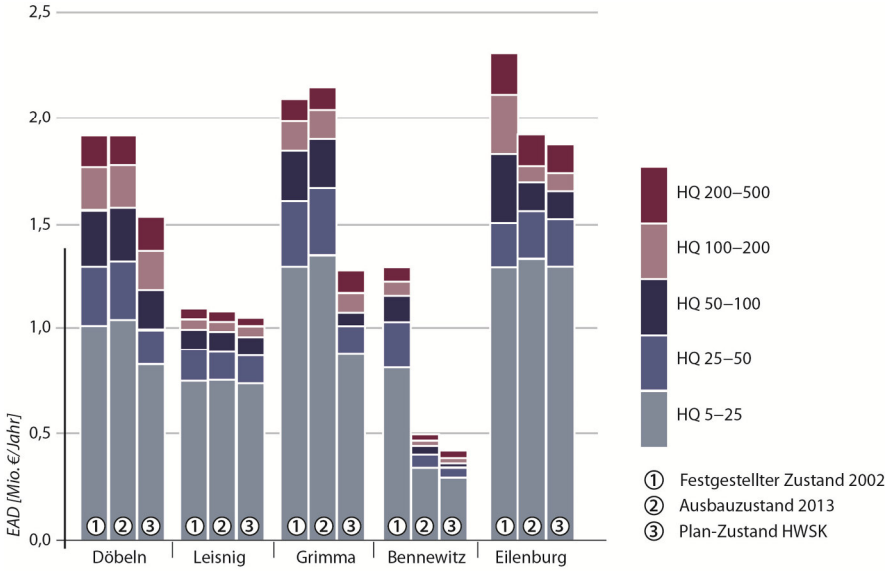


Abb. 3: Zu erwartende jährliche Wohngebäudeschäden in Gemeinden für den festgestellten Zustand 2002 (> 1 Mio. EUR/Jahr) und vergleichend beim Ausbauzustand 2013 und PLAN-Zustand HWSK – differenziert nach verschiedenen Wiederkehrintervallen.

3.3 Schadensminderung durch technischen Hochwasserschutz und Einfluss von privater Eigenvorsorge

Im Folgenden wird untersucht, wie sich die unterschiedlich stark ausgeprägten technischen Ausbauzustände in Kombination mit verschiedenen Niveaus privater Eigenvorsorge auf den EAD auswirken. Die Ergebnisse werden erneut für die fünf Gemeinden Döbeln, Leisnig, Grimma, Bennewitz und Eilenburg exemplarisch dargestellt und im Anschluss für alle Gemeinden zusammengefasst betrachtet. Das private Vorsorgeniveau 2002 ist durch eine geringe Bauvorsorge und einen so hohen Anteil von kontaminiertem Hochwasser charakterisiert (vgl. Tab. 4), dass die Schadenserhöhung durch Kontamination der Gebäude nicht durch die vorhandene Bauvorsorge kompensiert werden kann. Daher erhöhen sich die EADs für alle technischen Bauzustände im Vergleich zum Referenzzustand. In den Gemeinden Grimma und Eilenburg sind für alle technischen Ausbauzustände die jeweils höchsten jährlichen Schadenszunahmen zu verzeichnen. Eine Minderung des EAD kann hingegen durch die beiden Vorsorgeniveaus 2013 und „optimal“ – charakterisiert durch eine gute Bauvorsorge und geringe Kontaminierung bzw. sehr gute Bauvorsorge und keine Kontaminierung – für alle Gemeinden und alle Ausbauzustände im Vergleich zum Referenzzustand erreicht werden. Beim Vorsorgeniveau 2013 erzielen vorrangig die Gemeinden Grimma und Döbeln die besten Ergebnisse. Im Vergleich zum Vorsorgeniveau 2013 kann der EAD beim Vorsorgeniveau „optimal“ sogar nochmals reduziert werden.

Bei der abschließenden Betrachtung der schadensmindernden Wirkung der privaten Eigenvorsorge auf den EAD für das gesamte Untersuchungsgebiet können folgende Ergebnisse abgeleitet werden: Läge beim festgestellten Zustand 2002 ein Vorsorgeniveau wie 2002 vor, wäre im Vergleich zum Referenzzustand ohne Eigenvorsorge aufgrund der Berücksichtigung von Ölkontaminierungen mit einer Erhöhung des EAD in allen Gemeinden von insgesamt 6,3 Mio. EUR/Jahr zu rechnen. Würde sich die Vorsorge hingegen auf das Niveau von 2013 verbessern, vermindert sich der EAD um insgesamt 4,2 Mio. EUR/Jahr. Bei einem „optima-

len“ Vorsorgeniveau würde die Minderung des EAD sogar 8,0 Mio. EUR/Jahr betragen (Tabelle 5). Zum Vergleich: Die alleinige Verbesserung des technischen Hochwasserschutzes vom festgestellten Zustand 2002 zum PLAN-Zustand HWSK bewirkt lediglich eine jährliche Schadensminderung von 3,5 Mio. EUR/Jahr. Beim Ausbauzustand 2013 und PLAN-Zustand HWSK fielen die Änderungen des EAD bei den verschiedenen Vorsorgeniveaus insgesamt etwas geringer aus als beim festgestellten Zustand 2002. Beim PLAN-Zustand HWSK mit dem Vorsorgeniveau 2013 wäre beispielsweise mit einer jährlichen Schadensreduktion von 3,0 Mio. EUR/Jahr zu rechnen, die sich bei einem „optimalen“ Vorsorgeniveau nochmals verdoppeln würde (Tabelle 5). Auch das folgende Beispiel unterstreicht nochmals die Wichtigkeit, die private Vorsorge zu verbessern. Würde etwa beim optimierten PLAN-Zustand HWSK nur ein geringes Vorsorgeniveau wie 2002 vorliegen, wäre der resultierende EAD selbst im Vergleich zum festgestellten Zustand 2002 (ohne Vorsorge) um 1,1 Mio. EUR/Jahr höher. Vergleicht man für den PLAN-Zustand HWSK die schlechteste Eigenvorsorge (Vorsorgeniveau 2002) mit dem festgestellten Zustand 2002 und der besten Vorsorgevariante (optimal), beträgt die Differenz sogar 9,1 Mio. EUR/Jahr. Der gezielte Ausbau der privaten Eigenvorsorge sollte daher bei der Variantenplanung von Maßnahmen mit betrachtet werden.

Tab. 5: Änderung des EAD [Mio. EUR/Jahr] im Vergleich zum Referenzzustand ohne Eigenvorsorge, bei verschiedenen Vorsorgeniveaus und technischen Ausbauzuständen für alle Gemeinden zusammengefasst.

Vorsorgeniveau-Differenz	Festgestellter Zustand 2002	Ausbauzustand 2013	PLAN-Zustand HWSK
Ohne Vorsorge	13,6	12,3	10,1
Vorsorgeniveau 2002 minus ohne Vorsorge	6,3	5,6	4,5
Vorsorgeniveau 2013 minus ohne Vorsorge	-4,2	-3,7	-3,0
Vorsorgeniveau „optimal“ minus ohne Vorsorge	-8,0	-7,2	-6,0

4. Fazit

Das Potenzial privater Eigenvorsorge wird in den Konzepten zum Hochwasserrisikomanagement zwar oft erwähnt und eingefordert, es wird aber nicht systematisch bei Planungen betrachtet, obwohl die Schadensminderung beachtlich sein kann, wie diese Fallstudie zeigt. Daher sollte die Optimierung der Eigenvorsorge als Nullvariante in Planungen betrachtet werden. Zudem ist zu beachten, dass hinter neuen oder verbesserten Hochwasserschutzanlagen im Laufe der Zeit das Schadenspotenzial vermutlich weiter ansteigen und sich der Ausbau der Eigenvorsorge abschwächen wird (SEIFERT 2012). Für eine langfristige Reduktion der Schäden müssen technische Maßnahmen daher durch planerische Maßnahmen (Auflagen zum hochwasserangepassten Bauen; Verbot von Ölheizungen) im potenziellen Überschwemmungsgebiet begleitet werden, um einen Anstieg des Schadenspotenzial zu unterbinden. Bei der Priorisierung von Maßnahmen durch Kosten-Nutzen-Betrachtungen wird es im Risikomanagement immer wieder den Fall geben, dass gerade kleinere Ortschaften oder allgemein ländliche Gebiete aufgrund des geringeren Schadenspotenzials lange auf technischen Schutz warten müssen oder keine Schutzanlagen gebaut werden. Für diese Be-

troffenen stellt der gezielte Ausbau der Eigenvorsorge (Objektschutzmaßnahmen) eine Alternative dar, die von der öffentlichen Hand entsprechend unterstützt und gefördert werden sollte.

Literatur

BÜCHELE, B., KREIBICH, H., KRON, A., THIEKEN, A. H., IHRINGER, J., OBERLE, P., MERZ, B. & F. NESTMANN (2006): Flood-risk mapping: contributions towards an enhanced assessment of extreme events and associated risks. Nat. Hazards and Earth Syst. Sci. 6: 485-503.

DKKV (HRSG., 2015): Das Hochwasser im Juni 2013: Bewährungsprobe für das Hochwasserrisikomanagement in Deutschland. DKKV-Schriftenreihe Nr. 53, Bonn. 207 S.

KLEIST, L., THIEKEN, A. H., KÖHLER, P., MÜLLER, M., SEIFERT, I., BORST, D. & U. WERNER (2006): Estimation of the regional stock of residential buildings as a basis for comparative risk assessment for Germany. Nat Hazards and Earth Syst Sci 6: 541-552.

PGS (Planungsgesellschaft Dr. Scholz mbH) (2004): Hochwasserschutzkonzept Mulden im Regierungsbezirk Leipzig. 175 S.

SCHRÖTER, K., KREIBICH, H., VOGEL, K., RIGGELSEN, C., SCHERBAUM, F. & B. MERZ (2014): How useful are complex flood damage models? Water Resour. Res. 50: 3378-3395.

SEIFERT, P. (2012): Mit Sicherheit wächst der Schaden? – Überlegungen zum Umgang mit Hochwasser in der räumlichen Planung. 38 S. http://www.rpv-elbtalosterz.de/fileadmin/templates/PDF/mit_sicherheit_waechst_der_schaden.pdf.

THIEKEN, A. H., MÜLLER, M., KLEIST, L., SEIFERT, I., BORST, D. & U. WERNER (2006): Regionalisation of asset values for risk analyses. Nat. Hazards and Earth Syst. Sci. 6: 167-178.

THIEKEN, A. H., OLSCHEWSKI, A., KREIBICH, H., KOBSCH, S. & B. MERZ (2008): Development and evaluation of FLEMOps – a new Flood Loss Estimation Model for the private sector. In: PROVERBS, D., BREBBIA, C. A. & E. PENNING-ROWSELL (Hrsg.): Flood Recovery, Innovation and Response, WIT Press, 315-324.

WÜNSCH, A., HERRMANN, U., KREIBICH, H. & A. H. THIEKEN (2009): The role of disaggregation of asset values in flood loss estimation: a comparison of different modeling approaches at the Mulde River, Germany. Environ. Manage. 44: 524-541.

Wirksame Steuerungsgrößen im integrierten Hochwassermanagement – wie können sie gefunden werden?

Thomas Heiser, Georg Johann, Ralf Schumacher

Zusammenfassung

Hochwassermanagement ist eine Gemeinschaftsaufgabe der Ressorts Wasserwirtschaft, Raumplanung, Umwelt usw., in der integrative Maßnahmen einen robusten Lösungsweg darstellen. Wenn die Umsetzung solcher Maßnahmen als Managementaufgabe begriffen wird, gilt es, die Schnittstellen zwischen den Ressorts kompetent zu bearbeiten. Hierfür braucht es eine gute Kenntnis der Wirkungszusammenhänge. Die Kybernetik stellt eine Methode zur Verfügung, die hilft, komplexe Systeme und Zusammenhänge besser zu verstehen und zu steuern, um wirksam sowie effizient das Hochwassermanagement weiterentwickeln zu können. Zur kybernetischen Interpretation von Experten-Wissen im Hochwassermanagement wurde Erfahrungswissen über mögliche Vernetzungen von Arbeitsprozessen (von der Messung hydrologischer Größen bis zur Umsetzung und Kommunikation von Maßnahmen) beschrieben und visuell dargestellt. Dabei spielten sowohl naturwissenschaftliche Aspekte (z. B. Charakteristik der Hochwasserereignisse) als auch gesellschaftliche (z. B. verwaltungspolitische) Strukturen eine Rolle. Durch systematische qualitative Analyse dieser Prozesse wurden die Effekte aus den Wechselwirkungen der einzelnen Handlungsgrößen transparent. Es zeigt sich, dass die Kooperationsfähigkeit der wasserwirtschaftlichen Akteure und der gesellschaftliche Veränderungsdruck bei Auftreten von Hochwasserschäden die wirksamsten aktiven Größen sind, die jedoch nicht oder nur teilweise gesteuert werden können. Steuerbare wirksame Größen sind die Qualität der Risikoanalyse und –bewertung, die Hydrometrie und die Simulationsmodelle sowie die Zuverlässigkeit und die Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen.

1. Hochwassermanagement im Emschereinzugsgebiet für eine Region im Wandel

Ein integrales, nachhaltiges Hochwassermanagement ist für die Entwicklung zukunftsfähiger Regionen und Städte von großer Bedeutung. Deshalb ist es für die Emschergenossenschaft, gerade vor dem Hintergrund des laufenden Generationenprojektes Umbau des Emschersystems, sehr wichtig, vorhandenes Wissen um diese Wirkungszusammenhänge zur Identifikation der maßgeblichen Gestaltungs- und Einflussgrößen nutzbar zu machen. Auf über 120 Gewässerkilometern ist die für das Emschersystem Anfang der 1990er Jahre beschriebene Vision einer ökologisch umgebauten Flusslandschaft bereits Realität geworden. Auch in Dortmund-Hörde mäandert die Emscher, der einstige „schwatte“ Industriefluss, in einem vitalen Flussbett mit lebendigen Ufern entlang einer Seelandschaft mit Stegen, Booten, promenierenden Menschen und angrenzenden modernen Wohn- und Arbeitsquartieren (Abbildung 1).

Anfang des 20. Jahrhunderts wurde aus der Emscher, einem gewundenen Tieflandfluss in einer dünn besiedelten Agrarlandschaft, ein begradigter, vielerorts von Deichen gefasster Abwasserlauf eines dann von Bergbau und Schwerindustrie geprägten Einzugsgebiets. Dieser technische Umbau, der durch Hochwasserschutzsysteme mit hohem Ausbaugrad gekennzeichnet ist, machte den Weg frei für die Entstehung einer der größten Metropolregionen Deutschlands. Durch die Nordwanderung des Bergbaus und das damit verbundene Ende der Bergsenkungen wurde es Anfang der 1990er-Jahre möglich, das Emschersystem in seinem nun dicht besiedelten und bebauten Gebiet wieder naturnah umzubauen. Die Gewässerumgestaltung korrespondiert abermals mit einem sozialökonomischen Strukturwandel. Der Umbau bietet große Chancen für die von sozialen Problemen und demographi-

schem Wandel stark betroffene Region, die mit der Aufgabe kämpft, den Übergang von der montanindustriellen Vergangenheit in eine von Hochtechnologie und Dienstleistung geprägte wirtschaftliche Zukunft gut zu bewältigen.

Abb.1: Die Entwicklung der Emscher in Dortmund (von links nach rechts): Der mäandrierende Fluss um 1900 in Deusen– Die ausgebaute Emscher vor dem ökologischen Umbau in Ellinghausen – Ökologische Verbesserung der Emscher in Hörde 2012

Die Vielfalt der Ansprüche an die Gestaltung der Städte wird bei gleichzeitig knapper werdenden Ressourcen und Flächen weiter steigen. Sie erfordert die gemeinsame Planung und Bewirtschaftung einer effizienten, multifunktionalen und anpassungsfähigen Infrastruktur. Einem integralen urbanen Hochwassermanagement kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Es kann keine isolierten Lösungen geben, denn der Wasserkreislauf hält sich nicht an kommunale Grenzen oder Zuständigkeiten. Ein zukunftsorientiertes Hochwassermanagement muss der wachsenden Komplexität gerecht werden und über eine innovationsorientierte Planungskultur Verwaltung, Politik, Wissenschaft, Wirtschaft und Zivilgesellschaft zusammenbringen.
Im Emschereinzugsgebiet bahnt der wasserwirtschaftliche und ökologische Umbau den Weg hin zu einer multifunktionellen und attraktiven Stadtlandschaft, gebildet u. a. von den Städten Bochum, Bottrop, Castrop-Rauxel, Dinslaken, Dortmund, Duisburg, Essen, Gelsenkirchen, Gladbeck, Herne, Herten, Holzwickede, Mülheim und Recklinghausen.

Die neue Emscher muss den spezifischen Ansprüchen von Ökologie, Hochwasserschutz, urbaner Nutzung und Freiraumgestaltung genügen. Der nach Abstimmung mit allen Emscher-Kommunen und -Kreisen 2006 von der Emschergenossenschaft veröffentlichte Masterplan Emscher-Zukunft bildet als regionaler Gesamtplan ausgehend vom Emscher-Umbau den strategischen Orientierungsrahmen für die Entwicklung des Neuen Emschertals im Herzen der Region. Der Masterplan formuliert Leitthesen und enthält die übergeordneten Ziele. Das erarbeitete Entwicklungs- und Handlungskonzept verknüpft wasserwirtschaftliche, ökologische, städtebauliche und gestalterische Aspekte und ist so angelegt, dass es kontinuierlich aktualisiert und fortgeschrieben werden kann (EMSCHERGENOSSENSCHAFT 2006).

Mit dem Masterplan geht es der Emschergenossenschaft darum, das Generationenprojekt Emscher-Umbau für den ökonomischen und ökologischen Fortschritt, die soziale Stabilisierung und kulturelle Aufwertung der Region nutzbar zu machen. Dieser Anspruch an eine weit über die Wasserwirtschaft hinausreichende Wirkung des Masterplans macht seine Weiterentwicklungs- und Umsetzungsprozesse zu einer sehr komplexen Managementfragestellung, oder um es mit den Worten der Ministerpräsidentin des Landes Nordrhein-Westfalen zu sagen zu einer „Herkulesaufgabe“ (KRAFT 2013). Dem Hochwassermanagement kommt eine grundlegende Rolle beim Emscher-Umbau zu. Alle lebensbestimmenden Bestandteile der Region werden durch das Hochwassermanagement beeinflusst und oftmals erst möglich gemacht. Die Umsetzung der aus Sicht des Hochwassermanagements erforderlichen Maßnahmen wird aber durch viele Rahmenbedingungen wiederum beeinflusst.

2. Dialogkultur und Wissensintegration als Handlungsprinzipien

Das Land Nordrhein-Westfalen, Bezirksregierungen, Kommunen, Unternehmen, Wirtschafts- und Umweltverbände und viele weitere Akteure befassen sich in ihren Zuständigkeiten mit dem Umbau des Emschersystems und wollen nutzvolle Beiträge zu nachhaltigen Lösungen erbringen. Zudem bietet der Umbau auch Vereinen und themenbezogenen Initiativen bis hin zu einzelnen engagierten Menschen Anlass, sich mit den durch den Umbau verändernden Gegebenheiten vor Ort und den Auswirkungen auf ihre Lebensqualität zu befassen. Die Chancen und Risiken des Umbaus werden diskutiert und reflektiert, um positive Entwicklungen zu nutzen und mögliche negative Folgen zu mindern. Die Steuerung des wasserwirtschaftlichen Innovationsprozesses an sich ist bereits eine große Herausforderung. Die Mitgestaltung einer ganzen Region unter Einbeziehung vieler Akteure zu ermöglichen, macht die Aufgabenstellung noch weit umfassender.

Abb. 2: Im Emscher-Dialog 2013 zum Thema „HOCHWASSER - Einblicke. Ansichten. Aussichten“ tauschten sich rund 200 Teilnehmer intensiv aus.

Mit Blick auf die Komplexität dieser Herausforderungen gilt es, strategische Steuerungsgrößen für die Entwicklungsprozesse herauszuarbeiten und so die Weichen dafür zu stellen, dass sich die Ziele des Umbaus des Emschersystems im Zusammenspiel mit der regionalen Entwicklung wirtschaftlich und verantwortlich erreichen lassen. Für die Identifikation der

Steuerungsgrößen braucht es gute Kenntnisse der Wirkungszusammenhänge zwischen den Aktivitäten des wasserwirtschaftlichen Kerngeschäfts der Emschergenossenschaft, begleitenden Projekten, den Dialogprozessen und der allgemeinen regionalen Entwicklung.

3. Vernetztes Denken als Grundlage strategischer Steuerung

Die Kybernetik stellt eine Methode zur Verfügung, die hilft, komplexe Systeme und Zusammenhänge besser zu verstehen und zu steuern, um wirksame sowie effiziente Neuerungen vornehmen zu können. Angelehnt an die von Frederic Vester entwickelte Methodik des vernetzen Denkens hat die Emschergenossenschaft kybernetische Interpretationen vorgenommen und ein Lenkungsmodell für das Zusammenspiel von Wasserwirtschaft und regionaler Entwicklung erarbeitet.

Das System des Hochwassermanagements ist dabei eins von 11 Subsystemen (Integrale Wasserwirtschaft, Grund- und Regenwasserbewirtschaftung, Gewässerökologie, wasserbezogene Umweltbildung etc.). Für alle Subsysteme haben die Fachabteilungen der Emschergenossenschaft ihre Erfahrungen und Erkenntnisse aus der bisherigen Umsetzung reflektiert. Wissenschaftliche Institute untersuchten parallel die Sozialstruktur und die Tourismuspotenziale der Emscherregion sowie die regionalökonomischen Effekte des Umbaus des Emschersystems. Darüber hinaus wurden Evaluationen in Form von Begehungen, Workshops und Befragungen durchgeführt, um die Wahrnehmung der Wasserwirtschaft und im speziellen des Hochwassermanagements sowie der begleitenden landschaftsgestalterischen Projekte und der Kunst-, Kultur- und Bildungsprojekte aus unterschiedlichen Perspektiven zu erfassen. Das so entstandene Wissen wurde genutzt, um mögliche Vernetzungen von Arbeitsprozessen zu beschreiben und visuell darzustellen.

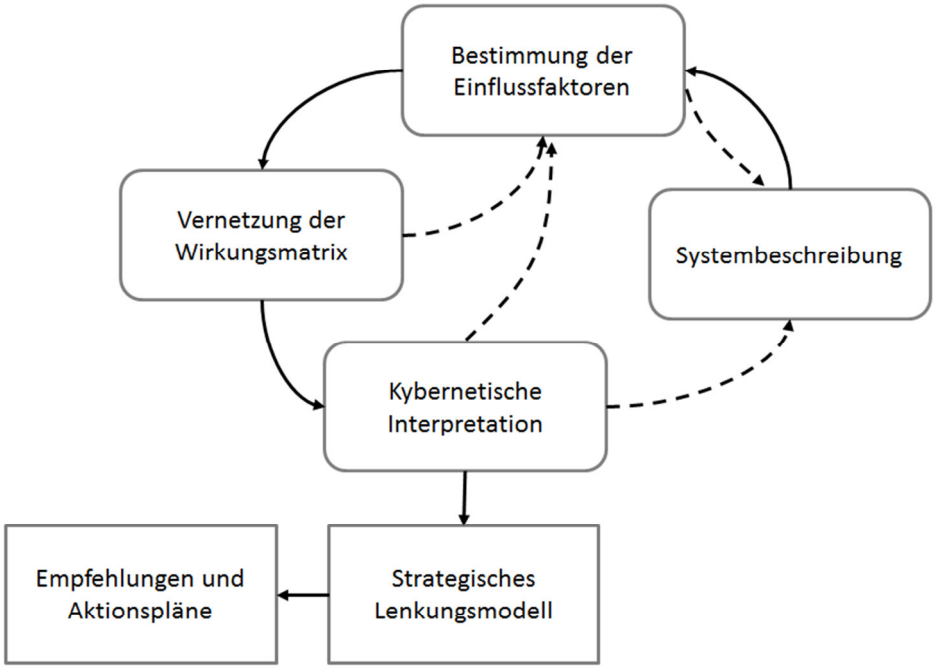


Abb. 3: Iterative Struktur der Methode des Vernetzen Denkens und die Entwicklung strategischer Interventionen (nach VESTER 2008)

Die Besonderheit der Methode des Vernetzten Denkens besteht in ihrem iterativen Vorgehen (Abbildung 3). Mit der Systembeschreibung (hier des Hochwassermanagements) werden dessen Bestandteile zusammengestellt. Sie werden im folgenden Einflussfaktoren genannt, da jedes Teil im System eine bestimmte Wirkung auf die anderen Systembestandteile entfaltet. Die Wirkung dieser Einflussfaktoren aufeinander wird eingeschätzt und interpretiert. Daraus wird ein strategisches Lenkungsmodell entwickelt, aus dem Empfehlungen und Aktionspläne abgeleitet werden.
Alle beschriebenen Arbeitsergebnisse werden immer wieder durch die Erkenntnisse der Folgeschritte ergänzt und überarbeitet. Die einzelnen Schritte sowie die im folgenden vorgestellten Ergebnisse sind nicht abgeschlossen, wodurch das beschriebene Lenkungsmodell und die daraus abgeleiteten Konzepte permanent aktualisierbar bleiben.

3.1 Einflussfaktoren des Hochwassermanagements

Das System des Hochwassermanagements ist sowohl im Emscher Masterplan Emscher-Zukunft als auch im 2003 erstellten Hochwassermanagementkonzept der Emschergenossenschaft beschrieben (EMSCHERGENOSSENSCHAFT 2003). Es wurde bis heute ständig weiterentwickelt und mit neuen Aspekten und Gesichtspunkten angepasst (GRÜN et al. 2014). Die Zusammenstellung der Einflussgrößen des Hochwassermanagements im ersten Iterationsschritt ist sicherlich nicht vollständig. Sie dient aber als Ausgangspunkt der hier vorgestellten Untersuchung. Die Einflussgrößen werden zurzeit durch einen iterativen Analyseschritt ergänzt (siehe Kapitel Fazit und Ausblick):

- Hochwassermanagement (Im Sinne Minderung des Hochwasserrisikos)
- Naturräumliche und landschaftliche Gegebenheiten
- Qualität hydrometrischer Daten
- Qualität der Geodaten
- Qualität hydrologischer Modelle
- Qualität hydraulischer Modelle
- Qualität der Risikoanalyse und -bewertung
- Qualität der Modelle der Hochwasservorhersage
- Zuverlässigkeit der Hochwasserschutzanlagen
- Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen
- Nachhaltige Regenwasserbewirtschaftung
- Ökologische Gewässerumgestaltung
- Verbesserung der Verfügbarkeit von Grundstücken Dritter
- Bewusstseinsbildung für Hochwassergefahren
- Partizipation / Beteiligung
- Stärkung der Bereitschaft zu Nutzungsänderungen
- Akzeptanz von Hochwasserschutzanlagen
- Personalkapazitäten und Organisationsstrukturen
- Kommunikationsstruktur für die Hochwasserbewältigung
- Eindeutigkeit und Klarheit Rechtsverbindliche Regelungen
- Zuwachs des planerischen und technischen Know-how
- Investitionskraft der Emschergenossenschaft

- Positionierung der Emschergenossenschaft in der öffentlichen Wahrnehmung
- Zunahme der Kooperationsfähigkeit der Emschergenossenschaft
- Positive Medienberichterstattung über die Emschergenossenschaft
- Anpassungsfähigkeit des Hochwassermanagements
- Grün- und Freiräume für die Naherholung
- Minimierung der Prägung des Stadt- und Landschaftsbildes durch neue wasserwirtschaftliche Maßnahmen
- Aufwertung der die Emscher umgebenden Stadt- und Landschaftsräume
- Gewässerunterhaltung
- gewässerbezogene Umweltbildung
- Verbesserung der Lebensqualität
- Umwelttourismus
- Veränderungsdruck
- Kooperationsfähigkeit der Akteure des Hochwassermanagements
- Stärkung der Identifikation der Beschäftigten der Emschergenossenschaft mit ihren Aufgaben
- Zunahme der Dauer von Genehmigungsverfahren

3.2 Vernetzung der Einflussmatrix Hochwassermanagement

Die Stärke der Wirkung jedes einzelnen in Kapitel 3.1. aufgeführten Kriteriums wird auf jedes andere hin untersucht. Als Werkzeug eignet sich dafür die Einflussmatrix nach Frederic Vester, da durch ihr systematisches Vorgehen alle Wechselwirkungen erfasst werden, auch die möglicherweise weniger offensichtlichen. Diese Vorgehensweise ist subjektiv und an die Erfahrungen der Menschen gebunden, die die Einflussmatrix (Abbildung 4, rechts) ausfüllen. In die Matrix werden je nach eingeschätzter Wirkung Werte zwischen -3 und 3 eingetragen. Die Summe dieser Wirkungen gibt einen Hinweis, wie stark ein Einflussfaktor innerhalb des Systems Einfluss nimmt (Aktivsumme) und wie stark er durch andere Systembestandteile beeinflusst wird (Passivsumme). Mit der Darstellung der Aktiv- und Passivsummen in einem Diagramm (Abb. 4, links) können trotz der Vielfalt der unterschiedlichen Einflussfaktoren die Rollen der Systembestandteile identifiziert werden.

Die Einflussgrößen können grob in folgende Rollen unterteilt werden:

- Aktive Größen sind wirksame Schalthebel im System, die das System stilisieren, sie sind also gut für Lenkungseingriffe geeignet.
- Kritische Größen beeinflussen viele Bestandteile, werden aber wiederum stark von anderen beeinflusst. Hier finden sich Katalisatoren, die geeignet sind, um Dinge in Gang zu bringen, allerdings mit der Gefahr von schwer zu prognostizierenden Rückkopplungen.
- Passive Größen zeigen den Nutzen des Systems. Ein Eingriff hier ändert nicht das System.
- Träge Größen können, wie auch die passiven Größen, keine Änderung des Systems erreichen. Diese Einflussfaktoren sollten dahingehend überprüft werden, ob sie bei Abwesenheit eine Bedeutung besitzen.

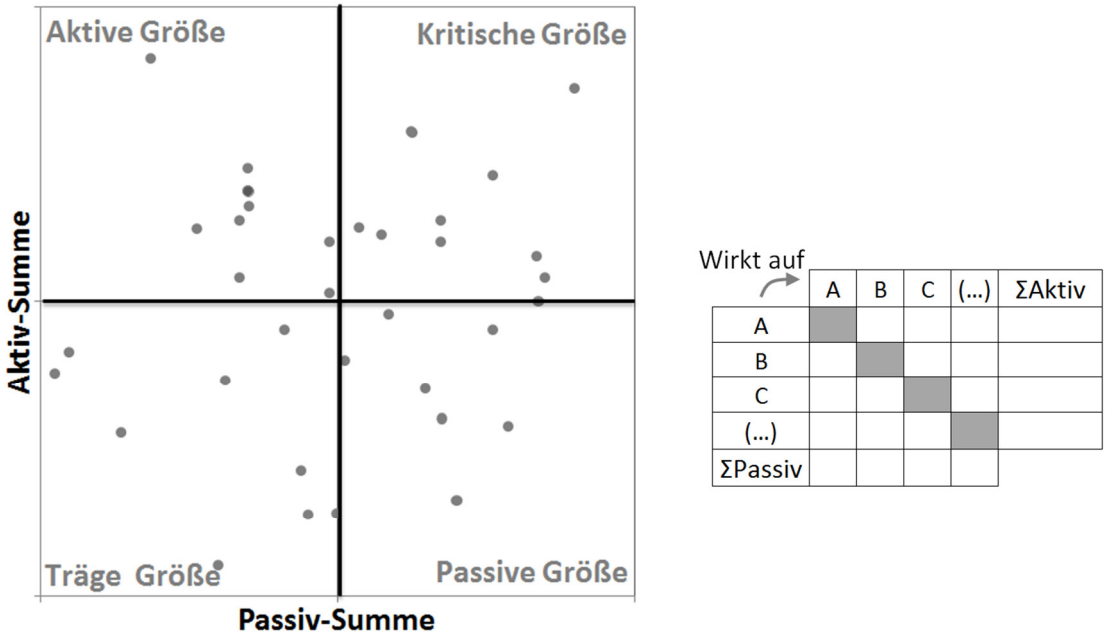


Abb. 4: Grundprinzip der Einflussmatrix

3.3 Kybernetische Interpretation der Einflussfaktoren im Hochwassermanagement

Die Zuordnung der Einflussfaktoren zu ihren Rollen bildet die Basis für die kybernetische Interpretation. Sie wird im folgenden schlaglichtartig beleuchtet. So ist der größte Nutzen des Hochwassermanagements die „Verbesserung der Lebensqualität“. Dies ist nun keine neue Erkenntnis, jedoch zeigt das Ergebnis mit den weiteren einhergehenden Nutzen „Akzeptanz der Hochwasserschutzanlagen“ und „Bewusstseinsbildung für Hochwassergefahren“, dass das System nachvollziehbare Ergebnisse liefert,die zunächst Basis für die Identifikation der wirksamen Steuerungsgrößen sind.

Die aktiven und kritischen Größen sind besonders wirksam auf die Nutzen des Systems. Die mit Abstand wirksamste „aktivste Größe“ ist hier die „Kooperationsfähigkeit der wasserwirtschaftlichen Akteure“. Gefolgt vom „Veränderungsdruck“, damit sind von außen einwirkende Faktoren gemeint, hier vor allem das Auftreten von Hochwasserereignissen, die mit den einhergehenden Schäden den gesellschaftlichen Veränderungsdruck wesentlich erhöhen können. Erst danach spielen die „Qualität der Risikoanalyse- und –bewertung“ sowie die „Qualität der hydrologischen und hydraulischen Modelle“ inklusive der „Qualität der hydrometrischen Daten“ eine Rolle in der Wirksamkeit. Diese letztgenannten Faktoren sind von der Emschergenossenschaft steuerbar. Der Veränderungsdruck dagegen offensichtlich nicht. Inwieweit die Kooperationsfähigkeit der wasserwirtschaftlichen Akteure von der Emschergenossenschaft steuerbar ist, ist keine einfache Frage. Die eigene Kooperationsfähigkeit kann sehr wohl beeinflusst werden. Jedoch die des Gegenübers meist, wenn überhaupt, nur mit Einschränkungen – so wie in Partnerschaften jeglicher Art ist das eine psychologische Fragestellung.

Als kritische Größen konnten die „ökologische Gewässerumgestaltung“ und „die Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen“ identifiziert werden, die sich direkt auf das Abfluss- und Ausuferungsverhalten der Gewässer auswirken. Daneben sind aber auch organisatori-

sche Einflussfaktoren wirksame kritische Größen wie „Anpassungsfähigkeit des Hochwassermanagement“ und „Zunahme der Kooperationsfähigkeit der Emschergenossenschaft“. Hier können Verbindungen zur aktiven Größe „Kooperationsfähigkeit der wasserwirtschaftlichen Akteure“ gefunden werden.
Als „träge Größen“ sind Systembestandteile festgestellt worden, die mit dem Erscheinungsbild der Gewässer und Hochwasserschutzanlagen verknüpft sind, wie „Grün- und Freiräume für die Naherholung“, „Minimierung der Prägung des Stadt- und Landschaftsbildes durch neue wasserwirtschaftliche Maßnahmen“, „Aufwertung der die Emscher umgebenden Stadt- und Landschaftsräume“ sowie „Gewässerunterhaltung“.

4 Die Steuerungsgrößen für das Hochwassermanagement

Zur Weiterentwicklung des Hochwassermanagements wurden 7 Steuerungsgrößen identifiziert, die durch das Wirken der Emschergenossenschaft bestimmbar sind. Weitere 3 Größen sind externe Einflussfaktoren, die nicht von der Emschergenossenschaft gesteuert werden können. Wichtige Steuerungsgrößen im Kerngeschäft sind die Qualität der Risikoanalyse und –bewertung, die Hydrometrie und die Simulationsmodelle sowie die Zuverlässigkeit und die Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen.
Die kybernetische Interpretation zeigt allerdings vor allem, dass die Konsensfindung über unterschiedlichste Dialogangebote und über Kooperation für die Emschergenossenschaft richtig war und bleibt (JOHANN & LEISMANN 2013). Die Kooperationsfähigkeit der Emschergenossenschaft, die Einbeziehung der Stakeholder, Partizipation und Bürgerbeteiligung besitzen eine ausgewiesene Steuerungsfunktion. Dies rückt noch einmal besonders in den Fokus, wenn sich als Folge der Veränderung der Niederschlagsverteilung durch den Klimawandel der Veränderungsdruck erhöht. Die voraussichtlich zunehmenden Starkregenereignisse im Einzugsgebiet erfordern die Anpassungsfähigkeit des Hochwassermanagements sowie die Kooperation aller wasserwirtschaftlichen Akteure (STEMPLEWSKI et al. 2015).
Auf das Kerngeschäft wirken aber auch Einflussfaktoren wie beispielsweise die Bereitschaft zu Nutzungsänderungen entlang der Ufer, auf welche die Emschergenossenschaft keinen oder lediglich begrenzten steuernden Einfluss hat. Dies gilt sowohl für das Subsystem Hochwassermanagement also auch für das Projekt des Emscherumbaus insgesamt.

4.1 Das Hochwassermanagement als Subsystem der ökologischen Gewässerumgestaltung des Emschersystems

Die Interpretationen der Wirkungszusammenhänge aller Subsysteme in einem einzigen Gesamtsystem ermöglicht den Fachabteilungen der Emschergenossenschaft, ihren Auftrag und Beitrag zum Umbau des Emschersystems zu den evaluierten strategischen Steuerungsgrößen gezielt in Bezug zu setzen. Die konkrete Reflexion und operative Umsetzung der Steuerungsgrößen sorgen für ein Zusammenwirken aller Fachabteilungen (Abbildung 5). So wird auch sichtbar, welchen Beitrag ein integrales, nachhaltiges Hochwassermanagement zu der Gestaltung zukunftsfähiger Regionen und Städte leisten kann. Folglich wurde für alle Beteiligten ganz deutlich, dass der Umgang mit Hochwasser im neuen Emschersystem für die Lebensqualität in der Region von großer Bedeutung ist und bei allen Planungen oberste Priori-

tät hat. Die Erfordernisse des Hochwassermanagements setzen Grenzen, an denen sich auch die ökologischen Entwicklungsziele für die Gewässer orientieren müssen.
Eines der zentralsten Versprechen des Umbaus des Emschersystems ist die Erhöhung der Lebensqualität. Hierzu tragen attraktive Freizeiträume und Wege entlang der ökologisch verbesserten Gewässer erheblich bei. Über die Profilierung der Stadt- und Landschaftsgestalt, über Bildungs-, Kunst- und Kulturprojekte kann die Emschergenossenschaft zudem Anlässe für Medienberichterstattung bieten und die Identifikation mit der Region fördern.

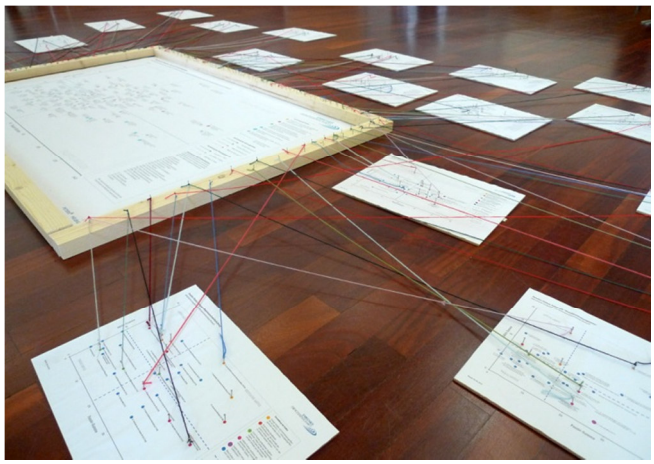


Abb. 5: Veranschaulichung der Wirkungsvernetzungen im Rahmen des internen Dialogs bei der Emschergenossenschaft

5. Fazit und Ausblicke

Die Kybernetik stellt eine Methode zur Verfügung, die hilft, komplexe Systeme und Zusammenhänge besser zu verstehen und zu steuern, um wirksam sowie effizient das Hochwassermanagement weiterentwickeln zu können. Zur kybernetischen Interpretation von Experten-Wissen im Hochwassermanagement wurde Erfahrungswissen über mögliche Vernetzungen von Arbeitsprozessen (von der Messung hydrologischer Größen bis zur Umsetzung und Kommunikation von Maßnahmen) beschrieben und visuell dargestellt. Dabei spielten sowohl naturwissenschaftliche Aspekte (z. B. Charakteristik der Hochwasserereignisse) als auch gesellschaftliche (z. B. verwaltungspolitische) Strukturen eine Rolle. Durch systematische qualitative Analyse dieser Prozesse wurden die Effekte aus den Wechselwirkungen der einzelnen Handlungsgrößen transparent. Es zeigt sich, dass die Kooperationsfähigkeit der wasserwirtschaftlichen Akteure und der Veränderungsdruck (Auftreten von Hochwasserschäden) die wirksamsten aktiven Größen sind, die jedoch nicht oder nur teilweise gesteuert werden können. Weitere steuerbare wirksame Größen sind die Qualität der Risikoanalyse und –bewertung, die Hydrometrie und die Simulationsmodelle sowie die Zuverlässigkeit und die Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen. Eine besondere Rolle spielt auch die Anpassungsfähigkeit des Hochwassermanagements aufgrund der zunehmenden Starkniederschläge und den damit einhergehenden großen Schäden durch wild abfließendes Wasser. Die Interpretationen der Wirkungszusammenhänge der Einflussgrößen des Hochwassermanagements ermöglicht den Fachabteilungen der Emschergenossenschaft, ihren Beitrag zu evaluieren und im breiten Konsens die Steuerungsgrößen zu identifizieren und diese be-

wusst und gezielt in Bezug zu setzen. Insofern hat die gemeinsame Arbeit des vernetzten Denkens auch eine Bewusstseinsbildung bei den Fachabteilungen mit sich gebracht. Das erarbeitete System wird iterativ weiterentwickelt. Weitere Einflussgrößen (die bisher nicht kybernetisch betrachtet wurden) wie u.a. Information und Beratung, Bauvorsorge und Flächenvorsorge werden in die weitere Betrachtung mit einbezogen.

Literatur

EMSCHERGENOSSENSCHAFT (2006): Masterplan Emscher-Zukunft. Das Neue Emschertal. Essen.

EMSCHERGENOSSENSCHAFT/LIPPEVERBAND (2003): Hochwasserschutz an der Lippe und an der Neuen Emscher. Emschergenossenschaft/Lippeverband.

GRÜN, E., JOHANN, G. & A. PFISTER (2014): Hochwassersicherheit im urbanen Raum. Schriftenreihe zur Essener Tagung 19.-21.03.2014. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. ISBN 978-3-938996-40-9. S. 34.1-15. Aachen.

JOHANN, G. & M. LEISMANN (2013): How to realise flood risk management plans efficiently in an urban area - the Seseke Project. In: Journal of flood risk management. ISI Journal Citation Reports: 2013: 48/81. Online ISSN: 1753-318X. http://onlinelibrary.wiley.com/enhanced/doi/10.1111/jfr3.12075/

KRAFT, H. (2013): Grußwort der Ministerpräsidentin des Landes Nordrhein-Westfalen. In: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH (Hrsg.): Emscher 3.0. Von Grau zu Blau oder wie der blaue Himmel über der Ruhr in die Emscher fiel. S. 7-9. Wuppertal.

STEMPLEWSKI, J., JOHANN, G., BENDER, P. & B. GRÜN (2015): Das Projekt „Stark gegen Starkregen“. Korrespondenz Wasserwirtschaft (8), Nr. 2, Februar 2015, S. 108-114.

VESTER, F. (2008): Die Kunst vernetzt zu denken – Ideen und Werkzeuge für einen neuen Umgang mit Komplexität. München.

An analysis of changes in flood indicators in the Elbe river: implications for the selection of design discharges

Christoph Mudersbach, Jens Bender, Fabian Netzel

Abstract

Within this investigation, we focused on analyses of the discharge data of the gauge Neu Darchau (Elbe River), which is the most downstream discharge gauge of the Elbe River before it becomes an estuary. We followed the questions, if the discharge characteristics of the Elbe River have changed over the last decades and how much the design discharges (i.e. HQ100) are affected by the latest extreme events in 2002, 2006, 2011 and 2013. Hence, we conducted (i) an assessment of time-dependencies of the design discharge HQ100 by using extreme value statistics with both block maxima and peak-over-threshold approaches and (ii) an estimation of confidence levels for the time-dependent behavior of the design discharges by means of Monte-Carlo simulations using autoregressive models. For the gauge Neu Darchau many flood indicators move towards the upper confidence bands.

1. Introduction

During the last decades several severe floods occurred in different river basins in Germany (e.g. 1993 and 1995 Rhine; 1997 Odra; 1999, 2001, 2006 and 2013 Danube, 2002, 2006, 2011 and 2013 Elbe) (PETROW & MERZ 2009). In a public perception there seems to be a trend to more frequent hydrological extreme events resulting in a rising flood hazard.

Within this investigation, we focus on detailed analyses of the discharge data of the gauge Neu Darchau (Elbe River). The gauge Neu Darchau is the most downstream discharge gauge of the Elbe River before it becomes an estuary (Fig. 1). The gauge is considered as a benchmark for the total discharge of the Elbe River (WSA Lauenburg, 2012). Thus, the discharge statistics of this gauge is of special importance for all designing purposes downstream this location.

For the determination of design discharges, traditionally a stationary behaviour of the flood regime is assumed and has to be assured. The severe flood events on 23 August 2002 ($Q_{NeuDarchau}$ = 3410 m³/s), 9 April 2006 ($Q_{NeuDarchau}$ = 3590 m³/s), 23 January 2011 ($Q_{NeuDarchau}$ = 3593 m³/s), and 11 June 2013 ($Q_{NeuDarchau}$ = 4070 m³/s) may lead to the assumption, that more frequent extreme events are likely or at least a period with a clustering of floods occurs. While the floods in 2006 and 2011 occurred within the typical flood period (December – May), the severe floods in 2002 and 2013 occurred during summer. It is worthwhile to mention, that the 2013 event is a new record, i.e. this value is higher than all values observed before.

Thus, the questions arise if the discharge characteristics of the Elbe River have changed over the last decades and how much the design discharges (i.e. the 100-yr return discharge) are affected by the latest extreme events in 2002, 2006, 2011, and 2013?

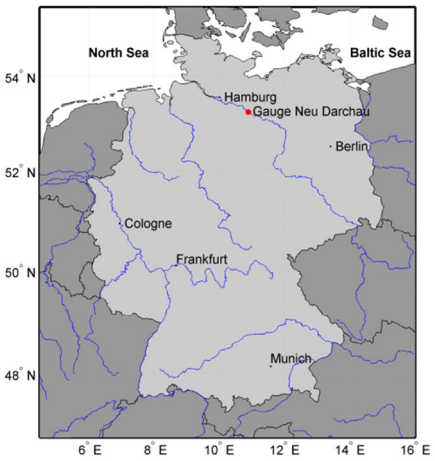


Figure 1. Location of the gauge Neu Darchau.

Many recent studies focused on trend estimations in flood magnitude, frequency and seasonality of European or German rivers (e.g. MUDELSEE et al. 2003, MUDELSEE 2004, PETROW et al. 2009, PETROW & MERZ 2009, BEURTON & THIEKEN 2009, STAHL et al. 2010, BORMANN et al. 2011). MUDELSEE et al. (2003) investigated discharge data sets from the Elbe and Odra River for the past 80 to 150 years. For the Elbe River (gauge Dresden), they found a decreasing trend in winter floods, while summer floods do not show any significant trend. MUDELSEE (2004) analysed extreme floods in central Europe (namely the Elbe and Odra River) over the past 500 years. In this context he focused on so-called Vb-cyclones, which are responsible for heavy rainfall events in central Europe, especially in the summer period. Based on the used data sets he find for both the Elbe and Odra River significantly decreasing trends in winter flood risk and no significant trends in summer flood risk during the twentieth century. PETROW and MERZ (2009) investigated flood time series for 145 discharge gauges in Germany in the period of 1952 to 2002. For trend estimates, they studied eight flood indicators such as annual maximum daily mean discharge, seasonal annual maximum daily mean discharge for winter and summer season, peak-over-threshold magnitude and others. For most flood indicators they found no significant trends for the gauge Neu Darchau as for most gauges in the north-eastern region of Germany, while a considerable fraction of basins in other German locations show upward trends. Analysing the seasonal behaviour, they found larger changes for winter periods compared to summer periods. BEURTON and THIEKEN (2009) investigated the seasonal distribution of annual maximum floods at 481 gauge stations across Germany. As a result, they created a map with three regions representing homogeneous flood regimes. The Elbe River belongs to the so called cluster B, which covers most parts of Germany. This flood regime is characterized by spring and winter floods. In comparison to Cluster A (mainly westerly regions of Germany), the maximum in December is shifted to March. However, winter is the most important season for flooding. BORMANN et al. (2011) conducted a spatial analysis of German discharge and flood stage data. They used 78 gauges and most of the data sets do not show any significant trends in any of the considered flood parameters. Looking more into detail, non-uniform trends along the Elbe River were detected. The gauge Dresden shows a decreasing trend in

the annual maximum discharge of -3.9 m³/s/a from 1852 to 2005. The downstream located gauge of Wittenberg shows an increasing trend of 11.96 m³/s/a from 1950 to 2003, whereas the gauge of Neu Darchau does not exhibit any significant trend from 1874 to 2005. However, the authors emphasize the strong dependence of the trend on the underlying record length. Interannual and decadal oscillations as well as correlations between discharge, precipitation and other meteorological forcings (e.g. NAO) in the Elbe River basin are investigated more in detail in recent years (e.g. MARKOVIC 2006; KROPP & SCHELLNHUBER 2011). In analysing different Elbe River discharge time series from gauge Dresden to the downstream gauge Neu Darchau, MARKOVIC (2006) identified statistically significant low frequency oscillations with periods of 7.1 yrs and 10-14 yrs occurring additionally to the seasonal cycle, indicating the occurrence of extended dry and wet cycles. In KROPP and SCHELLNHUBER (2011), numerous authors addressed long-term correlations in hydro-meteorological variables showing that many discharge records in Europe and Germany are characterized by such effects.
Interestingly, although the extreme values are of major importance for river training, flood risk management and design purposes there is a lack of publications covering the aspect of changes in extreme flood quantiles (e.g. HQ100). In this paper we would like to make a contribution to close this gap. In order to gain the above mentioned objectives we conduct the following steps (constrained to the gauge Neu Darchau):

- an assessment of time-dependent changes in design discharges (flood quantile HQ100) by using extreme value statistics with both, block maxima (Generalized Extreme Value distribution, GEV) and peak-over-threshold (Generalized Pareto distribution, GPD) approach
- an estimation of confidence levels for the time-dependent behavior of the design discharges by means of Monte-Carlo simulations using autoregressive models.

2. Data

2.1 Daily mean discharge data

For this study, discharge data from the gauge Neu Darchau at Elbe location 536.4 km (Fig. 1) were obtained from the Water and Shipping Office Lauenburg (WSA Lauenburg), which is the official gauge operator. The records comprise daily mean discharge values from 1 November 1874 to 31 October 2013 (hydrological year in Germany: 1 November to 31 October), resulting in a time series covering 139 years without any gaps. The discharge measurements operate regularly since 1874 without any discontinuities. Since 1 November 1997 data with a resolution in time of 15 minutes are available. Prior to that, several measurements per day (not equally distributed) are the basis for the daily mean discharge data. Since the catchment size amounts to 131,950 km², these daily measurements are also suitable to compute representative daily mean discharge data.
The most extreme flood in the official data set is on 25 March 1888 with HHQ = 4400 m³/s. Since it was a severe winter flood, it is known that during this event river icing occurred in the Elbe River which significantly influenced the flood stage measurement at gauge Neu Darchau (WSA Lauenburg, 2012) due to backwater effects. Hence, the dedicated discharge

of 4400 m³/s is also affected by river icing. For this flood event the WSA Lauenburg provides a corrected peak discharge of 2310 m³/s on 24 March 1888 instead of 4400 m³/s on 25 March 1888 (RÖLVER 2012), which allows for the incorrect flood stage measurement. Although the corrected discharge is not officially fixed, we decided to use this corrected value instead of the original value, since the original –and obviously incorrect– value would significantly affect the extreme value statistics. Figure 2 illustrates the corrected daily mean discharge series at gauge Neu Darchau from 1875 to 2013. Even if the latest extreme events in 2002, 2006, 2011, and 2013 are very noticeable, the time series reveals that extreme floods already occurred in a comparable magnitude in former years. The overall mean of the daily mean discharge from 1875 to 2013 (hydrological years) amounts to MQ = 710 m³/s with a standard deviation of s = 446 m³/s. The linear trend with a standard error is 0.05 ± 0.05 m³/s/yr, which is a non-significant trend at the 95% confidence level. In addition, we fitted a non-linear function to the time series, using locally weighted scatterplot smoothing (LOWESS). The applied LOWESS function fits simple models to localized subsets of the data using linear least-squares fitting and a first-degree polynomial (CLEVELAND 1981). The LOWESS results with a filter span of 10 years illustrate, that the series can be intersected into two periods. A first one from 1875 to about 1920, where a rather small variance exists, followed by a period up to the end with higher magnitudes. Interannual or decadal variations in discharges may be explained to a certain extend by the North Atlantic Oscillation (NAO) (VILLARINI et al. 2011, KINGSTON et al. 2006, POCIASK-KARTECZKA 2006).

2.2 Flood indicators

Six flood indicators were analysed in this study using both, the block maxima and the peak-over-threshold approach. The most common flood indicator in flood trend studies is the annual maximum discharge, i.e. the largest daily mean discharge that occurs in each hydrological year. This flood indicator is labelled as AMF. The annual maxima approach has extensively been used in the past (e.g. ACERO et al. 2011). However, it can be a wasteful method if further data of extremes are available (COLES 2001). Conversely, if no extreme flood occurs within a year, the maximum value will still be selected. To overcome these shortcomings, some alternative approaches came up in hydrological statistics. The most prominent methods are the r-largest approach (e.g. SMITH 1986, COLES 2001) and the peak-over-threshold (POT) approach (e.g. LEADBETTER 1991, BAYLISS & JONES 1993, COLES 2001).

In the r-largest approach, not only the annual maximum values (r = 1) are considered in the sample, but e.g. the two (r = 2) or three (r = 3) largest annual values. The advantages and disadvantages of this method are obvious. Given a year with several extreme floods, using the r-largest method extends the data basis by including more of the available information concerning extreme discharge events. In contrast, if a year has no major floods, using the r-largest approach still considers the r-largest events of this year within the sample.

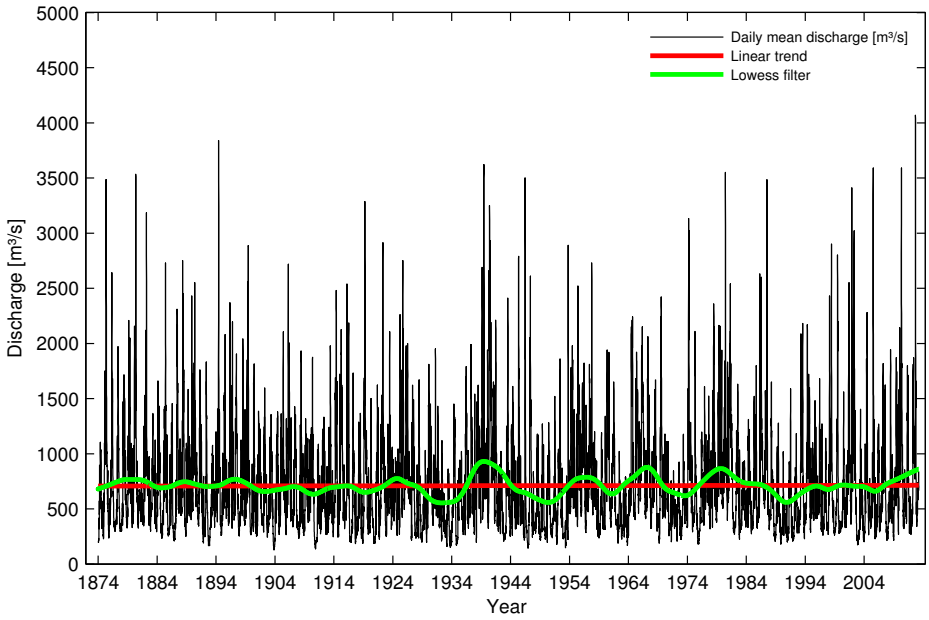


Figure 2. Daily mean discharge at gauge Neu Darchau from 1875 to 2013 with linear and non-linear trend (LOWESS, span = 10 yrs).

Discharge datasets can exhibit dependencies that are related to the same event that caused these floods. By creating a sample of the r-largest values per year, one has to ensure independence of the selected events, which means that the events should have a certain distance in time (declustering time). Following SVENSSON et al. (2005), we use a declustering time of 20 days, since the catchment area of the gauge Neu Darchau is >100.000 km². In this study we compute the annual r-largest samples considering the r = 2 and r = 3 largest events per year, hereafter referred to as AMFr2 and AMFr3.

The POT approach (also known as partial duration series) provides a more flexible representation of floods compared to the AMF approach, since it accounts for stochastically and unequally distributed occurrences of floods. A POT sample is created using all values exceeding a predefined threshold u. The main advantage of the POT approach is therefore the consideration of all severe floods within a flood intensive year, while years with no extreme events are neglected. Thus, a POT time series captures more information concerning the entire flood characteristics of a river than using AMF. The key challenge of the POT approach, however, is the threshold selection, since statistical methods (e.g. extreme value distribution) may react very sensitive to different thresholds. Selecting suitable thresholds is therefore a complex task representing the main difficulty associated with the POT approach (LANG et al. 1999). Additionally, the independence of the individual events has to be assured as well.

LANG et al. (1999) reviewed some threshold selection techniques. An important factor in the threshold selection is the mean number N of events per year. They recommend that there should be at least a mean number of floods of N = 2 or 3 per year. A common threshold selection criteria is to use a standard frequency factor f, so that the threshold can be estimated from the daily mean discharge series Q by:

$$u = \mu_Q + f \cdot \sigma_Q$$

where μ_Q and σ_Q are the mean and standard deviation of the daily mean discharge series Q, respectively. ROSBJERG and MADSEN (1992) prefer to use a standard frequency factor of f = 3, but take care for the condition N > 2.

For the daily mean discharge data of gauge Neu Darchau Table 1 shows a compilation of a range of standard frequency factors, thresholds and the resulting mean number of floods per year. Since the factor 3 results in less than 1 value per year (not shown), we reject this factor. Instead we use the standard frequency factors f = 0.78, f = 1.23 and f = 2.18, which lead to a mean number of floods per year of N = 3, N = 2, and N = 1, respectively. Hence, we name the partial series as POT-0.78, POT-1.23, and POT-2.18. Note: Even if the POT-0.78 series has in mean 3 flood events per year, the series is not equal to AMFr3. The same is true for the other samples.

The trend analyses (Tab. 1) of the different flood indicators show, that there is no evidence for any long-term trend in the flood indicators. All trend values are not significant, with the exception of the POT-0.78 series at the 1σ-level.

Table 1. Compilation of thresholds, standard frequency factors and the resulting number of floods per year for the six flood indicators at gauge Neu Darchau based on daily mean discharge data.

Standard frequency factor F	Threshold U	(Mean) number of floods per year N	Name	Trend with standard error (1875-2013)
0.78	1060 m³/s	3	POT-0.78	1.00 ± 0.68 m³/s/yr
1.23	1260 m³/s	2	POT-1.23	0.68 ± 0.79 m³/s/yr
2.18	1685 m³/s	1	POT-2.18	0.11 ± 1.05 m³/s/yr
-	-	1	AMF	0.08 ± 1.10 m³/s/yr
-	-	2	AMFr2	0.09 ± 1.10 m³/s/yr
-	-	3	AMFr3	0.10 ± 0.89 m³/s/yr

3. Extreme value methods

Nowadays, the Generalized Extreme Value distribution (GEV) and the Generalized Pareto distribution (GPD) have established as the main distribution functions for extreme value statistics (e.g. COLES 2001). Thus, we use these distribution functions for analysing the different flood indicators.

As introduced in Section 1 we try to clarify, if the extreme floods in 2002, 2006, 2011 and 2013 affect the extreme value statistics and if design discharges for engineering tasks (i.e. HQ100) have changed over the last decades. Time-dependent changes in extreme value statistics can be investigated using a non-stationary extreme value approach (e.g. MENDEZ et al. 2007, MUDERSBACH & JENSEN 2010). However, until now the non-stationary methods are not common in hydrological practice. Thus, we use a quasi non-stationary extreme value approach in order to analyse the influence of single extreme events on the extreme value statistics. The quasi non-stationary approach is based on the above mentioned stationary extreme value distributions (i.e. GEV and GPD) and a stepwise analysis of different

time series lengths. Firstly, stationary extreme value statistics are computed for a time period from 1875 to 1950. Afterwards, the time series is extended step by step by one year until the entire time series from 1875 to 2013 is analysed. This procedure reflects the real situation in statistical or engineering practice, where design values have to be steadily verified due to new data. The whole process is shown in Fig. 3 (left).
As a result of the quasi non-stationary method time series of the HQ100 for the different flood indicators will appear. Only with these information one can assess if any time-dependent behaviour is existing, but the question which can not be answered is, if the observed changes are significant or not. To do so, we need appropriate confidence bands for the HQ100 time series. The basic idea is the following: Having a large set of synthetic daily mean discharge data of the gauge Neu Darchau, we are able to compare the calculated HQ100 levels from the original series with quantiles of the HQ100 values calculated from the large synthetic data set. Thus, we simulate a large data set of synthetic daily mean discharges by using autoregressive models. Therefore, we first have to detrend the original time series of Neu Darchau. Then, we have to remove the saisonal cycle and transform the data in order to get normally distributed residuals (e.g. MAIDMENT 1993). Afterwards an AR-model can be fitted to the data. In our case we found an AR2-model to be the best fit to the data.
Using this AR2-model we can simulate a large number of synthetic time series. Due to limited computer capacity we simulated 100 synthetic time series. For all synthetic time series the same analyses as for the original discharge time series is repeated. For calculating the confidence bands we chose the 90% quantile of the resulting HQ100 time series. Details of the procedure are shown in Figure 3 (right).

4. Results

Figure 4 illustrates the results of the quasi non-stationary extreme value analysis for the six flood indicators POT-0.78, POT-1.23, POT-2.18, AMF, AMFr2, and AMFr3 for the gauge Neu Darchau. The black thick lines represent the time-dependent development of the HQ100 values for each time span. This means, the first value plotted at the year 1950 is the HQ100 value resulting from 1875 to 1950. The next value, plotted at 1951, results from the time series 1875 to 1951 and so on. The red lines display the 90% confidence bands calculated by means of the Monte-Carlo simulations.
Results from analysing the POT-0.78 time series with the GPD show a decreasing development of the HQ100 from 1950 to about 2000 and a slight increase until 2013. There is a convergence to the upper confidence band, which is exceeded in the POT-0.78 case. With respect to the POT-1.23 results, the general development is comparable, whereas the whole results are approx. 200 m^3/s lower. The POT-2.18 results indicate a more or less stationary behaviour until 2010 and a sharp increase until 2013. The GEV analyses (AMF, AMFr2, AMFr3) do show similar characteristics. From 1950 to about 1980 a decrease can be observed and from 1980 to 2013 an increase is visible. Noteworthy is the sharp increase from 2012 to 2013.

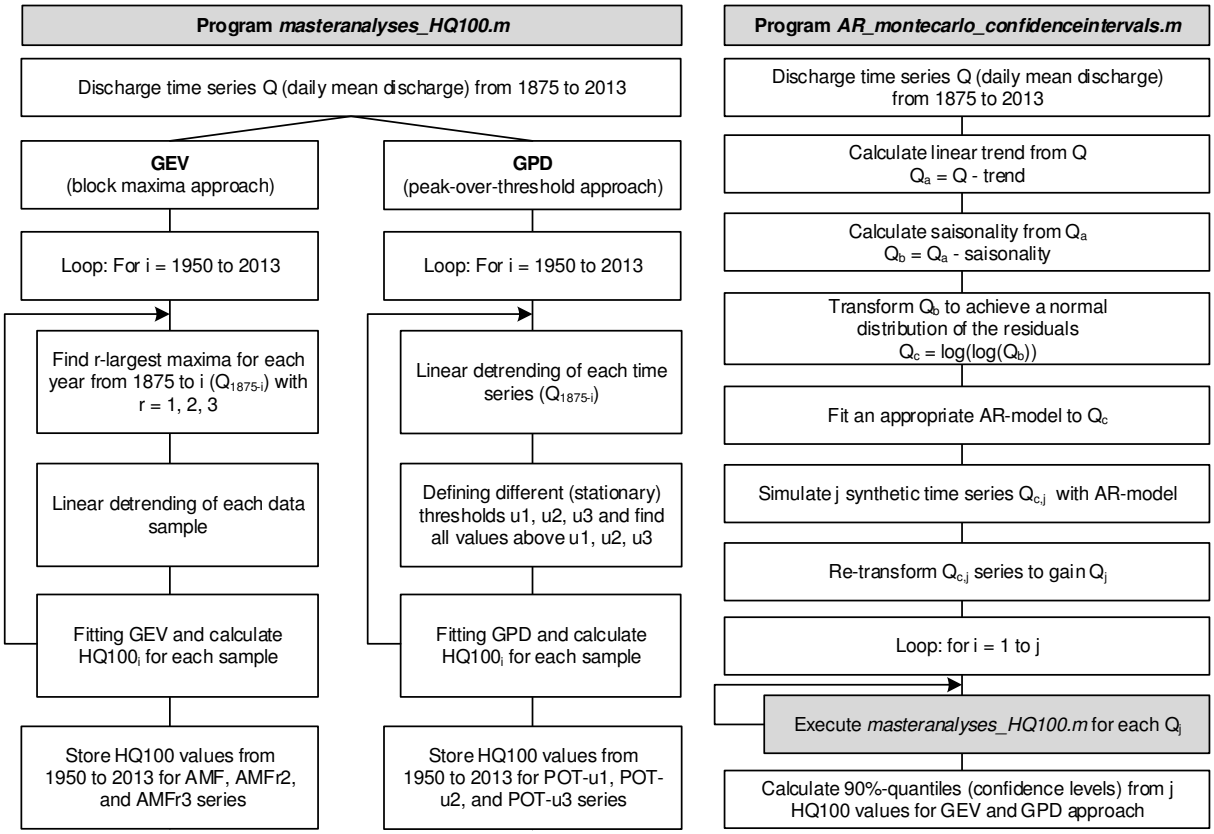


Figure 3. Analysis process of the quasi non-stationary extreme value method (left) and for the confidence bands using Monte-Carlo simulations (right).

With respect to the extreme events in 2002, 2006, 2011, and 2013 it can be stated, that every event do lead to changes in the HQ100 events. In sum, an increase in the HQ100 levels over the last decade can be observed. The 2013 event leads to a remarkable jump in the HQ100 events in all flood indicators. To answer the question if there are any statistically significant changes in the HQ100 levels the confidence bounds can be used. For many flood indicators there is a clear tendency towards the upper confidence band, which might be exceeded if one or more new extreme events will occur. One exception is the POT-0.78 time series where a significant change of the HQ100 can be stated, since it exceeds the upper confidence bound.

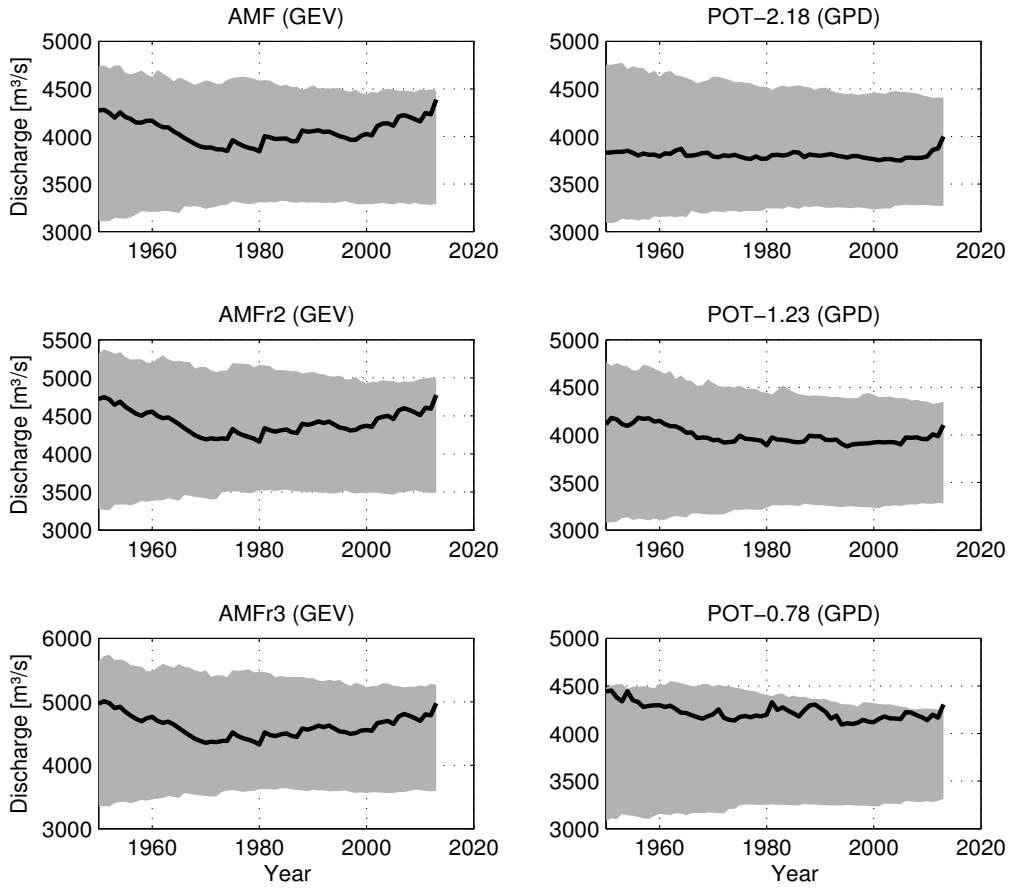


Figure 4. Time-dependent HQ100 levels of discharge (thick black line) at gauge Neu Darchau from 1950 to 2013 for different flood indicators. The grey area refers to the 90% confidence bands.

5. Conclusions

The main objective of this paper was to answer the questions, if the discharge characteristics of the Elbe River have changed over the last decades and how much the design discharges (i.e. HQ100) are affected by the latest extreme events in 2002, 2006, 2011, and 2013. For the majority of the flood indicators an increase in the HQ100 levels over the last decades can be stated. The 2013 event leads to a remarkable jump in the HQ100 events in all flood indicators. Only one HQ100 level exceeds the upper confidence band, thus no statistically significant changes can be stated at the 90%-level for the majority of the investigated flood indicators. However, for many flood indicators there is a clear tendency towards the upper confidence bands. As a conclusion it can be stated that extreme flood events may have large impacts on the design discharges. Thus, there is a need to develop improved extreme value models which are less sensitive to single extreme events but still take into account time-dependent changes in the hydrological system.

Acknowledgements
We highly acknowledge the Waterways and Shipping Administration of the Federal Government for providing discharge data of the gauge Neu Darchau.

Literatur

Acero, F.J., Garcia, J.A. & M. Cruz Gallego (2011): Peaks-over threshold study of trends in extreme rainfall over the Iberian, Peninsula, J. Climate 24, 1089–1105.

Bayliss, A.C. & R.C. Jones (1993): Peaks-over-threshold flood database: Summary statistics and seasonality. Report No. 121. Institute of Hydrology: Wallingford.

Beurton, S. & A.H. Thieken (2009): Seasonality of floods in Germany. Hydrological Sciences Journal 54 (1): 62–76.

Bormann, H., Pinter, N. & S. Elfert (2011): Hydrological signatures of flood trends on German rivers: Flood frequencies, flood heights and specific stages. Journal of Hydrology 404 (1-2): 50–66.

Cleveland, W. S. (1981) LOWESS: A program for smoothing scatterplots by robust locally weighted regression. *The American Statistician* 35, 54.

Coles, S. (2001): An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values. Springer-Verlag: New-York.

Davison, A.C. & R.L. Smith (1990): Models for exceedances over high thresholds (with discussion). Journal of the Royal Statistical Society B 52: 393- 442.

Hawkes, P.J., Gonzalez-Marco, D., Sánchez-Arcilla, A. & P. Prinos (2008): Best practice for the estimation of extremes: A review. Journal of Hydraulic Research 46 (Extra Issue 2): 324–332.

Hosking, J.R.M. & J.R. Wallis (1997): Regional frequency analysis. Cambridge University-Press: Cambridge.

Katz, R.W., Parlange, M.B. & P. Naveau (2002): Statistics of extremes in hydrology. Advances in Water Resources 25: 1287–1304.

Kingston, D.G., Lawler, D.M. & G.R.McGregor (2006): Linkages between atmospheric circulation, climate and streamflow in the northern North Atlantic: research prospects. Progress in Physical Geography 30 (2): 143–174.

Kropp, J.P. & H.J. Schellnhuber (2011): In Extremis. Disruptive Events and Trends in Climate and Hydrology. Springer-Verlag: Berlin.

Lang, M. Ouarda, T .B.M.J. & B. Bobée (1999): Towards operational guidelines for over-threshold modeling. Journal of Hydrology 225: 103–117. DOI:10.1016/S0022-1694(99)00167-5.

Leadbetter, M.R. (1991): On a basis for 'Peaks over Threshold modeling. Statistics & Probability Letters 12: 357–362.

Maidment, D.: Handbook of Hydrology, McGraw-Hill, New York, 1993.

Markovic, D. (2006): Interannual and interdecadal oscillations in hydrological variables: Sources and modeling of the persistence in the Elbe River Basin. Dissertation: University of Kassel.

Mendez, F., Menendez, M., Luceno, A. & I.J.Losada (2007): Analyzing monthly extreme sea levels with a time-dependent GEV Model. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 24: 894-911.

Mudelsee, M., Börngen, M., Tetzlaff, G. & U. Grünewald (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. Nature 425: 166–169.

Mudelsee ,M. (2004): Extreme floods in central Europe over the past 500 years: Role of cyclone pathway “Zugstrasse Vb”. Journal of Geophysical Research 109 (D23).

Mudersbach, C. & J. Jensen (2010): Non-stationary extreme value analysis of annual maximum water levels for designing coastal structures at the German North Sea coastline. Journal of Flood Risk Management 3 (1): 52–62.

Petrow, T. & B. Merz (2009): Trends in flood magnitude, frequency and seasonality in Germany in the period 1951–2002. Journal of Hydrology 371 (1-4): 129–141.

Petrow, T., Zimmer, J. & B. Merz (2009): Changes in the flood hazard in Germany through changing frequency and persistence of circulation patterns. National Hazards Earth System Sciences 9 (4): 1409–1423.

Pociask-Karteczka, J. (2006): River Hydrology and the North Atlantic Oscillation: A General Review. AMBIO: A Journal of the Human Environment 35 (6):312–314.

Rölver, N. (2012): Discharge on 24/25 March 1888 at gauge Neu Darchau. WSA Lauenburg. pers. Comm.

Rosbjerg, D. & H. Madsen (1992): On the choice of threshold level in partial durations series. XVII Nordic Hydrological Conference, Alta, Norway, NHP Rep no. 30: 604–615.

Smith, R.L. (1986): Extreme Value Theory Based On The Largest Annual Events. Journal of Hydrology 86: 27–43.

Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L.M., van Lanen, H.A.J. & E. Sauquet (2010): Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments. Hydrology and Earth System Sciences 14:2367–2382.

Svensson, C., W., Kundzewicz, Z. & T. Maurer: Trend detection in river flow series (2005): 2. Flood and low-flow index series., Hydrological Sciences Journal, 50:5, -824.

Villarini, G., Smith, J.A., Serinaldi, F. & A.A. Ntelekos (2011): Analyses of seasonal and annual maximum daily discharge records for central Europe. Journal of Hydrology 399 (3-4): 299–312.

WSA Lauenburg (2012): http://www.wsa-lauenburg.wsv.de, official website of the gauge operator.

Probabilistisches Modell zur Analyse des räumlich differenzierten Hochwasserrisikos

Klaus Schneeberger, Matthias Huttenlau, Johann Stötter

Zusammenfassung

Hochwasser bedrohen die nachhaltige Entwicklung von Lebens- und Wirtschaftsräumen in vielen Gebieten und stellen speziell in den europäischen Alpen ein großes Risiko dar. Mittels Hochwasserrisikomanagement können die negativen Konsequenzen von Hochwasser reduzieren werden, wobei die Analyse des Hochwasserrisikos (HWRs) eine Grundvoraussetzung für ein solches Management darstellt. Im vorliegenden Beitrag wird ein HWR-Analysemodell vorgestellt welches die oftmals räumlich heterogene Struktur von Hochwasserereignissen berücksichtigt. Ein modulares Risikomodell bestehend aus (i) einem ‚Hazard Module', (ii) einem ‚Impact Module' und (iii) einem ‚Risk Evaluation Module' wird im österreichische Bundesland Vorarlberg angewandt. Die Ergebnisse beinhalten die jährlichen erwarteten monetären Schäden an Gebäuden und Schäden mit einer bestimmten Eintrittswahrscheinlichkeit.

1. Einleitung

Die zahlreichen schadensrelevanten weiträumigen Hochwasserereignisse der vergangenen Jahre in Europa (z.B. August 2002, August 2005, Juni 2013) zeigen deutlich die möglichen Auswirkungen von Hochwasser (HW) und deren Relevanz für alle Betroffenen. Daher hat in den zurückliegenden Jahren das ‚Integrierte Hochwasserrisikomanagement' (IFM), als ein nachhaltiges Konzept zur Reduktion und Vermeidung von hochwasserbedingten nachteiligen Konsequenzen, eine immer größere Bedeutung erlangt. Dies äußert sich unter anderem durch die EG-Hochwasserrichtlinie (EG-HWRL) (EG 2007), deren Implementierung in die nationale Gesetzgebung der EU-Mitgliedsstaaten die Grundlage für regionales und überregionales Hochwasserrisikomanagement darstellt. Integraler Bestandteil des nachhaltigen Hochwasserrisikomanagements ist die Ermittlung des Hochwasserrisikos (HWRs). Der hier vorliegende Beitrag stellt ein probabilistisches HWR-Analysemodell vor, das bestehende state-of-the-art Methoden der Risikoanalyse aufnimmt, teils weiterentwickelt und systematisch in einem Analyse- und Auswertungsframework zusammenführt.

Vor der Darstellung der Grundgedanken des Modells ist es notwendig, HWR eindeutig zu definieren, da abhängig von der wissenschaftlichen Disziplin oftmals unterschiedliche Definitionen existieren. Entsprechend der EG-HWRL wird HWR als die „Kombination der Wahrscheinlichkeit des Eintritts eines Hochwasserereignisses und der hochwasserbedingten potenziellen nachteiligen Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und die wirtschaftliche Tätigkeiten" definiert (EG 2007). Bei der Ermittlung des HWRs sind somit die folgenden beiden zentralen Bestandteile zu analysieren und zu bewerten: (i) die Magnitude eines Hochwasserereignisses und deren Wiederkehrintervall (RP) sowie (ii) dessen Konsequenzen.

Die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit von Hochwasser basiert üblicherweise auf einer extremwertstatistischen Auswertung von Abflusszeitreihen (an einem Flusspegel). Bei einer herkömmlichen Herangehensweise werden die anhand der Pegeldaten ermittelten Eintrittswahrscheinlichkeiten auf das gesamte Pegeleinzugsgebiet übertragen. Die HWR-Analyse basiert also auf der dem analysierten Wiederkehrintervall (z.B. 100-jährliches Hochwasser) entsprechenden Ausdehnung des Hochwassers (Überflutungsflächen). Bei der Beurteilung

des zweiten wesentlichen Bestandteiles des HWRs, den negativen Konsequenzen, können die direkten monetären Schäden an Gebäuden als ein möglicher und effektiver Bewertungsansatz des Risikos herangezogen werden.

Die herkömmliche Herangehensweise bei der Bewertung des HWRs basiert auf der Annahme von räumlich homogenen Hochwasserereignissen. Reale Ereignisse sind jedoch in der Regel räumlich und zeitlich heterogen und daher führt die Bestimmung des HWR mit einem räumlich homogenen Ansatz zu einer Fehleinschätzung des Risikos (z.B. FALTER et al. 2014, THIEKEN et al. 2014). Eine alternative Herangehensweise zur Bestimmung des HWRs ist die statistische Auswertung einer großen Anzahl räumlich heterogener Hochwasserereignisse bzw. der korrespondierenden Schäden. Da die Anzahl der schadensrelevanten beobachteten Ereignisse für eine robuste statistische Auswertung üblicherweise zu gering ist, müssen diese synthetisch erzeugt werden. Das bedeutet, dass eine große Anzahl an Ereignissen generiert und diese mit einem Indikator für den Hochwasserimpakt, wie beispielsweise den direkten monetären Schäden, kombiniert werden. Diese synthetische Schadenszeitreihe kann statistisch bewertet werden, so dass Aussagen über Schäden mit einer bestimmten Eintrittswahrscheinlichkeit möglich sind.

Eine große Herausforderung bei dieser Vorgangsweise ist die Generierung repräsentativer Hochwasserereignisse, bei denen charakteristische räumliche Abhängigkeiten des Untersuchungsgebiets berücksichtigt werden. Insbesondere in Untersuchungsgebieten mit mehreren Teileinzugsgebieten oder in heterogenen Regionen, wie etwa Gebirgsräumen, ist die Reproduktion von synthetischen Ereignissen herausfordernd.

Grundsätzlich können zwei methodische Herangehensweisen zur Erstellung von synthetischen Ereignissen unterschieden werden: (1) Verwendung von Zeitreihen an repräsentativen Flusspegeln welche die Charakteristik eines Untersuchungsgebiets widerspiegeln. Für die Ereignisgenerierung wird ein multivariates statistisches Modell verwendet, welches die inhärenten Abhängigkeiten adäquat abbilden kann. (2) Ein gekoppelter Ansatz bei dem mit meteorologischen Inputvariablen ein Niederschlags-Abfluss-Modell betrieben wird und in weiterer Folge Ereignisse abgeleitet werden, die in weiterer Folge für die Risikoanalyse Verwendung finden. Die Erweiterung der Zeitreihe passiert über den meteorologischen Input. Studien, in denen eine der beiden Ansätze zur Ereignisgenerierung angewandt wurden, stammen beispielsweise von LAMB et al. (2010) und JONGMAN et al. (2014) (Ansatz 1) bzw. BREINL et al. (2013) und FALTER et al. (2014) (Ansatz 2). Obwohl sich in den vergangenen Jahren die Notwendigkeit der Anwendung von Ansätzen, die die räumlich heterogene Struktur berücksichtigen, etabliert hat, sind entsprechende Fallstudien noch relativ selten bzw. oftmals auf die lokalen Gegebenheiten des jeweiligen Untersuchungsgebietes abgestimmt. In der vorliegenden Studie wird der skizzierte Ansatz (1) verfolgt, wobei das bereits in Großbritannien erprobte multivariate Modell von HEFFERNAN & TAWN (2004) (HT Modell) zur Ereignisgenerierung angewandt wird. Dieser Ansatz wird in innovativer Weise mit der Regionalisierungsmethode Top-Kriging (SKØIEN et al. 2006) kombiniert. In weiterer Folge werden direkte monetäre Schäden statistisch ausgewertet, wobei der Fokus auf jährlichen Schadenerwartungswerten sowie auf Schäden mit einer bestimmten Überschreitungswahrscheinlichkeit liegt.

Der vorliegende Beitrag ist wie folgt gegliedert: Nach der Einleitung wird in Kapitel 2 das HWR-Analysemodell vorgestellt. In Kapitel 3 wird das Untersuchungsgebiet Vorarlberg beschrieben, in dem das vorgestellte Modell im Sinne einer proof-of-concept Studie angewandt wurde. Die Ergebnisse werden in Kapitel 4 diskutiert; Kapitel 5 beinhaltet die Zusammenfassung und die Schlussfolgerungen.

2. Probabilistisches Hochwasserrisikoanalysemodell

Jede umfassende HWR-Analyse sollte die folgende drei Fragen beantworten (MERZ & THIEKEN 2004, UHLEMANN et al. 2010): (1) Was sind mögliche HW Szenarien? (2) Wie wahrscheinlich sind diese? (3) Was sind ihre Konsequenzen? Das hier vorgestellte modular aufgebaute HWR-Analysemodell ist in der Lage, die drei skizzierten Fragen zu beantworten, und kann somit das Risiko in einer Untersuchungsregion quantifizieren. Abbildung 1 zeigt die wesentlichen Komponenten des Modells: Das ‚Hazard Module' dient zur Beantwortung der ersten Frage. Mittels ‚Impact Module' werden die möglichen Konsequenzen (im vorliegenden Fall: Schäden an Gebäuden) von Hochwasser beleuchtet (Antwort auf Frage 3). Im ‚Risk Evaluation Module' wird der Frage der Häufigkeit nachgegangen (Antwort auf Frage 2).

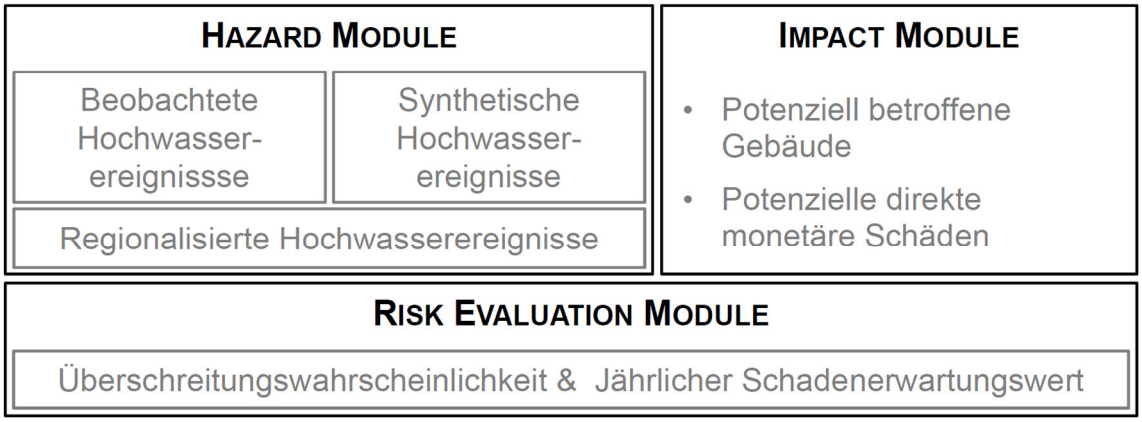


Abb. 1: Komponenten des modularen Hochwasserrisikoanalysemodells

2.1 Hazard Module

Das ‚Hazard Module' dient zur Evaluierung der potenziellen Gefährdung in einer Region und beinhaltet drei wesentliche Komponenten in denen (i) die beobachten Hochwasserereignisse abgeleitet und analysiert, (ii) synthetische Events generiert und (iii) die Ereignisse vom Punkt in die Fläche interpoliert werden. Grundlage für die Bewertung der Gefährdung stellen Abflussdaten von Flusspegeln dar. Ein Hochwasserereignis wird als das simultane Auftreten (innerhalb eines definierten Zeitraumes τ) von Abflussspitzen an mehreren Pegelstellen verstanden, wobei mindestens ein Pegel einen bestimmten Grenzwert (T_{ed}) überschreitet. Für die Charakterisierung der Ereignisse wird den Abflussspitzen die jeweilige Eintrittswahrscheinlichkeit zugeordnet. Dieser Zusammenhang wird durch die Auswertung der gesamten beobachteten Zeitreihen (jährliche maximale Abflüsse) mittels Allgemeiner Extremwertverteilung (Schätzmethode: L-Momente) hergestellt.

Nachdem die Anzahl der beobachteten Hochwasserereignisse üblicherweise für eine statistische Auswertung nicht ausreicht, ist es erforderlich, einen Datensatz an plausiblen Events zu generieren. Diese synthetischen Events müssen dieselbe räumliche Charakteristik aufweisen

wie die beobachteten Hochwasserereignisse. Im Regelfall ist es notwendig die Daten einer großen Anzahl von Abflussmessstellen zu betrachten und somit handelt es sich um ein mehrdimensionales mathematisches Problem, bei dem asymptotische Abhängigkeit und Unabhängigkeit berücksichtigt werden müssen. Das HT Modell (HEFFERNAN & TAWN 2004), ein semi-parametrisches multivariates Modell, ist für die Lösung dieser Aufgabe geeignet. Dabei wird, wie bei der Anwendung von Copulae, der funktionale Zusammenhang zwischen Zufallsvariablen mittels Randverteilung und Abhängigkeitsmodell abgebildet. Die Methodik verfolgt weiters das Konzept der bedingten Wahrscheinlichkeit und somit ist das Modell ausschließlich oberhalb eines bestimmten Grenzwertes (u) gültig. Der abhängige Zufallsvektor $\boldsymbol{Y}$ lässt sich wie folgt abbilden

$$\boldsymbol{Y} = \boldsymbol{\alpha} X + X^{\boldsymbol{\beta}} \boldsymbol{Z} \tag{1}$$

wobei das Modell für $X > u$ gilt, $\boldsymbol{\alpha}$ und $\boldsymbol{\beta}$ die Modellparameter sind und $\boldsymbol{Z}$ die Zufallskomponente darstellt. Das HT Modell wurde u.a. im Bereich der Risikoanalyse (inkl. kombinierter Betrachtung von fluvialen- und Küstenhochwasser) und der Analyse der Abhängigkeitsstrukturen (fluviale Hochwasser und Niederschlag) insbesondere in Großbritannien angewandt (z.B. KEEF et al. 2009, LAMB et al. 2010, KEEF et al. 2013). Details zur Generierung eines Datensatzes mit 100 Simulationsläufen mit jeweils 1000 Jahren abgestimmt auf das hier beschriebene Modell-Setup (inkl. Datenaufbereitung und Analyse der Abhängigkeitsstrukturen im Untersuchungsgebiet) sind in SCHNEEBERGER & STEINBERGER (eingereicht) zu finden. Die hier skizzierte Idee zur Generierung eines synthetischen Datensatzes plausibler Hochwasserereignisse kann auch als zeitliche Extrapolation interpretiert werden.
Die Ableitung der beobachteten und die Generierung synthetischer Hochwasserereignisse basiert auf Punktbasis (d.h. Informationen sind ausschließlich an Flusspegeln vorhanden). Für eine HWR-Analyse sind jedoch Informationen über die Charakteristik einzelner Events entlang der gesamten Flussstrecke erforderlich. Für die Übertragung der Informationen auf die relevanten Flussbereiche ist das geostatistisch Regionalisierungsverfahren Top-Kriging (SKØIEN et al. 2006) geeignet. Top-Kriging berücksichtigt bei der zugrundeliegenden Variogrammanalyse die verschachtelte Struktur der Flusseinzugsgebiete und somit erhält man eine höhere Aussagegüte als bei anderen vergleichbaren Regionalisierungsmethoden (z.B. Ordinary Kriging). Das Ergebnis des ‚Hazard Module' ist somit eine große Anzahl an plausiblen, räumlich heterogenen Hochwasserereignissen, die als Grundlage für weitere statistische Auswertung dienen können.

2.2 Impact Module

Im ‚Impact Module' werden die möglichen negativen Konsequenzen von Hochwasser untersucht. Das Ergebnisse des Moduls sind sogenannte Schaden-Wahrscheinlichkeit-Beziehungen für definiert räumliche Einheiten innerhalb des Untersuchungsgebietes (z.B. Gemeinden) (HUTTENLAU et al. in press). Als Indikator für den Hochwasserimpakt wird der potenzielle direkte monetäre Schaden an Gebäuden herangezogen, der ein gutes Maß für die Charakterisierung der Intensität von Ereignissen ist (MEYER et al. 2013). Die folgenden drei Arbeitsschritte werden üblicherweise für die Ermittlung der direkten Schäden herangezogen (angelehnt an MERZ et al. 2010):

- Klassifizierung und Bewertung der potenziellen gegenüber Hochwasser exponierten Elemente
  Grundsätzlich lassen sich bei der Bewertung der Elemente zwei Ansätze unterscheiden: (i) objektscharf und (ii) aggregiert (d.h. auf die Fläche bezogen) (CAMMERER et al. 2013). Im vorliegenden HWR-Analysemodell wird eine objektscharfe Bewertung herangezogen und zwischen Wohngebäuden, Objekten im Bereich Tourismus-, Dienstleistungssektor, Industrie und Gewerbe sowie sonstigen unterschieden. Hierbei wird die aus u.a. Laserscan-DOMs abgeleitet Gebäudekubatur mit ermittelten Werten und mit mittleren Versicherungswerten pro Kubikmeter umbauter Raum kombiniert. Konzeptionell wird im vorliegenden Modell, die Bewertung für alle im Untersuchungsgebiet befindlichen Elemente als auch für einen reduzierten Datensatz (z.B. Versicherungsportfolio) durchgeführt (HUTTENLAU et al. in press).
- Expositionsanalyse der potenziell dem Hochwasser ausgesetzten Objekte
  Dabei wird die Exposition der Gebäude in einer Region für entsprechende Intensitäten (repräsentiert durch Überschwemmungskarten mit unterschiedlichen Wiederkehrintervallen (RP = 30, 50, 100, 200, 300 a) untersucht. Somit entstehen sogenannte Expositions-Wahrscheinlichkeits-Beziehungen für die einzelnen Objektkategorien.
- Anfälligkeitsanalyse (Susceptibility Analysis)
  Die potenziellen direkten monetären Schäden werden mittels verschiedener Schadensmodelle (Schadensfunktionen) ermittelt, wobei diese Modelle den funktionalen Zusammenhang zwischen Gefährdungsparameter (z.B. Wassertiefe) und dem relativen Schaden angeben. HUTTENLAU et al. in press beschreiben, wie im Detail die Schaden-Wahrscheinlichkeits-Beziehungen für die einzelne administrative Einheiten erstellt werden können.

2.3 Risk Evaluation Module

Im dritten Modul werden die Ergebnisse des ‚Hazard Module' und ‚Impact Module' kombiniert und statistisch ausgewertet. Das bedeutet, dass im Untersuchungsgebiet für jede administrative Einheit, in der sich potenziell gefährdete Objekte befinden, ein repräsentativer Punkt am Flussnetz gewählt werden muss, der in weiter Folge als Knotenpunkt dient. Für alle synthetischen Hochwasserereignisse wird die an dem Knotenpunkt auftretende Eintrittswahrscheinlichkeit mit den Schaden-Wahrscheinlichkeits-Beziehungen kombiniert und aufsummiert. Die somit entstandene Zeitreihe der Hochwasserschäden wird weitergehend statistisch ausgewertet.

Hier werden der jährliche Schadenerwartungswert und die Schaden-Überschreitungswahrscheinlichkeiten (z.B. ein Schaden mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit von 1% pro Jahr; RP = 100 a) als Kriterium herangezogen. Der Schadenerwartungswert kann beispielsweise für Kosten-Nutzen-Analysen oder für die Prämienkalkulation bei Versicherungsunternehmen herangezogen werden. Die Information über die erwartete Schadenshöhe einer gewissen Eintrittswahrscheinlichkeit ist wiederum für Ämter und Behörden (z.B. RP = 100 a) oder Versicherungsunternehmen im Zuge der Solvency 2-Bestimmung der EU (RP = 200 a) von Interesse.

Das hier skizzierte modulare Modell zur Analyse des HWRs ist grundsätzlich nicht auf die Anwendung in einem definiert Untersuchungsgebietes limitiert. Für die erfolgreiche Anwendung sind jedoch bestimmte Inputparameter erforderlich (Abflussdaten, Überschwemmungskarten, Objektdatensatz, Schadensmodell).

3. Fallstudie – Vorarlberg

Als Untersuchungsgebiet, in dem das in Kapitel 2 vorgestellte Modell im Sinne einer proof-of-concept Studie angewandt wurde, diente das österreichische Bundesland Vorarlberg (Abbildung 2). Vorarlberg liegt in den Ostalpen, bedeckt eine Fläche von 2601 km² und erstreckt sich von 395 m (Bodensee) bis zu 3312 m ü. Adria (Piz Buin), wobei die höchste Siedlungskonzentration tritt in den Talräumen (Rheintal und Illtal) auftritt. Vorarlberg hat ca. 380 000 Einwohner.

Der Abfluss ist durch eine starke Saisonalität geprägt die in erster Linie durch die Schneeakkumulation und den damit verbunden erhöhten Schmelzwasserabfluss im Frühjahr erklärt werden kann. Signifikante Hochwasserspitzen (RP>10 a) treten vornehmlich zwischen Juni und August auf. Für die Analyse der Hochwassergefährdung wurden 17 Pegelmessstellen ausgewählt, die frei von Trends und weitestgehend anthropogen unbeeinflusst sind sowie lückenlose Aufzeichnungen der Tagesmaximalabflüsse von 1976 bis 2013 aufweisen.

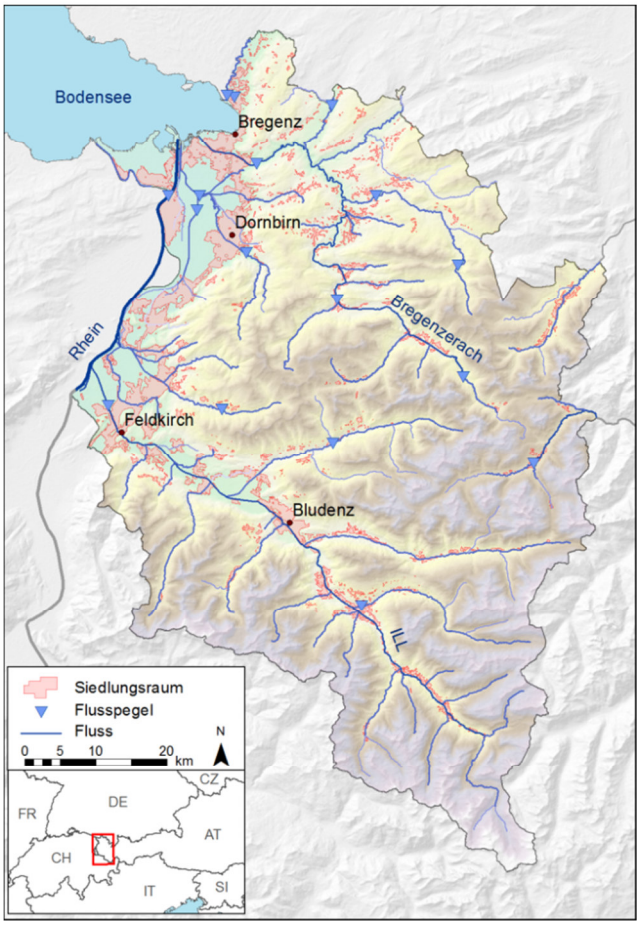


Abb. 2: Untersuchungsgebiet Vorarlberg

Im Zuge des Projektes HORA (HOchwasser Risikoflächen Austria) (MERZ et al. 2008) wurden für Österreich Hochwasserkarten für verschiedene Eintrittswahrscheinlichkeiten erstellt. Basierend auf den hydrologischen Arbeiten für diese bundesweit vorhandenen Karten wurden in Vorarlberg weiterführende 1D und detailliertere 2-D hydrodynamische Modellierungen durchgeführt. Diese stehen dieser Studie als Überschwemmungskarten mit den Jährlichkeiten 30, (50), 100, (200) und 300 Jahre zur Verfügung.

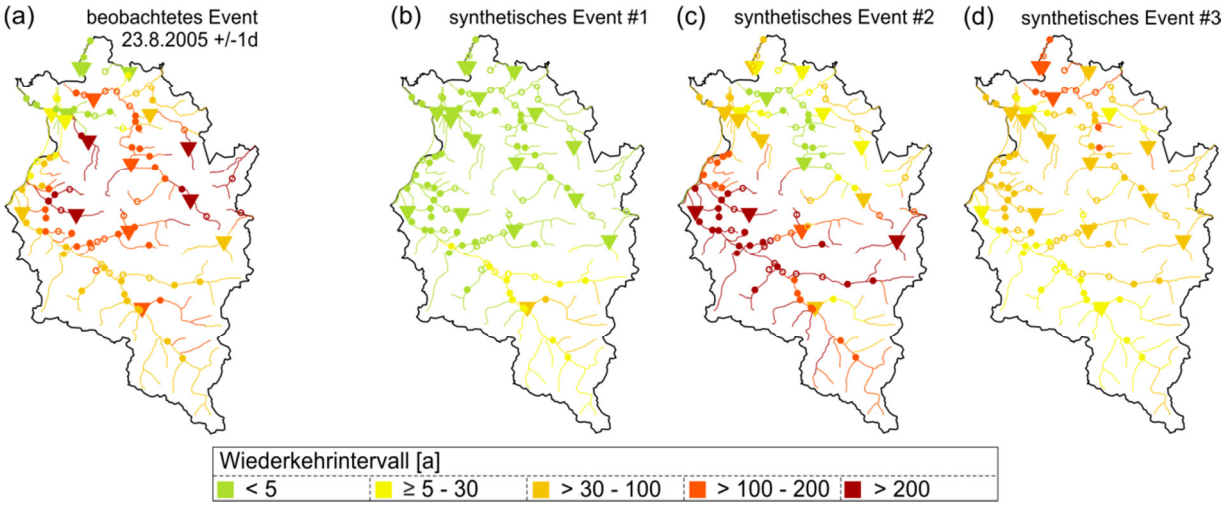


Abb. 3: Hochwasserereignisse in Vorarlberg: Karten mit den Wiederkehrintervallen von (a) dem größten beobachteten HW-Event und (b-d) drei synthetisch Erzeugten. Die Dreiecke repräsentieren Flusspegel, die gefüllten Kreise stellen die Knotenpunkte von potenziell Hochwasser betroffenen und die Ringe die von nicht betroffenen Gemeinden dar.

4. Ergebnisse und Interpretation

In der vorliegenden Fallstudie wird für die Charakterisierung eines Hochwasserereignisses die in Abschnitt 2.1 eingeführte Ereignisdefinition verwendet, wobei das Zeitfenster (τ) mit drei Tagen und der Grenzwert (T_{ed}) mit RP = 30 Jahre gewählt wurde. Diesen Kriterien folgend konnten für den Untersuchungszeitraum (1976-2013) insgesamt neun relevante Hochwasserereignisse abgeleitet werden, wobei das schwerwiegendste Ereignis jenes vom August 2005 war (Abbildung 3(a)). Mittels des HT-Modells wurden Ereignisse generiert, die einem Simulationszeitraum von 1000 Jahre entsprechen (exemplarische Ereignisse siehe auch Abbildung 3(b-d)). Sowohl für die beobachteten als auch für die synthetischen Hochwasserereignisse wurde die Information über die Intensität (Jährlichkeit) auf das gesamte Flussnetz und auf die relevanten Knotenpunkte übertragen.

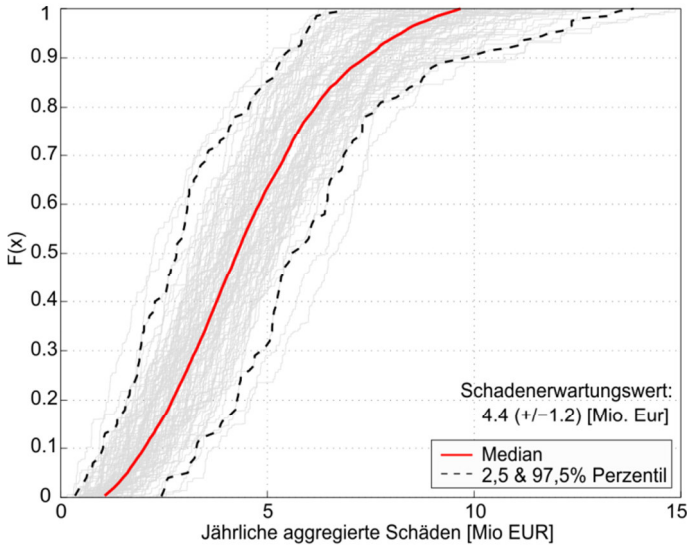


Abb. 4: Jährlicher Schadenerwartungswert für Wohngebäude unter Berücksichtigung des Schadenmodells von BUWAL

Die Ergebnisse des ‚Impact Module' sind Schaden-Wahrscheinlichkeits-Beziehungen auf Gemeindeebene. Diese wurden für insgesamt elf Schadenmodelle abgeleitet, wobei Hochwasserereignis vom August 2005 zur Plausibilisierung der Schadenmodelle herangezogen wurde. Dabei zeigte sich, dass ein Schadensmodell aus der Schweiz (BUWAL) (BORTER 1999) die besten Ergebnisse liefert (HUTTENLAU et al. in press). Für die weiteren statistischen Auswertungen wurden daher exemplarisch die Schaden-Wahrscheinlichkeits-Beziehungen basierend auf BUWAL herangezogen. Der Analyse liegen ausschließlich Wohngebäude zugrunde.

Abbildung 4 zeigt den jährlichen Schadenerwartungswert für die im Untersuchungsgebiet befindlichen Wohngebäude, wobei für die statistische Auswertung 100 Simulationsläufe mit je 1000 Jahren herangezogen wurden.

Abbildung 5 zeigt die ermittelten Schäden, die mit einer bestimmten Eintrittswahrscheinlichkeit korrespondierenden. In Abbildung 5(a) wurden die potenziellen Schäden für jede Gemeinde für die fünf erwähnten Jährlichkeiten akkumuliert. Dies würde der Betrachtung von räumlich undifferenzierten (homogenen) Hochwasserszenarien entsprechen. Abbildung 5(b) zeigt im Gegensatz die Modellergebnisse unter Berücksichtigung der synthetischen Hochwasserereignisse. Die mit einer gewissen Eintrittswahrscheinlichkeit korrespondierenden Schäden basiert wiederum auf 100 Simulationsläufen mit je 1000 Jahren. Somit kann klar gezeigt werden, dass bei der Betrachtung der realistischeren heterogenen Szenarien die Schäden nur etwa 2/3 (bei RP=100 a: 68% und RP=200 a: 67%) im Vergleich zum homogenen Ansatz erreichen.

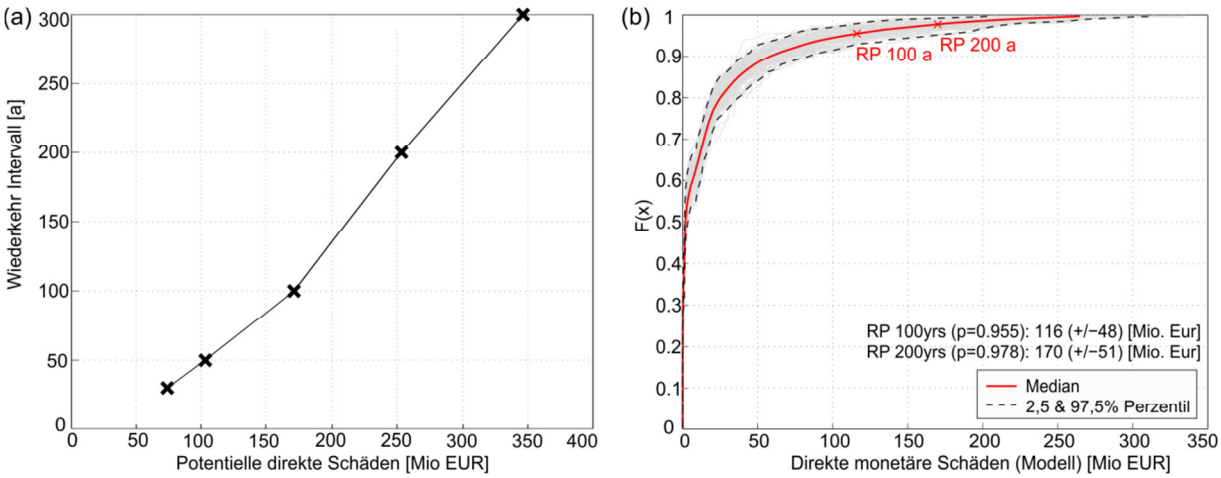


Abb. 5: Erwarteter Schaden an Wohngebäuden (Schadenmodell: BUWAL) für gewisse Eintrittswahrscheinlichkeiten. (a) Akkumulierte Schäden für homogene Szenarien. (b) Überschreitungswahrscheinlichkeit entsprechend der Auswertung mit der gesamten Modellkette für heterogene Szenarien (Auswertung basiert auf ‚Peak-Over-Threshold' Reihen).

Die hier gezeigten Bandbreiten (Abbildung 4 und 5(b)) resultieren aus der wiederholten Anwendung des HT-Modells (100 Simulationsläufe). Dabei ist festzuhalten, dass bei dem gewählten Modellansatz nur epistemische (ausschließlich bezogen auf die Ereignisgenerierung), jedoch keine aleatorischen Unsicherheiten betrachtet werden.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag zeigt deutlich, dass für eine realitätsnahe Analyse des HWRs die Betrachtung von räumlich und zeitlich heterogenen Hochwasserereignissen erforderlich ist. Das hier vorgestellte modular aufgebaute Modell ist für die Ableitung und probabilistische Analyse von heterogenen Szenarien in einem definierten Untersuchungsgebiet entwickelt worden. Das Modell besteht aus einem ‚Hazard Module', einem ‚Impact Module' und einem ‚Risk Evaluation Module'. Im ‚Hazard Module' wird die Hochwassergefährdung analysiert und ein für die statistische Auswertung notwendig großer Datensatz räumlich heterogener Hochwasserereignisse generiert. Im ‚Impact Module' werden die möglichen Konsequenzen von (Fluss)Hochwasser analysiert, wobei als HWR Proxy direkte monetäre Schäden an Gebäuden herangezogen werden. Im ‚Risk Evaluation Module' werden die Ergebnisse der beiden ersten Module kombiniert und mit Fokus auf den jährlichen Schadenerwartungswert und dem mit einer gewissen Eintrittswahrscheinlichkeit verbunden Schaden analysiert.

Das vorgestellte modulare Risikomodell wurde im österreichischen Bundesland Vorarlberg erfolgreich getestet. Die ermittelten Ergebnisse hinsichtlich des Schadenerwartungswerts und der Extremwerte können zur Entscheidungsfindung der mit Hochwasserrisikomanagement befassten Stellen (z.B. Ämter und Behörden sowie Versicherungen) von großer Bedeutung sein. Das Modell bietet aufgrund seiner modularen Struktur die Möglichkeit, dynamische Entwicklungen (Zeitreihen der Pegel, Siedlungsentwicklung etc.) sowie neue Erkenntnisse (neue Gefährdungskarten, adaptiert oder neue Schadenmodelle) in Untersuchungsgebieten laufend zu berücksichtigen als auch weitere relevant Risikoindikatoren zu integrieren.

Danksagung

Die hier vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Projekt InsuRE (unterstützt durch die Wirtschaftspartner Tiroler Versicherung V.a.G. und Vorarlberger Versicherung VaG und gefördert durch das COMET Programm der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH FFG) durchgeführt. Für die Bereitstellung von relevanten Grundlagendaten sind die Autoren verschiedenen Stellen des Amtes der Vorarlberger Landesregierung besonders dankbar. KS bedankt sich für die finanzielle Unterstützung durch das Stipendium 'Nachwuchsförderung der Universität Innsbruck'.

Literatur

BORTER, P. (1999): Risikoanalyse bei gravitativen Naturgefahren. Fallbeispiele und Daten. BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Umwelt-Materialien Nr. 107/II.

BREINL, K., TURKINGTON, T. & M. STOWASSER (2013): Stochastic generation of multi-site daily precipitation for applications in risk management. Journal of Hydrology 498: 23–35.

CAMMERER, H., THIEKEN, A.H. & J. LAMMEL (2013): Adaptability and transferability of flood loss functions in residential areas. Natural Hazards and Earth System Science. 13: 3063–3081.

EG (Europäische Gemeinschaft) (2007): über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Richtlinie 2007/60/EC des Europäischen Parlaments und des Rates, vom 23.10.2007. In: Amtsblatt der Europäischen Union L 288/27.

FALTER, D., DUNG, N.V., VOROGUSHYN, S., SCHRÖTER, K., HUNDECHA, Y., KREIBICH, H., APEL, H., THEISSELMANN, F. & B. MERZ (2014): Continuous, large-scale simulation model for flood risk assessments: proof-of-concept. Journal of Flood Risk Management.

HEFFERNAN, J.E. & J.A. TAWN (2004): A conditional approach for multivariate extreme values (with discussion). Journal of the Royal Statistical Society: Series B 66: 497-546.

HUTTENLAU, M., SCHNEEBERGER, K., WINTER, B., REISS, J. & J. STÖTTER (in press): Analysis of loss-probability-relation on community level - a contribution to a comprehensive flood risk assessment. In: 4th International Conference on Disaster Management and Human Health: Reducing Risk, Improving Outcomes, 2015: WIT.

JONGMAN, B., HOCHRAINER-STIGLER, S., FEYEN, L., AERTS, J.C.J.H., MECHLER, R., BOTZEN, W.J.W., BOUWER, L.M., PFLUG, G., ROJAS, R. & P.J. WARD (2014): Increasing stress on disaster-risk finance due to large floods. Nature Climate change 4: 264–268.

KEEF, C., SVENSSON, C. & J.A. TAWN (2009): Spatial dependence in extreme river flows and precipitation for Great Britain. Journal of Hydrology 378: 240–252.

KEEF, C., TAWN, J.A. & R. Lamb (2013): Estimating the probability of widespread flood events. Environmetrics 24: 13–21.

LAMB, R., KEEF, C., TAWN, J.A., LAEGER, S., MEADOWCROFT, I., SURENDRAN, S., DUNNING, P. & C. BATSTONE (2010): A new method to assess the risk of local and widespread flooding on rivers and coasts. Journal of Flood Risk Management 3: 323–336.

MERZ, B., KREIBICH, H., SCHWARZE, R. & A.H. THIEKEN (2010): Review article "Assessment of economic flood damage". Natural Hazards and Earth System Science 10: 1697–1724.

MERZ, B. & A.H. THIEKEN (2004): Flood Risk Analysis: Concepts and Challenges. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 56: 27–34.

MERZ, R., BLÖSCHL, G. & G. HUMER (2008): National flood discharge mapping in Austria. Natural Hazards 46: 53–72.

MEYER, V., BECKER, N., MARKANTONIS, V., SCHWARZE, R., VAN DEN BERGH, J.C.J.M.; BOUWER, L.M., BUBECK, P., CIAVOLA, P., GENOVESE, E., GREEN, C., HALLEGATTE, S., KREIBICH, H., LEQUEUX, Q., LOGAR, I., PAPYRAKIS, E., PFURTSCHELLER, C., POUSSIN, J., PRZYLUSKI, V., THIEKEN, A.H. & C. VIAVATTENE (2013): Review article: Assessing the costs of natural hazards – state of the art and knowledge gaps. Natural Hazards and Earth System Science 13: 1351–1373.

SCHNEEBERGER, K & T. STEINBERGER (eingereicht): Generation of synthetic flood events in an Alpine region - Adaptation and application of a multivariate modelling procedure. Journal of Hydrology.

SKØIEN, J.O., MERZ, R. & G. BLÖSCHL (2006): Top-kriging - geostatistics on stream networks. Hydrology and Earth System Science 10: 277–287.

THIEKEN, A.H., APEL, H. & B. MERZ (2014): Assessing the probability of large-scale flood loss events: a case study for the river Rhine, Germany. Journal of Flood Risk Management.

UHLEMANN, S., THIEKEN, A.H. & B. MERZ (2010): A consistent set of trans-basin floods in Germany between 1952–2002. Hydrology and Earth System Science 14: 1277–1295.

Vertiefte Wirkungsanalyse von Hochwasserrückhaltestandorten mittels Flussgebietsanalyse am Beispiel des Isareinzugsgebietes

Natalie Stahl, Andreas Bauer, Tobias Lang

Zusammenfassung

Ziel der Wirkungsanalyse ist es, zu untersuchen, wie sich vorhandene und neue Retentionsräume ideal einsetzen lassen, um Hochwasser im gesamten Flusssystem bestmöglich zu bewirtschaften. Ein Schwerpunkt der Wirkungsanalyse liegt darauf, eine Methodik abzuleiten, die auf andere Einzugsgebiete übertragbar ist. Anhand ausgesuchter Beispiele aus dem Isareinzugsgebiet wird die Methodik und ihre Auswirkung auf die Bewertung von potentiellen Standorten vorgestellt. Priorisiert werden in der Untersuchung Maßnahmen, die neben einem lokalen auch einen regionalen oder überregionalen Nutzen haben und auf Grund der Beurteilungskriterien (Kosten, Machbarkeit) umsetzbar sind. Die Ergebnisse der Studie sollen der Vorsorge gegen seltene Hochwasserereignisse dienen, mit denen im Zuge der Klimaveränderung verstärkt gerechnet werden muss und so neue Handlungsspielräume erschließen.

Vertiefte Wirkungsanalyse von Hochwasserrückhaltestandorten mittels Flussgebietsanalyse

Das Ziel der Wirkungsanalyse ist die Verminderung der Hochwasserwelle auf den Ausbauabfluss unterstrom. Eine qualitativ hochwertige Standortsuche für potentielle Rückhaltemöglichkeiten bildet die Basis für die gesamte Wirkungsanalyse. Hochwasserrückhaltestandorte können staatliche und nicht staatliche Stauanlagen (Hochwasserrückhaltebecken, Stauseen, Stauhaltungen) sowie Polder sein oder durch Bewirtschaftung natürlicher Retentionsräume (Seen, Überflutungsflächen, Auen) oder Überleitung in andere Flussgebiete geschaffen werden. Diese Wirkungsanalyse zeigt die Baukosten, Volumina und Standortfaktoren (Siedlungs- und Naturschutzgebiete, Infrastruktur) der potentiellen Hochwasserrückhalteräume auf und berücksichtigt die Bewirtschaftung von Hochwasserwellen durch die Rückhaltestandorte mit realitätsnahen Randbedingungen. Die Rückhaltepotentiale werden vor allem in ihren Wechselwirkungen miteinander untersucht, um Maßnahmen(-kombinationen) mit dem effektivsten Wirkungspotential zu identifizieren. Hierbei werden nicht nur die möglichen Speichervolumina gegenübergestellt, sondern die Beeinflussung des Wellenablaufs und die Überlagerung mit anderen Einflussfaktoren durch eine instationäre Berechnung detailliert untersucht. Die Berechnung erfolgt anhand repräsentativer Hochwasserganglinien, die aus einem statistischen Niederschlag mit einem Bezug zu realen Hochwasserentwicklungen synthetisch erzeugt werden. Die Herleitung der Szenarien orientiert sich dabei an der Genese der Hochwasser in der Region und nicht an bestimmten Jährlichkeiten, da das Ziel eine Analyse des Gesamtsystems und nicht die Bemessung einzelner Schutzeinrichtungen ist. Neben Einzelereignissen werden auch mehrgipflige Wellen bzw. aufeinander folgende Ereignisse untersucht, da sich diese kritisch auswirken können, wenn die Retentionsräume nicht rechtzeitig wieder entleert sind.

Mit der Flussgebietsanalyse mittels Niederschlagsabflussmodell verändert sich die Beurteilung der Speicherstandorte im Vergleich zu früheren Erhebungen relevant und nochmals, wenn man verkettete Ereignisse betrachtet.

Resümee

Durch die umfassende Untersuchung aller potentiellen Standorte im Isareinzugsgebiet mittels der Vertieften Wirkungsanalyse kann nachgewiesen werden, welche Standorte nicht nur lokale sondern auch regionale Auswirkungen entfalten würden. Standorte an der Ammer und oberen Loisach sind durch die Retention in den großen Seen nur lokal wirksam. Die Standorte an der oberen Isar haben sich von allen untersuchten Rückhaltemaßnahmen als am wirkungsvollsten herausgestellt, da dort der Hauptanteil der Hochwasserwelle gebildet wird. Durch ihre Verwirklichung würden sich neue Handlungsspielräume für die Hochwasserbewirtschaftung eröffnen. So wäre es möglich, Hochwasser die in dieser hydrologisch hochdynamischen Region entstehen, bestmöglich zu bewirtschaften. Die Treffsicherheit und die Wirksamkeit der Bewirtschaftung des Sylvensteinspeichers könnte dadurch deutlich gesteigert werden.

Die Vertiefte Wirkungsanalyse erschließt so neue Handlungsspielräume und liefert die strategische Vorarbeit zu Planungsvarianten für zukünftige Rückhaltestandorte und für notwendige Flächensicherungen über die Raumplanung. Durch die Wirkungsanalyse werden das Denken in Flussgebieten und der Zusammenhalt zwischen Ober- und Unterliegern verbessert. Die Wasserwirtschaft kann durch rechtzeitiges und v.a. vorausschauendes Handeln wesentliche Impulse geben und behält durch eigenes Fachwissen die erforderliche Handlungshoheit. Im Aktionsprogramm 2020plus hat der Freistaat Bayern im Jahr 2013 den Hochwasserschutz als elementare Aufgabe des Staates zur Sicherung der menschlichen Daseinsvorsorge charakterisiert. Hierzu gehören neben einem erweiterten Rückhaltekonzept mit einer Verbindung von natürlichen und technisch hocheffizienten Rückhalteräumen auch die Optimierung der Rückhaltefunktion von staatlichen Wasserspeichern sowie die Erhöhung der Widerstandskraft vorhandener Hochwasserschutzanlagen und -systeme. Genau in diesem Sinne ist die Vertiefte Wirkungsanalyse als ein strategischer Beitrag zur Resilienz des Systems zu verstehen (StMUV 2014).

Literatur

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM F. UMWELT U. VERBRAUCHERSCHUTZ (2014): Hochwasserschutz Aktionsprogramm 2020plus. Bayerns Schutzstrategie – Ausweiten ● Intensivieren ● Beschleunigen, München.

Hochwasserprognose für den Tiroler Inn (HoPI): Anwendung und Weiterentwicklung eines modularen Vorhersagesystems für alpine Einzugsgebiete

Johannes Bellinger, Paul Schattan, Kristian Förster, Johannes Schöber, Stefan Achleitner, Matthias Huttenlau, Katrin Schneider, Robert Kirnbauer, Ulrich Strasser, Georg Raffeiner

Zusammenfassung

Die Hochwasserereignisse 1999, 2002, 2005 sowie zuletzt 2013 verdeutlichen die Vulnerabilität der Siedlungsgebiete in Tallagen gegenüber Extremereignissen im alpinen Raum. Einen wichtigen Beitrag zum Hochwassermanagement und zur Minimierung von Schäden stellen Prognosesysteme dar.
Im Rahmen des Projekts HoPI ("Hochwasserprognose für den Tiroler Inn") wurde ein Abflussprognosesystem für den Vorhersagehorizont von 48 Stunden für den Tiroler Inn entwickelt. Eine Besonderheit dieses Vorhersagesystems ist sein modularer Aufbau, bei dem verschiedene hydrologische Modelltypen integriert werden. Für schnee- und eisschmelzdominierte Kopfeinzugsgebiete wird das räumlich voll verteilte Energiebilanzmodell SES eingesetzt. Die Modellierung des Abflusses von nicht oder nur kaum vergletscherten Flächen erfolgt mit dem räumlich halb-verteilten Wasserbilanzmodell HQsim. Dieses auf dem HRU-Konzept basierende Modell beschreibt die Abflussbildung, die Abflusskonzentration sowie den Gerinneabfluss. Die Simulation des Wellenablaufes im Tiroler Inn wird mit dem 1D-hydraulischen Modell Flux$^{DSS/DESIGNER}$ durchgeführt.
In seiner aktuellen Form wird das System seit 2008 für die operationelle Vorhersage des Hydrographischen Dienstes des Landes Tirol und der Tiroler Wasserkraft AG eingesetzt. Trotz insgesamt guter Ergebnisse wird das System derzeit auf Verbesserungsmöglichkeiten untersucht und um die folgenden Komponenten erweitert: (1) hochaufgelöste Interpolation meteorologischer Eingangsdaten zur verbesserten Berücksichtigung der alpinen Topographie, (2) Ensemble-Simulationen unter Berücksichtigung verschiedener Wettermodelle sowie (3) Assimilation von Systemzuständen (mit dem Fokus auf Schnee) aus großflächigen Fernerkundungsdaten sowie lokalen Punktmessungen. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über das bestehende operationelle System sowie über aktuelle Entwicklungen.

1. Einleitung

Tirol ist mit einer Fläche von 12.640 km² und einer vertikalen Erstreckung von 462-3.798 m ü. NN Teil des Ostalpenkomplexes. Topographisch bedingt können nur 12,8 % der Landesfläche als permanenter Siedlungsraum und lediglich 0,4 % als Bauland für die rund 700.000 Einwohner genutzt werden (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 2014). Diese Verteilung verdeutlicht die Charakteristik von auf die Gesamtfläche bezogen dünn besiedelten Gebirgsräumen, was sich jedoch durch eine hohe Bevölkerungs- und Siedlungskonzentration in den Tallagen relativiert. Grundsätzlich zeichnen diese Gebiete eine hohe Prozessdynamik sowie die topographisch bedingte Einengung des Siedlungsraumes auf die Tallagen aus. Durch die Konzentration der Siedlungen in nächster Nähe von Bächen und Flüssen besteht, neben der allgemeinen Naturgefahrenexposition, eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Hochwasser und Überflutungen (HUTTENLAU 2010). Abbildung 1 verdeutlicht die Situation. Neben einer topographischen Übersicht ist die Konzentration der Werte an Inventar und Gebäuden dargestellt (HUTTENLAU & STÖTTER 2011). Aus der Abbildung ist die Wertekonzentration an Eigentum innerhalb der Tallagen, besonders dem Inntal und hier speziell im Großraum Innsbruck deutlich zu erkennen. Das potenzielle Schadenvolumen für Gesamttirol wurde durch HUTTENLAU et al. (2010) auf bis zu 105.330 direkt betroffene Personen und ein kumulatives Gesamtschadenvolumen von bis zu EUR 7,6 Mrd. ermittelt. Zukünftige Prognosen, besonders unter dem Aspekt des Klimawandels, sind weder für die Charakteristik noch für die Wiederkehrintervalle statistisch zuverlässig prognostizierbar

(NACHTNEBEL et al. 2014, KÖNIG et al. 2014). Trotz verschiedener präventiver Maßnahmen zur Risikominderung sowohl mit raumplanerischen Mitteln als auch durch Maßnahmen des Flächen- und Objektschutzes (wie auch in der EG-Hochwasserrichtlinie vorgesehen, EG 2007) ist aufgrund des Bevölkerungswachstums sowie der sozio-ökonomischen Entwicklungen von einem Zuwachs der Hochwasserschäden auszugehen (KÖNIG et al. 2014). Zu deren Minimierung wird neben raumplanerischen Maßnahmen, wie bspw. die Einrichtung von Bauverbotszonen in besonders gefährdeten Bereichen, die Errichtung von Retentionsräumen, Hochwasserschutzbauten aber auch die Entwicklung von Prognosesystemen geraten (EITZINGER et al. 2014). In diesem Zusammenhang führten vor allem die katastrophalen Hochwasserereignisse der Jahre 1999, 2002, 2005 und 2013 zu verstärkten Entwicklungsanstrengungen von Prognosesystemen an österreichischen Flüssen sowie deren Anrainern (SCHÖBER 2014). Nach dem in vielen Teilen Mitteleuropas auftretenden Hochwasser 2002 erfolgte in Tirol die Entwicklung eines ersten Prognosesystems für das Inn-Einzugsgebiet. Mit dem Projekt „HOPI - HochwasserPrognosesystem Inn“ begann am heutigen Forschungszentrum *alpS – Center for Climate Change Adaptation* der Aufbau eines Prototyps für ein hybrides hydrologisch/hydraulisches System (KIRNBAUER & SCHÖBERL 2007, SENFTER et al. 2009). Nach der erfolgreichen Übernahme des Systems in den operationellen Betrieb des Hydrographischen Dienstes Tirol konzentrierte sich die darauf folgende Systementwicklung auf Anpassungen an die Bedürfnisse der Endanwender. Aktuelle Arbeiten beinhalten die Simulationsoptimierung von Schnee- und Abflussbildungsprozessen sowie der Identifizierung und Quantifizierung von Modellunsicherheiten.

2. HoPI – HochwasserPrognosesystem Inn

Das System HoPI stellt ein hybrides hydrologisch/hydraulisches Werkzeug zur Entscheidungshilfe für den Hochwasserfall dar. Aus Abbildung 1 ist neben der geographischen Einordnung auch die räumliche Gliederung des Systems ersichtlich. Das simulierte, rund 200 km lange Inn-Segment befindet sich zwischen der österreichisch-schweizer Grenze im Südwesten und der österreichisch-deutschen Grenze im Nordosten des Bundeslandes Tirol. Insgesamt umfasst das Gesamteinzugsgebiet des Prognosesystems eine Fläche von ca. 6.750 km² und eine vertikale Höhenerstreckung von 500 bis 3.762 m ü. NN (ACHLEITNER et al. 2012). Die technische Umsetzung der Hochwasserprognose für den Tiroler Inn (HoPI) verfolgt einen modularen hybriden Ansatz (ACHLEITNER et al. 2009). Ein übergeordnetes Modul besteht aus einer „Data Management und Preprocessing“ Einheit, die den Datendownload, die Datenarchivierung sowie die Datenaufbereitung durchführt. In dieser übergeordneten Funktion werden die Eingangsdaten des hydrologischen Moduls aufbereitet. Aufgrund der Abflussrelevanz werden 13 stark vergletscherte Kopfeinzugsgebiete mit einer Gesamtfläche von 460 km² in einem weiteren Modul mit dem voll verteilten Energiebilanzmodell „Schnee- und Eisschmelzmodell“ (SES) simuliert (ASZTALOS et al. 2007, SCHÖBER et al. 2010). Der dabei berechnete Abfluss wird als zusätzliche Randbedingung für die unterliegenden Einzugsgebiete verwendet. In diesen unterliegenden Gebieten werden 49 Einzugsgebiete voneinander unabhängig mit dem halb-verteilten Wasserbilanzmodell HQsim (KLEINDIENST 1996) modelliert, wobei elf Einzugsgebiete bepegelt sind. Diese simulierten Gebietsabflüsse dienen als Eingangsdaten für das letzte Modul im hybriden System. In die-

sem Element der Modellkaskade wird das in Abbildung 1dargestellte Inn-Segment mit dem hydraulischen Modell Flux$^{DSS/DESIGNER}$/FLORIS^{2000} vom Pegel Martinsbruck (Schweizer Grenze) bis zum Pegel Oberaudorf (deutsche Grenze) berechnet (ACHLEITNER et al. 2009).

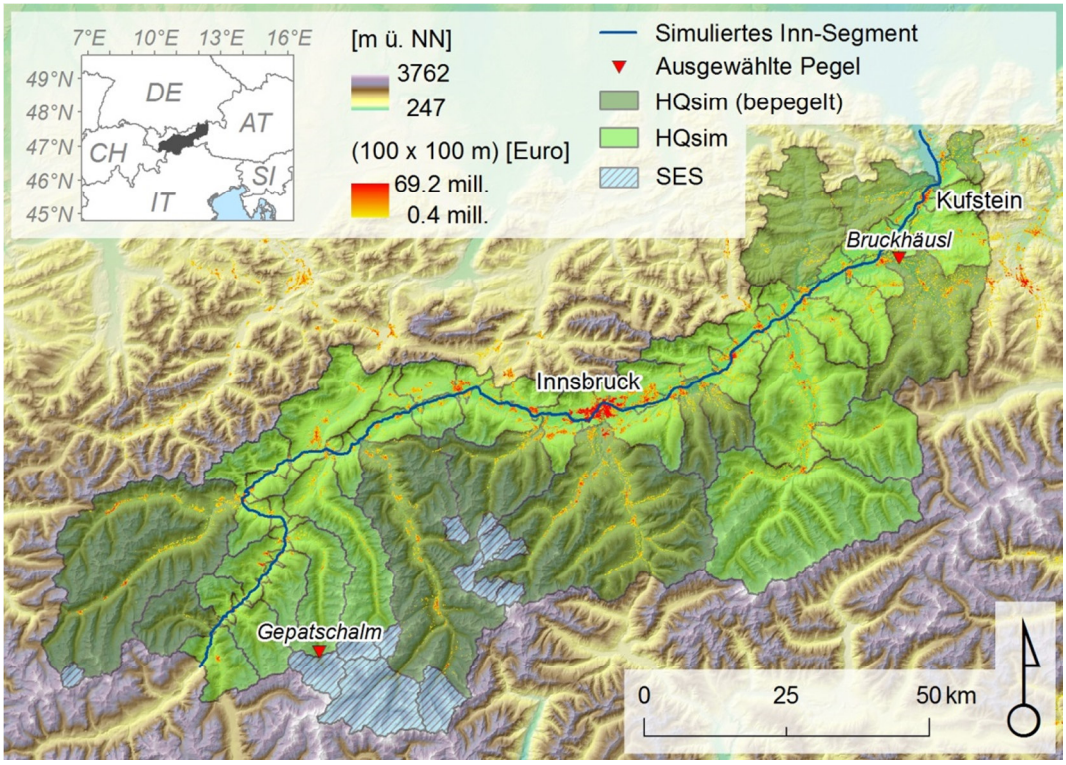


Abb. 1: Topographische Übersicht, räumliche Gliederung des Hochwasser Prognosesystems für den Tiroler Inn (HoPI) und die Werteverteilung an Inventar und Gebäuden nach HUTTENLAU & STÖTTER (2011)

2.1 Data Management und Preprocessing

Im Modul „Data Management und Preprocessing“ werden die meteorologischen Eingangsdaten der hydrologischen Modelle in die zeitliche Auflösung von einer Stunde transformiert. Dies beginnt mit dem Download der fehlenden Messdaten bis zum aktuellen Zeitpunkt. Mit den Messdaten wird das System aktualisiert, ehe die Prognose für die folgenden 48 Stunden erfolgt.

Die Aktualisierung des Systemzustands erfolgt mit Messdaten aus insgesamt 119 meteorologischen Stationen (Temperatur und Niederschlag). Daraus wird für jeden Zeitschritt der Niederschlag mit dem *Inverse Distance Weighting* (*IDW*) Verfahren auf ein 5 x 5 km Raster räumlich interpoliert. Die gemessene Temperatur der Stationen muss modellbedingt auf die Temperatur auf Meeresniveau und dem entsprechenden Gradienten transformiert werden. Um dabei regionale Unterschiede des Tiroler Inneinzugsgebietes zu berücksichtigen, wurden die dafür verwendeten Stationen in die Sub-Regionen „Unterland“, „Innsbrucker Raum“ sowie „Oberland“ gegliedert (ACHLEITNER et al. 2012, RINDERER et al. 2008). Zusätzlich zu diesen Eingangsvariablen werden für die mit SES simulierten Gebiete die Globalstrahlung, die relative Feuchte und die Windgeschwindigkeit bereitgestellt.

Für die Prognose der darauffolgenden 48 Stunden werden meteorologische Daten des Analyse- und Nowcasting-Sytems INCA (Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis) (HAIDEN et al. 2010) der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) verwendet (ACHLEITNER et al. 2012). Die in einer räumlichen Auflösung von einem Kilometer verfügbaren Daten werden auf das lokale 5 km Raster gemittelt und entsprechend den Formatvorgaben aufbereitet.

2.2 Hydrologische Simulation

Die hydrologische Simulation des Tiroler Inn-Einzugsgebietes wird mit den beiden Modellen SES und HQsim in Form einer kaskadenartig-gekoppelten Modellkette durchgeführt.

Das Schnee- und Eisschmelzmodell SES

Das Schnee- und Eisschmelzmodell SES (ASZTALOS et al. 2007) ist ein voll verteiltes Modell, dem ein 50 m Raster zugrunde liegt. Mithilfe des Energiebilanzansatzes werden Schneeakkumulation sowie Schneeschmelzprozesse differenziert für Schnee, Firn und Eis berücksichtigt und der berechnet Abfluss durch Nash-Kaskaden zum Gebietsauslass geführt. Neben den drei schneedominierten Abflüssen bestehen noch die Kaskaden für felsige Oberflächen und den unterirdischen Abfluss. (ASZTALOS et al. 2007, SCHÖBER et al. 2010).

HQsim

HQsim (KLEINDIENST 1996) ist dagegen ein halb-verteiltes hydrologisches Modell, das hauptsächlich auf dem Wasserbilanzmodel BROOK von FEDERER & LASH (1983) basiert. Im Gegensatz zu BROOK, das die Wasserbilanz für kleine Einzugsgebiete berechnet, kombiniert HQsim den Wasserbilanzansatz mit hydrological response units (HRUs) (DOBLER & PAPPENBERGER 2013) und führt deren Abfluss mithilfe von Gerinnesegmenten zum Gebietsauslass. Innerhalb eines HRUs werden die Prozesse wie die Schneedeckenakkumulation, -abbau, Evapotranspiration, Oberflächenabfluss, Versickerung, Fließbewegung in der ungesättigten Bodenzone sowie Tiefenversickerung berücksichtigt.
Die in HoPI verwendeten HRUs integrieren die Information des lokalen Bodentyps aus der Bodenübersichtskarte des Hydrologischen Atlas von Österreich nach PETICKA & POSCH (2005), der Exposition und der Höhenzone (generiert aus einem DHM mit einer räumlichen Auflösung von 50 m). Informationen wie beispielsweise der *Leaf Area Index* für die Evapotranspiration sind räumlich an Vegetationseinheiten des CORINE Land Cover Datensatzes (BOSSARD et al. 2000) geknüpft. Die Konzentrationszeit, die der Abfluss von einem HRU zu seinem nächstgelegenem Vorfluter benötigt, wird mithilfe der Formel nach MORGALI & LINSLEY (1965) ermittelt. Zuletzt wird die Fließgeschwindigkeit innerhalb des Gerinnes mithilfe der Fließgeschwindigkeitsformel für steile Gebirgsbäche von RICKENMANN (1996) berechnet.

2.3 Hydraulische Simulation

Die Simulation des Wellenablaufs im Tiroler Inn erfolgt über eine 1-dimensionale hydraulische Simulation mit der kommerziellen Software Flux$^{DSS/DESIGNER}$/FLORIS^{2000}. Eine nähere Beschreibung dieses Ansatzes ist in REICHEL et al. (2000) zu finden.

3. Anwendung und aktuelle Entwicklungen

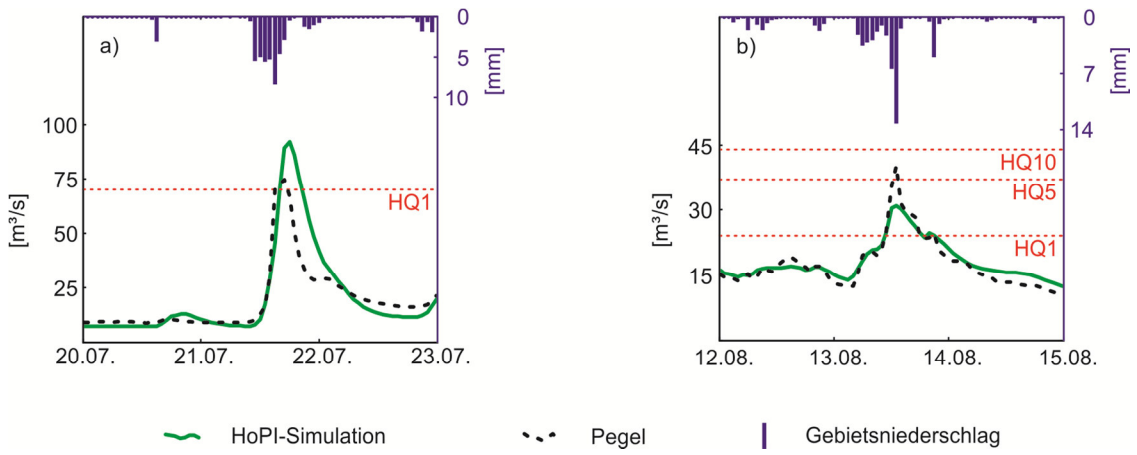


Abb. 2: Zeitreihen aus operationellen Betrieb im Jahr 2014 für a) den Pegel „Bruckhäusl“ an der Brixentaler Ache und b) den Pegel „Gepatschalm“ an der Fagge.

Wie in der Einleitung erwähnt, ist das Hochwasser Prognosesystem seit mehreren Jahren im operationellen Einsatz. Neben der ursprünglichen Zielstellung, der Hochwasserprognose, wird das System inzwischen auch unterstützend für wasserwirtschaftliche Fragestellungen, wie bspw. der Abflussprognose zur Spülung von Wehrbereichen genutzt. Ein anschauliches Beispiel ist das Ereignis aus Abbildung 2 a. In der zweiten und dritten Juliwoche 2014 zog ein Tiefdruckgebiet zunächst von den Britischen Inseln über Zentraleuropa. In Nordtirol gingen teils heftige Gewitter nieder und es fielen teils ergiebige Regenmengen (GATTERMAYER 2014a). In der Brixentaler Ache führten diese Niederschlagsmengen zu einem Pegelanstieg mit Überschreitung der HQ1-Marke. Dieses Ereignis machte man sich bei der Spülung des örtlichen Kraftwerkes zunutze. Die Abflussprognose durch das HoPI-System konnte in diesem Fall sehr zufriedenstellend den Anstieg der Abflussganglinie abbilden. Zweifelsohne entsprechen nicht alle Prognosen derart den Erwartungen. Der August 2014 war in Nordtirol mit bis zu 27 Regentagen von einer anhaltenden trüben Witterungsphase geprägt. Dies hatte zur Folge, dass in Gebieten nahe dem Alpenhauptkamm 125-150 % der Niederschläge im Vergleich zur Referenzreihe 1981-2010 fielen. Insbesondere vom 12.8. auf den 13.8. führte eine, sich ostwärts verlagernde Kaltfront zu intensiven Niederschlägen im Zentralalpenraum. Im Bereich der Ötztaler Alpen löste das Niederschlagsfeld starke Abflussreaktionen aus wodurch vereinzelt die Hochwassermeldemarke im Bereich HQ5 überschritten wurde (GATTERMAYER 2014b). Abbildung 2 b veranschaulicht die HoPI-Simulation dieses Ereignisses. Zwar wird der Verlauf ebenfalls akzeptabel nachgebildet, jedoch ist deutlich das fehlende Abflussvolumen am Ganglinienscheitel zuerkennen. Dieses Charakteristikum ist symptomatisch für die Pegel der Stubaier und Ötztaler Alpen zu diesem Zeitpunkt. Ein möglicher Erklärungsansatz könnten kleinräumig eingelagerte konvektive Niederschlagszellen darstellen, die sich abseits der Niederschlagsstationen ergossen. Zwar bildet das vergleichsweise dichte Tiroler Stationsnetz die großräumige Variabilität des Nieder-

schlags ausreichend ab, jedoch ist eine signifikante Abnahme der Stationsdichte mit der Höhe feststellbar. Insbesondere die Abbildung der Niederschlagscharakteristik oberhalb von 2.500 m ü. NN ist aufgrund der kleinräumigen topographisch bedingten Variabilität äußerst diffizil. Um die räumliche Variabilität des Niederschlags repräsentativer abbilden zu können, wird derzeit der Einsatz verschiedene Interpolationsmethoden getestet.

Dazu wurde der Ausschnitt der Stubaier und Ötztaler Alpen als Testgebiet untersucht. Abbildung 3 stellt die Interpolation des aktuell implementierten *IDW*-Verfahrens (Abbildung 3 b) verschiedener Abwandlungen innerhalb der MeteoIO (BAVAY & EGGER 2014) gegenüber. Der Vergleich mit dem *IDW*-Verfahren der MeteoIO (Abbildung 3-d) zeigt deutliche Unterschiede sowohl der räumlichen Niederschlagsmuster, als auch der kumulierten Niederschlagssummen (± 20 %) im Einzugsgebiet Gepatschalm (Fagge, siehe auch Tabelle 1). Durch die zusätzliche Berücksichtigung von höhenabhängigen Niederschlagsgradienten (Abbildung 3-a und 3-c), ist ein deutlich plausibleres Niederschlagsmuster erkennbar. Die Niederschlagsgradienten wurden dabei aus den nächsten 15 Stationen je Pixel (Abbildung 3-a) bzw. aller 38 Stationen des Analysegebiets (Abbildung 3-c) ermittelt. Im Untersuchungszeitraum vom 16.07.-15.08.2014 sind nur geringe Unterschiede in den Ergebnissen zu erkennen. Im Vergleich zu der aktuell verwendeten Variante sind nur geringfügige Veränderungen der kumulierten Niederschlagsmenge sowohl für den Monatszeitraum als auch für das Hochwasser-Ereignis festzustellen, jedoch wirken die räumlichen Niederschlagsmuster deutlich plausibler. Für die Verbesserung der hydrologischen Simulationen, besonders im Hochgebirge, ist es denkbar eine Variante dieser Niederschlagsaufbereitung in das System zu integrieren. Darüber hinaus können die erwähnten Verfahren zur Aufbereitung weiterer meteorologischen Eingangsdaten verwendet werden.

Tab. 1: Interpolierte Niederschläge für das Einzugsgebiet Gepatschalm (Fagge, Kaunertal) für den Zeitraum 16.07.-15.08.2014 sowie das Hochwasserereignis vom 12.08.- 14.08.2014.

	IDW HoPI [mm]	IDW MeteoIO [mm]	IDW + Gradient (15) [mm]	IDW + Gradient (38) [mm]
16.07.-15.08.2014	232,0	203,5	250,3	230,9
12.08.-14.08.2014	58,1	50,4	61,0	60,0

Neben der Aufbereitung der meteorologischen Daten ist die laufende Korrektur einzelner Modellvariablen Inhalt aktueller Entwicklungen. Dabei steht besonders die Schneedecke im Vordergrund, von deren Ausdehnung optische Satellitendaten in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung durch bspw. das Portal *www.cryoland.eu* vorliegen. Um die Unsicherheiten in den meteorologischen Prognosen zu berücksichtigen, ist die Einbindung verschiedener INCA-Prognosen zu einer Ensembleprognose vorgesehen.

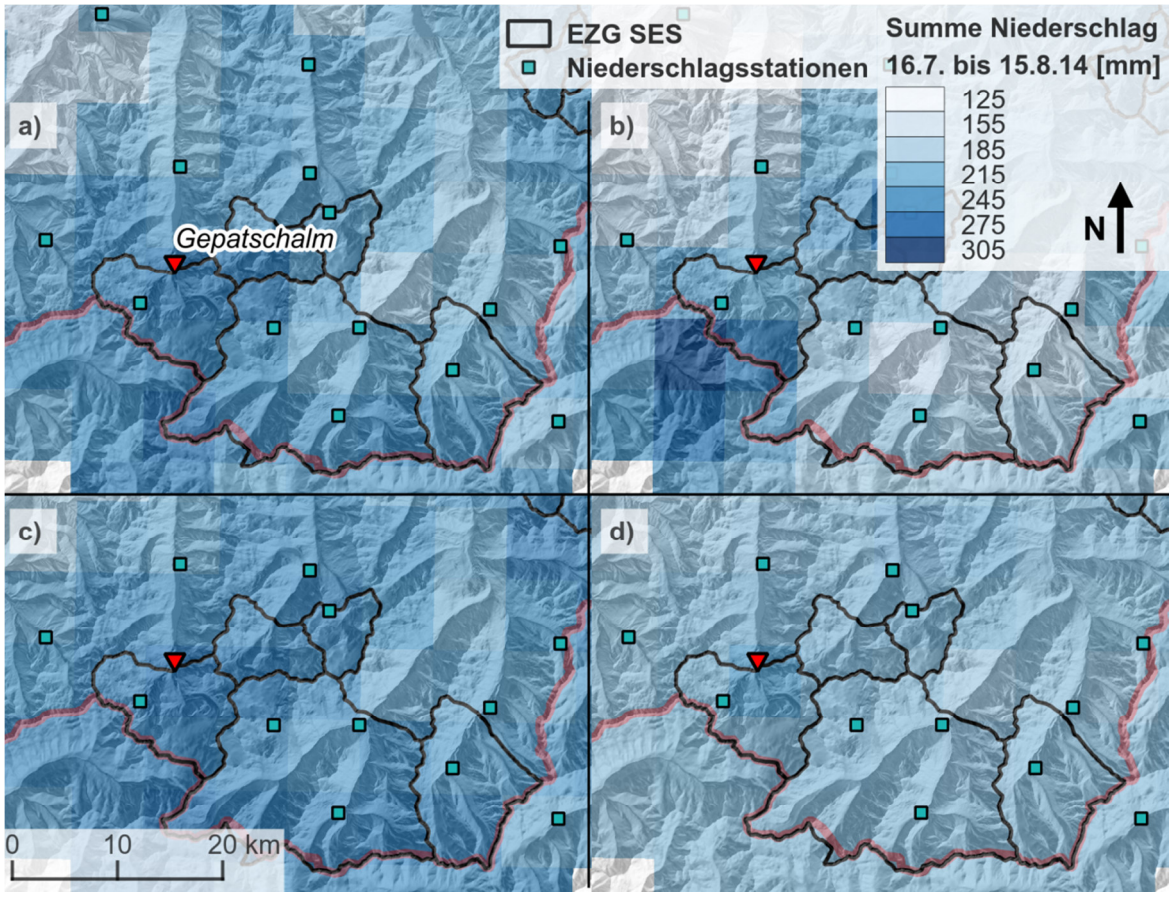


Abb. 3: Gegenüberstellung verschiedener Methoden zur Interpolation meteorologischer Variablen in den Ötztaler Alpen am Beispiel der kumulierten Niederschlagssumme im Zeitraum 16.07.-15.08.2014. a) *IDW* mit höhenabhängigem Gradienten (lineare Regression der 15 nächsten Stationen je Pixel), b) *IDW* ohne Gradient (HoPI), c) *IDW* mit höhenabhängigem Gradienten (lineare Regression der nächsten 38 Stationen je Pixel), d) *IDW* ohne Gradient (MeteoIO).

Literatur

ACHLEITNER, S., RINDERER, M. & R. KIRNBAUER (2009): Hydrological modeling in alpine catchments: sensing the critical parameters towards an efficient model calibration. Water Science & Technology 60 (6): 1507-1514.

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.

AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (2014): Statistisches Handbuch Bundesland Tirol 2014. S. 1-422, Eigenverlag, Innsbruck.

ASZTALOS, J., KIRNBAUER, R., ESCHER-VETTER, H. & L. BRAUN (2007): A distributed energy balance snow and glacier melt model as a component of a flood forecasting system for the Inn river, Proceedings of the Alpine Snow Workshop, Munich, October 5–6, 2006, Germany, Berchtesgaden. Berchtesgaden National Park research report 53: S. 9–17, Berchtesgaden.

BAVAY, M. & T. EGGER (2014): MeteoIO 2.4.2: a preprocessing library for meteorological data. Geoscientific Model Development 7: S. 3135-3151.

BOSSARD, M., FERANEC, J. & J. OTAHEL (2000): CORINE land cover technical guide - addendum 2000. Technical Report 40, European Environment Agency, Copenhagen.

DOBLER, C. & F. PAPPENBERGER (2013): Global sensitivity analyses for a complex hydrological model applied in an alpine watershed: Global sensitivity analyses for a complex hydrological model. Hydrological Processes 27 (26): S. 3922–3940.

EG (Europäische Gemeinschaft) (2007): Über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Richtilinie 2007/60/EC des Europäischen Parlaments und des Rates, vom 23.10.2007. In: Amtsblatt der Europäischen Union L 288/27.

EITZINGER, J., HABERL, H., AMON, B., BLAMAUER, B., ESSL, F., GAUBE, V., HABERSACK, H., JANDL, R., KLIK, A., LEXER, M., RAUCH, W., TAPPEINER, U. & S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN (2014): Land- und Forstwirtschaft, Wasser, Ökosysteme und Biodiversität. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften: S. 771–856, Wien, Österreich.

FEDERER, C. A. & D. LASH (1983): BROOK: A hydrologic simulation model for eastern forests. Research Report Number 19, Water Resource Research Center, University of New Hampshire, Durham, New Hampshire.

GATTERMAYER, W. (2014a): Hydrologische Übersicht Juli 2014, http://www.tirol.gv.at

GATTERMAYER, W. (2014b): Hydrologische Übersicht August 2014, http://www.tirol.gv.at

HAIDEN, T., KANN, A., PISTOTNIK, G., STADLBACHER, K. & C. WITTMANN (2010): Integrated nowcasting through comprehensive analysis (INCA). System description, Central Institute for Meteorology and Geodynamics, Vienna.

HUTTENLAU, M., STÖTTER, J. & H. STIEFELMEYER (2010): Risk-based damage potential and loss estimation of extreme flooding scenarios in the Austrian Federal Province of Tyrol. Natural Hazards and Earth System Science 10 (12): S. 2451-2473.

HUTTENLAU, M. & J. STÖTTER (2011): The structural vulnerability in the framework of natural hazard risk analyses and the exemplary application for storm loss modelling in Tyrol (Austria). Natural Hazards 58 (2): S. 705-729.

KIRNBAUER, R. & F. SCHÖBERL (2007): A2.1 HOPI HOchwasserPrognosesystem Inn. Endbericht: Phase 1 (1.2.2003 bis 30.9.2006). Technical report, alpS - Zentrum für Naturgefahren Management, Innsbruck, Österreich (unveröffentlicht).

KLEINDIENST, H. (1996): Erweiterung und Erprobung eines anwendungsorientierten hydrologischen Modells zur Gangliniensimulation in kleinen Wildbacheinzugsgebieten. Diplomarbeit, Ludwig Maximilians Universität, München.

KÖNIG, M., LOIBL, W., STEIGER, R., ASPÖCK, H., BEDNAR-FRIEDL, B., BRUNNER, K. M., HAAS, W., HÖFERL, K. M., HUTTENLAU, M., WALOCHNIK, J. & U. WEISZ (2014): Der Einfluss des Klimawandels auf die Antroposphäre. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, S. 641–704.

MORGALI, J. & R. LINSLEY (1965): Computer analysis of overland flow. Journal of Hydraulics Division 91(3): S. 81–100.

NACHTNEBEL, H. P., DOKULIL, M., KUHN, M., LOISKANDL, W., SAILER, R. & W. SCHÖNER (2014): Der Einfluss des Klimawandels auf die Hydrosphäre. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften: S. 411–466, Wien, Österreich.

PETICKA, R. & K. POSCH (2005): Bodenübersichtskarte. In: BMLFUW: Hydrologische Atlas Österreichs. 2. Lieferung. Kartentafel 1.4. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

REICHEL, G., FÄH, R. & G. BAUMHACKEL (2000): FLORIS-2000: Ansätze zur 1,5D-Simulation des Sedimenttransportes im Rahmen der mathematischen Modellierung von Fließvorgängen. Volume 19 of Symposium: Betrieb und Überwachung wasserbaulicher Anlagen: S. 485–494. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz, Graz.

RICKENMANN, D. (1996): Fliessgeschwindigkeit in Wildbächen und Gebirgsflüssen. Wasser, Energie, Luft - Eau, Energie, Air 88 (11/12): S. 298–304.

RINDERER, M., ACHLEITNER, S., ASZTALOS, J. & R. KIRNBAUER (2008): Sensitivity analysis of lapse rate and corresponding elevation of the snowline - limited data availability and its impact on snow and glacier melt. Institute for Catastrophic Loss Reduction, Toronto, Ontario, Canada.

SENFTER, S., LEONHARDT, G., OBERPARLEITER, C., ASZTALOS, J., KIRNBAUER, R., SCHÖBERL, F., SCHÖNLAUB; H. (2009): 2 flood forecasting for the river inn. In: VEULLIET, E., STÖTTER, J. & H. WECK-HANNEMANN: Sustainable Natural Hazard Management in Alpine Environments: S. 35–67. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

SCHÖBER, J., ACHLEITNER, S., KIRNBAUER, R., SCHÖBERL, F. & H. SCHÖNLAUB (2010): Hydrological modelling of glacierized catchments focussing on the validation of simulated snow patterns - applications within the flood forecasting system of the Tyrolean river inn. Advances in Geosciences 27: S. 99–109.

SCHÖBER, J. (2014): Improved snow and runoff modelling of glacierized catchments for flood forecasting. Dissertation, Leopold Franzens Universität, Innsbruck.

Verzeichnis der Autoren

Achleitner, Stefan, Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn., Arbeitsbereich Wasserbau, Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck, Technikerstraße 13, A-6020 Innsbruck, stefan.achleitner@uibk.ac.at.

Alvarez, Miguel, Dr., Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES), Universität Bonn, Nussallee 1, 53115 Bonn, Email: malvarez@uni-bonn.de

Amler, Esther, Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn, E-Mail: s5esamle@uni-bonn.de

Anhalt, Markus, Dipl.-Ing., NLWKN – Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim, markus.anhalt@nlwkn-hi.niedersachsen.de

Apel, Heiko, Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, heiko.apel@gfz-potsdam.de

Bangel, Helge, Erftverband, Am Erftverband 6, D-50125 Bergheim, helge.bangel@erftverband.de

Bauer, Andreas, Wasserwirtschaftsamt Weilheim, Pütrichstr. 15, 82362 Weilheim, Andreas.Bauer@wwa-wm.bayern.de

Behn, Kai, Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES), Universität Bonn, Nussallee 1, 53115 Bonn, Email: kbehn@uni-bonn.de

Bekri, Eleni S., Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Technische Universität München, Arcisstraße 21, 80333 München, Email: eleni.bekri@tum.de

Bellinger, Johannes, Dipl.-Geogr., alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, bellinger@alps-gmbh.com

Bender, Jens, M.Sc., Forschungsinstitut Wasser und Umwelt, Universität Siegen, Paul-Bonatz-Str. 9-11, 57076 Siegen, jens.bender@uni-siegen.de

Bernhofer, Christian, Prof. Dr., Professur für Meteorologie, Fakultät Umweltwissenschaften,TU Dresden, Pienner Str. 23, 01737 Tharandt, Deutschland, christian.bernhofer@tu-dresden.de

Betz, Florian, Dipl.-Geogr., Angewandte Physische Geographie/Gastprofessur für Ökosystemforschung, KU Eichstätt-Ingolstadt, 85071 Eichstätt, florian.betz@ku.de

Beuel, Sonja, Steinmann-Institut für Geologie, Mineralogie und Paläontologie, Universität Bonn, Nußallee 8, 53115 Bonn, E-Mail: sonja.beuel@uni-bonn.de

Bierl, Reinhard, Dr., Fachbereich VI Raum- und Umweltwissenschaften, Hydrologie, Universität Trier, 54286 Trier, bierl@uni-trier.de

Brust, Kristina, Dr., Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH, Glacisstr. 9a, 01099 Dresden, Deutschland, kristina.brust@hydro-consult.de

Buchholz, Oliver, Dr., Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen, o.buchholz@hydrotec.de

Cyffka, Bernd, Prof. Dr., Angewandte Physische Geographie/Aueninstitut Neuburg, KU Eichstätt-Ingolstadt, 85071 Eichstätt, bernd.cyffka@ku.de

Debebe, Wondwossen, M. Sc., Institut für Natur- und Ressourcenschutz, CAU Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, beyene.wonde@gmail.com

Diekkrüger, Bernd, Prof. Dr., Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn, Email: b.diekkrueger@uni-bonn.de

Disse, Marcus Prof. Dr.-Ing., Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Technische Universität München, Arcisstraße 21, 80333 München, Email: markus.disse@tum.de

Döll, Petra, Prof. Dr., Institut für Physische Geographie, Goethe Universität Frankfurt, Altenhöferallee 1, 60438 Frankfurt am Main, P.Doell@em.uni-frankfurt.de

Einfalt, Thomas, Dr., hydro & meteo GmbH & Co. KG, Breite Str. 6 – 8, 23552 Lübeck, 0451 7027333, 0451 7027339, einfalt@hydrometeo.de

Engel, Gunda, Fachbereich VI Raum- und Umweltwissenschaften, Wirtschafts- und Sozialgeographie, Universität Trier, 54286 Trier, engelg@uni-trier.de

Evers, Mariele, Prof. Dr., Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, mariele.evers@uni-bonn.de

Falter, Daniela, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam-Golm, daniela.falter@gfz-potsdam.de; Deutsches GeoForschungsZentrum Potsdam, Telegrafenberg, 14473 Potsdam

Förster, Kristian, Dr., alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, foerster@alps-gmbh.com

Fohrer, Nicola, Prof. Dr., Institut für Natur- und Ressourcenschutz, CAU Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, nfohrer@hydrology.uni-kiel.de

Forkel, Matthias, M.Sc., Max-Planck Institut für Biogeochemie, Hans-Knöll Str. 10, 07743 Jena, Deutschland, mforkel@bgc-jena.mpg.de

Friedeheim, Lisa, Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen, l.friedeheim@hydrotec.de

Fröhle, Peter, Prof., TU Hamburg Harburg, Denickestr. 22, 21073 Hamburg, froehle@tuhh.de

Gattke, Christian, Dr., Erftverband, Am Erftverband 6, D-50125 Bergheim, christian.gattke@erftverband.de

Giehl, Stefan, Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München, Arcisstr. 21, 80333 München, stefan.giehl@tum.de

Grundmann, Jens, Dr., Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden, Bergstr. 66, 01069 Dresden, jens.grundmann@tu-dresden.de

Haberlandt, Uwe, Prof. Dr.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Appelstr. 9A, 30167 Hannover, e-mail: haberlandt@iww.uni-hannover.de

Hagemann, Nina, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, nina.hagemann@ufz.de

Halik, Ümüt, Prof. Dr., Gastprofessur für Ökosystemforschung, KU Eichstätt-Ingolstadt, 85071 Eichstätt, uemuet.halik@ku.de

Heiser, Thomas, EMSCHERGENOSSENSCHAFT/LIPPEVERBAND, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, Email: heiser.thomas@eglv.de

Hellmers, Sandra, TU Hamburg Harburg, Denickestr. 22, 21073 Hamburg, s.hellmers@tuhh.de

Höllermann, Britta, Dipl.-Geogr., Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, bhoellermann@uni-bonn.de

Hölscher, Joseph, Prof. Dr.-Ing., NLWKN – Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim, joseph.hoelscher@nlwkn-hi.niedersachsen.de

Hübner, Gerd, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, huebner@bafg.de

Huttenlau, Matthias, Dr., alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, huttenlau@alps-gmbh.com

Jentsch, Stefan, Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bahnhofstraße 14, 01796 Pirna, stefan.jentsch@ltv.sachsen.de

Johann, Georg, Dipl.-Hydr., EMSCHERGENOSSENSCHAFT/LIPPEVERBAND, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, Email: johann.georg@eglv.de

Jurzik, Lars, Dr., Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum, jurzik@hygiene.rub.de

Karthe, Daniel, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. +49-391-810-9104, Email: daniel.karthe@ufz.de

Keßler, Sabine, Dr., Fachbereich VI Raum- und Umweltwissenschaften, Hydrologie, Universität Trier, 54286 Trier, kesslers@uni-trier.de

Kern, Katharina, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, katharina.kern@ufz.de

Kienzler, Sarah, Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam-Golm, kienzler@uni-potsdam.de

Kirnbauer, Robert, Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn., Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, kirnbauer@hydro.tuwien.ac.at

Kirschke, Sabrina, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, sabrina.kirschke@ufz.de

Kistemann, Thomas, Prof. Dr., IHPH - Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit/Public Health, Universität Bonn, Sigmund-Freud-Str. 25, 53105 Bonn, thomas.kistemann@ukb.uni-bonn.de

Klauer, Bernd, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, bernd.klauer@ufz.de

Klaus, Julian, Dr., Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxemburg, julian.klaus@list.lu

Kleißler, Kornelia, Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn, E-Mail: kleissler.kornelia@gmail.com

Kotze, Donovan, Ph.D., Centre For Environment, Agriculture and Development, University of KwaZulu-Natal, Pietermarutzburg, South Africa, Email: kotzed@ukzn.ac.za

Kreibich, Heidi, Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, heidi.kreibich@gfz-potsdam.de

Kreye, Christine, Dr., IITA Headquarters, PMB 5320, Oyo Road, Ibadan 200001, Oyo State, Nigeria, E-Mail: C.Kreye@cgiar.org

Kuba, Martin, Dipl.-Geogr., Angewandte Physische Geographie, KU Eichstätt-Ingolstadt, 85071 Eichstätt, martin.kuba@ku.de

Lang, Tobias, Dr., Wasserwirtschaftsamt Weilheim, Pütrichstr. 15, 82362 Weilheim, Tobias.Lang@wwa-wm.bayern.de

Leemhuis, Constanze, Dr., Geographisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 53115 Bonn, E-Mail: leemhuis@uni-bonn.de

Lukas, Martin C., artec Forschungszentrum Nachhaltigkeit, Universität Bremen, Enrique-Schmidt-Straße 7, 28359 Bremen. Email: martin.lukas@uni-bremen.de.

Luther, Stephan, IHPH - Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit/Public Health, Universität Bonn, Sigmund-Freud-Str. 25, 53105 Bonn, stephan.luther@ukb.uni-bonn.de

Manojlovic, Natasa, TU Hamburg Harburg, Denickestr. 22, 21073 Hamburg, natasa.monojlovic@tuhh.de

Meon, Günter, Prof. Dr.-Ing., Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abt. Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Technische Universität Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, g.meon@tu-bs.de

Merz, Bruno, Prof. Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, bruno.merz@gfz-potsdam.de

Messal, Hilmar, Dr., Institut für Natur- und Ressourcenschutz, CAU Kiel, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, hmessal@hydrology.uni-kiel.de

Meyer, Berenike, Fachbereich VI Raum- und Umweltwissenschaften, Hydrologie, Universität Trier, 54286 Trier, meyerbe@uni-trier.de

Mittelstädt, Robert, Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen, r.mittelstaedt@hydrotec.de

Mudersbach, Christoph, Prof. Dr.-Ing., Hochschule Bochum, Lennershofstraße 140, 44801 Bochum, christoph.mudersbach@hs-bochum.de

Müller, Uwe, Dr.-Ing., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, Uwe.Mueller@smul.sachsen.de

Netzel, Fabian, M.Sc., Hochschule Bochum, Lennershofstraße 140, 44801 Bochum, fabian.netzel@hs-bochum.de

Nguyen, Viet Dung, Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, viet.dung.nguyen@gfz-potsdam.de

Palmaricciotti, Giovanni, TU Hamburg Harburg, Denickestr. 22, 21073 Hamburg, palmaricciotti@tuhh.de

Patzke, Justus, TU Hamburg Harburg, Denickestr. 22, 21073 Hamburg, justus.patzke@tuhh.de

Pennekamp, Sandra, Dr., Infrastruktur & Umwelt - Professor Böhm und Partner, Julius-Reiber-Straße 17, 64293 Darmstadt, sandra.pennekamp@iu-info.de

Pfister, Laurent, Dr. habil., Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxemburg, laurent.pfister@list.lu

Raffeiner, Georg, Mag. MSc., Hydrographischer Dienst Tirol, Herrengasse 1-3, A-6020 Innsbruck, georg.raffeiner@tirol.gv.at

Renner, Maik, Dr., Max-Planck Institut für Biogeochemie, Hans-Knöll Str. 10, 07743 Jena, Deutschland, mrenner@bgc-jena.mpg.de

Richter, Sandra, Dr.-Ing., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, sandra.richter@ufz.de

Riedel, Gerhard, Dr.-Ing., Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abt. Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz,Technische Universität Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, g.riedel@tu-bs.de

Ruch, Christophe, Mag. Dr., Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Forschungsgruppe Wasserressourcenmanagement, Joanneum Research, Elisabethstraße 16/II, 8010 Graz, christophe.ruch@joanneum.at

Rutschmann, Peter, Prof. Dr.sc.tech., Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU München, Arcisstr. 21, 80333 München, peter.rutschmann@tum.de

Sacher, Hartmut, Dr., Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen, h.sacher@hydrotec.de

Schattan, Paul, Dipl.-Geogr., alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, schattan@alps-gmbh.com

Schatzl, Robert, DI Dr., Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit, Referat Hydrographie, Wartingergasse 43, 8010 Graz, robert.schatzl@stmk.gv.at

Scheibel, Marc, Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal, 0202 583 246, 0202 583 101, schei@wupperverband.de

Schiller, Johannes, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, johannes.schiller@ufz.de

Schmid, Martin, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 61, Bürgermeister-Ulrich-Str. 160, 86179 Augsburg, martin.schmid@lfu.bayern.de

Schneeberger, Klaus, DI, alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Schneeberger@alps-gmbh.com

Schneider, Katrin, Dr., alpS – Centre for Climate Change Adaptation, Grabenweg 68, A-6020 Innsbruck, schneider@alps-gmbh.com

Schöber, Johannes, Dr., TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG, Abteilung Wasserkraftplanung, Eduard-Wallnöfer-Platz 2, A-6020 Innsbruck, johannes.schoeber@tiwag.at

Scholten, Andrea, Erftverband, Am Erftverband 6, D-50125 Bergheim, andrea.scholten@erftverband.de

Schröter, Kai, Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, kai.schroeter@gfz-potsdam.de

Schütze, Niels, Prof. Dr., Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden, Bergstr. 66, 01069 Dresden, ns1@rcs.urz.tu-dresden.de

Schumacher, Ralf, EMSCHERGENOSSENSCHAFT/LIPPEVERBAND, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, Email: schumacher.ralf@eglv.de

Schwab, Michael, M.Sc., Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxemburg, michael.schwab@list.lu und Professur für Hydrologie, Universität Freiburg, Fahnenbergplatz, D-79098 Freiburg, Deutschland

Schwandt, Daniel, Dr., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, schwandt@bafg.de

Schwärzel, Kai, Dr. habil., Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources, UNITED NATIONS UNIVERSITY, Ammonstrasse 74,01067 Dresden, Deutschland, schwaerzel@unu.edu

Siew, Tuck Fatt, Dr., Institut für Physische Geographie, Goethe Universität Frankfurt, Altenhöferallee 1, 60438 Frankfurt am Main, tuckfatt.siew@em.uni-frankfurt.de

Sigel, Katja, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, katja.sigel@ufz.de

Skublics, Daniel, Dr.-Ing., Wasserwirtschaftsamt Rosenheim, Königstr. 19, 83022 Rosenheim, daniel.skublics@wwa-ro.bayern.de

Stahl, Natalie, Wasserwirtschaftsamt Weilheim, Pütrichstr. 15, 82362 Weilheim, Natalie.Stahl@wwa-wm.bayern.de

Stötter, Johann, Univ.-Prof. Dr., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Hans.Stoetter@uibk.ac.at

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, ulrich.strasser@uibk.ac.at

Thieken, Annegret H., Prof. Dr., Universität Potsdam, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam-Golm, thieken@uni-potsdam.de

Timm, Christian, IHPH - Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit/Public Health, Universität Bonn, Sigmund-Freud-Str. 25, 53105 Bonn, christian.timm@ukb.uni-bonn.de

Völker, Jeanette, Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, jeanette.völker@ufz.de

Volk, Martin, Prof. Dr., Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Landschaftsökologie, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, martin.volk@ufz.de

Vorogushyn, Sergiy, Dr., Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum GFZ, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, sergiy.vorogushyn@gfz-potsdam.de

Wagner, Katrin, Forschungszentrum Jülich IBG-3, Wilhelm-Johnen-Straße, 52428 Jülich, E-Mail: k.wagner@fz-juelich.de

Weiler, Markus, Prof. Dr., Professur für Hydrologie, Universität Freiburg, Fahnenbergplatz, D-79098 Freiburg, Deutschland, markus.weiler@hydrology.uni-freiburg.de

Wesemann, Johannes, Dipl.-Ing., Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau (IWHW), Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, 1190 Wien, johannes.wesemann@boku.ac.at

Willy, Daniel Kyalo, Dr., Institut für Lebensmittel- und Ressourcenökonomik (ILR), Nußallee 21, 53115 Bonn, E-Mail: danielkyalo.willy@ilr.uni-bonn.de

Yannopoulos, Panayotis C., Prof. Dr., Department of Civil Engineering, University of Patras, 265 00 Patras, Greece, E-Mail: yannopp@upatras.gr

Yörük, Alpaslan, Dr., Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt, Bachstraße 62-64, 52066 Aachen, a.yoeruek@hydrotec.de

Ziegler, Susanne, Institut für Organischen Landbau, Katzenburgweg 3, 53115 Bonn, E-Mail: sziegler@uni-bonn.de

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	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	vergriffen
Heft 08.05	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	vergriffen
Heft 03.05	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	vergriffen
Heft 09.05	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	vergriffen
Heft 10.05	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 Bartusseck, Hani Sewilam 314 Seiten, 131 Abbildungen, 25 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-68-2	42 EUR, CD 29 EUR
Heft 11.05	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	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 12.05	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	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 13.05	Abflussbildung – Prozessbeschreibung und Fallbeispiele Herausgeber: Axel Bronstert Monographie, 2005 148 Seiten, 81 Abbildungen, 12 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-91-7	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 45 EUR, CD 29 EUR
ISBN-13: 978-3-939057-57-4

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 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-RoseTrübger, Hans-B. Kleeberg
Band 1 Vorträge, 276 Seiten
Band 2 Poster, 17 Seiten beide Bände zusammen 60 EUR, , CD 29 EUR
ISBN: 978-3-940173-04-1

Heft 21.07 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 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 22.07 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 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 23.08 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-Reinhhard Verworn, Hans-B. Kleeberg
300 Seiten, Format A4, mit Poster-CD 48 EUR, CD 29 EUR
ISBN: 978-3-940173-96-6

Heft 24.08 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 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 25.09 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 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 26.09 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 48 EUR, CD 29 EUR
ISBN: 978-3-941089-54-9

Heft 27.10	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 28.10	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 29.10	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 30.11	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 31.12	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 32.13	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	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 33.13	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	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

Mitglieder der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften erhalten auf den Preis einen Nachlass von 20 %