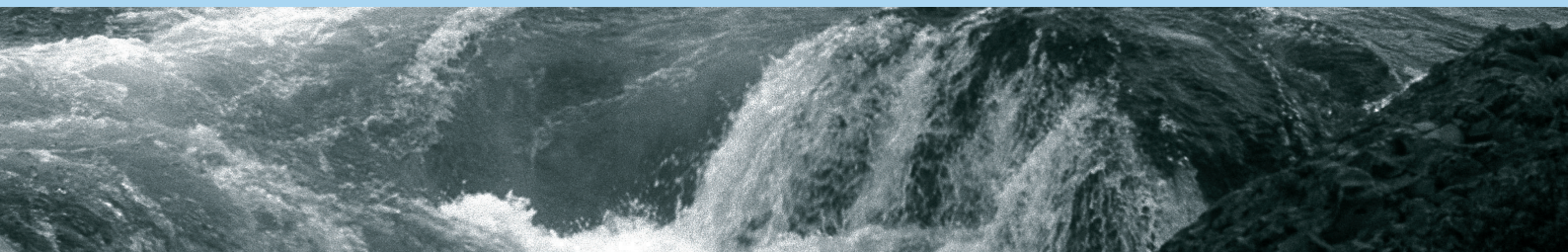


HEFT **39.18**



M³ – Messen, Modellieren, Managen
in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018
an der Technischen Universität Dresden

Niels Schütze, Uwe Müller, Robert Schwarze, Thomas Wöhling, Jens Grundmann (Herausgeber)



Hydrologische Wissenschaften

Fachgemeinschaft in der DWA

HEFT **39.18**

M³ – Messen, Modellieren, Managen
in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018
an der Technischen Universität Dresden

Niels Schütze, Uwe Müller, Robert Schwarze, Thomas Wöhling, Jens Grundmann (Herausgeber)

Veranstalter:

- ≈ Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie
- ≈ Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA (FgHW), Hennef
- ≈ Hauptausschuss Hydrologie und Wasserbewirtschaftung der DWA
- ≈ Deutsche Hydrologische Gesellschaft

Mitveranstalter:

- ≈ Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie



**Niels Schütze, Uwe Müller, Robert Schwarze, Thomas Wöhling, Jens Grundmann
(Herausgeber)**

M³ - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung

**Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018 an der Technischen Universität
Dresden**

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 39.18

ISBN: 978-3-88721-606-1

DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18

Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2018

Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Herausgeber:

Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA

Geschäftsstelle

Theodor-Heuss-Allee 17

D – 53773 Hennef

Tel.: 02242/872 – 161

Fax: 02242/872 – 184

info@fghw.de

www.fghw.de

Schriftleitung:

Dr. Christian Reinhardt-Imjela

Umschlaggestaltung:

Dorit Steinberger, Ohlstadt

Univ.-Prof. Dr. Markus Disse
Fachgemeinschaft Hydrologische
Wissenschaften in der DWA

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

© FgHW – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2018

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

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

Vorwort

Der 20. Tag der Hydrologie legte den Fokus auf die Schnittstellen und Wechselbeziehungen der drei Arbeitsbereiche Messen, Modellieren und Managen und richtete sich gleichermaßen an „ExperimentatorInnen“, „ModelliererInnen“ und „WasserwirtschaftlerInnen“. Es wurden Methoden, Ergebnisse und Erfahrungen aus Forschung und Praxis, die zwei oder drei Tätigkeitsfelder integrieren, präsentiert. Besonders gefragt waren M²- und M³-Beiträge aus den Themenfeldern

- Messen und Modellieren
- Modellieren und Managen
- Messen und Managen sowie
- Messen, Modellieren und Managen,

die zeigten, wie Beobachtungsmethoden, Modelle und Entscheidungstechniken voneinander abhängen und in Wissenschaft und Praxis zusammenhängend entwickelt sowie aufeinander abgestimmt angewendet werden. Viele Beiträge dokumentierten den Transfer wissenschaftlicher Ergebnisse in die wasserwirtschaftliche Praxis, einschließlich der Nutzung webbasierter Lösungen und sozialer Medien zur Lösung von M³-Aufgaben durch Hydrologen und Wasserwirtschaftler als auch zur Information der breiten Öffentlichkeit.

Die 20. Auflage der Tagung in Dresden fiel mit dem 50-jährigen Jubiläum der Dresdner Schule der Hydrologie zusammen und wurde von der Technischen Universität Dresden (Prof. Niels Schütze) in Zusammenarbeit mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Dr. Uwe Müller) ausgerichtet. Die Tagung fand am 22. und 23. März 2018 an der TU Dresden mit über 350 TeilnehmerInnen aus Universitäten, Forschungseinrichtungen, Verwaltung sowie Planungs- und Ingenieurpraxis und 20 Ausstellern statt. Es konnte eine überwältigende Zahl von 196 Beiträgen (75 Vorträge und 121 Poster) ausgewählt und präsentiert werden. Die in diesem Heft des *Forum's für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* veröffentlichten 32 Beiträge dokumentieren die Vielfalt und das hohe Niveau der aktuellen hydrologischen Forschung in Deutschland, Österreich und der Schweiz.

Wir danken der TU Dresden für die Bereitstellung der Räumlichkeiten zur Ausrichtung der Tagung sowie dem Freistaat Sachsen für die Unterstützung der Abendveranstaltung im Lipsiusbau. Unser Dank geht ebenso an die Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften und den Hauptausschuss „Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“ der DWA sowie die Deutsche Hydrologische Gesellschaft für ihre Unterstützung und das entgegengebrachte Vertrauen. Nicht zuletzt möchten wir allen Teilnehmern und Teilnehmerinnen für ihre interessanten Beiträge und Diskussionen sowie den Studierenden und Mitarbeiter/innen der Professur für Hydrologie an der TU Dresden für ihren großen Einsatz bei der Organisation und Durchführung der Veranstaltung danken.

Niels Schütze und Uwe Müller

Heft 38 2018 Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung

Vortragsprogramm	7
Messen und Modellieren	
<i>Wiek, S., Teran Velasquez, G., Helm, B., Six, A., Kuhn, K., Krebs, P.</i>	
Bootsgestützte, längskontinuierliche Durchflussbestimmung in kleinen und mittleren Fließgewässern und der Einfluss der räumlichen Datenauflösung auf die Modellierung der Wasserqualität	15
<i>Ulrich, C., Schulze, M., Bannehr, L.</i>	
Spektrale In Situ - Messungen als Basis für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Gewässer	27
<i>Stein, K., Meon, G.</i>	
Langzeitsimulation der Wassertemperatur zeitlich variabel beschatteter Fließgewässer für Klimafolgenabschätzung und Maßnahmeplanung: Bedeutung zeitlich hoch aufgelöster Wassertemperaturmessungen	39
<i>Gattung, T., Brauneck, J., Jüpner, R.</i>	
Entwicklung einer Methodik zur operativen Datenaufnahme und –verarbeitung unter Nutzung von UAV-Technologie zur optischen Bestimmung von Fließgeschwindigkeiten	49
<i>Cartus, S., Werner, H., Bsirske, E., Gattke, C.</i>	
N-A-Modelle als Grundlage modellgestützter Konzepte zur integrierten Bewirtschaftung von Kanalnetzen und Gewässern am Beispiel von Zülpich	61
<i>Müller, H., Wallner, M., Förster, K.</i>	
Niederschlagsdisaggregation für hochaufgelöste Niederschlags-Abfluss-Simulationen	71
<i>Grundmann, J., Hörning, S., Bárdossy, A.</i>	
Inverse hydrologische Modellierung von zeitabhängigen Niederschlagsfeldern	81

<i>Hauffe, C., Schwarze, R., Wagner, M., Körner, P.</i>	
Zur Notwendigkeit der Berücksichtigung von Nebelniederschlag in Wasserhaushaltsberechnungen	85
<i>Teschemacher, S., Disse, M., Rieger, W.</i>	
Experimentelle und modellgestützte Untersuchung der Abflussbildung und –konzentration in verschiedenen Landnutzungstypen am Beispiel eines Messhangs im Einzugsgebiet der Glonn (Odelzhausen)	95
<i>Leismann, M., Klein, C., Kulik, H.</i>	
Fließwiderstände submerser Vegetation und ihre Behandlung in hydraulischen Modellen	107
 Modellieren und Managen	
<i>Zappa, M., Andres, N., Kienzler, P., Kleinn, J., Eisenhut, N., Marti, C., Oplatka, M.</i>	
Der Zürcher-Stollen: Modellzutaten als Grundlagen für zukünftiges Hochwassermanagement	117
<i>Carstensen, D., Schwarze, R., Ahlers, C., Koszinski, C.</i>	
Hochwasservorsorge für das Elbedorf Brockwitz - ein unkonventioneller Ansatz	129
<i>Johann, G., Pfister, A., Teichgräber, B.</i>	
Modelleinsatz zur Planung von Hochwasserrisikomanagementmaßnahmen beim Emscherumbau - von der modelltechnischen Annäherung bis zur Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen	139
<i>Neumayer, M., Heinrich, R., Rieger, W., Disse, M.</i>	
Vergleich unterschiedlicher Methoden zur Modellierung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen mit zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen	147
<i>Schwarze, R., Hauffe, C., Röhm, P., Wagner, M., Schütze, N., Kuhn, K.</i>	
Untersuchung von Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in Sachsen	157
<i>Ahrends, B., Suttmöller, J., Schmidt-Walter, P., Meesenburg, H.</i>	
Beitrag von Waldflächen zur Sickerwasserbildung in Niedersachsen	169

- Bormann, H., Kebschull, J., Spiekermann, J., Ahlhorn, F., Schaal, P.*
Nutzung von Modellprojektionen für eine aktorsbasierte Anpassung des Entwässerungsmanagements entlang der Nordseeküste an den Klimawandel 181

Messen und Managen

- Zumbroich, T., Hahn, H. J.*
Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung - Kolmation als bedeutsamer Störfaktor bei der Umsetzung der EG-WRRL 193

Messen, Modellieren und Managen

- Blauhut, V., Stahl, K.*
Risikomanagement von Dürren in Deutschland: von der Messung von Auswirkungen zur Modellierung 203

- Klöcking, B., Wenske, D., Knab, G., Pfützner, B., Reinicke, F., Ihling, H., Rost, A., Haferkorn, U.*
ReArMo – Ein Modellverbund zur Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit 215

- Leistert, H., Steinbrich, A., Schütz, T., Weiler, M.*
Wie kann die hydrologische Komplexität von Städten hinreichend in einem Wasserhaushaltsmodell abgebildet werden? 227

- Förster, K., Formayer, H., Hofmeister, F., Marke, T., Meißl, G., Nadeem, I., Schermer, M., Siegmann, M., Stotten, R., Strasser, U.*
Storylines von Klima- und Landnutzungsänderung und deren Einfluss auf den Wasserhaushalt im Gebirge – Eine Synthese aus Messkampagnen, Stakeholderworkshops und Modellierungen 237

- Schimmelpfennig, S., Meon, G., Schöniger, H. M., Walter, F., Gerold, G., Rustenberg, B., Almeida, C.*
Datenbeschaffung sowie Aufbau und Integration eines hydro(geo)logischen Modellsystems in die alltäglichen wasserwirtschaftlichen Planungsaufgaben nationaler und regionaler Wasserbehörden in Brasilien 247

<i>Zeunert, S., Le, H., Lorenz, M., Meon, G.</i>	
Herausforderungen bei der Entwicklung eines modellbasierten Managementsystems für die Wasserqualität eines tidegeprägten Einzugsgebietes in einem Schwellenland	259
<i>Lange, J., Greiwe, J., Müller, B., Kümmerer, K., Olsson, O.</i>	
Abflussverhältnisse steuern die Retention von Pestiziden und hydrologischen Tracern in Feuchtfleichen	271
<i>Vollert, D., Denien, M., Kümmerer, K., Olsson, O.</i>	
Einfluss von Klimaänderungen auf das simulierte Umweltverhalten der Fungizide Boscalid und Penconazol in einem typischen terrassierten Weineinzugsgebiet	281
<i>Hallas, T., Puhmann, H., Delb, H., John, R.</i>	
Raum-zeitkontinuierliche Modellierung des Bodenwasserhaushalts: Prognose der trockenstressbedingten Prädisposition von Fichtenbeständen für Borkenkäferbefall	291
<i>Wesemann, J., Schulz, K., Herrnegger, M.</i>	
Ableitung natürlicher Abflüsse für die Kalibrierung eines Zuflussprognosemodells zur Speicherbewirtschaftung in einem hochalpinen Einzugsgebiet	305
<i>Eley, M., Gelleszun, M., Schöniger, H. M.</i>	
Wasserwirtschaftliche Bewertung eines küstennahen Trinkwassergewinnungsgebietes mit Hilfe von Hydrosystemmodellen und einem Planungstool	315
<i>Philipp, A., Kerl, F.</i>	
Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete - Möglichkeiten und Grenzen im Lichte operationeller Anforderungen am Beispiel Sachsens	327
<i>Müller, R., Pfützner, B., Burkard, S., Fuchs-Kittowski, F.</i>	
Hochwasser messen, modellieren und managen unter Bürgerbeteiligung	345
<i>Evers, M., Madruga de Brito, M.</i>	
Multi-criteria and participatory Vulnerability Analysis – a transdisciplinary approach to Flood Risk Management	357
<i>Wiemann, S., Al Janabi, F., Eltner, A., Krüger, R., Thanh Luong, T., Sardemann, H., Singer, T., Spieler, D., Kronenberg, R.</i>	
Entwicklung eines Informationssystems zur Analyse und Vorhersage hydro-meteorologischer Extremereignisse in mittleren und kleinen Einzugsgebieten	367
<i>Hänsel, K., Thieme, S., Reichert, M., Müller, U.</i>	
Hochwasserrisikomanagement mit INGE – interaktive Hochwasserabwehr	379

Vortragsprogramm

Eröffnungsvorträge

Bárdossy, A.:

Von Messungen zu Entscheidungen: Wo ist die Unsicherheit und wie kann sie berücksichtigt werden?

John, M.:

Flut und Kunst - Erfahrungen im Krisenmanagement der Staatlichen Kunstsammlungen Dresden während extremer Hochwasserereignisse

Session 1: Messen und Modellieren – Wassergüte

Wiek, S., Teran Velasquez, G., Helm, B., Six, A., Kuhn, K., Krebs, P.:

Bootsgestützte, längskontinuierliche Durchflussbestimmung in kleinen und mittleren Fließgewässern und der Einfluss der räumlichen Datenauflösung auf die Modellierung der Wasserqualität

Ulrich, C., Schulze, M., Bannehr, L.:

Spektrale In Situ - Messungen als Basis für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Gewässer

Stein, K., Meon, G.:

Langzeitsimulation der Wassertemperatur zeitlich variabel beschatteter Fließgewässer für Klimafolgenabschätzung und Maßnahmeplanung: Bedeutung zeitlich hoch aufgelöster Wassertemperaturmessungen

Gattung, T., Brauneck, J., Jüpner, R.:

Entwicklung einer Methodik zur operativen Datenaufnahme und –verarbeitung unter Nutzung von UAV-Technologie zur optischen Bestimmung von Fließgeschwindigkeiten

Session 2: Messen und Managen – Grundwasser

Fahle, M., Bäumle, R., Karen, M., El-Fahem, T.:

Grundwasserbewirtschaftung in Sambia: Von der Messung zum Management

Lischeid, G., Lehr, C., Schwerdtfeger, B., Handke, H.:

Statistische Klassifizierung von Grundwassermessstellen in Mecklenburg-Vorpommern zur Ausweisung von Referenzganglinien für die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

Dietrich, O., Fahle, M., Kaiser, T., Steidl, J.:

Untersuchung von Auswirkungen unterschiedlicher Grundwasser-Steuerregime auf den Wasserhaushalt eines grundwassernahen Standorts mithilfe von Grundwasser-Lysimetern

Merz, C., Lischeid, G., Steidl, J.:

Multivariate Analyse langjähriger Grundwasserqualitätsdaten – Eine innovative Basis für die Anpassung modellbasierter Beregnungsstrategien

Session 3: Modellieren und Managen – Hochwasser

Zappa, M., Andres, N., Kienzler, P., Kleinn, J., Eisenhut, N., Marti, C., Oplatka, M.:

Der Zürcher-Stollen: Modellzutaten als Grundlagen für zukünftiges Hochwassermanagement.

Carstensen, D., Schwarze, R., Ahlers, C., Koszinski, C.:

Hochwasservorsorge für das Elbedorf Brockwitz - ein unkonventioneller Ansatz

Johann, G., Pfister, A., Teichgräber, B.:

Modelleinsatz zur Planung von Hochwasserrisikomanagement-Maßnahmen beim Emscherumbau – von der modelltechnischen Annäherung bis zur Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Neumayer, M., Heinrich, R., Rieger, W., Disse, M.:

Vergleich unterschiedlicher Methoden zur Modellierung von Renaturierungs- und Auen-gestaltungsmaßnahmen mit zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen

Session 4: Messen, Modellieren und Managen – Wasserbewirtschaftung I

Blauhut, V., Stahl, K.:

Risikomanagement von Dürren in Deutschland: von der Messung von Auswirkungen zur Modellierung

Klöcking, B., Wenske, D., Knab, G., Pfützner, B., Reinicke, F., Ihling, H., Rost, A., Haferkorn, U.:
ReArMo – Ein Modellverbund zur Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit

Giehl, S., Rutschmann, P.:

Die Retentionspotential-Studie am Inn – Herausfordernde hydraulische und morphologische Fragestellungen

Leistert, H., Steinbrich, A., Schütz, T., Weiler, M.:

Wie kann die hydrologische Komplexität von Städten hinreichend in einem Wasserhaus-haltsmodell abgebildet werden?

Session 5: Messen und Modellieren – Urbane Hydrologie

Scherer, I., Henrichs, M., Uhl, M.:

Robuste Parametrisierung zur urban hydrologischen Modellierung Grüner Infrastruktur.

Cartus, S., Werner, H., Bsirske, E., Gattke, C.:

NA-Modelle als Grundlage modellgestützter Konzepte zur integrierten Bewirtschaftung von Kanalnetzen und Gewässern am Beispiel von Zülpich

Wagner, B., Benisch, J., Helm, B.:

Untersuchung der Auswirkung multipler Einleitungen aus dem Entwässerungssystem auf ein Fließgewässer mit hochaufgelöster Messdaten in Verbindung mit einem hydrodynamischen Niederschlags-Abflussmodell.

Caviedes-Voullieme, V., Martínez-Aranda, S., Fernández-Pato, J., García-Palacín, I., García-Navarro, P.:

Measuring 2D transient shallow water surfaces: raising the benchmark challenges for 2D shallow water solvers

Session 6: Messen und Managen – Wassergüte

Engel, M., Penna, D., Tirlor, W., Bertoldi, G., Comiti, F.:

Tracer-basierte Analyse der Hydrochemie vergletschelter Einzugsgebiete zur Unterstützung des Wasserressourcenmanagements in alpinen Regionen

Zumbroich, T., Hahn, H. J.:

Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung - Kolmation als bedeutsamer Faktor bei der Umsetzung der EG-WRRL

Schreiber, C., Timm, C., Zacharias, N., Müller, H., Schmithausen, R., Ahring, A., Kistemann, T., Exner, M.:

Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Risiken antibiotikaresistenter Bakterien in der aquatischen Umwelt - Der Abwasserpfad als Verbreitungsweg?

Ulrich, U., Lange, J., Pfannerstill, M., Steinmann, F., Fohrer, N.:

Eintrags-/Austragsdynamik von Metazachlor und seinen Transformationsprodukten in einem Retentionsteich.

Session 7: Modellieren und Managen – Klima und Wasserhaushalt

Schwarze, R., Hauffe, C., Röhm, P., Wagner, M., Schütze, N., Kuhn, K.:

Untersuchung von Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in Sachsen

Pohle, I., Gädeke, A., Koch, H., Schümborg, S., Hinz, C.:

Kann Wasserressourcenbewirtschaftung die Unsicherheiten projizierter Klimafolgen auf den Abfluss vermindern? - Ein Vergleich in zwei hydrologisch ähnlichen Einzugsgebieten mit unterschiedlichem Ausmaß des Bewirtschaftungseinflusses

Thober, S., Samaniego, L., Kumar, R., Rakovec, O., Marx, A.:

Klimawandel verstärkt Bodenfeuchtedürren in Europa

Ahrends, B., Suttmöller, J., Schmidt-Walter, P., Meesenburg, H.:

Beitrag von Waldflächen zur Sickerwasserbildung in Niedersachsen

Session 8: Messen, Modellieren und Managen – Wasserbewirtschaftung II

Förster, K., Formayer, H., Hofmeister, F., Marke, T., Meißl, G., Nadeem, I., Schermer, M., Siegmann, M., Stotten, R., Strasser, U.:

Storylines von Klima- und Landnutzungsänderung und deren Einfluss auf den Wasserhaushalt im Gebirge – Eine Synthese aus Messkampagnen, Stakeholderworkshops und Modellierungen

Höllermann, B., Evers, M.:

Wahrnehmung und Umgang mit Unsicherheiten in den M³ Bereichen – Eine Meta-Studie über Strategien zur Integration von Unsicherheiten in Entscheidungsprozesse

Schimmelpfennig, S., Meon, G., Schöniger, H. M., Walter, F., Gerold, G., Rusteberg, B., Almeida, C.:

Datenbeschaffung sowie Aufbau und Integration eines hydro(geo)logischen Modellsystems in die alltäglichen wasserwirtschaftlichen Planungsaufgaben nationaler und regionaler Wasserbehörden in Brasilien

Hawtree, D., Julich, S., Feger, K.-H.:

An Application of the '3 Ms' in a Large River Basin with Mixed Land-Use in Portugal

Session 9: Messen und Modellieren – Hochwasser

Schumann, A., Fischer, S.:

Die Nutzung hydrologischer Standarddaten für eine kausale Informationserweiterung in der Hochwasserregionalisierung

Krämer, S., Fitzner, D.:

Korrektur von Radarregendaten in Echtzeit als Belastungsgröße für Niederschlag-Abfluss-Modelle

Ries, F., Kirn, L., Steinbrich, A., Weiler, M.:

Nicht jedes hundertjährige Niederschlagsereignis generiert Abfluss – Erfahrungen aus großskaligen Starkregenversuchen in Baden-Württemberg

Renz, A., Keilholz, P., Firmani, G., Dufour, R.M., Zwinger, J.:

Hybride physikalische und datengetriebene Grundwassermodelle zur Reduzierung der Modellunsicherheit in Echtzeitvorhersagesystemen

Session 10: Messen, Modellieren und Managen – Wassergüte

Rode, M., Dupas, R., Musolff, A., Jomaa, S., Borchardt, D.:

Einfluss der Landnutzung auf langjährige Nitrattrends in einem Trinkwassertalsperreneinzugsgebiet (Thüringen)

Zeunert, S., Le, H., Lorenz, M., Meon, G.:

Herausforderungen bei der Entwicklung eines modellbasierten Managementsystems für die Wasserqualität eines tidegeprägtes Einzugsgebietes in einem Schwellenland

Lange, J., Greiwe, J., Müller, B., Hensen, B., Kümmerer, K., Olsson, O.:

Abflussverhältnisse steuern die Retention von Pestiziden und hydrologischen Tracern in Feuchthflächen

Vollert, D., Denien, M., Kümmerer, K., Olsson, O.:

Einfluss von Klimaänderungen auf das simulierte Umweltverhalten der Fungizide Boscalid und Penconazol in einem typischen terrassierten Weineinzugsgebiet

Session 11: Messen, Modellieren und Managen – Bodenwasserhaushalt

Hallas, T., Puhmann, H., Delb, H., John, R.:

Raum-zeitkontinuierliche Modellierung des Bodenwasserhaushalts: Prognose der trockenstressbedingten Prädisposition von Fichtenbeständen für Borkenkäferbefall

Edom, F., Isaev, D.I., Vasil'evskij, A.A., Shunko, A., Zadorskij, O., Stegmann, H., Kornevič, I.A.:

Zur Methodologie der Voruntersuchungen, Planungen und Umsetzung von Moorvernässungen – Erfahrungen und Vorschläge für einen optimaleren und hydrologisch fundierteren Planungsablauf.

Avellán, T., Brüggemann, K., De la Paz Ruíz, N., Zimmermann, L.:

Ermittlung des Multifunktionalitätspotenzials von technischen Feuchtgebieten weltweit.

Händel, F., Engelmann, C., Fichtner, T., Gräber, P.-W., Blankenburg, R., Kuke, C., Liedl, R., Märtner, B.:

Bemessung von dezentralen Versickerungselementen zur kombinierten Infiltration von Regen- und gereinigten Abwässern unter Zuhilfenahme von Laborversuchen und numerischen Simulationsmodellen

Session 12: Messen, Modellieren und Managen – Wasserbewirtschaftung III

Wesemann, J., Schulz, K., Herrnegger, M.:

Ableitung natürlicher Abflüsse für die Kalibrierung eines Zuflussprognosemodells zur Speicherbewirtschaftung in einem hochalpinen Einzugsgebiet

Buchholz, O., Patzke, S., Haberl, U., Frey, S., Smoorenburg, M., Becker, B.:

Optimierung der prognosebasierten Stauraumabsenkung an der österreichischen Drau

Eley, M., Gelleszun, M., Schöniger, H. M.:

Wasserwirtschaftliche Bewertung eines küstennahen Trinkwassergewinnungsgebiets mit Hilfe von Hydrosystemmodellen und einem Planungstool

Assmann, A., Jäger, S., Fritsch, K.:

Echtzeitdaten und Modellierung für das Katastrophenmanagement

Impulsvorträge

Tetzlaff, D.:

Integration von Tracerdaten in ökohydrologische Modelle

Nowak, W.:

Messnetze als Frühwarnsysteme: Modellbasierte, robuste und multikriterielle Optimierung von Grundwassergüte-Messnetzen in Trinkwassereinzugsgebieten

Döll, P.:

Integration von Satelliten- und In-situ-Daten in ein globales hydrologisches Modell durch Kalibrierung und Datenassimilation

Session 13: Messen und Modellieren – Niederschlag, Klima und Wasserhaushalt

Bernhofer, C., Eichelmann, U., Goldberg, V., Grünwald, T., Köstner, B., Kronenberg, R., Moderow, U., Prasse, H., Spank, U., Queck, R.:

Verdunstung als hydro-meteorologische Messgröße - Ergebnisse vom Landschaftsobservatorium Tharandt

Wilken, F., Baur, Ma., Sommer, M., Deumlich, D., Bens, O., Fiener, P.:

Kinetische Niederschlagsenergie in der Erosionsmodellierung – Schätzgröße mit Unsicherheiten

Müller, H., Wallner, M., Förster, K.:

Niederschlagsdisaggregation für hochaufgelöste Niederschlags-Abfluss-Simulationen

Grundmann, J., Hörning, S., Bárdossy, A.:

Inverse hydrologische Modellierung von zeitabhängigen Niederschlagsfeldern

Herbert, C., Döll, P., Siebert, S., Kusche, J.:

Stakeholder-unterstützte Entwicklung eines web-basierten globalen Dürre-Informationssystems durch Kombination von Satellitendaten und Modellierung

Hauße, C., Schwarze, R., Wagner, M., Körner, P.:

Zur Notwendigkeit der Berücksichtigung von Nebelniederschlag in Wasserhaushaltsberechnungen

Session 14: Messen und Modellieren – Fließprozesse

Orlowski, N., Weiler, M.:

Stabile Wasserisotope in der kritischen Zone: Chancen und Herausforderungen bei Methodenentwicklungen und Anwendungen

Lutz, S., Krieg, R., Müller, C., Zink, M., Knöller, K., Merz, R.:

Räumliche Muster in Verweilzeiten und Jungwasseranteilen im Bode-Gebiet

Nixdorf, E., Trauth, N.:

Bewertung der Plausibilität der Zeitreihenanalyse von elektrischer Leitfähigkeit zur Bestimmung von Fließzeiten im ufernahen Aquifer durch numerische Grundwassermodellierung

Teschemacher, S., Disse, M., Rieger, W.:

Experimentelle und modellgestützte Untersuchung der Abflussbildung und -konzentration in verschiedenen Landnutzungstypen am Beispiel eines Messhangs im Einzugsgebiet der Glonn (Odelzhausen)

Yang, J., Heidbüchel, I., Musolff, A., Reinstorf, F., Fleckenstein, J.H.:

Exploring the seasonality in transit times and subsurface mixing in a small agricultural catchment

Leismann, M., Klein, C., Kulik, H.:

Fließwiderstände submerser Vegetation und ihre Behandlung in hydraulischen Modellen

Session 15: Modellieren und Managen – Wasserbewirtschaftung

Schanze, J., Sauer, A., Bernhofer, C., Schütze, N., Winkler, P., Müller, U., Pfützner, B.:

Methoden zur Projektion und Abschätzung der Zukünfte von Hydrosystemen: Herausforderungen, Stand der Forschung und Perspektiven

Tyralla, C., Horn, G., Belger, G., Krahe, P.:

Wie verbessern wir die Reproduzierbarkeit hydrologischer Simulationsrechnungen? Eine Diskussion der in das Modell-Framework HydPy implementierten Lösungsansätze

Sallwey, J., Glass, J., Fatkhutdinov, A., Fichtner, T., Junghanns, R., Stefan, C.:

Webbasierte Simulation und Management von künstlicher Grundwasseranreicherung

Bormann, H., Kobschull, J., Spiekermann, J., Ahlhorn, F., Schaal, P.:

Nutzung von Modellprojektionen für eine aktorsbasierte Anpassung des Entwässerungsmanagements entlang der Nordseeküste an den Klimawandel

Schmidt-Walter, P., Ahrends, B., Meesenburg, H.:

Zukünftige Entwicklung von Wasserhaushalt und Trockenstress an Waldstandorten in Deutschland – Szenariensimulationen an den Traktecken der Bundeswaldinventur

Schneider, C., Flörke, M.:

Tropische Bergnebelwälder und ihre Funktion als Wasserspeicher in Südamerika

Session 16: Messen, Modellieren und Managen – Hochwasser

Haberlandt, U., Berndt, C.:

Räumlich und zeitliche Variabilität von Bemessungsregen aus Radardaten und Schlussfolgerungen für die praktische Anwendung

Philipp, A., Kerl, F.:

Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete: Möglichkeiten und Grenzen im Lichte operationeller Anforderungen am Beispiel Sachsens

Müller, R., Pfützner, B., Burkard, S., Fuchs-Kittowski, F.:

Hochwasser messen, modellieren und managen unter Bürgerbeteiligung

Evers, M., Madruga de Brito, M.:

Vulnerabilität messen und modellieren - ein multikriterieller Ansatz im Hochwasserrisiko-management

Wiemann, S., Al Janabi, F., Eltner, A., Krüger, R., Thanh Luong, T., Sardemann, H., Singer, T., Spieler, D., Kronenberg, R.:

Entwicklung eines Informationssystems zur Analyse und Prädiktion hydro-meteorologischer Extremereignisse in mittleren und kleinen Einzugsgebieten

Hänsel, K., Thieme, S., Reichert, M., Müller, U.:

Hochwasserrisikomanagement mit INGE – interaktive Hochwasserabwehr

Bootsgestützte, längskontinuierliche Durchflussbestimmung in kleinen und mittleren Fließgewässern und der Einfluss der räumlichen Datenauflösung auf die Modellierung der Wasserqualität

Stefanie Wiek, Giovanni Teran Velasquez, Björn Helm, Achim Six, Karin Kuhn, Peter Krebs

Zusammenfassung

Im Projekt BOOT-Monitoring wurde ein integriertes Messkonzept entwickelt, um Fließgewässerdaten längskontinuierlich zu erfassen. Damit wird eine Bewertung des Gewässerzustandes ermöglicht. Es wurde ein Konzept mit mehreren Messgeräten zur Erfassung der Hydrometrie entwickelt. Mittels geostatistischer Interpolationsverfahren wird ein vollständiges Modell der Gerinnemorphologie erzeugt. Über die Kombination der Morphologie mit aufgenommenen vertikalen Fließgeschwindigkeitsprofilen orthogonal zur Fahrtrichtung werden der Durchfluss bestimmt und auftretende Unsicherheiten kritisch diskutiert. Ergänzend werden Wasser- und Stoffdynamik mit einem numerischen 1D-Modell simuliert, das hydraulische, chemische und biologische Modellbausteine verknüpft. Das Modell wurde zunächst mit stationären Daten kalibriert. Im zweiten Schritt wurde die Stofftransportkalibrierung mit Daten eines Nitratkonzentrations-Längsprofils des bootsgestützten Messsystems verfeinert. Dadurch werden Einflüsse lokaler Randbedingungen wie Gerinnequerschnitt, Bauwerke und Einleitungen quantifizierbar. Durch die räumlich explizite Simulation des Fließgewässers können kritische Belastungen verortet und Belastungssituationen bewertet werden.

1. Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, dass bis spätestens 2027 alle Gewässer in einen guten ökologischen und chemischen Zustand überführt werden. Die Feststellung des Zustandes für die biologischen und physiko-chemischen Qualitätskomponenten beschränkt sich bislang auf einzelne Messpunkte an Fließgewässern. Für die hydromorphologischen Aspekte haben sich Kartierungsverfahren etabliert, die mit einem hohen Aufwand verbunden sind (Borchardt et al. 2006). Durchflussmessungen in hydrologischen Messnetzen beschränken sich auf stationäre Messstellen, an denen kontinuierlich die Fließgeschwindigkeit und der Wasserstand bestimmt werden. Der Durchfluss wird in den meisten Fällen über die alleinige Erfassung des Wasserstandes und einer bekannten Abflusskurve ermittelt. Mit den gewonnenen Daten ist es deshalb nur eingeschränkt möglich, Aussagen zum longitudinalen Verlauf der Hydrometrie zu treffen. Durch die simultane Messung von Stoffkonzentration und Hydrometrie werden Eintrags- und Transformationsprozesse quantifizier- und abgrenzbar. Forschungsbedarf besteht daher in der Aufnahme kontinuierlicher, orts- und zeitkonkreter Kenndaten zur Wasserqualität und -quantität (Mei et al. 2011). Im Rahmen des Projektes BOOT-Monitoring wird ein bootgestütztes Messsystem zur räumlich-kontinuierlichen Erfassung der Hydrometrie, Wasserqualität und Morphometrie entwickelt. Die damit erhobenen Daten bieten die Möglichkeit Fließgewässermodelle zur Hydrodynamik, Morphodynamik (Helm et al. 2017) und Wasserqualität raumkonkret zu parametrisieren und kalibrieren. Dadurch wird der Einfluss lokaler Randbedingungen wie Gerinnequerschnitt, Bauwerke und Einleitungen quantifizierbar. Durch die räumlich explizite Simulation des Fließgewässers können Belastungssituationen und geplante Sanierungsmaßnahmen bewertet werden.

2. Untersuchungsgebiet

Eines der Pilotgewässer im Projekt ist die Freiberger Mulde, als sächsischer Vertreter von Gewässern des Hügel- und Berglandes. Die Freiberger Mulde ist ein silikatischer Fluss mit einer Länge von 126 km und einem Einzugsgebiet von 2673 km². Für die hier aufgeführten Analysen steht für die Modellierung eine 47 km lange Strecke zwischen den Pegeln Nossen 1 und Leisnig im Vordergrund, innerhalb dieses Abschnittes wurde am 15.08.2017 eine 12 km Messstrecke zwischen Technitz und Leisnig befahren, deren Messergebnisse der Wasserqualität in die Modellierung einfließen (Abbildung 1). Technitz liegt dabei nur 2 km von Döbeln entfernt, dessen Kläranlage 100 m oberhalb des Startpunktes in die Freiberger Mulde entwässert. Auf dieser Messstrecke können damit die unterschiedlichsten Einflussfaktoren auf die Gewässercharakteristik untersucht werden. Die urbanen Gebiete rund um Döbeln und Leisnig entwässern mit einem Mischsystem in die Freiberger Mulde. Aufgrund der Topographie reagiert das Entwässerungssystem im Regenwetterfall schnell und erzeugt dadurch ausgeprägte hydraulische und stoffliche Belastungsspitzen. Die Querbauwerke im derzeitigen Messabschnitt stellen zum einen Wanderbarrieren für aquatische Organismen dar, zum anderen können sie den Sedimenttransport erheblich beeinträchtigen und in längeren Aufstaubereichen zu einer signifikanten Veränderung der Gewässereigenschaften beitragen. Der größte natürliche Zufluss in die Freiberger Mulde im Messgebiet ist die Zschopau, die 0,5 km unterhalb des Startpunktes der Messungen in die Freiberger Mulde mündet.

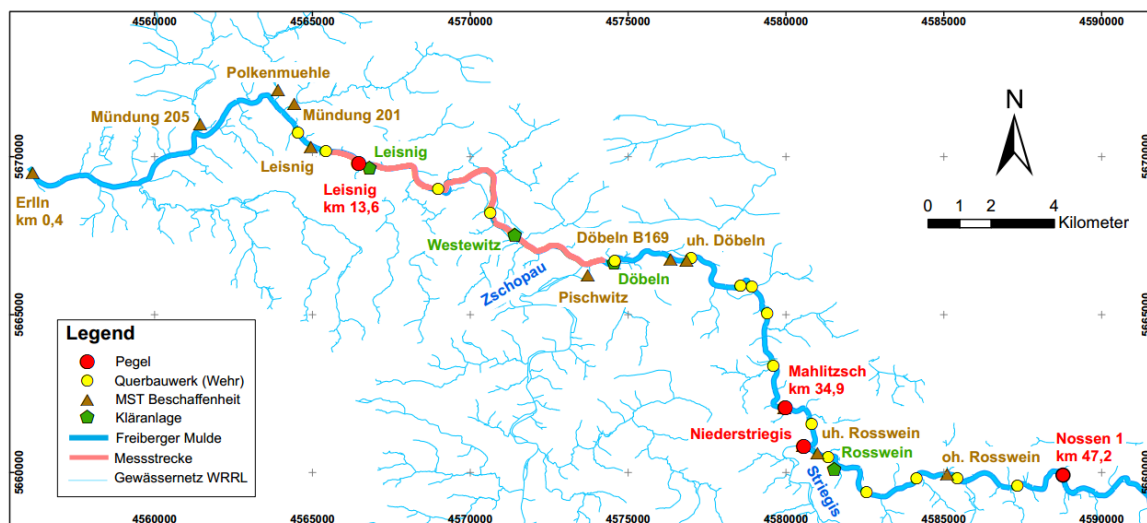


Abb. 1: Modellierungsgebiet zwischen den Pegeln Nossen 1 und Leisnig und der Messstrecke für eine Messkampagne am 15.08.2017 zwischen Technitz und Leisnig

3. Messsystem

An der Freiberger Mulde findet ein Schleppverband bestehend aus Schlauchboot und Sondenträger Anwendung. Das Messsystem verfolgt dabei ein stark modularisiertes Konzept, mit dem sich die Sondenauswahl auf die jeweiligen Bewertungskriterien anpassen lässt. In der Tabelle 1 sind die Messgeräte zur Erfassung der Hydrometrie aufgelistet. Um den unterschiedlichen Messbereichen der Geräte Rechnung zu tragen, wird zur Ermittlung der Fließgeschwindigkeit für Wasserstände unter 10 cm ein Magnetisch-Induktiver Durchflussmesser (MID) eingesetzt. Der Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) wird zukünftig noch um einen Horizontal

Acoustic Doppler Current Profiler (H-ADCP) ergänzt. Mit diesen Messgeräten ist es möglich ein zweidimensionales Fließgeschwindigkeitsfeld zu erfassen, das die Bestimmung des Durchflusses verbessert. Das Single Beam Echolot wurde an einen Schrittmotor angebracht, dadurch ist eine Schwenkung bei gleichzeitiger longitudinaler Gewässerbefahrung möglich. Der Raumbezug wird durch eine Kombination von bereits integrierter Sensorik in den Messgeräten für die Hydrometrie und von einem GPS bestimmt. Zur Bestimmung der Wasserqualität kann ein breites Spektrum von Wasserqualitätssonden verwendet werden (Wiek et al. 2017). In den nachfolgenden Auswertungen wurden die Messergebnisse einer UV-Vis Sonde der Firma S::CAN verwendet.

Tab. 1:Übersicht über die verwendeten Sensoren zur Bestimmung der hydrometrischen Gewässereigenschaften (Sensorspezifikationen nach Herstellerangaben)

Sensor	Messprinzip	Messgröße	Messbereich	Genauigkeit	Auflösung
Echologger EU 400 (Echolot)	Single Beam (0.45 MHz)	Entfernung	0.15 – 100 m	n. a.	0.001 m 100 kHz
Teledyne WHRZ1200 (ADCP)	Ultraschall-Dopplerverschiebung (1.2MHz)	Entfernung, Geschwindigkeit	0.3 – 25 m -5 – 5 ms ⁻¹	< 0.01 m < 0.002 ms ⁻¹	0.05 m 0.001 ms ⁻¹ 1 s
HydroVision Mobile Aqua-Profilier 1L (H-ADCP)	Ultraschall-Dopplerverschiebung (2MHz)	Geschwindigkeit	-3,75 – 3,75 ms ⁻¹	0.002 ms ⁻¹	0.001 ms ⁻¹
Marsh-McBirney Flo-Mate (MID)	Elektro-magnetische Induktion	Geschwindigkeit	-0.15 – 6 ms ⁻¹	< 0.1 ms ⁻¹	0.01 ms ⁻¹ – 2 s

4. Messergebnisse

Um eine längskontinuierliche Information über den Durchfluss zu erhalten, sind longitudinale Messungen der Morphologie und der Fließgeschwindigkeit nötig. Über die Schwenkung des Echolotes und die gleichzeitige Verschneidung mit dem gemessenen Raumbezug ist es möglich eine 5 m breite Punktwolke der Gewässertiefe unterhalb des Messbootes zu generieren. (Wiek et al. eingereicht). Dies stellt für die befahrene Messstrecke mit Gewässerbreiten von über 40 m keine ausreichende Abdeckung der Gewässersohle dar. Um die Datendichte über die gesamte Gewässersohle so hoch wie möglich zu halten, kann zusätzlich eine langsame kurvenreiche Befahrungsstrategie gewählt werden. Die aufgenommenen Daten können zu einem kontinuierlichen Profil der Gewässerstruktur interpoliert werden. Um bei der Interpolation die Anisotropie des Gewässerverlaufes einzubeziehen, mussten die vorliegenden Tiefeninformationen in ein geradliniges Flusskoordinatensystem übertragen werden [J. D. Smith & McLean, 1984]. Nach der erfolgten Interpolation wurden die Daten wieder in das ursprüngliche Koordinatensystem rücktransformiert. Als Interpolationsverfahren wurde das „Inverted Dis-

tance Weighted Interpolation“ Verfahren verwendet. Dies stellt ein gängiges Interpolationsverfahren dar. In vorhergehenden Untersuchungen zur Interpolation von Gerinneprofilen konnte nachgewiesen werden, dass die Befahrungsstrategie und die damit einhergehende Messpunktdichte einen höheren Einfluss auf die Güte der Morphologiebestimmung hat, als das gewählte Interpolationsverfahren (Krüger et al. 2018).

Ein Beispiel für ein erstelltes Gerinneprofil ist in Abbildung 2 für einen 4 km langen Teilbereich der Messfahrt vom 15.08.2017 dargestellt. Eine Vergrößerung der interpolierten Strecke, hätte zu einer mangelnden Darstellbarkeit geführt. Durch die longitudinale Befahrung im mittleren Flussbereich sind keine Tiefeninformationen über die Uferbereiche vorhanden, weshalb das Gerinneprofil steil ansteigt. Die Darstellung zeigt trotzdem die kleinräumige Tiefenvarianz auf, die mit den herkömmlichen Kartiermaßnahmen nicht erfassbar sind.

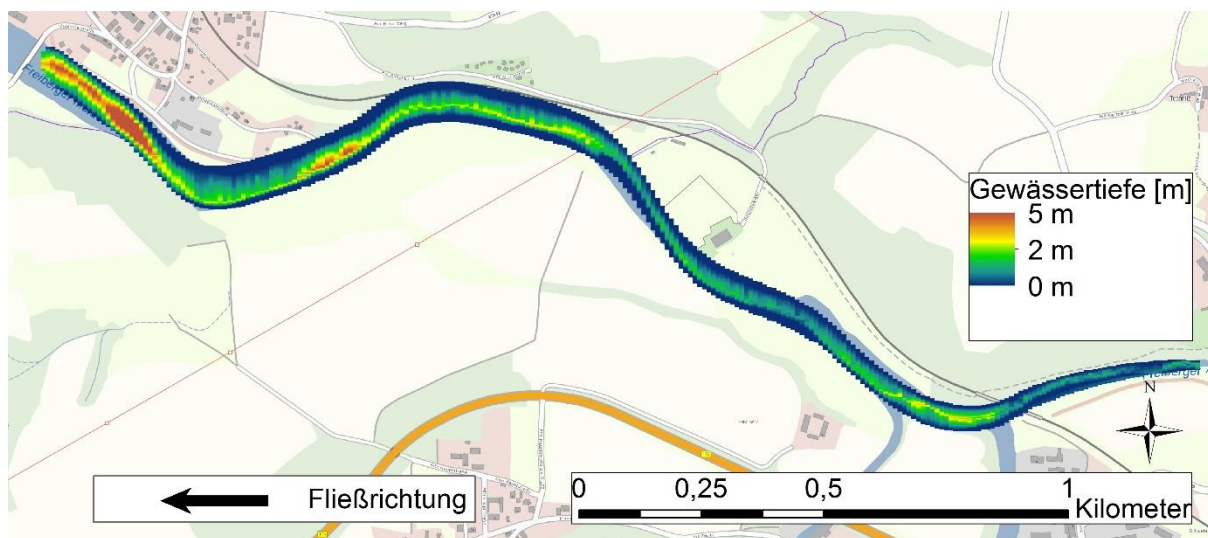


Abb. 2: Interpoliertes Gewässerprofil für einen 4 km langen Abschnitt der Freiburger Mulde zwischen Technitz und Westewitz bei einer Messkampagne am 15.08.2017 (Wiek et al. eingereicht)

Die durch das ADCP aufgenommenen mittleren Fließgeschwindigkeiten sind für denselben Abschnitt, wie das interpolierte Gewässerprofil, in Abbildung 3 oben dargestellt. Da die Fließgeschwindigkeit derzeit nur direkt unterhalb des Sondenträgers aufgenommen wird, streuen die Fließgeschwindigkeiten sehr stark. Die alle 2 sec aufgenommenen Fließgeschwindigkeiten wurden auf Minutenwerte gemittelt, um eine erste Glättung durchzuführen. Es kann nicht immer davon ausgegangen werden, dass die gemessene Fließgeschwindigkeit für den gesamten Querschnitt repräsentativ ist. So leitet zu Beginn der Messtrecke ein Sägewerk ein. Die gemessene Geschwindigkeit steigt an der Stelle so stark an, dass dies nur dadurch zu stande kommen kann, dass die Geschwindigkeit der Einleitungsfahne und nicht die mittlere Geschwindigkeit gemessen wurde. Zusätzliche Probleme sind Strömungsturbulenzen am Zufluss der Zschopau, die über mindestens 1 km anhalten (Wiek et al. 2017). Aus dem erstellten Gerinneprofil (Abbildung 2) wurden in 4 m Abständen Querprofile extrahiert und deren durchflossene Fläche ermittelt. Durch die Synopse mit den gemittelten Fließgeschwindigkeiten wurde der Durchfluss bestimmt (Abbildung 3 unten). Die Unsicherheiten in der Fließgeschwindig-

keitsbestimmung sind in der Durchflussberechnung ebenfalls zu erkennen. So ist vor dem Zufluss der Zschopau der Durchfluss deutlich zu hoch und nach der Mündung der Zschopau in die Freiburger Mulde schwanken die Durchflüsse stark. Im späteren Verlauf sind durchgängig sehr geringe Fließgeschwindigkeiten gemessen worden, durch den plötzlichen Abfall der Gewässersohle und der damit verbundenen Vergrößerung des Fließquerschnitts kommt es zu einer Überschätzung des Durchflusses. Hier müsste detaillierter die Fließgeschwindigkeitsverteilung in die Tiefe untersucht werden.

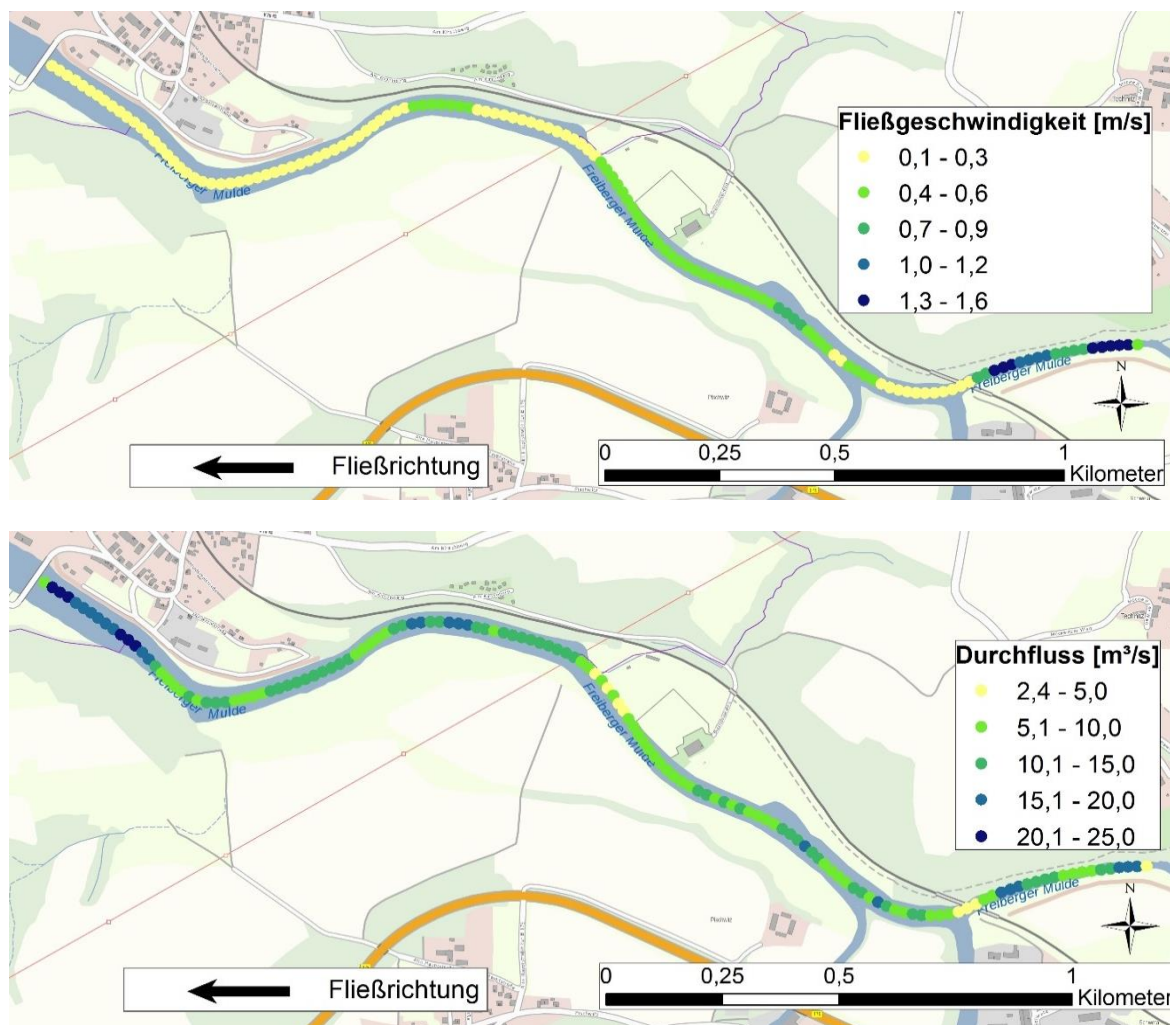


Abb. 3: Fließgeschwindigkeits- und Durchflussprofil für einen 4 km langen bschnitt der Freiburger Mulde zwischen Technitz und Westewitz bei einer Messkampagne am 15.08.2017

Da der Durchfluss noch mit so hohen Unsicherheiten verbunden ist, findet dieser derzeit noch keine Implementation in die Modellierung. Durch die Entwicklung von Filteralgorithmen, die den Einflüssen der Messstandorte Rechnung tragen und der Integration des H-ADCP mit einer kurvenreichen Befahrung, wird eine Verbesserung der Durchflussaussage über ein zweidimensionales Fließgeschwindigkeitsprofil angestrebt. Mit den so bestimmten Durchflussprofilen können durch eine Verschneidung mit aufgenommenen physiko-chemischen Konzentrationen Frachtprofile erstellt werden, die eine genaue Aussage bezüglich kritischer Gewässerzustände, punktförmiger und longitudinaler Veränderungen und Umsatzraten ermöglichen.

Ein exemplarisches Konzentrations-Längsprofil wurde für Nitrat erstellt. Dieses wurde in die Modellierung integriert (vgl Kap.5.2). Hier konnte, auch durch mehrere Befahrungen bestätigt (Wiek 2017), eine Abnahme der Nitratkonzentration durch den deutlich geringer belasteten Zufluss der Zschopau nachgewiesen werden.

5. Gewässermodellierung

Die Wasserdynamik und wassergebundene Stoffdynamik wurden mit dem numerischen, ein-dimensionalen HEC-RAS-Modell Version (5.0.3) simuliert. Das Modell eignet sich für die Beschreibung hydrodynamischer Abflusstransportprozesse in rückgestauten Flusssystemen. Darüber hinaus bietet das Modell eine Verknüpfung zu ökologischen Modellbausteinen. Die 1-dimensionalen, instationären, hydraulischen Berechnungen stützen sich auf die Saint-Venant Gleichungen. Das gekoppelte Wasserqualitätsmodul (NSM-I) basiert auf Massenbilanzierung und berechnet die physikalischen und chemischen Prozesse der betrachteten Zustandsvariablen durch die Lösung der 1D-Advektion-Dispersion-Gleichung mit dem expliziten numerischen Schema QUICKEST-ULTIMATE. Um das HEC-RAS-NSM-I-Modul zu betreiben muss bereits ein kalibriertes hydraulisches HEC-RAS-Modell vorhanden sein. Der Forschungs- und Entwicklungsansatz des Modells ist in Abbildung 4 dargestellt. Für die Entwicklung des gekoppelten Modells werden Daten der Gewässergeometrie, der Strömungsverteilung, des Klimas und der Gewässergüte des ausgewählten Flussabschnittes benötigt. Die Zeitreihen oder stationäre Werte wurden als seitliche Randbedingungen oder als Bedingung für den Ober- und Unterstrom definiert (HEC, 2016).

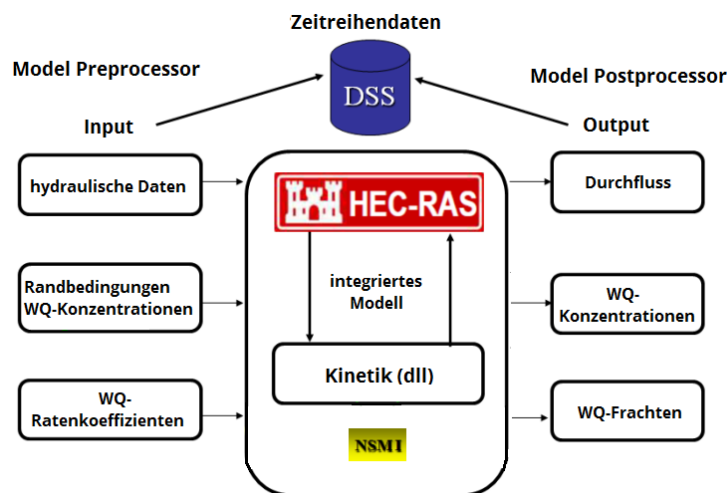


Abb. 4: Forschungs- und Entwicklungsansatz des HEC-RAS-NSM-I-Modul (modifiziert nach Zhang et.al., 2014)

5.1 Modellierungsstrategie und Modellaufbau

Um voraussichtliche Effektgrößen für den Stickstoffstoffeintrag und -umsatz ableiten zu können, wurde mit Hilfe von Bestandsdaten das Modell des ausgewählten Abschnittes der Freiberger Mulde aufgebaut und kalibriert. Die Datengrundlage hierfür bilden stationäre Messstandorte des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV).

Die Modellregion erstreckt sich über eine Fließlänge von ca. 47 km, zwischen dem Pegel Nossen 1 und der Einmündung in die Vereinigte Mulde. Die Simulationen wurden für einen zweieinhalbjährigen Zeitraum von August 2013 bis November 2015 in 15-Minuten-Zeitschritten ausgeführt. Die Geometrie des Gewässermodells setzt sich aus 1965 Querprofilen mit einem durchschnittlichen Abstand von 25 m zusammen. Die Abflussganglinie im Unterstrombereich (bei Erlin) und die Zuflussganglinien wurden durch Interpolation anhand der Einzugsgebietsgröße und der Verzögerungszeit ermittelt. Aufgrund sonst unverhältnismäßig langer Rechenzeit lief das HEC-RAS-NSM-I-Modell zur Gewässergütemodellierung mit 100 m langen Rechenzellen, ohne nennenswert an Genauigkeit zu verlieren.

Im nächsten Schritt wurden in das mit Bestandsdaten kalibrierte Modell die longitudinalen Nitratkonzentrationsdaten des bootsgestützten Messsystems implementiert. Damit soll das Modell in der longitudinalen Beschreibung verbessert und die Kalibrierung von hydraulischen Parametern und Stickstofftransportprozessen verfeinert werden. Für die Auswertung des Modell-Outputs wurden konzeptionelle Routinen entwickelt und erweitert, um stabile räumlich-zeitliche Ergebnisse zu generieren. Dies ist die Voraussetzung für den direkten Vergleich und für die Kalibrierung mit den erhobenen Daten. Im Rahmen dieser Studie wurde das Modell für die oben genannte Messfahrt vom 15.08.2017 aufgesetzt. Die Simulationen wurden für den Zeitraum von 09:30 bis 15:30 mit 1-Minuten-Zeitschritten durchgeführt. Das Modell umfasst 1135 Querprofile mit einem durchschnittlichen Abstand von 10 m. Zwischen den Querprofilen wurden die Gewässergütemodellzellen angeordnet.

Während der Kalibrierung der Modelle wurde die Übereinstimmung zwischen den modellierten und den gemessenen Werten visuell und quantitativ ausgewertet. Die quantitative Modellbewertung erfolgte in Bezug auf die nach Moriasi et. al. (2007) empfohlenen drei Gütekriterien für hydraulische Modellierungen. Im Allgemeinen können Modellsimulationen als zufriedenstellend beurteilt werden, wenn der Nash Sutcliffe Effizienzkoeffizient (NSE) größer als 0,50 ist und gleichzeitig ein RMSE-Ratio (RSR) kleiner als 0,70 erreicht wird. Darüber hinaus muss für den Durchfluss der prozentuale, absolute Fehler (%PBIAS) bei $\leq \pm 25\%$ liegen. Für die Stickstoff- und Phosphorumsatz- sowie die Transportprozesse wird ein %PBIAS von maximal $\pm 70\%$ empfohlen.

5.2 Modellierungsergebnisse

Bei einer ersten Phase der Modellierungsstrategie wurden die mittleren Rauheitsbeiwerte nach Manning mit Hilfe eines iterativen Prozesses ermittelt. Mit einem Wert von $n = 0.0375$ im Sohl- und Böschungsbereich und einem Wert von $n = 0.0675$ im Uferbereich konnte das Abflussverhalten an den Pegeln kalibriert werden (Abbildung 5). Mit dem hydraulischen HEC-RAS-Modell konnte somit eine instationäre Gewässerhydraulik mit sehr guten Anpassungsgüteindizes erzielt werden.

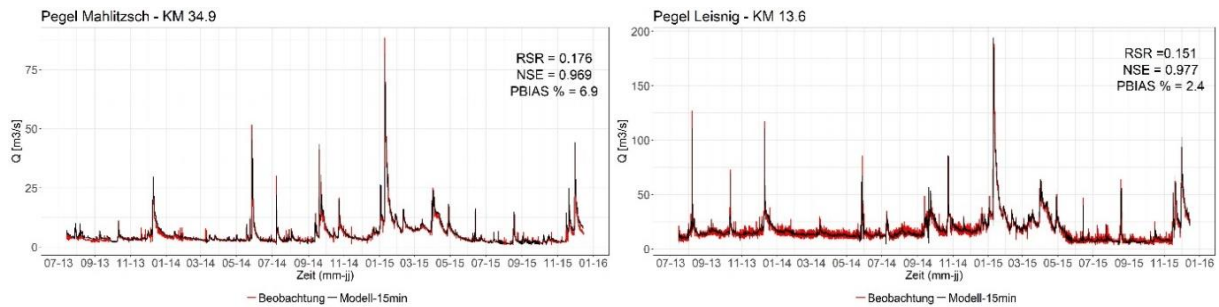


Abb. 5: Modellerte und beobachtete Durchflussganglinien an Pegeln

Der nächste Schritt konzentrierte sich auf die Kalibrierung der Koeffizienten zur Wasserqualität für das HEC-RAS-NSM-I-Modul, wobei die Koeffizienten im Rahmen der Literaturwerte gehalten wurden (Zhang et. al. 2016). Die endgültigen kalibrierten Koeffizienten für Stickstoffumsatzprozesse sind in Tabelle 2 zusammengefasst und die Zeitreihendiagramme von simulierten und beobachteten Daten mit den berechneten Anpassungsgüteindizes in Abbildung 6 dargestellt. Modellsimulationen im betrachteten Pilotgewässer bilden den Trend des Stickstoffzyklus innerhalb des Beobachtungszeitraums an jeder Station konsistent ab. Der prozentuale absolute Fehler (PBIAS-Index) beträgt zwischen modellierten und beobachteten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen an allen stationären Messstationen weniger als 10% für die Nitratkonzentration und weniger als 45% für die Ammoniumkonzentration. Die NSE- und RSR-Indizes für die Ammoniumkonzentrationen erfüllten die oben genannten Mindestkriterien nicht. Ein Grund dafür ist die geringe Auflösung der gemessenen Wasserqualitätsparameter an den stationären Messstationen, ohne die eine zufriedenstellende Kalibrierung kaum möglich ist. Für eine exaktere Kalibrierung des Modells ist eine höhere zeitliche und räumliche Auflösung der Punktdaten nötig.

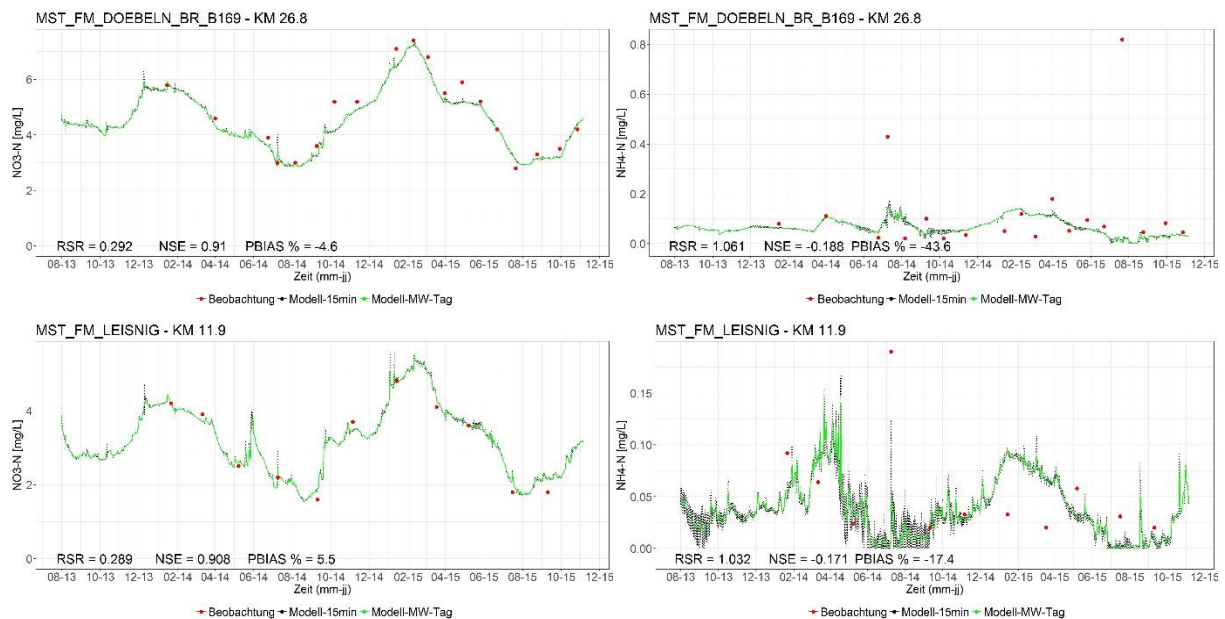


Abb. 6: Modellerte und beobachtete Zeitreihendaten von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff an stationären Messstationen zur Wasserqualität im Messfahrtbereich vom 15.08.2017

Beispielhaft wurde die oben genannte Messfahrt vom 15.08.2017 bei einer zweiten Phase der Modellierungsstrategie implementiert. Um die modellierten und gemessenen Werte zu vergleichen, ist eine genaue zeitliche und räumliche Verschneidung nötig. Die Messergebnisse aus der Befahrung sind für jeden erhobenen Konzentrationswert mit der genauen Uhrzeit und den Positionsdaten versehen. Die Ammonium-Stickstoffkonzentration wurde mittels einer stöchiometrischen Umrechnung aus den gemessenen Werten von Stickstoffformen an amtlichen Messstationen im Messfahrtbereich ermittelt. In diesem Fall wurde der Durchflussverlauf anhand einer hydraulischen Modellierung zwischen Pegeln Mahlitzsch und Leisnig ermittelt. Zu Vergleichszwecken sind auch die kalibrierten NSM-I-Koeffizienten in Tabelle 2 zusammengefasst.

Das Gewässergütemodell konnte kalibriert werden, indem die oben genannten Gütekriterien zufriedenstellend erfüllt wurden. In Bezug auf die wichtigsten Koeffizienten der Stickstofftransformationsprozesse wurden für die Kalibrierungen an Hand der Daten der Messstationen und an Hand der Längsbefahrung Abweichungen für die Denitrifikationsrate von +7,5% und für die Nitrifikationsrate von -25% identifiziert (Tabelle 2).

Tab. 2: Kalibrierte Wasserqualitätskoeffizienten in HEC-RAS-NSM-I

	Einheit	Mit Daten von stationären Messstationen	Mit Daten des bootge- stützten Messsystems (Messfahrt 15.08.2017)
Nitrifikations-Sauerstoff-Inhibitionsfaktor (KNR)	mg-O ₂ /L	0,60	0,65
Denitrifikationsrate (β_2)	d ⁻¹	0,20	0,215
Nitrifikationsrate (β_1)	d ⁻¹	0,10	0,075

In den Konzentrationsprofilen in Abbildung 7 ist zu erkennen, dass eine Beschreibung der Eintrags- und Abbauprozesse modellgestützt erfolgen kann. Ebenfalls wurden Verdünnungsprozesse modelliert. Ein deutliches Beispiel ist der Zschopau-Zufluss, der eine wesentliche Konzentrationsminderung von Nitrat-Stickstoff um ca. 25% und Ammonium-Stickstoff um ca. 15% in der Freiburger Mulde verursacht. Über die Modellergebnisse wurde es möglich Retentionseffekte von Wehren auf Nitrat- und Ammonium-Stickstoffeinträge nachzuweisen, da die Nitrat- und Ammonium-Stickstoffkonzentrationen über eine 10 km rückgestaute Fließstrecke unterhalb von Zschopau-Zuflusses um nur 10 % abnehmen. Eine Stickstoffbelastung von Kläranlagen tritt an diesem Messtag nur in vernachlässigbarem Ausmaß auf.

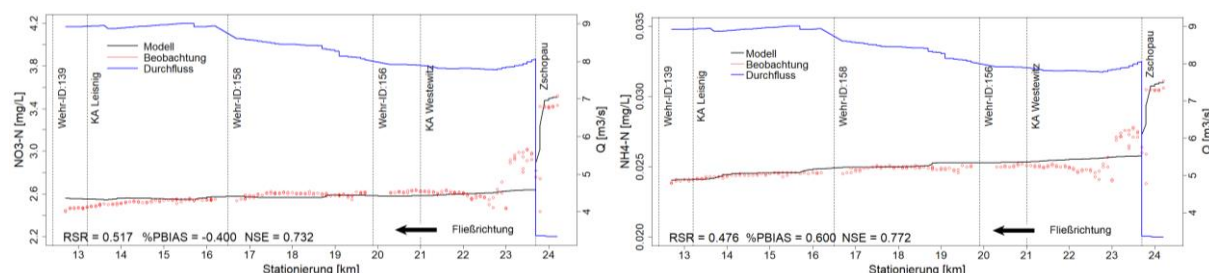


Abb. 7: Verlauf der gemessenen und modellierten Konzentrationen von Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff (Messfahrt vom 15.08.2017)

6. Ausblick

Das entwickelte Messkonzept zeigt für die hydromorphologischen Parameter eine gute Detektierbarkeit und effizientere Kartierbarkeit von kleinräumigen Variabilitäten und Mosaikstrukturen der Morphologie auf. Für die Ermittlung der Durchflussprofile muss die Hydrometrie über Einbindung weiterer Sondentechnik mittels eines H-ADCP's in Kombination mit einer kurvenreichen Befahrung genauer erfasst werden. Die mit dem modularen Messsystem aufgenommenen Konzentrationsprofile wurden in die Modellierung integriert und ermöglichten eine genauere Kalibrierung der Gewässergütemodelle. Zukünftig werden die ermittelten Durchflussprofile integriert und die Wassergütemodelle um weitere Parameter (z.B. Sauerstoffgehalt) erweitert. Darüber hinaus werden die Gewässergütemodelle an unterschiedlichen Flussabschnitten mit veränderten Bedingungen (z.B. höherer Belastung von Kläranlagen, starke Querschnitts- bzw. Durchflussänderungen) getestet und validiert. Dadurch wird das lokale dynamische Verhalten von Stofftransport- und Umsatzprozessen entlang des Gewässers quantifizierbar. Mit diesen Modellen ist es dann möglich eine Bewertung von Bewirtschaftungsmaßnahmen durchzuführen.

Wir danken Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Forschungsvorhaben BOOT-Monitoring (FKZ 033W039A).

Literatur

- Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J., 2006. Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland, UBA Texte 30/2006, Umweltbundesamt
- Helm, B., Wiek, S., Krebs, P., Engels, R., Stecking, M., Bolle, F., 2017. Die Gewässer Lückenlos erfassen – Konzepte und Ansätze für eine durchgängige Aufnahme und Auswertung von Gewässereigenschaften, KW- Korrespondenz Wasserwirtschaft Nr. 4, S. 203-208
- Hydrologic Engineering Center (HEC), 2016. HEC-RAS: River analysis system user's reference manual version 5.0. Davis, California: Hydrologic Engineering Center. USCE.
- Krüger, R., Karrasch, P.; Bernard, L., 2018. Evaluating spatial data acquisition and interpolation strategies for river bathymetries. IN: Geospatial Technologies for all, Lecture Notes in Geoinformation and Cartography. Springer International Publishing
- Mei, K., Zhu, Y., Liao, L., Dahlgren, R., Shang, X., Zhang, M., 2011. Optimizing water quality monitoring networks using continuous longitudinal monitoring data: a case study of Wen-Rui Tang River, China. *Journal of Environmental Monitoring* 13(10), 2755-2762.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Binger, R.L., Hermel, R.D., Veith, T., 2007. Model evaluating guidelines for systematic quantification of accuracy in water simulations. *Transactions of ASABE* 50(3), 885-900.
- Smith, J.D., McLean, S.R., 1984. A model for flow in meandering streams, *Water Resources Research*, 20(9), 1301-1315
- Wiek, S., Koch, C., Helm, B., Six, A., Klehr, W., Kuhn, K., Tränckner, J., Krebs, P., 2017. Räumlich kontinuierliche Erfassung des Einflusses von natürlichen Zuflüssen und anthropogenen Einleitungen auf die Wasserqualität mit einem bootgestützten Messsystem. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* Heft 38.17, S. 245-254

- Wiek, S. Helm, B., Karrasch, P., Hunger, S., Klehr, W., Hoffmann, T. G., Schönrock, S., Six, A., Stäglich, I., Krebs, P., Tränckner, J., Kuhn, K., Mehl, D., (eingereicht), Erfassung von Gewässerbett, Durchfluss und Stoffflüssen mit längskontinuierlichen Messverfahren: Potentiale, Vorgehensweise und Herausforderungen, Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, ReWaM Themenheft
- Zhang, Z., Johnson, B.E., 2014. Application and evaluation of HEC-RAS nutrient simulation module (NSM I). EMRRP Technical Notes Collection. ERDC TN-EMRRP-SR-47. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- Zhang, Z., Johnson, B.E., 2016. Aquatic Nutrient Simulation Modules (NSMs) Developed for Hydrologic and Hydraulic Models. EMRRP Technical Notes Collection. ERDC/EL TR-16-1. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

Spektrale In 'Situ - Messungen als Basis für eine flächendeckendes Monitoring verockerter Gewässer

Christoph Ulrich, Martina Schulze, Lutz Bannehr

Zusammenfassung

Weltweit besitzen aktive Tagebaue einen großen Einfluss auf die umgebene Natur. Durch Renaturierungsmaßnahmen gelangen Eisen(II), Sulfat und Säure in die umliegenden Oberflächengewässer. Durch Oxidation und Hydrolyse entsteht Eisen(III)hydroxid. Dieses fällt in Gewässern mit neutralem pH-Wert flockenartig aus und bildet bei hohen Konzentrationen eine rotbraune Färbung. Zum Monitoring von Gewässern bieten sich u.a. Fernerkundungsverfahren an. Zur präzisen Ableitung von Gewässerinhaltsstoffe sind spektrale In Situ - Daten notwendig. Die Spektralmessungen erfolgten mit einem Spektrometer im Wellenlängenbereich von 400 bis 900 nm an der Spree in der Lausitz. Anhand der Messungen wurde die Irradiance Reflectance bestimmt. Zur Analyse des Spektralverhaltens des Eisens im Gewässer erfolgten Modellierungen im WASI (Water Color Simulator). Die Erkenntnisse dienen als Basis für weitere Validierungsmaßnahmen sowie zur Entwicklung von neuen Fernerkundungsverfahren.

1. Einleitung

Aufgrund des wirtschaftlichen Faktors besitzen Tagebaue, z.B. in der Lausitz (Deutschland), einen großen Einfluss auf die umliegende Natur. Zur Gewinnung der Rohstoffe erfolgt zunächst die Absenkung des Grundwasserspiegels und im Anschluss die Abtragung der oberen Erdschichten (Hüttl, 1998). In der Folge kann es zur Belüftung sowie Verwitterung von pyrit- und markasithaltigen Materialien kommen. Dies führte zur Freisetzung von Eisen(II), Sulfat und Säure (Sánchez, 2008; Schultze et al., 2010). Dieser Prozess ist in Gleichung 1 dargestellt (Edwards et al., 1999; Moses et al., 1987; Schultze et al., 2010). Mit Beendigung der Tagebautätigkeiten wird im Zuge der Renaturierung der Grundwasserspiegel angehoben. Die freigesetzten Stoffe gelangen somit in die umliegenden Oberflächengewässer (Bilek et al., 2016). Die Säure (H⁺) reduziert den pH-Wert des Oberflächengewässers. Die Sulfate liegen gelöst vor. Für Eisen(II) gilt dies nur in sauren Gewässern. Durch Kontakt mit sauerstoffreichen Oberflächengewässern oxidiert Eisen(II) zu Eisen(III). Dies ist in Gleichung 2 beschrieben (Moses et al., 1987; Schultze et al., 2010; Singer and Stumm, 1970). In Gleichung 3 ist die Hydrolyse von Eisen(III) zu Eisen(III)hydroxid dargestellt (Gleisner and Herbert, 2002; Schultze et al., 2010; Singer and Stumm, 1970). In Abhängigkeit zum pH-Wert bilden sich stabile Eisen(III)hydroxid-Verbindungen, beispielsweise Goethit, Schwertmannit oder Jarosit (Gleisner and Herbert, 2002; Velasco et al., 2005). Diese fallen flockenartig aus. In hoher Konzentration führt die Flockenbildung zu einer gelben bis rotbraunen Trübung sowie zu einer hohen Lichtabsorption. Durch Verdichtung und Gewichtszunahme lagern sich die entstandenen Eisenflocken zum Teil am Gewässergrund oder im Randbereich der Fließgewässer als locker gelagerter Schlamm ab (Uhlmann et al., 2013). In Tabelle 1 sind die chemischen Reaktionen der Pyritverwitterung zusammengefasst.

Tab. 1: Reaktionsgleichungen der Pyritverwitterung.

$FeS_2 + \frac{7}{2}O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$	Gleichung 1
$Fe^{2+} + \frac{1}{4}O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + \frac{1}{2}H_2O$	Gleichung 2
$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow + 3H^+$	Gleichung 3

Die Verfärbung der Gewässer ist bei Rückhaltebecken der einzelnen Berg- und Tagebaue deutlich mit Fernerkundungsdaten erkennbar, beispielsweise im Bundesstaat Minas Gerais (Brasilien), im Pyritgürtel auf der südiberischen Halbinsel (Spanien), im Falkenauer Becken (Tschechien) sowie in der Lausitz (Deutschland). Besonders gravierende Umweltfolgen waren nach dem Bruch der Staumauer im November 2015 in Brasilien ersichtlich. Es kam zu einem großen Artensterben im Fluss Rio Doce. Mittels Fernerkundungsdaten konnten Ulrich et al. (2016) die starke Eisenbelastung insbesondere von Eisen(III) mittels Indizes nachweisen. Zur präzisen Ableitung der Eisenkonzentration anhand von Fernerkundungsdaten sind jedoch spektrale sowie chemische In Situ - Daten notwendig. In diesem Artikel wird das Spektralverhalten von verockerten Gewässern am Beispiel der Hauptspreee in der Lausitz anhand der Irradiance Reflectance untersucht. Weiterhin wurden Simulationen im Softwarepaket Water Color Simulator (WASI) durchgeführt, um mögliche Ansätze zur Einwicklung eines Fernerkundungsverfahrens zu entwickeln.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) lag in der Lausitz an der Grenze der Bundesländer Brandenburg und Sachsen. Die durchgeführten Messungen erfolgten entlang der Hauptspreee zwischen Spreewitz und der Talsperre Spremberg. In diesem Bereich weist die Hauptspreee eine starke Verockerung auf. Nach Uhlmann et al. (2012) erfolgt ein hoher Eisen(II)-Eintrag



Abb. 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes in der Lausitz; Geodatenquelle: © GeoBasis-DE / BKG <2017>; eigene Darstellung.

durch das Grundwasser bei Ruhlmühle (ca. 6 km Flussaufwärts von Spreewitz). Das Eisen(II) fällt durch die Reaktion mit dem sauerstoffreichen Wasser als Eisen(III)hydroxid aus. Dies resultiert in eine rotbraune Färbung. Dadurch ist anzunehmen, dass die Hauptspre flussaufwärts von Ruhlmühle einen natürlichen Lebensraum bietet. Durch die natürliche Selbstreinigung des Flusses fällt das Eisen(III)hydroxid bei langsamen Fließgeschwindigkeiten aus und lagert sich an der Flusssole bzw. am Boden der Talsperre Spremberg ab. Dadurch ist flussabwärts der Talsperre Spremberg ein natürliches Aussehen der Hauptspre zu beobachten.

Der erhöhte Stoffeintrag durch den Grundwasserwiederanstieg besitzt folgende Einflüsse auf die Inhaltsstoffe der Hauptspre im Untersuchungsgebiet:

- Anstieg der Sulfatkonzentration,
- Anstieg der Eisenkonzentration (Eisen(II), Eisen(III)),
- Senkung des pH-Wertes und
- Trübung des Gewässers durch Schlammablagung.

Die Hauptspre wird von verschiedenen Behörden je nach Aufgabe überwacht. Im untersuchten Teilabschnitt der Hauptspre erhebt das Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU) mit drei Messstationen eine Vielzahl an Gewässerparameter. In Tabelle 2 werden die mit der Verockerung im Zusammenhang stehenden Gewässerparameter vom 09.05.2017 beispielhaft dargestellt.

Tab. 2: Gemessene Gewässerinhaltsstoffe vom LfU in reduzierter Form vom 09.05.2017 (Aktualität 30.01.2018), Datenquelle: LfU Brandenburg.

Messstation	(Einheit)	SP_0010	SP_0020	SP_0030
Fe _{gelöst}	mg/l	2,9	1,9	1,1
Fe _{gesamt}	mg/l	5,8	5,4	4,6
Sulfat	mg/l	431	436	419
Leitfähigkeit	mS/cm	1,025	1,015	1,012
pH-Wert		7,1	7,2	7,2
Säurekapazität	mmol/l	1,21	1,18	1,19
P _{Gesamt}	mg/l	0,025	0,028	0,025
Trübung	FNU	36	43	42

Es ist deutlich erkennbar, dass die Konzentration des gelösten Eisens (Fe²⁺) abnimmt. Die Gesamteisenkonzentration sinkt dagegen langsamer. Diese Reduzierung der Gesamteisenkonzentration hängt mit den Ablagerungen des ausgefallenen Eisen(III)hydroxids zusammen. Dies ist auch anhand der zunehmenden Trübung ersichtlich. Die Sulfatkonzentration bleibt nahezu über den gesamten Flussabschnitt konstant.

3. Spektrale In Situ-Daten

Die Spektralmessungen wurden mit dem Spektrometer FLAME der Firma OceanOptics im Wellenlängenbereich von 400 bis 900 nm erfasst. Zur Bestimmung der Irradiance Reflectance $R(0^-)$ wird das Verhältnis der auf- zur abwärtsgerichteten Bestrahlungsstärke (eng. Irradiance)

gebildet (Bukata et al., 1995). Anhand des Spektralverlaufes der Irradiance Reflectance $R(0^-)$ unterhalb der Gewässeroberfläche können direkte Rückschlüsse auf die Gewässerinhaltsstoffe gezogen werden. In Abbildung 2 ist der Messablauf kurz unter der Wasseroberfläche schematisch dargestellt. Die Durchführung der Messungen erfolgte unmittelbar nacheinander.

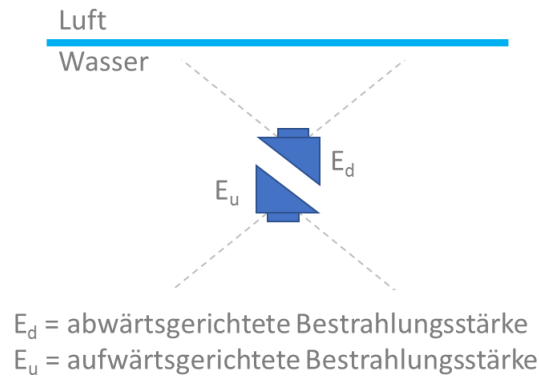


Abb. 2: Skizzierte Darstellung der Messmethode zur Bestimmung der Irradiance Reflectance $R(0^-)$ knapp unterhalb der Gewässeroberfläche.

4. Aktive Gewässerinhaltsstoffe in der Fernerkundung

Nach Heege (2000) wird die Farbe eines Gewässers durch die optischen Eigenschaften der gelösten sowie partikulären Bestandteile bestimmt. Folglich ist die Intensität und spektrale Abhängigkeit des zurückgestreuten Lichtes eine Funktion der Absorptions- und Streueigenschaften des Wassers und seiner optisch aktiven Inhaltsstoffe. Der relevante Spektralbereich zur Ableitung von Wasserinhaltsstoffe liegt zwischen 400 nm – 1000 nm. Zur Gruppe der optisch aktiven Inhaltsstoffe gehören: Wasser, Gelbstoff, Phytoplankton und Tripton (Schwebstoffe). Wasser absorbiert einen großen Anteil des eindringenden Sonnenlichtes. Das Rückstreuverhalten von Wasser ist gering und nur im Wellenlängenbereich von 400 bis 500 nm erhöht. Zur Gruppe der Gelbstoffe gehören lichtabsorbierende gelöste Substanzen. Diese können im Gewässer organisch oder anorganisch sein (Frauendorf, 2002). Die größte Gruppe der organischen Gelbstoffe bilden die löslichen Huminstoffe. Zu den anorganischen Gelbstoffen zählen Metallionen (z.B. Eisen (Fe), Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Nickel (Ni)). In erster Linie absorbieren Gelbstoffe in charakteristischer Weise wellenlängenabhängig das einfallende Licht. Jedoch können sie das Licht auch emittieren, wodurch es zu einem Verschiebung zur höheren Wellenlängen kommt (Heege, 2000). Phytoplankton gehört in der Gewässerfernerkundung zu den „lebenden“ partikulären Materialien. Diese Gruppe besteht aus zahlreichen verschiedenen freischwebenden Algengruppen. Chlorophyll a ist das Schlüsselmolekül der Alge zur Photosynthese. Daher wird es oft als Indikator der Biomasseproduktion herangezogen. Wie die Gelbstoffen können Phytoplankton das einfallende Licht in charakteristischer Weise absorbieren und emittieren (Heege, 2000). Die „nicht lebenden“ partikulären Materialien im Gewässer gehören zur Gruppe des Triptons und wird ebenfalls in organische und anorganische Bestandteile untergliedert. Dem organischen Tripton wird vor allem abgestorbenes Pflanzenmaterial zugeordnet. Zur Gruppe des anorganischen Tritons sind beispielsweise kleine Sandpartikel bzw. die ausgefallenen Eisenflocken zuzuordnen (Frauendorf, 2002).

5. Ergebnisse

Rijkeboer et al.(1997) und Dekker (1993) haben Untersuchungen in Bezug auf das Verhalten der Irradiance Reflectance unterschiedlicher Gewässertypen durchgeführt. Dabei stellten Rijkeboer et al.(1997) fest, dass flache sowie tiefe Seen ein ähnliches Spektrum bestehend aus zwei bis drei deutliche Höhenpunkte aufweisen. Lediglich die reflektierte Intensität tiefer Seen ist geringer, da die Triptonkonzentration ebenfalls geringer ist. Dagegen zeigen Flüsse ein nahezu flaches Spektrum im Wellenlängenbereich von 500 bis 700 nm auf (Rijkeboer et al., 1997). Im Wellenlängenbereich von 400 bis 500 nm sind aufgrund der Absorptionen von Chlorophyll-a, Tripton und Gelbstoffe eher weniger Spektralinformationen zu finden (Dekker, 1993; Gitelson, 1992). Ab 700 nm absorbiert Wasser zunehmend das eintreffende Licht, folglich nimmt die spektrale Information ab (Dekker, 1993). Nach Heege (2000) absorbiert das Wasser selbst bei einem hohen Anteil an Tripton alle Wellenlängen ab 1.300 nm.

Wie zuvor beschrieben, erfolgt im Untersuchungsgebiet sowie auch in Tagebaurestseen ein erhöhter Stoffeintrag von Sulfat und Eisen(II). Sulfat liegt im Gewässer gelöst vor und wird daher in der Fernerkundung der Gruppe der Gelbstoffe zugeordnet. Je nach pH-Wert des Gewässers weisen Eisen(II) bzw. Eisen(III) Eigenschaften der Gelbstoffe oder Tripton auf (Frauendorf, 2002). In verschiedenen Studien wurde bereits nachgewiesen, dass sich die Spektraleigenschaften aufgrund des Stoffeintrages von Tagebaurestseen zu natürlichen Seen unterscheiden (Frauendorf, 2002; Gläßer et al., 2011; Kopačková and Hladíková, 2014; Schroeter and Gläßer, 2011). Der erhöhte Eintrag durch Gelbstoffe resultiert in einer Reduzierung der Spektralinformationen im Wellenlängenbereich zwischen 400 - 500 nm (Kopačková and Hladíková, 2014). Der hohe Triptongehalt der Tagebaurestseen führt zu einem Anstieg der Reflectance zwischen 400 - 1000 nm Wellenlänge. (Kopačková and Hladíková, 2014; Ritchie et al., 1976). In Abb. ist die Irradiance Reflectance natürlicher und verockerter Fließgewässer gegenübergestellt. Die Messungen der verockerten Fließgewässer wurden im Untersuchungsgebiet zwischen Spreewitz und der Talsperre Spremberg durchgeführt. Die Vergleichsmessungen erfolgten in der Umgebung von Dessau an natürlichen Fließgewässern. Es ist deutlich ersichtlich, dass verockerte Fließgewässer über den Wellenlängenbereich von 400 bis 850 nm eine höhere Reflexion aufweisen. Bei den natürlichen Gewässern fällt besonders das lokale Minimum bei 675 nm mit dem darauffolgenden lokalen Maximum bei 700 nm auf. Der deutliche Abfall der Spektren bei 700 nm ist durch die zunehmende Absorption von Wasser bedingt. Das lokale Maximum bei 810 nm wird von der Trübung und damit dem Schwebstoffgehalt im Gewässer beeinflusst.

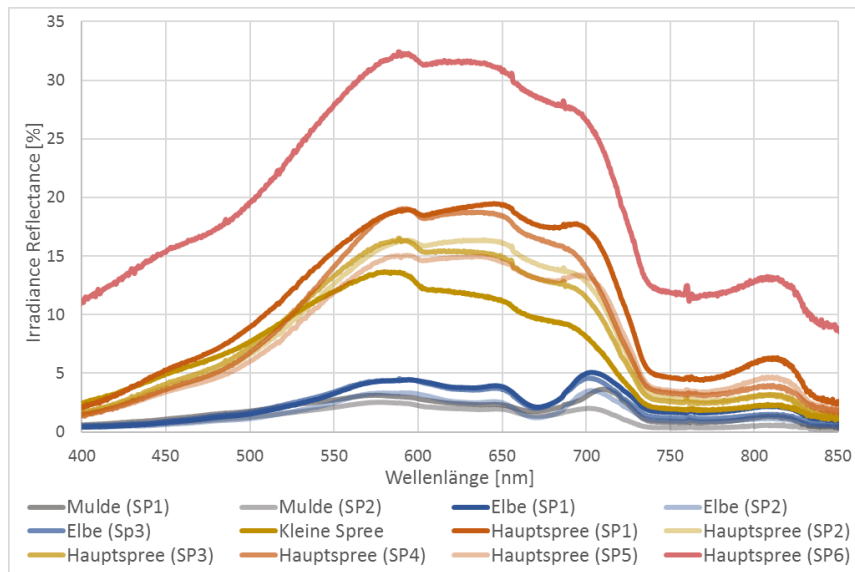


Abb. 3: Darstellung der Irradiance Reflectance natürlicher (Mulde und Elbe) sowie verockerter Fließgewässer (kleine Spree und Hauptsprees) von verschiedenen Standorten.

Weiterhin zeigen die Spektren der kleinen Spree und der Hauptsprees kleinere lokale Extrema im Wellenlängenbereich von 550 nm bis 750 nm auf, welche auf den zusätzlichen Stoffeintrag zurückzuführen sind. In Tabelle 3 sind charakteristische Wellenlängenbereiche der aktiven Gewässerinhaltsstoffe sowie von Eisenverbindungen im trocknen Zustand aufgelistet.

Tab. 3: Charakteristische Absorptions- und Reflektionsbanden der aktiven Gewässerinhaltsstoffe sowie Eisenverbindungen im trocknen Zustand.

Wellenlänge [nm]	Beschreibung	Quelle
400 bis 500	Große Absorption durch Chlorophyll-a und Gelbstoffe	(Gitelson, 1992)
400 bis 600	Hohe Absorption durch Eisen(III)	(Marusak et al., 1980)
580	breites lokales Maximum aufgrund geringer Absorption von Chlorophyll-a	(Dekker, 1993; Frauendorf, 2002; Gitelson, 1992)
620	Senke durch Absorptionen von Phycocyanin	(Frauendorf, 2002; Gitelson, 1992)
650	Schulter bei Eisenoxiden durch Absorption	(Cloutis et al., 2006; Hunt and Ashley, 1979)
675	Lokales Minimum durch Chlorophyll-a	(Dekker, 1993; Frauendorf, 2002; Gitelson, 1992)
700	Starker Anstieg der Absorption durch Wasser	(Pope and Fry, 1997)
600 bis 775	Geringste Absorption bei Eisen(III)	(Marusak et al., 1980; Wickersheim and Lefever, 1962)

Zur genauen Analyse der Spektralverläufe der Hauptsprees wurden mit dem Softwarepaket WASI verschiedene Modellierungen durchgeführt. In Abbildung 4 sind Modellierungen bei variabler Chlorophyll a-Konzentration und konstant niedrigerer (links) sowie hoher (rechts) Tripton- und Gelbstoffkonzentration dargestellt. Eine Abnahme des Spektralverlaufes mit zunehmender Chlorophyll a-Konzentration ist hier deutlich erkennbar. Des Weiteren verschiebt sich

das lokale Maximum bei 580 nm der Irradiance Reflectance zu höheren Wellenlängen. Diese Änderungen treten besonders bei einer geringen Konzentration von Tripton und Gelbstoff hervor. Eine stärkere Absorption bei steigender Chlorophyll a-Konzentration führt zu einer stärkeren Ausprägung des lokalen Minimums bei 675 nm. Bei hohen Tripton- und Gelbstoffkonzentrationen sind die Einflüsse in Abhängigkeit zur Chlorophyll a-Konzentration in einer geringeren Variabilität zu erkennen. Gründe dafür sind Extinktionseigenschaften des Triptons und der Gelbstoffe im Wellenlängenbereich zwischen 400 - 500 nm.

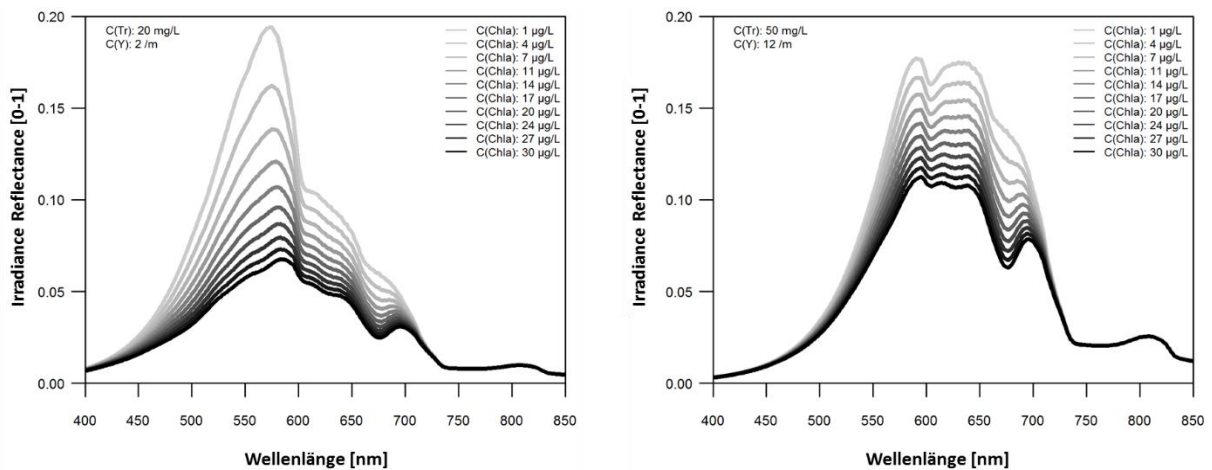


Abb. 4: Simulationen des Spektralverlaufs bei variabler Chlorophyll a-Konzentration (Chla) und konstant niedrigerer (links) sowie hoher (rechts) Tripton (Tr)- und Gelbstoff (Y)-Konzentration.

In Abbildung 5 sind modellierte Spektralverläufe bei variabler Triptonkonzentration sowie konstanter Chlorophyll a- und Gelbstoffkonzentration abgebildet. Ein deutlicher Anstieg der Spektren bei steigender Triptonkonzentration ist hier ersichtlich. Zudem steigt das Maximum bei 580 nm bei geringer Chlorophyll a- und Gelbstoff-Konzentration deutlich an. Bei einer hohen Gelbstoffkonzentration nimmt das Maximum ab. Weiterhin treten bei steigender Triptonkonzentration die spezifischen Reflexionseigenschaften zunehmend in den Vordergrund. Das lokale Maximum bei 810 nm ist bei hoher Triptonkonzentration prägnanter.

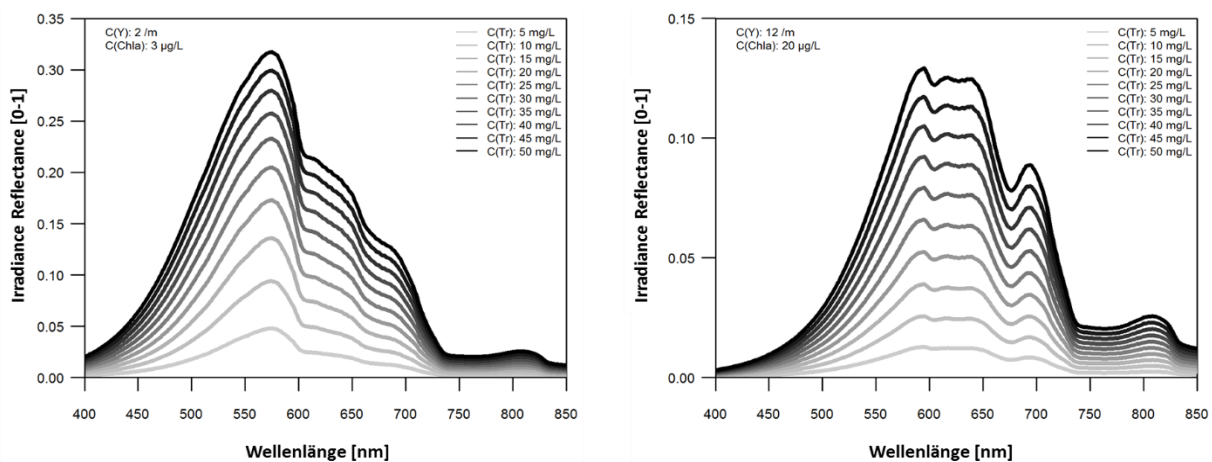


Abb. 5: Simulationen des Spektralverlaufs bei variabler Triptonkonzentration (Tr) und konstant niedrigerer (links) sowie hoher (rechts) Chlorophyll a (Chla)- und Gelbstoff (Y)-Konzentration.

In Abbildung 6 sind modellierte Spektralverläufe bei variabler Gelbstoffkonzentration sowie konstanter Chlorophyll a- und Triptonkonzentration abgebildet. Die Abnahme der Spektralverläufe mit zunehmender Gelbstoffkonzentration ist deutlich erkennbar. Weiterhin sinkt besonders stark der Spektralverlauf im Wellenlängenbereich von 400 bis 500 nm. Weiterhin nimmt das Maximum von Chlorophyll a bei 580 nm ab. Dem gegenüber kommt das Reflexionsmaximum bei 650 nm von Tripton stärker zum Vorschein.

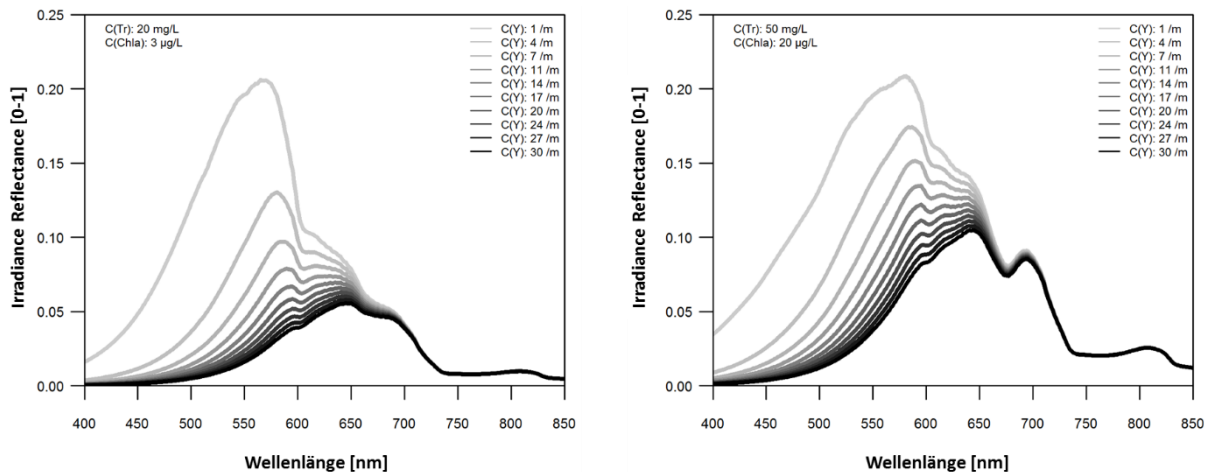


Abb. 6: Simulationen des Spektralverlaufs bei variabler Gelbstoffkonzentration (Y) und konstant niedrigerer (links) sowie hoher (rechts) Chlorophyll a (Chla)- und Tripton (Tr)-Konzentration.

Die Modellierungen haben gezeigt, dass in den verockerten Fließgewässern Chlorophyll a, hohe Konzentration von Gelbstoffen sowie hohe Triptonkonzentrationen vorzufinden sind. Den stärksten Einfluss auf das Spektralverhalten weisen Gelbstoffe zwischen 400 - 500 nm auf. Die Reflexionseigenschaften von Tripton sind deutlich bei 650 nm zu erkennen. Dies spiegelt sich auch im lokalen Maximum bei 810 nm wieder. Weiterhin hat sich gezeigt, dass das lokale Maximum bei 700 nm stärker von Chlorophyll a- als von der Triptonkonzentration abhängt. Denn je mehr Licht vom Chlorophyll a bei 675 nm absorbiert wird, desto stärker kommt das Maximum bei 700 nm zum Vorschein. Bei geringen Chlorophyll a-Konzentrationen ist dieses nur schwach ausgeprägt. Am Beispiel der Hauptspre (SP1) sind die lokalisierten Extrema in Abbildung 7 anhand der Erkenntnisse von der Simulation beschriftet.

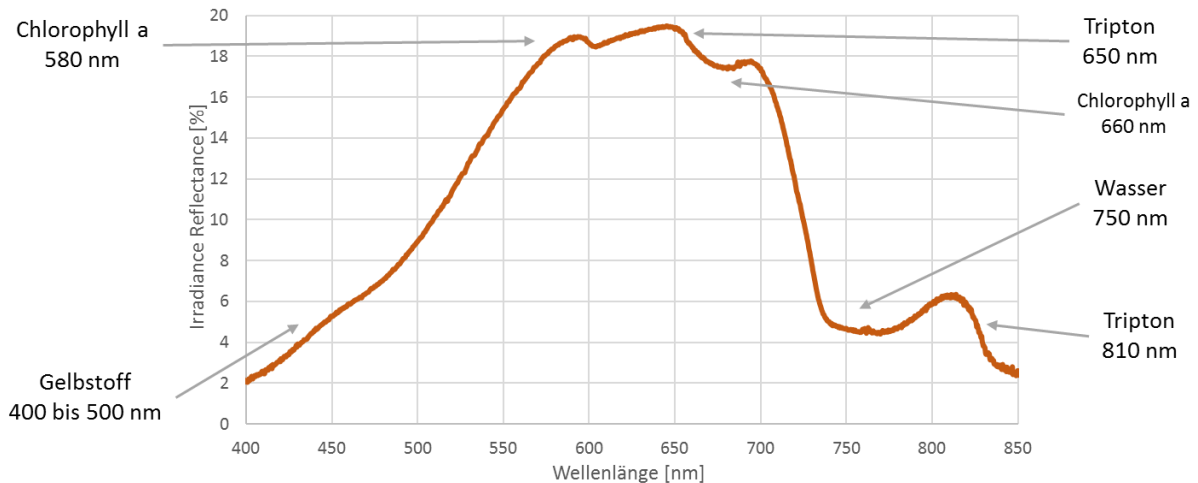


Abb. 7: Beschreibung der lokalen Extrema am Beispiel des Spektralverlaufes der Hauptspre (SP1).

Zur flächendeckenden Ableitung der Gesamteisen- sowie Sulfatkonzentration kann basierend auf den Untersuchungen ein semi-empirischer Fernerkundungsansatz entwickelt werden. Bei diesem Ansatz werden die Wellenlängenbereiche der größten Wirksamkeit lokalisiert und mit den chemischen Messungen in einen kausalen Zusammenhang gebracht. Hinsichtlich der Ableitung von Eisen(III) bieten sich die Wellenlängen bei 650 und 810 nm an. Zur Ableitung der Sulfat- und Eisen(II)-Konzentration kann der Wellenlängenbereich zwischen 400 und 500 nm an bzw. die Berechnung der Steigung von 400 zu 580 nm genutzt werden. Zur Entwicklung eines genauen Modells sind jedoch zahlreiche zusätzliche chemische Messungen notwendig.

6. Diskussion und Ausblick

Anhand der gemessenen Irradiance Reflectance der verockerten Spree konnte der deutliche spektrale Unterschied zu natürlichen Fließgewässern dargestellt werden. Grund dafür ist der erhöhte Stoffeintrag von Sulfat und Eisen(II). Dies führt zu einer höheren Gelbstoff- sowie Triptonkonzentration. Folglich kommt es zu einer höheren Absorption im Wellenlängenbereich von 400 – 500 nm sowie zu einer höheren Streuung über den gesamten Wellenlängenbereich von 400 - 850 nm. Durch die Simulationen im WASI konnte nachgewiesen werden, dass sich Chlorophyll a in der Hauptspre befindet, jedoch sind die Merkmale aufgrund der hohen Gelbstoff- und Triptonkonzentration nur schwach ausgeprägt. Weiterhin hat sich gezeigt, dass ein semi-empirischer Fernerkundungsansatz anwendbar ist. Dazu sind jedoch zusätzlich chemische In Situ-Messungen notwendig, um ein präzises technisches Modell zu entwickeln.

Literatur

- Bilek, F., Moritz, F., Albinus, S., 2016. Iron-Hydroxide-Removal from Mining Affected Rivers, in: Mining Meets Water – Conflicts and Solutions. Presented at the IMWA 2016, Akademische Buchhandlung, Leipzig, pp. 151–158.
- Bukata, R.P., Jerome, J.H., Kondratyev, K.Y., Pozdnyakov, D.V., 1995. Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Water. CRC Press, Inc., Boca Raton.

- Cloutis, E.A., Hawthorne, F.C., Mertzman, S.A., Krenn, K., Craig, M.A., Marcino, D., Methot, M., Strong, J., Mustard, J.F., Blaney, D.L., Bell, J.F., Vilas, F., 2006. Detection and discrimination of sulfate minerals using reflectance spectroscopy. *Icarus* 184, 121–157. <https://doi.org/10.1016/j.icarus.2006.04.003>
- Dekker, A.G., 1993. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. Free University, Amsterdam.
- Edwards, K.J., Goebel, B.M., Rodgers, T.M., Schrenk, M.O., Gihring, T.M., Cardona, M.M., Hu, B., McGuire, M.M., Hamers, R.J., Pace, N.R., 1999. Geomicrobiology of Pyrite (FeS₂) Dissolution: Case Study at Iron Mountain, California. *Geomicrobiol. J.* 16, 155–179. <https://doi.org/10.1080/014904599270668>
- Frauendorf, J., 2002. Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern verschiedener Restseen des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland (Dissertation). Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle (Saale).
- Gitelson, A., 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int. J. Remote Sens.* 13, 3367–3373.
- Gläßer, C., Groth, D., Frauendorf, J., 2011. Monitoring of hydrochemical parameters of lignite mining lakes in Central Germany using airborne hyperspectral casi-scanner data. *Int. J. Coal Geol.* 86, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2011.01.007>
- Gleisner, M., Herbert, R.B., 2002. Sulfide mineral oxidation in freshly processed tailings: batch experiments. *J. Geochem. Explor.* 76, 139–153. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(02\)00233-9](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(02)00233-9)
- Heege, T., 2000. Flugzeuggestützte Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen am Bodensee (Forschungsbericht 2000 No. 40). Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V.
- Hunt, G.R., Ashley, R.P., 1979. Spectra of altered rocks in the visible and near infrared. *Econ. Geol.* 74, 1613–1629.
- Hüttl, R.F., 1998. Ecology of post strip-mining landscapes in Lusatia, Germany. *Environ. Sci. Policy* 1, 129–135.
- Kopačková, V., Hladíková, L., 2014. Applying Spectral Unmixing to Determine Surface Water Parameters in a Mining Environment. *Remote Sens.* 6, 11204–11224. <https://doi.org/10.3390/rs61111204>
- Marusak, L.A., Messier, R., White, W.B., 1980. Optical absorption spectrum of hematite, $\alpha\text{Fe}_2\text{O}_3$ near IR to UV. *J. Phys. Chem. Solids* 41, 981–984. [https://doi.org/10.1016/0022-3697\(80\)90105-5](https://doi.org/10.1016/0022-3697(80)90105-5)
- Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., Mills, A.L., 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51, 1561–1571.
- Pope, R.M., Fry, E.S., 1997. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Appl Opt* 36, 8710–8723. <https://doi.org/10.1364/AO.36.008710>
- Rijkeboer, M., Dekker, A.G., Herman, J.G., 1997. Subsurface Irradiance Reflectance spectra of inland waters differing in morphometry and hydrology, in: *Aquatic Ecology*. © 1998 Kluwer Academic Publishers, Belgium, pp. 313–323.

- Ritchie, J.C., Schiebe, F.R., McHenry, J.R., 1976. Remote sensing of suspended sediments in surface waters. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 42, 1539–1545.
- Sánchez, J., 2008. Acid Mine Drainage in the Iberian Pyrite Belt: an Overview with Special Emphasis on Generation Mechanisms, Aqueous Composition and Associated Mineral Phases. Presented at the macla n°10. november '08 - revista de la sociedad española de mineralogía, Sevilla, pp. 34–43.
- Schroeter, L., Gläßer, C., 2011. Analyses and monitoring of lignite mining lakes in Eastern Germany with spectral signatures of Landsat TM satellite data. *Int. J. Coal Geol.* 86, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2011.01.005>
- Schultze, M., Pokrandt, K.-H., Hille, W., 2010. Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnol. - Ecol. Manag. Inland Waters* 40, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.006>
- Singer, P.C., Stumm, W., 1970. Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science* 167, 1121–1123.
- Uhlmann, W., Theiss, S., Nestler, W., Claus, T., 2013. Studie zu den Auswirkungen des Grundwasserwiederanstieges auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/ Gräbendorf) (Im Auftrag der LMBV). Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Uhlmann, W., Theiss, S., Nestler, W., Zimmermann, K., Claus, T., 2012. Weiterführende Untersuchungen zu den hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree und in die Spree - Projektphase 2: Präzisierung der Ursachen und Quellstärken für die hohe Eisenbelastung des Grundwassers - Teil1: Erkundung (September 2012) (Berichterstattung). Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Ulrich, C., Bannehr, L., Lausch, A., 2016. Ableitung von Eisen (II, III) oxid in Fließgewässern mittels Multispektraldaten, in: 36. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V. 2016. Presented at the Dreiländertagung der SGPF, DGPF und OVG Lösungen für eine Welt im Wandel, Schweizerbart'schen Verlagsbuchhandlung, Bern, pp. 34–43.
- Velasco, F., Alvaro, A., Suarez, S., Herrero, J.-M., Yusta, I., 2005. Mapping Fe-bearing hydrated sulphate minerals with short wave infrared (SWIR) spectral analysis at San Miguel mine environment, Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *J. Geochem. Explor.* 87, 45–72. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.07.002>
- Wickersheim, K.A., Lefever, R.A., 1962. Absorption Spectra of Ferric Iron-Containing Oxides. *J. Chem. Phys.* 36, 844–850. <https://doi.org/10.1063/1.1732620>

Langzeitsimulation der Wassertemperatur zeitlich variabel beschatteter Fließgewässer für Klimafolgenabschätzung und Maßnahmeplanung: Bedeutung zeitlich hoch aufgelöster Wassertemperaturmessungen

Karoline Stein, Günter Meon

Zusammenfassung

Im Tiefland der mittleren Breiten hängt das Beschattungspotential der Ufervegetation vielerorts von der Jahreszeit ab. Die Simulation der Wassertemperatur von Fließgewässern über längere Zeiträume sollte deshalb unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode erfolgen. Es wurde ein Ansatz entwickelt, der mithilfe phänologischer Modelle auch eine klimatisch bedingte Verschiebung der Vegetationsperiode abbilden kann. Um die Simulation der Tagesdynamik der Wassertemperatur validieren zu können, werden zeitlich hoch aufgelöste Beobachtungen benötigt. Ein einfaches Monitoring wird vorgestellt. Die Vorhersage der Vegetationsperiode gelang im Untersuchungsgebiet mit einem mittleren absoluten Fehler von 4 bis 8 Tagen. Sensitivitätsstudien zeigten, dass die Tageshöchsttemperatur in einem durchschnittlichen Sommer mit einem Ausbau der Beschattung um 20% um 0.8 K gesenkt werden kann.

1. Einleitung

Die Beschattung durch Ufergehölze beeinflusst maßgeblich den Strahlungshaushalt und die Wassertemperatur mittlerer und kleiner Fließgewässer (Beschta 1997, Webb & Zang 1997). Die Wassertemperatur beeinflusst wiederum alle abiotischen und biotischen Stoffumbauprozesse im Gewässer (Whitehead & Hornberger 1984). Durch die Erhöhung der Beschattung von bisher strahlungsexponierten Gewässerstrecken können die ökologisch bedeutsamen Tageshöchsttemperaturen herabgesetzt und die Entwicklung von strahlungslimitierten Phytoplankton- und Makrophytengesellschaften eingeschränkt werden (Hutchins et al. 2010, Demal und Fortin 1987, Köhler et al. 2010). Der Ausbau von Gehölzstreifen wirkt sich also nicht nur positiv auf die Gewässerstruktur und den Nährstoffhaushalt aus, sondern stellt auch eine geeignete Managementmaßnahme zur Verbesserung des Temperaturregimes von Fließgewässern z.B. zur Klimafolgevorsorge dar (Hutchins et al. 2010, Trimmel et al. 2018).

Da bei der Modellierung entsprechender Managementszenarien sowohl die Tagesdynamik der Wassertemperatur als auch Langzeiteffekte auf die Wasserqualität abgebildet werden sollten, entstehen hohe Ansprüche an die Modelltechnik. Für die Simulation der Fließgewässertemperatur und anderer Wasserqualitätsparameter in Abhängigkeit von der Beschattung eignen sich hydrodynamische Gewässergütemodelle mit einem vollständigen Wärmebilanzansatz (Caisie 2006). Die meisten verfügbaren Modelle berücksichtigen aber die Gewässerbeschattung nur als konstanten Parameter, sind nur für die stationäre Simulation kurzer Zeiträume vorgesehen oder auf Tageszeitschritte beschränkt. Im Tiefland der mittleren Breiten ist die Ufervegetation stark durch Laubgehölze geprägt, deren Beschattungspotential von der Jahreszeit abhängt. Die Simulation der Wassertemperatur von Fließgewässern über längere Zeiträume sollte deshalb unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode erfolgen.

Es wird im Folgenden ein Projekt vorgestellt, bei dem vergleichende Untersuchungen zur Abbildung einer jahreszeitlich variablen Beschattung und dynamischer, von den meteorologischen Bedingungen gesteuerten Vegetationsperioden bei der Langzeitsimulation der Fließgewässertemperatur mit einem eindimensionalen hydrodynamischen Gewässergütemodell

durchgeführt werden. Dabei wird insbesondere auf die Erhebung zeitlich hoch aufgelöster Wassertemperaturen mit einfachen Mitteln eingegangen.

2. Methodischer Ansatz zur Dynamisierung der Fließgewässerbeschattung bei der Simulation der Wassertemperatur

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Die Fließgewässerbeschattung wird bei der Simulation der Fließgewässerqualität in der Regel über einen zeitlich konstanten Modellparameter abgebildet, der aber im Gewässerverlauf variieren kann. Bei den folgenden Untersuchungen wird dieser Parameter in Zeiten eines wenig variablen Beschattungspotentials der Ufergehölzvegetation (vollständige Belaubung im Sommer und vollständige Entlaubung im Winter) als zeitlich konstant angenommen, während er in Zeiten der Blattentfaltung und des Blattfalls der Ufergehölze angepasst wird, um die jahreszeitliche Variabilität der Beschattung abzubilden.

Beginn und Ende der Blattentfaltung und des Blattfalls der Laubgehölze sind periodisch wiederkehrende Wachstums- und Entwicklungserscheinungen der Pflanzen, sogenannte phänologische Phasen. Diese variieren an einem Ort vor allem durch den Einfluss der Witterung (Schnelle 1955). Viele phänologische Phasen werden in Deutschland in einem Beobachtungsprogramm des Deutschen Wetterdienstes (DWD) festgehalten. Die Artenzusammensetzung der Ufergehölzvegetation ist meistens nicht bekannt und häufig anthropogene beeinflusst, sodass nicht auf phänologische Beobachtungen einzelner Ufergehölzarten zurückgegriffen werden kann. Dennoch kann mithilfe der phänologischen Beobachtungen des DWD der Zeitraum der Blattentfaltung und des Blattfalls vergangener Jahre ermittelt werden, da die Reihenfolge phänologischer Erscheinungen im Allgemeinen in jedem Jahr gleich ist (Schnelle 1955). So erfolgt die Blattentfaltung der Laubgehölze und Laubbäume im phänologischen Erst- und Vollfrühling, während der Blattfall der Laubgehölze im Spätherbst stattfindet (Schnelle 1955). Der Beginn einer phänologischen Jahreszeit wird durch sogenannte Leitphasen bestimmt. Die Blüte der Forsythie (*Forsythia suspensa* (Thunb.) Vahl) leitet den Erstfrühling und somit die Blattentfaltung der Gehölze ein. Diese ist mit dem Ende des Vollfrühlings, also dem Beginn des Frühsommers, abgeschlossen. Die entsprechende Leitphase ist die Blüte des Schwarzen Holunders (*Sambucus nigra* L.). Der Spätherbst beginnt mit der Blattverfärbung der Stiel-Eiche (*Quercus robur* L.) und endet mit ihrem Blattfall. Es wird also aus den phänologischen Beobachtungen der Leitphasen auf Beginn und Ende der Blattentfaltung und des Blattfalls der Laubgehölze in der Vergangenheit geschlossen. Um den Eintritt dieser pflanzlichen Entwicklungsphasen in der Zukunft oder in nicht beobachteten Jahren vorherzusagen, wird auf phänologische Modelle zurückgegriffen, die den Eintritt phänologischer Phasen in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen beschreiben. Dadurch ist es auch möglich, eine klimabedingte Veränderung der Vegetationsphase zu berücksichtigen.

2.2 Gebiet und Daten

Die Untersuchungen erfolgen an einem Gewässerabschnitt der Böhme, einem sand- und lehm-geprägten Tieflandfluss im Naturraum Lüneburger Heide. Die Böhme ist ein rechter Zufluss der Aller ca. 45 km vor ihrer Mündung in die Weser. Simulationen erfolgten entlang einer 36 km langen Teilstrecke vom Pegel Brock bis zur Mündung der Böhme in die Aller. Entlang

dieser Teilstrecke stehen die Pegel Brock (MHQ: 14,12 m³/s, MQ: 3,23 m³/s, MNQ: 1,54 m³/s) und Hollige sowie die Gewässergütemessstellen Uetzingen und Böhme des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) als Referenzstationen zur Verfügung. Die bordvolle Breite der Böhme im untersuchten Abschnitt variiert zwischen ca. 9 und 14 Metern.

2.3 Ermittlung der Vegetationszeit

Beginn und Ende der Blühtentfaltung und des Blattfalls der Laubgehölze wurden aus phänologischen Beobachtungen und auch mit Hilfe phänologischer Modelle ermittelt.

Es wurden sieben phänologische Beobachtungsstationen des DWD ausgewählt, die sich in der Umgebung der betrachteten Teilstrecke befinden und nicht weiter als 1000 Meter von einem Fließgewässer entfernt liegen. Unvollständige Beobachtungsreihen wurden durch Bildung der mittleren Differenz zu Beobachtungen an vollständigen Nachbarstationen nach Schnelle (1955) aufgefüllt. Die Vegetationsperiode wurde im Zeitraum 1991 – 2016 sowohl für die Einzeljahre als auch als langjähriges Mittel über diesen Zeitraum bestimmt. Dafür erfolgte eine Auswertung der phänologischen Phasen Blüte der Forsythie, Blüte des Schwarzen Hohlenders, Blattverfärbung der Stiel-Eiche und Blattfall der Stiel-Eiche. Zum Vergleich vom mit einem phänologischen Modell simulierten Phaseneintritt mit den vorliegenden phänologischen Beobachtungsdaten wurden die Beobachtungen aller Stationen für jedes Jahr gemittelt.

Zur Simulation der Vegetationszeit kamen ein klassisches Grad-Tag-Modell (DDma) und der Growing-Season-Index (GSI) nach Jolly et al. (2005) zum Einsatz. Als Eingangsdaten wurden stündliche Messwerte der Klimastation Soltau des DWD genutzt.

Das Grad-Tag-Modell DDma summiert die Tagesmitteltemperaturen oberhalb einer Reaktionsschwelle (Basistemperatur) mit der modifizierten Mittelwertmethode nach Herms (2004). Bei einer kritischen Temperatursumme tritt die entsprechende Entwicklungsphase auf. Als Startdatum wurde jeweils der 1. Januar jeden Jahres und als Basistemperatur 0°C gewählt. Grad-Tag-Modelle haben sich vor allem bei der Vorhersage von Frühjahrs- und Sommerphasen bewährt (Menzel 2007).

Der GSI nutzt die Tagesminimumtemperatur, das Wasserdampfdefizit der Luft und die Tageslänge um einen kombinierten Index der Vegetationsentwicklung zu berechnen. Für diese drei Parameter werden Schwellenwerte angenommen, zwischen denen die Pflanzenentwicklung von inaktiv (null) bis unbegrenzt (1) linear ansteigt. Der GSI ist das gleitende Mittel des Produkts aus diesen drei Indizes über 21 Tage. Nach Jolly et al. (2005) setzt die Blühtentfaltung im Frühjahr mit überschreiten eines GSI von 0.5 ein. Die Blühtentfaltung wurde mit dem Erreichen eines GSI von 0.97 als abgeschlossen erachtet. Im Herbst beginnt der Blattfall mit dem Unterschreiten eines GSI von 0.5. Als Ende des Blattfalls wurde das Unterschreiten eines GSI von 0.01 definiert. Der GSI wurde bereits erfolgreich für Simulationen des Wasserhaushalts in Niedersachsen eingesetzt (Förster et al. 2012).

2.4 Kontinuierliche Messungen der Wassertemperatur im Untersuchungsgebiet

Die Wassertemperatur der Böhme wird von behördlicher Seite einmal pro Monat an drei Messstellen ermittelt. Dabei wird eine Stichprobenmessung durchgeführt, deren Zeitpunkt in den Jahren zwischen 1980 und 2009 in der Zeit zwischen 7:45 Uhr und 18:00 Uhr stattfand.

Um die Tagesdynamik der Wassertemperatur der Böhme beschreiben und deren Abbildung im Modell validieren zu können, werden zeitlich hoch aufgelöste Beobachtungen der Wassertemperatur benötigt. Es muss mindestens gewährleistet sein, dass die Tageshöchst- und Tagestiefsttemperatur hinreichend genau ermittelt werden kann.

Aus diesem Grund wurde ein kontinuierliches Monitoring der Wassertemperatur mit einfachen Mitteln im untersuchten Abschnitt der Böhme eingerichtet.

Die Temperaturmessung erfolgte am Pegel Brock, an der Gewässergütemessstelle Uetzingen und am Pegel Hollige des NLWKN von April 2015 bis März 2016 (Abbildung 1).



Abb. 1: Ufervegetation oberhalb der kontinuierlichen Wassertemperaturmessstellen (links: Brock, Mitte: Uetzingen, rechts: Hollige, oben: am 28.03.2015, unten: am 10.06.2015).

Es wurden HOBO Water Temperature Pro v2 (U22-001) Datenlogger der Marke Onset® mit einem Betriebsbereich von -40° bis 50°C in Wasser und einer Genauigkeit von $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$ von 0° bis 50°C eingesetzt. Die Logger haben eine Auflösung von $0,02^{\circ}\text{C}$ bei 25°C und eine Reaktionszeit von 5 Minuten in Wasser. Vor dem Einsatz wurden die Geräte im Laborversuch mit Eiswasser validiert.

Zur Verankerung der Messgeräte im Gewässer wurden handelsübliche Pflanzsteine eingesetzt, die zustromseitig mit Drahtgeflecht versehen wurden, um die Datenlogger vor Treibgut zu schützen ohne die Durchströmung zu stark zu beeinträchtigen (Abbildung 2). Die Steine wurden von einer Brücke oder vom Ufer aus an einem Nylonseil im Bereich der höchsten

Fließgeschwindigkeit ins Gewässer eingebracht und zum Auslesen der Daten wieder eingeholt. Eine Kontrolle der Messstellen und das Auslesen der Daten erfolgte einmal im Monat.



Abb. 2: Installation der Datenlogger im Gewässer (links und Mitte: handelsübliche Pflanzsteine als Einhausung und Verankerung, rechts: Einsetzen der Messgeräte ins Gewässer am Pegel Hollige).

2.5 Kartierung der Ufergehölzvegetation und Berechnung der Beschattung

Die Gewässerbeschattung ist abhängig vom Sonnenstand und variiert im Tages- und im Jahresgang. Weiterhin wird sie durch Parameter des Gewässers (Ausrichtung, Breite, Höhe, Neigung der Ufer) und der Ufergehölzvegetation (Vegetationsdichte, Stammhöhe, Kronenhöhe, Überhang, Kronendichte, Abstand vom Gewässer) beeinflusst. Die Ufergehölzvegetation des untersuchten Gewässerabschnitts wurde detailliert in Bezug auf alle beschattungsrelevanten Parameter während des Sommers kartiert, um die maximale Beschattung des Gewässerabschnitts präzise berechnen zu können. Die Aufnahme der Kronendichte erfolgte dabei nach Framton et al. (2001). Die Berechnung der Beschattung wurde in Abhängigkeit dieser Parameter für 285 Teilabschnitte nach der Methode von Li et al. (2012) unter Berücksichtigung der Gehölzdichte und des Nadelbaumanteils in stündlicher Auflösung durchgeführt. Dabei wurde die Kronendichte in Zeiten der Blattentfaltung und des Blattwurfs linear zwischen Sommer- und Winterkronendichte interpoliert.

2.6 Simulation der Wassertemperatur

EPD-RIV1 (Martin und Wool 2002) ist ein eindimensionales (querschnittsgemitteltes) hydrodynamisches Wasserqualitätsmodell. Die Abbildung der Prozesse basiert auf dem CE-QUAL-RIV1-Modell, das von der U.S. Army Engineers Waterways Experiment Station (WES) entwickelt wurde.

Das Modell ist für die Simulation von dynamischen Zuständen in Fließgewässern konzipiert worden. Es besteht aus einem Modul für die Berechnung der Hydrodynamik und einem Modul für die Simulation der Wasserqualität auf Grundlage der Ergebnisse aus dem Hydrodynamikmodul. Für hydrodynamische Berechnungen wird die St. Venant-Gleichung numerisch mit einem vier-Punkte impliziten Finite-Differenzen-Verfahren gelöst. Neben der Wassertemperatur können mit EPD-RIV1 noch 15 weitere Wasserqualitätsparameter simuliert werden.

Die Nachbildung der Gewässergeometrie erfolgte mit Hilfe von Daten aus einer Quervermessung der Böhme von NLWKN. Für hydrologische Rand- und Anfangsbedingungen wurde auf die beobachteten Wasserstände und Abflüsse an den Pegeln Brock und Hollige zurückgegriffen. Laterale Zuflüsse zur Teilstrecke wurden mit dem erweiterten Wasserhaushaltsmodell

Panta Rhei (LWI-HYWAG und IfW 2012, Meon et al. 2015, Riedel et al. 2017) simuliert. Als klimatische Eingangsdaten standen stündlichen Stationsmessungen von der Station Soltau des DWD zur Verfügung. Bei der Simulation der Wassertemperatur mit dem vollständigen Wärmebilanzansatz ist die Gewässerbeschattung der einzige Modellparameter.

Das Modell wurde hydrodynamisch validiert. Zudem erfolgten stationäre und instationäre Sensitivitätsuntersuchungen zum Einfluss des Beschattungsparameters unter variierenden hydrologischen und klimatischen Bedingungen in drei Sommerperioden. Im Sommer 1998 waren die Sonnenscheindauer und die Lufttemperatur im Vergleich zum langjährigen Monatsmittel niedrig, im Sommer 2005 durchschnittlich und im Sommer 2003 überdurchschnittlich.

3. Ergebnisse

3.1 Vegetationsphasen

Die eingesetzten phänologischen Modelle GSI und DDma zeigen in der Gegenüberstellung mit den Beobachtungen der entsprechenden phänologischen Phasen eine unterschiedliche Eignung zur Vorhersage der Zeiträume der Blühtentfaltung und des Blattfalls (Abbildung 3 und Tabelle 1).

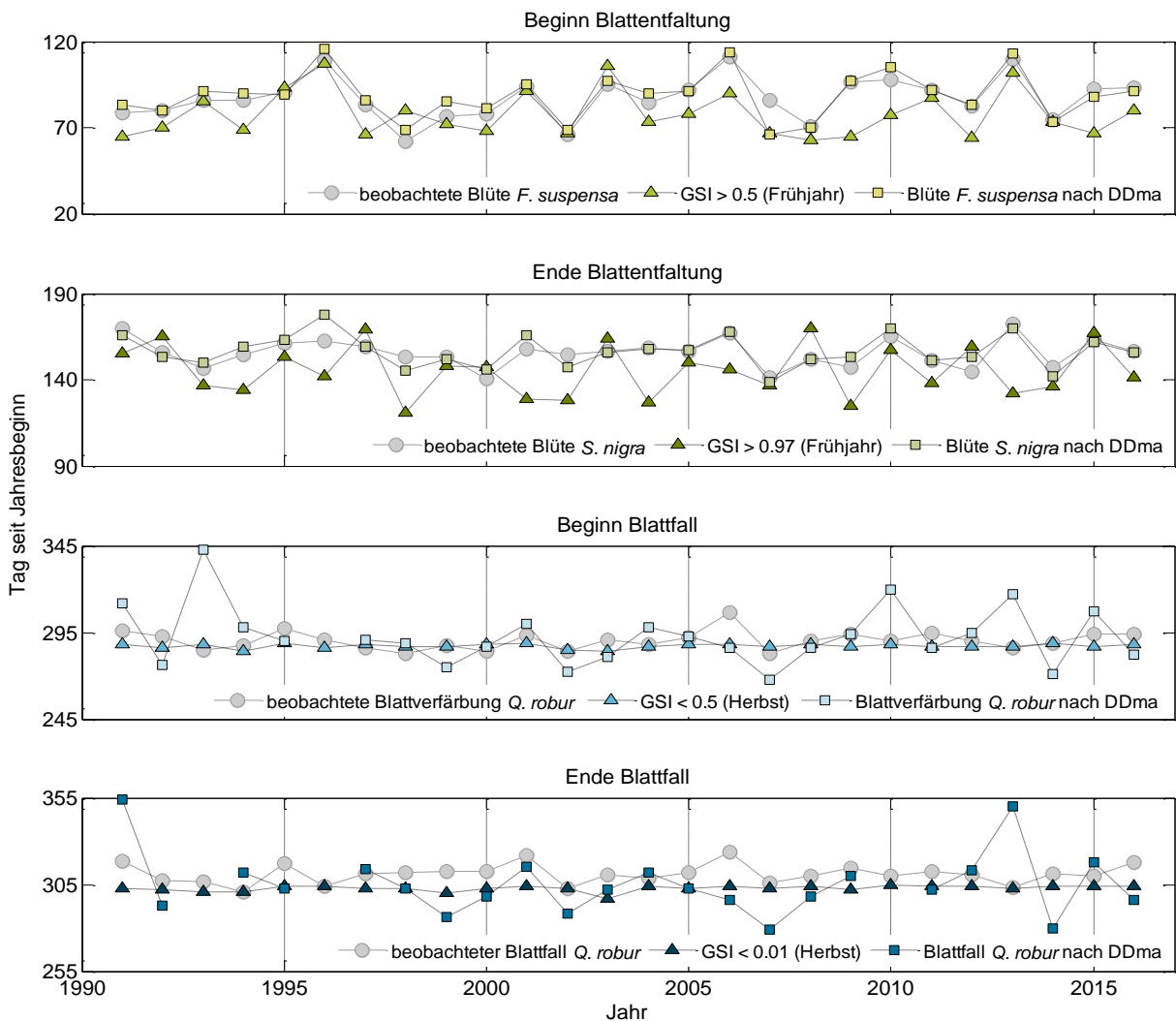


Abb. 3: Vergleich des mit zwei phänologischen Modellen simulierten Eintritts phänologischer Phasen mit phänologischen Beobachtungen (Mittelwert aus sieben Stationen).

Tab. 1: Mittlerer absoluter Fehler [d] der phänologischen Modelle GSI und DDma bei der Vorhersage der Zeiträume der Blattentfaltung und des Blattfalls.

	Beginn Blattentfaltung	Ende Blattentfaltung	Beginn Blattfall	Ende Blattfall
GSI	13	16	6	8
DDma	4	4	13	13

Beginn und Ende der Blattentfaltung konnten sehr gut mit dem klassischen Grad-Tag-Modell nachgebildet werden, in das nur die Lufttemperatur in stündlicher Auflösung eingeht. Das Ende der Vegetationsphase konnte sehr viel besser mit dem GSI abgebildet werden, der neben der Tagestieftemperatur auch das Wasserdampfdefizit der Luft und die Tageslänge berücksichtigt. Das entspricht den Erfahrungen der phänologischen Modellierung und spiegelt wider, dass die Einflussfaktoren auf herbstliche Laubverfärbung und Blattfall komplexer sind als die der Blattentfaltung im Frühjahr. Hier spielt neben der Thermoperiode die Photoperiode eine entscheidende Rolle (Menzel 2007).

3.2 Beschattung

Höchstwerte der nach 2.4 berechneten Gewässerbeschattung liegen bei etwa 97% und treten im oberen Bereich der Fließstrecke und vor allem im Sommer auf (Abbildung 4). Im unteren Bereich und im phänologischen Winter ist die Gewässeroberfläche an einigen Stellen unbeschattet. Eine erhöhte Beschattung im Winter ist durch Nadelbäume in der Ufervegetation zu begründen.

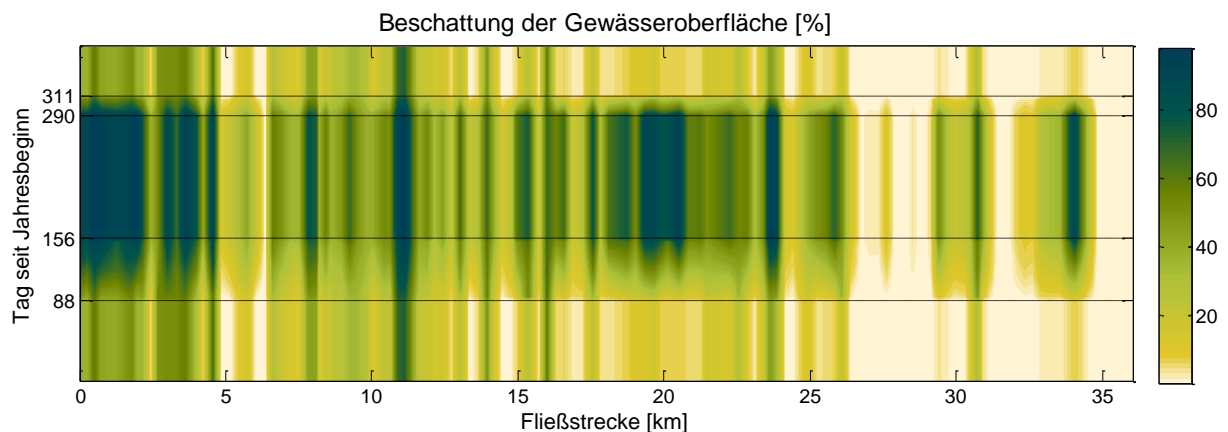


Abb. 4: Beschattung des Gewässerabschnitts im Jahresverlauf. Beginn und Ende der Blattentfaltungs- bzw. Blattfallperiode entsprechen der langjährigen mittleren Beobachtung der phänologischen Phasen.

3.3 Simulation der Wassertemperatur

Simulierte Wassertemperaturen unter stationärem Mittelwasser- (MQ) und Niedrigwasserabfluss (MNQ) mit unterschiedlichen Beschattungen sind in Abbildung 5 dargestellt. Bei geringer Beschattung ist die Wassertemperatur insgesamt höher als bei starker Beschattung und die Tagesamplitude ist deutlich größer. Es werden höhere Tageshöchsttemperaturen erreicht als bei starker Beschattung. Die Tagesamplituden bei geringer Beschattung sind bei MNQ noch

stärker ausgeprägt, was zu einem häufigeren Auftreten von besonders hohen Wassertemperaturen führt. Die maximale Differenz der Wassertemperatur zwischen vollständig beschatteten und unbeschatteten Verhältnissen beträgt im Sommer 2005 bei mittlerem Abfluss etwa 8 K, bei Niedrigwasserabfluss 11 K.

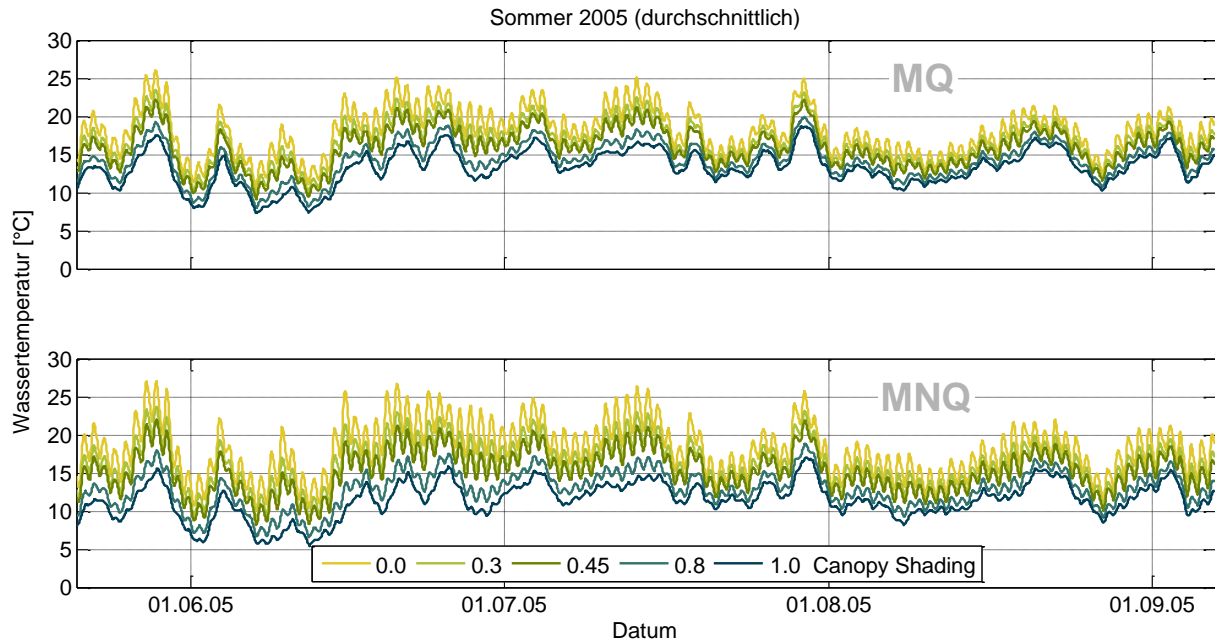


Abb. 5: Einfluss des Beschattungsparameters („Canopy Shading“) auf die simulierte Wassertemperatur im Sommer 2005 bei stationärem Mittelwasserabfluss (oben) und mittlerem Niedrigwasserabfluss (unten).

Abbildung 6 verdeutlicht den Einfluss des Beschattungsparameters unter variierenden klimatischen Bedingungen. Bei einem Ausbau der Beschattung um 20% ist eine Reduzierung der mittleren Tagestieftemperatur um ca. 0.5 K und der mittleren Tagesmitteltemperatur um ca. 0.7 K festzustellen. Die mittlere Tageshöchsttemperatur sinkt um ca. 0.8 K.

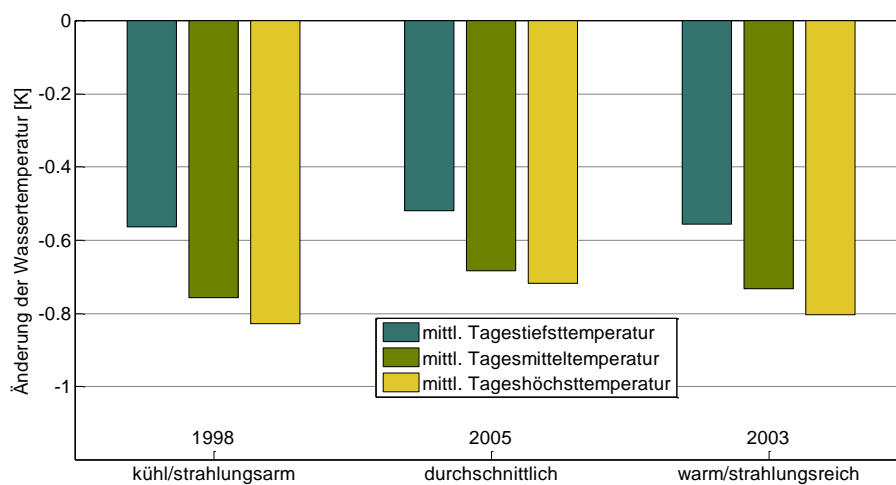


Abb. 6: Veränderung der Wassertemperatur bei einer Zunahme der Beschattung um 20%.

4 Ausblick

Aktuell werden Simulationen mit auf unterschiedlichen Wegen ermittelten Vegetationsperioden für den Zeitraum von April 2015 bis März 2016 durchgeführt, da dafür hochaufgelöste Wassertemperaturbeobachtungen vorliegen. Es sind weitere Simulationen im Zeitraum 1996 bis 2005 geplant. Über die Auswertung der simulierten Wassertemperaturdynamik im Zeitraum der Blattentwicklung und des Blattfalls soll eine mögliche Verbesserung der Modellierung durch die Berücksichtigung einer zeitlich variablen Beschattung und einer dynamischen Vegetationsperiode geprüft werden.

Literatur

- Beschta, R.L., 1997. Riparian Shade and Stream Temperature: An Alternative Perspective. *Rangelands* 19:25-28.
- Caissie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biol* 51 (8), S. 1389–1406.
- Demal, L., Fortin, M., 1987. Shading with bank side trees to control *Cladophora*. *Can Water Resour J* 12 (4), S. 43–51.
- Förster, K., Gelleszun, M., Meon, G., 2012. A weather dependent approach to estimate the annual course of vegetation parameters for water balance simulations on the meso- and macroscale. *Adv. Geosci.* 32, S. 15–21.
- Frampton, C. M., Pekelharing, C. J., Payton, I. J., 2001. A fast method for monitoring foliage density in single lower-canopy trees. *Environmental Monitoring and Assessment* 72 (3), S. 227–234.
- Herms, D.A., 2004. Using degree-days and plant phenology to predict pest activity, in: V. Krichik and J. Davidson, eds. *IPM (Integrated Pest Management) of Midwest Landscapes*, pp. 49-59. Minnesota Agricultural Experiment Station Publication 58-07645, 316 pp.
- Hutchins, M. G., Johnson, A. C., Deflandre-Vlandas, A., Comber, S., Posen, P., BOORMAN, D., 2010. Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: Reducing nutrient pollution or riparian shading? *Sci. Total Environ* 408 (21), S. 5065–5077.
- Jolly, W. M., Nemani, R., Running, S. W., 2005. A generalized, bioclimatic index to predict foliar phenology in response to climate. *Global Change Biol* 11 (4), S. 619–632.
- Köhler, J., Hachoł, J., Hilt, S., 2010. Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquatic Bot* 92 (2), S. 129–136.
- Li, G., Jackson, C. R., Kraseski, K. A., 2012. Modeled riparian stream shading: Agreement with field measurements and sensitivity to riparian conditions. *J. Hydrol* 428-429, S. 142–151.
- LWI-HYWAG und IfW, 2012. *Panta Rhei Benutzerhandbuch - Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröffentlicht)*, Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig in Kooperation mit dem Institut für Wassermanagement IfW GmbH, Braunschweig.
- Martin, J. L., Wool, T., 2002. *A Dynamic One-Dimensional Model of Hydrodynamics and Water Quality - EPD-RIV1. User's Manual*. United States Environmental Protection Agency, Ecosystem Research Division, Athens, Georgia

- Menzel, A. 2007. Phänologische Modelle. *promet* 33 (1/2), S. 20–27.
- Meon, G., Riedel, G., Anhalt, M., Hölscher, J., 2015. Innovative Hochwasservorhersage für kleine und mittlere Einzugsgebiete, in: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung: Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement, Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn*, Evers, M., Dieckkrüger, B. (Eds.), 35.15, Hennef.
- Riedel, G., Anhalt, M., Meyer, S., Weigl, E., Meon, G., 2017. Erfahrung mit Radarprodukten bei der operationellen Hochwasservorhersage in Niedersachsen. *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 10, 664–671.
- Schnelle, F., 1955. Pflanzenphänologie. In: *Probleme der Bioklimatologie (Band 3)*, S. 1-299. Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig, Leipzig
- Trimmel, H., Weihs, P., Leidinger, D., Formayer, H., Kalny, G., Melcher, A., 2018. Can riparian vegetation shade mitigate the expected rise in stream temperatures due to climate change during heat waves in a human-impacted pre-alpine river? *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22 (1), S. 437–461.
- Webb, B. W., Zhang, Y., 1997. Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes* 11 (1), S. 79–101.
- Whitehead, P. G., Hornberger, G. E., 1984. Modelling algal behaviour in the River Thames. *Water Res.* 18, 945–953.

Entwicklung einer Methodik zur operativen Datenaufnahme und –verarbeitung unter Nutzung von UAV-Technologie zur optischen Bestimmung von Fließgeschwindigkeiten

Thomas Gattung, Jens Brauneck, Robert Jüpner

Zusammenfassung

Allen bisher eingesetzten Messmethoden zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit ist gemeinsam, dass diese bei extremen Abflussbedingungen, z.B. im Fall eines Deichbruchs, nicht oder nur bedingt eingesetzt werden können. Gerade in dieser (Katastrophen-) Situation ist es von besonderem Interesse die Wassermenge, die ins Hinterland fließt, möglichst präzise zu bestimmen. In dieser Arbeit wird die Ermittlung der Oberflächenfließgeschwindigkeit mit Hilfe eines Drohnenvideos und eingesetzten schwimmfähigen optischen Tracern thematisiert. Der Einsatz einer Drohne ist ohne große Vorbereitung an fast jedem Ort möglich und eignet sich zur Verbesserung der Datengrundlage für eine schnelle Lageeinschätzung im Fall eines Deichbruchs. Bewegungen der Drohne, hervorgerufen durch Wind und Ausgleichsbewegungen, sind systemimmanent und verfälschen die Messergebnisse. Mit Hilfe numerischer Verfahren können Korrekturen erreicht und die Messergebnisse deutlich verbessert werden.

1. Einleitung

Die Ermittlung der Fließgeschwindigkeit ist ein wichtiger Bestandteil hydraulischer Berechnungsansätze zur Durchflussbestimmung. In offenen Gerinnen und wasserbaulichen Anlagen sind unterschiedliche Messmethoden erforscht und im Einsatz und werden für unterschiedlichste Bemessungen herangezogen (Maniak 2005, Lecher et al. 2015).

Katastrophale Hochwasserereignisse sind für Einsatzkräfte und Krisenstäbe eine große Herausforderung. Eine fundierte Informationsgrundlage zur Erarbeitung zielgerichteter Maßnahmen ist unabdingbar (Jüpner 2013). Die Erfahrungen u.a. aus den großflächigen Elbhochwassern 2002 und 2013 haben hierbei eine primär zeitliche Diskrepanz zwischen der aktuellen Lage und der kontinuierlichen Erfassung relevanter Daten gezeigt (Jüpner et al. 2015, Brauneck et al. 2016). Speziell im Falle eines Deichbruchs mangelt es in der Regel an zeitnahen und präzisen Informationen bzgl. der Größe der Bresche und der Wassermenge, die ins Hinterland strömt (Jüpner et al. 2015). Insbesondere Messungen der Fließgeschwindigkeit - mit deren Hilfe der Durchfluss indirekt bestimmt werden kann - sind über konventionelle Methoden kaum möglich oder zu gefährlich, da sie in direkter Umgebung der Bresche stattfinden müssten (Brauneck et al. 2016).

Die Auswertung des Deichbruchs bei Breitenhagen an der Saalemündung während des Juni-Hochwassers 2013 hat gezeigt, dass Aufnahmen von unbemannten Flugplattformen (engl. unmanned aerial vehicle, kurz UAV, oder umfassender unmanned aerial system, kurz UAS) grundsätzlich geeignet sind, um präzise Informationen zur zeitlichen Veränderung der Bresche und der Fließgeschwindigkeiten innerhalb des Deichbruchs zu generieren, die als Grundlage zur hydrodynamischen Modellierung genutzt werden können (Brauneck et al. 2016). Eine deutliche Verbesserung der Modelle wird durch die Messung der Oberflächenfließgeschwindigkeit und die Integration in die Berechnung erwartet.

Im Rahmen eines AiF/ZIM-finanzierten Forschungsvorhabens soll ein einfach zu handhabender Arbeitsablauf für UAV-basierte Untersuchungen entwickelt werden mit dessen Hilfe ein möglicher Deichbruch in entsprechender Qualität erfasst wird, um eine Simulation der räumlichen Überflutungsdynamik im Hinterland in (Nah-) Echtzeit zu ermöglichen. Die Auswertung

der gemessenen Fließgeschwindigkeiten zielt auf eine zeitnahe Bereitstellung qualitativ belastbarer Informationen über die Fließverhältnisse in der Bresche ab, aus denen die Wassermenge berechnet werden kann. Im Folgenden werden drei unterschiedliche Typen von Messwerten generiert und miteinander verglichen:

- Variante 1) gemessene Fließgeschwindigkeit an der Oberfläche ohne Korrektur,
- Variante 2) abgeleitete Oberflächenfließgeschwindigkeit nach einfacher Korrektur über eine Differenzbetrachtung der aufgenommenen Fließgeschwindigkeit mit der aufgezeichneten Drohnenbewegung und eine
- Variante 3) abgeleitete Fließgeschwindigkeit an der Oberfläche nach aufwändiger Korrektur der Drohnenbewegung über eine Georektifizierung des Videos.

Hierbei liegt der Fokus der Betrachtung auf dem Verhältnis von Rechen- bzw. Auswertzeit zur Genauigkeit der Ergebnisse. Vorrangig wurde analysiert, welche technischen Randbedingungen, wie z.B. Flugzeit und Auflösung, beachtet werden müssen, welche Probleme beim Einsatz eines UAVs bei der Datenaufnahme entstehen und in welcher Form Bewegungen der Drohne die Messungen beeinflussen.

Videoaufnahmen von Flugplattformen, egal ob Multikopter oder Starrflügler/Flächenflieger, sind durch ständig notwendige Ausgleichsbewegungen des Fluggerätes belastet. Die begrenzte Genauigkeit von GNSS-Sensoren, Windeinflüsse und die Flugbewegungen des Steuerers führen zu minimalen Bewegungen des UAV. Ein Multikopter hält, wenn kein Steuersignal empfangen wird, grundsätzlich immer die aktuelle Position und lenkt, wenn eine passive Positionsänderung festgestellt wird, aktiv dagegen, um zur ursprünglichen Stelle zurückzukehren (Konrad et al. 2017). Das UAV, das in diesem Fall mit starren Rotoren ausgestattet ist, verändert dazu die Rotationsgeschwindigkeit eines oder mehrerer Motoren, um das UAV in eine andere Position zu bringen. Aus dieser Flugbewegung resultiert ein Nicken um die Querachse, oder ein Rollen um die Längsachse der Drohne (Beard & McLain 2012). Die meist am Rumpf des UAVs angebrachte Kamera überträgt diese Bewegung in das Video. Zwar ist, wie auch bei den für diesen Versuch benutzten Drohnen, meist ein 3-Achsen-Gimbal zum Ausgleich dieser Bewegungen zwischen dem Rumpf des UAV und der Kamera montiert, diese Aufhängung ist aber, je nach Qualität und Technik, nicht in der Lage allen Roll- und Nickbewegungen der Drohne entgegenzuwirken (Beard & McLain 2012). Eine Driftbewegung der Drohne ist dadurch nicht ausgleichbar, weswegen sich in diesem Fall der Bildausschnitt des Videos verschiebt. Die Bewegungen im Video verfälschen somit eine Ableitung der Oberflächengeschwindigkeit der ins Wasser eingesetzten Schwimmkörper.

2. Methodischer Ansatz

2.1 Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Nähe der Kreisstadt Bad Kreuznach an einem im Zuge einer Deichrückverlegung ausgebauten Seitenarm der Nahe. Der im März 2016 fertiggestellte Retentionsraum ist ca. 50 ha groß und verfügt über ca. 870.000 m³ Rückhaltevolumen. Er beinhaltet auch ein neues Ausgleichsgewässer mit einer Fischaufstiegsanlage.

In einer ersten Versuchsreihe wurde die optische Bestimmung der Fließgeschwindigkeit mit Hilfe zweier UAVs unterschiedlicher Bauarten untersucht. In der Messkampagne wurden zwei

Abschnitte dieses Seitenarms genauer betrachtet. Das Gerinne des ersten untersuchten Abschnitts ist als naturnah mit symmetrischem Gewässerprofil zu beschreiben. An dieser Stelle des Seitenarms ist das Gerinne 8,20 m breit und hat eine maximale Tiefe von 0,70 m. Das Flussbett ist gekennzeichnet durch Geröll und Grobkies. Der zweite Messabschnitt ist durchgehend flach mit maximalen Tiefen von ca. 30 cm. Der komplette Abschnitt liegt in eine Linkskurve, sodass der Stromstrich sich nahe des rechten Ufers befindet. Auch in diesem Abschnitt ist das Flussbett mit Grobkies und Geröll bedeckt. Aufgrund der geringen Wassertiefe zeichnen sich die Flussbettstrukturen in der Wasseroberfläche ab. Über- und Umströmte Steine führen zu lokalen Wirbelbildungen und turbulentem Abflussverhalten.

Für die genaue Positionsbestimmung im Versuch wurde das Gebiet mit einem Tachymeter vermessen und Messpunkte, in Form von Kreuzen, am Ufer ausgelegt. Dies vereinfacht die in der Auswertung benötigte Georektifizierung, die im nachfolgenden Kapitel genauer erläutert wird.

Für den Versuch wurden Tennis- und Tischtennisbälle als Schwimmkörper genutzt. Diese mussten nach dem Messabschnitt wieder eingesammelt werden, um das Gewässer nicht zu belasten.

Für die Geschwindigkeitsbestimmung wurden 26 eingesetzte Schwimmkörper in 3 Videos analysiert. Das Video des ersten Abschnittes wurde mit der DJI Phantom 3 Professional aufgenommen und umfasst Versuchsläufe mit 7 Tracern. Die Phantom 3 Pro ist eine handelsübliche Drohne für den Privat- und Hobbybereich. Die Videoaufzeichnung erfolgt in 4k-Auflösung bei maximal 30 Frames pro Sekunde (fps). Im zweiten Bereich wurden zwei Videos mit 11 und 8 Tracern mit einer DJI Matrice 600 aufgenommen. Im Gegensatz zur Phantom 3 Pro, wird diese Drohne aufgrund der hohen Nutzlast von bis zu 6 kg eher im professionellen Bereich eingesetzt. Für die Aufnahme dieser Arbeit war ein DJI Zenmuse x5 Kamerasystem + 3-Achsen Gimbal unter der Drohne montiert. Die zweite Aufnahme des zweiten Abschnittes konnte aufgrund einer höheren Flughöhe einen größeren Ausschnitt aufnehmen, die Tracks dieser Aufnahme zeigen die Geschwindigkeiten bis in ca. 35 m nach dem festgelegten Start des zweiten Abschnitts

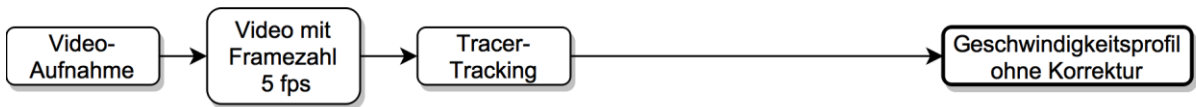
2.2 Erstellung georektifiziertes Video

Allen drei Methoden gemeinsam ist eine Reduzierung auf 5 fps, da die eingesetzte Open Source Software Tracker 4.11.0 (Projekt von Open Source Physics) bei der hohen Videoauflösung von 3.840 x 2.160 Pixel und 30 fps nicht lauffähig war.

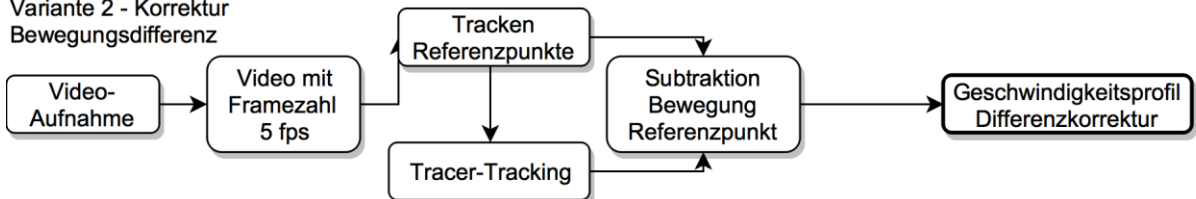
Abbildung 1 zeigt den Workflow der genutzten Techniken zur Geschwindigkeitsbestimmung. Ohne Korrektur kann so die Geschwindigkeit des Schwimmkörpers im Gewässer direkt aus der Software Tracker abgeleitet werden (Variante 1). Tracker vergleicht ausgewählte Bildregionen mit dem darauffolgenden Frame und sucht darin nach dem gleichen/ähnlichen gewählten Ausschnitt (Brown & Cox 2009, Claessens 2017). Diese abgeleitete Geschwindigkeit ist, trotz der statischen Aufnahmeposition des UAV, zusätzlich mit den ausgleichenden Drohnenbewegungen behaftet. Zur Korrektur dieser Daten wurden zwei methodische Ansätze untersucht. Zum einen eine einfache Korrektur, die die Bewegung der Drohne von der gemessenen Geschwindigkeit an jedem Messpunkt subtrahiert (Variante 2). Die Drohnenbewegung wird dazu über die Bewegung mindestens eines Referenzpunktes herausgerechnet (Abbildung 1 Mitte).

Diese Methode ist schnell und einfach anzuwenden, hat allerdings den Nachteil, dass nicht alle Bewegungen der Drohne ausgeglichen werden können. Giert das UAV stark oder findet eine Höhenänderung statt, sind diese resultierenden Messfehler nach der Korrektur immer noch im Video.

Variante 1



Variante 2 - Korrektur Bewegungsdifferenz



Variante 3 - Korrektur Georeferenzierung

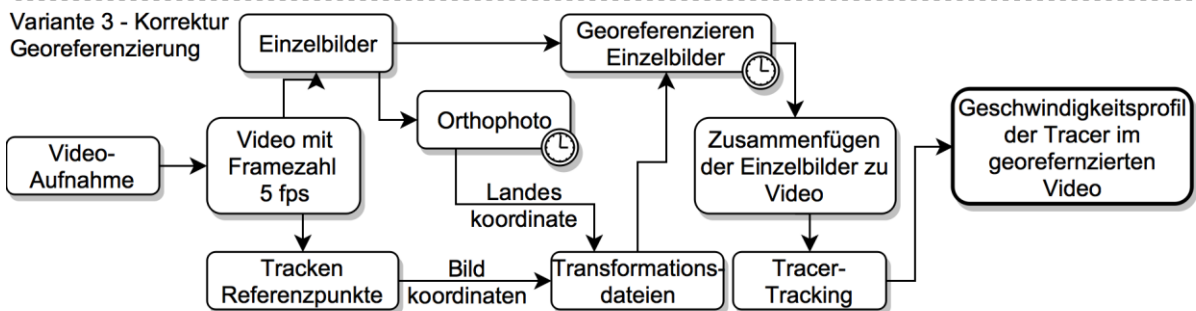


Abb. 1: Workflow der verschiedenen Methoden zur Ableitung der Oberflächengeschwindigkeit im Gewässer.

Über eine aufwändige Georeferenzierung (Variante 3) kann auch diese Bewegung aus dem Video entfernt werden (Abbildung 1 unten). Der Vorteil des so korrigierten Videos liegt darin, dass sowohl Kamerabewegungen der Drohne, als auch die optische Verzerrung der zentralperspektivischen Aufnahme eliminiert werden. Für die Entzerrung des Videos wird ein Orthophoto des Testabschnitts als Grundlage benutzt, dass mit Hilfe der photogrammetrischen Software Agisoft PhotoScan Professional (Version 1.3.4) erstellt wurde. Agisoft PhotoScan nutzt das photogrammetrische Verfahren Structure-from-Motion, um die Aufnahmeposition der Bilder anhand von mehreren Tausend Passpunkten zu rekonstruieren (Westoby et al. 2012), woraus sich ein Höhenmodell und das benötigte Orthophoto der Szene ableiten lassen. Dieses Orthophoto kann in ein übergeordnetes Koordinatensystem überführt werden. Für das Orthophoto wurden 56 Einzelaufnahmen (Abschnitt 1) und 156 Aufnahmen (Abschnitt 2) benutzt. Für die Geokorrektur des Videos in ein orthokorrigiertes Video (Korrektur Variante 3) muss eine ausreichende Anzahl von Fixpunkten im Video gesucht und deren jeweilige Bildkoordinaten (xy-Koordinate der Auflösung) gespeichert werden. Hierzu werden markante Punkte (Steine im Wasser und an Land, ausgelegte Messkreuze und andere eindeutig zu identifizierende Objekte innerhalb des Videos) gesucht und getrackt. Das Bildtracking wurde mit Hilfe

der Software Tracker ausgeführt. Tracker ist hierbei in der Lage die Bildkoordinaten des getrackten Objekts pro Frame als Textfile abzuspeichern. Um eine möglichst gute Korrektur des Videos zu ermöglichen, sollten die Punkte über den gesamten Videoausschnitt verteilt werden. Den ausgewählten Punkten kann über das in PhotoScan erstellte Orthophoto, eine Landeskoordinate zugeordnet werden. Der ArcGIS 10.4 Model Builder benötigt für eine Korrektur Textdateien, bei der ein Bildpunkt einem übergeordneten Koordinatensystem zugewiesen wird. Die Textdateien sind dabei in einem automatisierten R-Script (R 3.4.2 - GNU General Public License) erstellt. Das verwendete Programm ArcMap der Firma ESRI ist nicht in der Lage komplette Videos zu korrigieren. Das Video muss vorher in seine Einzelframes exportiert werden. Jedes Frame wird daher zunächst als Einzelbild geladen und mit Hilfe einer Textdatei georektifiziert. Über eine Iteration im Model Builder ist es möglich, diesen Prozess zu automatisieren, so dass jedes Einzelbild des Videos geokorrigiert vorliegt. In einem letzten Schritt werden die Einzelbilder gespeichert und wieder zu einem Video mit der Framezahl von 5 fps zusammengefügt.

2.3 Auswertung Feldmessungen mit Schwimmkörpern

Für den Vergleich unterschiedlicher Prozessierungsansätze müssen zurückgelegte Strecken zwischen nicht korrigiertem und geokorrigiertem Video im selben Maßstab vorliegen. Hierzu wird in beiden Videos ein lokales Koordinatensystem eingebracht. Als x-Koordinatenachse wurde eine Achse am rechten Ufer durch die ausgelegten Messkreuze gezogen. Die y-Achse verläuft dementsprechend quer zur Fließrichtung.

In Tracker selbst ist es möglich, die Länge zwischen zwei Punkten als Maßstab festzulegen. Im ersten Abschnitt betrug der Abstand der achsenaufspannenden Messkreuze genau 30 m, beim zweiten Abschnitt 20,57 m. Werden die getrackten Schwimmkörper als Textdatei exportiert, können die Bildkoordinate, die Koordinate im lokalen System, sowie die Geschwindigkeit exportiert werden. Für die Auswertung wurden dieselben Schwimmkörper in beiden Videos getrackt und in R ausgewertet. Dann wurden die gemessenen Geschwindigkeiten ohne Korrektur mit den beiden korrigierten Varianten verglichen.

Aufgrund der minimalen Fehler im bildbasierten Verfolgen der Schwimmkörper mit Tracker, wenn beispielsweise der Mittelpunkt eines Balles nicht genau getroffen wurde, ergibt sich ein „Rauschen“ in den Geschwindigkeitsprofilen. Um dieses zu eliminieren wurde eine Polynomglättung nach Savitzky und Golay durchgeführt. Im Wesentlichen leitet dieser Filter ein Polynom k-ten Grades über eine Serie von k+1-ten Signalen ab (Savitzky & Golay 1964). Im Vergleich zu anderen einfachen Glättungsfiltern werden hohe Frequenzen nicht abgeschnitten, sondern fließen in die Berechnung mit ein. Dadurch erhält dieser Filter größtenteils wichtige Eigenschaften der Kurve, ohne diese abzuflachen, oder zu verschieben (Savitzky & Golay 1964).

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (V_{Ortho,i} - V_{Alt,i})^2}{\sum_{t=1}^T (V_{Ortho,i} - \bar{V}_{Ortho})^2} \quad [\quad] \quad (1)$$

Für den Vergleich der Geschwindigkeitsprofile wurde der Nash-Sutcliffe-Koeffizient (NSK) (Formel 1) verwendet (Nash & Sutcliffe 1970). Dieser Koeffizient wird vorrangig in der hydrologischen Modellierung benutzt, um den Zusammenhang zwischen beobachteten Messwerten und simulierten Daten zu vergleichen. Er gibt dabei an, inwieweit sich der Modellabfluss von dem realen Abfluss unterscheidet. In diesem Fall eignet er sich aber auch um den Zusammenhang zwischen den unterschiedlichen Aufnahmemethoden und den Geschwindigkeitsprofilen zu vergleichen. Der Nash-Sutcliffe Koeffizient nimmt Werte zwischen 1 und $-\infty$ an. Ein Wert von eins zeigt eine perfekte Übereinstimmung zweier Methoden, ein Wert von null dagegen impliziert, dass das Modell in etwa der Übereinstimmung entspricht, wie wenn der Mittelwert der Referenz diese repräsentiert. Negative Nash-Sutcliffe-Koeffizienten repräsentieren eine schlechte Übereinstimmung beider Verläufe und sagen, dass der Mittelwert der Referenz einen stärkeren Zusammenhang ergeben hätte (Nash & Sutcliffe 1970).

Desweiteren wurden maximale und minimale gemessene Geschwindigkeiten verglichen und der maximale Abstand zwischen den unterschiedlichen Methoden berechnet.

Als Referenz der jeweils aufgenommenen Oberflächenfließgeschwindigkeiten wird die Geschwindigkeit im geokorrigierten Video genommen, da dieses mit Korrektur der Drohnenbewegung und der optischen Verzerrung der Zentralperspektive der realen Geschwindigkeit am nächsten ist. Verglichen wird einerseits die gemessene Fließgeschwindigkeit im Orthovideo mit der gemessenen Geschwindigkeit des unkorrigierten Videos und andererseits die beiden gemessenen Geschwindigkeiten der korrigierten Methoden (Variante 2 zu Variante 3).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Orthorektifizierung

Ein im ersten Abschnitt getrackter Referenzpunkt hat sich insgesamt 59.1 cm in 42 s vom Bild im ersten Frame wegbewegt. Im Mittel bewegte sich der Referenzpunkt 1.2 cm pro Frame, maximal wurden 3.7 cm festgestellt. In 1 s Abschnitten betrachtet, war die größte Distanz 14.2 cm. Im ersten Video des zweiten Abschnitts (Dauer 5:17 min) bewegte sich ein Referenzpunkt 3.01 m vom Ursprung mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 0.015 m pro Frame. Den größten Versatz innerhalb einer Sekunde zeigte eine Bewegung mit 25.8 cm.

Tab. 1: Analyse der Bewegung eines im Video aufgenommenen Referenzpunktes im Vergleich zwischen originaler Aufnahme und geokorrigiertem Video.

		Abschnitt 1	Abschnitt 2 - 1	Abschnitt 2 - 2
Gesamte zurückgelegte Entfernung eines Referenzpunktes vom Ursprung	Original [m]	0,591	3,016	0,405
	Orthorek. Video [m]	0,065	0,085	0,035
	Verbesserung [%]	89,1	97,2	91,3
Maximaler Weg in 1 s zurückgelegt	Original [m]	0,142	0,258	0,117
	Orthorek. Video [m]	0,035	0,020	0,036
	Verbesserung [%]	75,1	92,4	69,1
Mittlere Bewegung pro Frame	Original [m]	0,012	0,015	0,012
	Orthorek. Video [m]	0,010	0,005	0,006
	Verbesserung [%]	13,6	63,5	54,3

Im zweiten Video dieses Abschnitts (Dauer 1:55) bewegte sich der Referenzpunkt 40.5 cm vom Startpunkt. Hier war die Bewegung durchschnittlich 1.2 cm zwischen zwei Frames. Die maximale Bewegung innerhalb einer Sekunde betrug 11.7 cm. Die Korrektur zu einem Orthovideo brachte nun folgende Verbesserungen. Die Gesamtbewegung vom Ursprung wurde bis auf ein Minimum von 8.5 cm in 5:17 min (Abschnitt 2 - Video 1) reduziert. Die Bewegung der Drohne ist im Video nicht mehr nachvollziehbar (vgl. Abbildung 2). Starke Schwankungen, die durch Windböen und Ausgleichsbewegungen hervorgerufen werden, konnten reduziert werden. So konnte der Ausschlag von fast 26 cm in einer Sekunde auf nur 2 cm verringert werden. Verfälschungen, hervorgerufen durch die Übertragung der Drohnenbewegung in die Videoverfolgung der Tracer, liegen damit innerhalb von 3 Pixeln im Video. Dieser Wert befindet sich in etwa in dem Fehlerbereich, der durch fehlerhafte Bestimmung des Tracermittelpunktes durch Tracker hervorgerufen wird. Je nach Rechenleistung benötigt diese Art der Videoaufarbeitung mehrere Stunden bis Tage. Besonders aufwändig, aber entscheidend für die Qualität des Orthovideos, sind die Erstellung des Orthophotos mit Agisoft PhotoScan und das Tracking der Referenzpunkte im Video mit Tracker. Weiter ist die Iteration der Georeferenzierung in ArcMap Model Builder zeitintensiv, weswegen sich diese Methode nicht eignet um im Krisenfall die Fließgeschwindigkeit in der Bresche zeitnah bestimmen zu können.

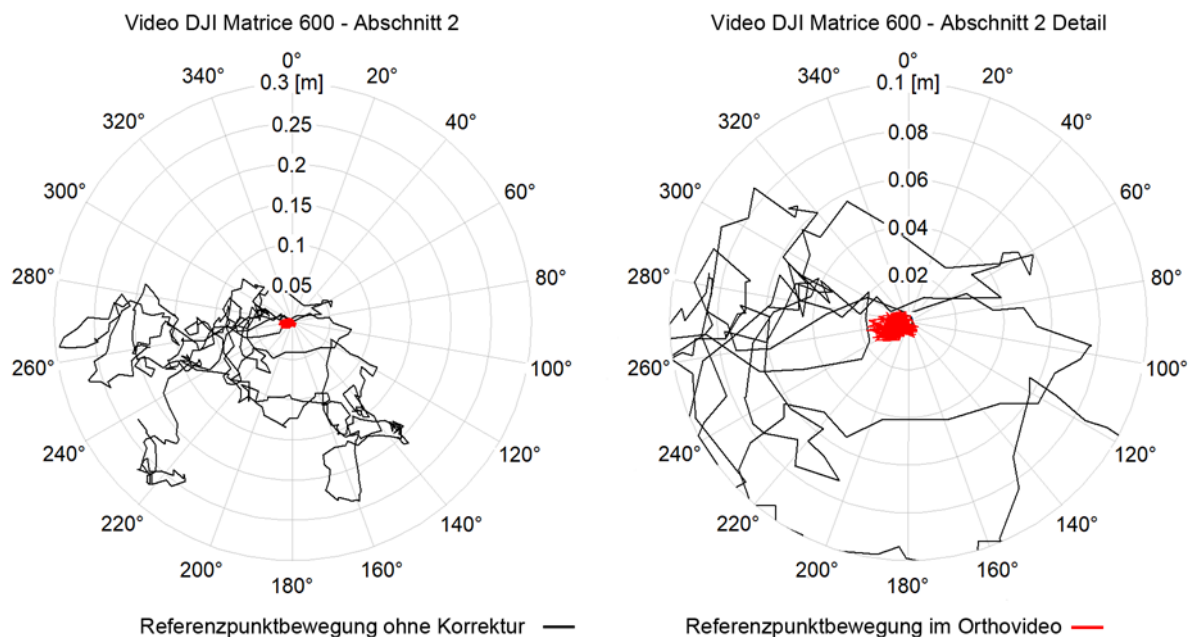


Abb. 2: Aufgezeichnete Bewegung eines Referenzpunktes ohne Korrektur und desselben Punktes im georeferenzierten Video.

3.2 Geschwindigkeitsmessung

Die Fließgeschwindigkeitsbestimmung ist abhängig davon, wo der Tracer ins Gewässer eingesetzt wird und welcher Strömung der Tracer im weiteren Verlauf folgt. Für die weitere Darstellung sind die Ergebnisse auf 9 der 26 betrachteten Schwimmkörpern reduziert. Abschnitt 1 als ruhig fließendes Gewässer zeigt im Mittel Oberflächengeschwindigkeiten zwischen $0,5 \text{ ms}^{-1}$ und $0,8 \text{ ms}^{-1}$. Track 1 schwimmt in einen konstanten Verlauf mit Geschwindigkeiten

zwischen $0,51 \text{ ms}^{-1}$ und $0,60 \text{ ms}^{-1}$, Track 3 beschleunigt, wohingegen Track 4 nach etwa einem Drittel der Strecke von ca. $0,80 \text{ ms}^{-1}$ auf etwa $0,50 \text{ ms}^{-1}$ gebremst wird. Track 4 folgt komplett dem Verlauf des Stromstrichs, die anderen beiden treiben abseits davon. Die Geschwindigkeitsverläufe in Abbildung 3 sind für Abschnitt 1 getrennt zu den beiden anderen Videos des Abschnitts 2 dargestellt. Die oberste Grafik (A) stellt den Geschwindigkeitsverlauf der optischen Tracer über der Zeit im Video dar. Durch den gleichmäßigen ruhigen Verlauf

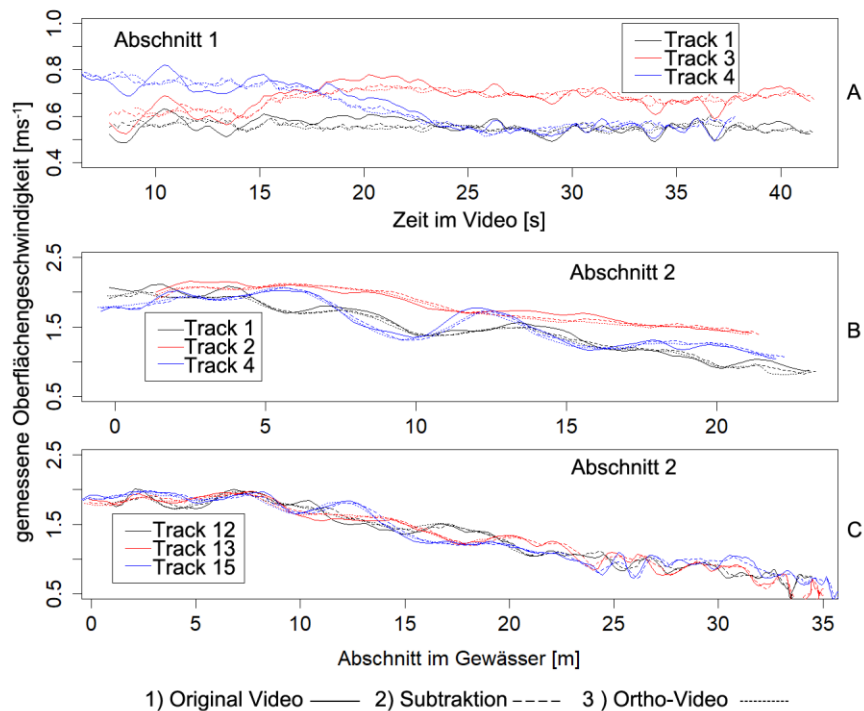


Abb. 3: Geschwindigkeitsprofile ausgewählter Tracer. Oben: Abschnitt 1 Geschwindigkeit im Zeitlichen Verlauf des Videos (A). Mitte/Unten: Geschwindigkeit abhängig vom Abschnitt im Gewässer (B/C).

eignet sich diese Variante, um den Einfluss der Drohnenbewegungen auf die Messung aufzuzeichnen. Jeder der drei gezeigten Tracer enthält die gleichen Schwankungen der Geschwindigkeit zur gleichen Aufnahmezeit (vgl. Sekunde 11, 26, 34, 37). Diese führen zu teils deutlichen Abweichung der Geschwindigkeit im Vergleich der eingesetzten Methode. So weisen alle drei gezeigten Profile im Maximum eine Abweichung von ca. $0,1 \text{ ms}^{-1}$ zur Referenz auf.

Die Aufnahmen des zweiten Abschnitts (B/C) bilden hauptsächlich den Strömungsverlauf des Stromstriches nach. Fast alle eingesetzten Tennis- und Tischtennisbälle wurden innerhalb weniger Meter auf diesen getrieben. Dementsprechend ergeben sich ähnliche Verläufe von anfänglichen Geschwindigkeiten um etwa $2,0 - 2,1 \text{ ms}^{-1}$, die im Verlauf des Abschnitts auf Geschwindigkeiten um $1,1 - 1,3 \text{ ms}^{-1}$ abnehmen. Die Geschwindigkeiten der Schwimmkörper in der zweiten Aufnahme des zweiten Abschnitts zeigen deutlich größere Schwankungen der Geschwindigkeit. Nach etwa 20 m teilen sich die Fließwege der Schwimmkörper. Einige bleiben im Stromstrich schwimmen, wohingegen andere Tracer davon abgetrieben werden und danach in einem etwas ruhigeren Bereich schwimmen. Daraus resultieren größere Geschwindigkeitsunterschiede in den Messungen. Tracer 1 und 15 haben minimale Geschwindigkeiten

von $0,7 - 0,75 \text{ ms}^{-1}$, die restlichen dargestellten Tracks zeigen dort höhere minimale Geschwindigkeiten von $1,22 - 1,26 \text{ ms}^{-1}$. Die beiden korrigierten Varianten weisen eine höhere Ähnlichkeit zueinander auf. Hohe Nash-Sutcliffe-Koeffizienten bestätigen das. Dabei sind die berechneten NSK im ersten Video deutlich schlechter als diejenigen in Abschnitt 2. Mit Werten von $\text{NSK} < 0$ war nicht rechnen, da die aufgenommenen Geschwindigkeitsprofile vom gleichen Tracer stammen. Das schlechte Ergebnis ist mit den geringen Geschwindigkeitsänderungen im ersten Abschnitt zu erklären. Aufgenommenes Rauschen und minimale Fehler beim Tracken führen dazu, dass die Berechnung des NSK fehlerhaft ist und sich die Kurven stärker voneinander unterscheiden als ein gemommener Mittelwert. Trotzdem wird in allen 3 dargestellten Fällen eine Verbesserung im Gegensatz zum nicht korrigierten Video erreicht. Abbildung 3 unterstützt dies. Die Profile der Geschwindigkeit von einfacher Korrektur (Variante 2) zu Orthokorrektur (Variante 3) sind ähnlicher im Vergleich zum Profil des originalen Videos. Gleiches Verhalten ist auch im zweiten Abschnitt erkennbar. Hier zeigen sich insgesamt bessere NSK, da die höhere Geschwindigkeit, als auch ein deutlich ausgeprägtes Geschwindigkeitsprofil die Aussagekraft steigern. Es ist nicht anzunehmen, dass Messfehler in diesem Messabschnitt weniger aufgetreten sind als beim ersten Abschnitt. Die Kurven beider korrigierten Geschwindigkeitsprofile sind nahezu identisch. Der hohe NSK von $0,97-0,99$ verdeutlicht das.

Tab. 2: Vergleich der unterschiedlichen Methoden der Geschwindigkeitskorrektur.

	Vergleich Ortho - Original		Vergleich Ortho - Subtraktion		Minimale gemessene Geschwindigkeit [ms^{-1}]			Maximale gemessene Geschwindigkeit [ms^{-1}]		
	Nash-Sutcliffe []	Max. Abweichung [ms^{-1}]	Nash-Sutcliffe []	Max. Abweichung [ms^{-1}]	Ortho	Subtraktion	Ohne Kor.	Ortho	Subtraktion	Ohne Kor.
Abschnitt 1										
Track 1	-2,99	0,10	-0,92	0,06	0,51	0,52	0,48	0,60	0,63	0,63
Track 3	-0,13	0,11	0,40	0,08	0,58	0,57	0,52	0,74	0,74	0,78
Track 4	0,83	0,09	0,94	0,04	0,51	0,50	0,51	0,79	0,82	0,82
Abschnitt 2										
Track 1	0,97	0,06	0,99	0,05	0,74	0,83	0,87	2,02	2,07	2,12
Track 2	0,94	0,08	0,99	0,06	1,38	1,40	1,41	2,13	2,15	2,16
Track 4	0,97	0,08	0,99	0,05	1,05	1,07	1,04	2,07	2,08	2,03
Track 12	0,96	0,11	0,97	0,06	1,26	1,23	1,25	1,99	1,99	2,01
Track 13	0,97	0,10	0,98	0,05	1,22	1,18	1,21	1,97	1,96	1,98
Track 15	0,99	0,12	0,99	0,05	0,71	0,73	0,71	2,00	2,00	2,01

Werden die maximalen Abweichungen der Kurven zueinander betrachtet, ergibt sich in allen Tracks eine Verbesserung. So ist zum Beispiel die Abweichung von Track 3 mit $0,11 \text{ ms}^{-1}$ zwischen den Tracks im Orthovideo zu den Tracks im originalen Video hoch. Werden die Korrekturen verglichen, zeigt sich nur noch eine maximale Abweichung von $0,05 \text{ ms}^{-1}$. An welcher Stelle die Abweichung auftritt, wurde nicht näher betrachtet. Mit den in Track 3 auftretenden Geschwindigkeiten von $0,58$ bis $0,74 \text{ ms}^{-1}$ ergibt sich im schlechtesten Falle dieser Auswertung eine Abweichung von 20 %, die sich im Falle einer Hochwassermodellierung direkt auf

die Menge, des ins Hinterland fließenden Wassers, auswirken würde. Es ist anzunehmen, dass diese Überschätzung auf eine Überlagerung der gemessenen Geschwindigkeit mit einer stärkeren Drohnenbewegung zurückzuführen ist. Ein Teil der Abweichung ist schon bei genauer Betrachtung der gemessenen Minimal- und Maximalgeschwindigkeiten sichtbar. Für den oben aufgezeigten Track 3 beträgt dieser $-0,04 \text{ ms}^{-1}$ bei der maximalen Geschwindigkeit und $-0,06 \text{ ms}^{-1}$ bei der kleinsten gemessenen Geschwindigkeit. Die gezeigten Abweichungen führen nicht immer zu einer Überschätzung der Geschwindigkeit von nicht korrigiertem Video zu korrigiertem Video, sondern auch zur Unterschätzung der Geschwindigkeit, was zu einer Unterschätzung der Wassermenge der Deichbresche führt.

4. Zusammenfassung und Ausblick

In einfachen UAV-basierten Fließgeschwindigkeitsbestimmung mit Tracerobjekten ist nach den ersten Feldmessungen ein deutliches Potential erkennbar, dieses Messverfahren unter schwierigen Umständen, z.B. im Fall eines Deichbruches zur Ermittlung der Oberflächengeschwindigkeiten nutzen zu können. Die gemessenen Fließgeschwindigkeiten sind grundsätzlich mit Fehlern behaftet, die vor allem durch die Bewegung des UAV hervorgerufen werden. Es existieren jedoch numerische Verfahren, um eine effektive Messwertkorrektur vornehmen zu können. Als erfolgversprechend ist nach Auswertung erster erfolgreicher Feldmessungen der Einsatz von Schwimmkörper anzusehen, die als optischer Tracer vom UAV gut verfolgt (getrackt) werden können.

Als schnelles und einfaches Verfahren der Messwertkorrektur kann eine Subtraktion eines ebenfalls getrackten stationären Punktes von dem Track des eingesetzten schwimmenden Tracers genutzt werden. Diese Korrektur reicht aus, solange die Drohne nicht stark giert und keine nennenswerte Höhenänderung während der Messung stattfindet. Sind diese beiden Bewegungen des Aufnahmegerätes jedoch im Video enthalten, muss eine aufwändigere Korrektur durchgeführt werden. Dazu kann das Video über ein Orthophoto rektifiziert werden. In einem zeitintensiven Prozess muss dazu das Orthophoto der Fläche über Einzelbilder abgeleitet werden, mehrere Referenzpunkte getrackt und über eine Georeferenzierung jedes einzelne Frame gedreht und an das Orthophoto angepasst werden. Für den schnellen Einsatz im Fall eines Deichbruches wird diese Herangehensweise vermutlich eine zu große Bearbeitungszeit erfordern und erscheint derzeit als nicht praktikabel für die schnelle Ableitung von Fließgeschwindigkeiten in der Deichbresche und in deren Umfeld.

Trotzdem bietet dieses Verfahren ein großes Potential, um in anderen hydrodynamischen Fragestellungen eingesetzt zu werden. Das resultierende Video ist mit einem Video einer stationär befestigten Kamera vergleichbar, ohne allerdings lokal an einen Ort gebunden zu sein. Die Vorteile eines UAV (schnelle Einsetzbarkeit, kostengünstig, vielseitige Verwendbarkeit, ...) machen den Einsatz für unterschiedlichste Fragestellungen attraktiv. Particle Image Velocimetry (PIV), als eine vielfach eingesetzte Methode zur optischen Bestimmung der Oberflächenfließgeschwindigkeit, die normalerweise an stationäre Kameras geknüpft ist, kann über den Einsatz einer Drohne und des geokorrigierten Videos erweitert werden und so auch in schwierig zu erreichenden Gebieten eingesetzt werden.

Die aktuelle Verwendung von einfachen RGB-Kamerasystemen an der Drohne macht die Fließgeschwindigkeitsbestimmung mit optischen Tracern nur bei ausreichend guten Lichtverhältnissen möglich. In einem nächsten Schritt sollte deshalb eine mögliche alternative Aufnahmetechnik gesucht werden, die es ermöglicht bei schlechten Lichtverhältnissen und bei Nacht ergänzend zu messen. Hier bietet sich der Einsatz von Infrarotkameras an, die auch bei Dunkelheit ein Video aufzeichnen können. Außer dem Aufnahmesystem sind die eingesetzten Tracer weiterzuentwickeln.

Danksagung:

Das Forschungsvorhaben, welches von der TU Kaiserslautern gemeinsam mit der Fa. Geomer GmbH durchgeführt wird, ist durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert. Dafür sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

- Beard, R.W. & T.W. McLain, 2012. Small Unmanned Aircraft - Theory and Practice, S. 120-163. Princeton University Press. Princeton.
- Brauneck, J., Jüpner, R., Pohl, R. & F. Friedrich, 2016. Auswertung des Deichbruchs Breitenhagen (Juni 2013) anhand von UAS-basierten Videoaufnahmen. In: Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen 39. Heft 57. Dresdner Wasserbaukolloquium 2016: S. 119-128.
- Brown, D. & A.J. Cox, 2009. Innovative Uses of Video Analysis. The Physics Teacher 47: S.145- 50.
- Claessens, T., 2017. Analyzing Virtual Physics Simulations with Tracker. The Physics Teacher 55: S. 558-560.
- Jüpner R., 2013. Hochwasserschutzstrategien. In: Patt, H. & R. Jüpner (Hrsg.): Hochwasserhandbuch - Auswirkungen und Schutz. 2., neu bearb. Auflage. S. 11-15. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Jüpner, R., Brauneck J. & R. Pohl, 2015. Einsatz von Drohnen im Hochwasserfall – Erfahrungen und Ideen. WasserWirtschaft, Heft 9: S. 49-54.
- Konrad, T., Engelhardt, T. & D. Abel, 2017. Propeller thrust identification and calibration for high-precision control of a quadrotor unmanned aerial vehicle. In: 25th Mediterrean Conference on Control and Automation: S. 1225-1230.
- Lechner K., Hodel, H. & W. Kresser, 2009. Wasserhaushalt, Gewässer, Hydrometrie. In: Lecher K., Lühr H-P. & U. Zanke (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft –Grundlagen - Maßnahmen - Planungen. 9., vollst. überarb. u. aktual. Aufl.: S. 51-104. Springer Vieweg. Wiesbaden.
- Maniak, U., 2005. Hydrologie und Wasserwirtschaft. 5., bearb. u. erw. Aufl.: S. 57. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Nash, J. E. & J. V. Sucliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. Journal of Hydrology 10: S. 282-290.
- Savitzky A. & M.J.E. Golay, 1964. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. Analytical Chemistry 36: S. 1627-1639.

Westoby, M.J., Brasigton, J., Glasser, N., Hambrey, M.J. & J.M. Reynolds, 2012. 'Structure-from-Motion' photogrammetry - A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 197: S. 300-314.

NA-Modelle als Grundlage modellgestützter Konzepte zur integrierten Bewirtschaftung von Kanalnetzen und Gewässern am Beispiel von Zülpich

Svetlana Cartus, Horst Werner, Elke Bsirske, Christian Gattke

Zusammenfassung

Aus den Anforderungen an die Kanalnetz- und Gewässerbewirtschaftung ergeben sich oftmals Maßnahmen, die sowohl Planungen am Gewässer als auch Planungen in der Siedlungsentwässerung betreffen. Schnittstelle beider Fachbereiche sind Niederschlags- bzw. Mischwassereinleitungen in die Gewässer. Um gegensätzliche Optimierungsergebnisse aus Gewässer- bzw. Siedlungsentwässerungssicht zu vermeiden, werden zunehmend Niederschlags-Abfluss-Modelle verwendet, die sowohl das natürliche Einzugsgebiet als auch das Kanalnetz detailliert abbilden können. Insbesondere die Modellierung der Stadtentwässerungssysteme setzt eine gute und einheitliche Datengrundlage voraus, die Plausibilisierung des Modells erfolgt hier an zusätzlichen Messstellen: neben Zeitreihen von Gewässerpegeln werden auch Messdaten der Siedlungswasserwirtschaft verwendet. Am Beispiel des Untersuchungsraumes Zülpich wird aufgezeigt, wie sich aus festgestellten Defiziten der Gewässerverträglichkeit einiger Einleitungen aufeinander abgestimmte Maßnahmenkonzepte für die Gewässer- und Kanalnetzbewirtschaftung ergeben.

1. Anforderungen und Planungen in der Kanalnetz- und Gewässerbewirtschaftung

In der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung im Sinne der EG-WRRRL sind Planungen zur Strukturverbesserung der Gewässer eng verknüpft mit den Anforderungen und Planungen der Siedlungswasserwirtschaft. Die Schnittstelle zwischen den Fachbereichen bilden Niederschlags- und Mischwassereinleitungen der Kanalnetze in die Gewässer. Aus Emissionssicht gelten Grenzwerte für Entlastungsraten und ein Mindestmischverhältnis der eingeleiteten Abwassermengen, aus Immissionssicht dürfen Grenzwerte für hydraulische Stoßbelastungen der Gewässer und stoffliche Grenzwerte nicht überschritten werden. Wie schadhaft die Stoßbelastung einer Einleitung für das Gewässer ist, hängt neben der Abschlagshöhe und der Wasserführung des Gewässers vor allem vom Zustand bzw. dem Wiederbesiedlungspotential des Gewässers ab. So kann eine aus dieser Sicht optimierte Bewirtschaftung des Kanalnetzes einen positiven Effekt auf die gegenwärtige stoffliche und hydraulische Situation der Gewässer ausüben. Auf der anderen Seite kann die gezielte Umsetzung von Gewässermaßnahmen wie die Beseitigung von Wanderungshindernissen die Verträglichkeit einer Einleitung erhöhen und dadurch teilweise Siedlungsmaßnahmen vermeiden helfen. Zusätzliche Anforderungen ergeben sich bei der Bewirtschaftung von Kanalnetzen und Gewässern aus Hochwassersicht. Wesentliche Grundlage für Planungen in der Kanalnetz- und Gewässerbewirtschaftung bilden Niederschlags-Abfluss-Modelle, die sowohl das natürliche Einzugsgebiet als auch die Stadtentwässerung abbilden können. Voraussetzung für eine nachhaltige Planung ist eine einheitliche und gute Datengrundlage, die geplante Siedlungsflächen bereits berücksichtigt. Nach dem Arbeitsblatt ATV-A-128 ist „die Sorgfalt bei der Erhebung der Eingangsdaten“ maßgebend für die Güte der Berechnungsergebnisse [ATV-DVWK, 1992]. Messdaten aus Hydrologie und Siedlungswasserwirtschaft sichern hierbei sowohl die Qualität der Datengrundlage als auch die der Modellergebnisse und können helfen, Fehlinvestitionen zu vermeiden. Ergeben sich aus den Modellrechnungen Defizite hinsichtlich Emissionen oder Immissionen, sind Maßnah-

menkonzepte erforderlich, die beiden Anforderungen gerecht werden und gleichzeitig wirtschaftlich optimale Lösungen bieten. Die Erarbeitung aufeinander abgestimmter Maßnahmenkonzepte ist ein langwieriger Prozess und nur mittels iterativer Berechnungen möglich.

2. Untersuchungsraum Zülpich

Die Stadt Zülpich liegt etwa 40 km südwestlich von Köln im Einzugsgebiet des Neffelbachs, einem Nebengewässer der Erft (Abbildung 1). Der Neffelbach entspringt am Rande der Eifel auf dem Fichelsberg, durchquert die Zülpicher Bördelandschaft und mündet nach etwa 40 km linksseitig in die Erft. Bedingt durch den nördlich des Neffelbachs liegenden Braunkohlentagebau Hambach und die damit einhergehende Grundwasserabsenkung sind die nördlich gelegenen Nebengewässer des Neffelbachs durch eine ephemere Abflusscharakteristik gekennzeichnet. Der Neffelbach selbst sowie die südlich gelegenen Gewässer sind permanent wasserführende Gewässer. Im gesamten Neffelbacheinzugsgebiet sind 111 Einleitungen aus Misch- und Trennsystemen identifiziert, die in den Neffelbach und seine Nebengewässer einleiten. Die Siedlungsflächen sind nach der geplanten Stilllegung von Kläranlagenstandorten und Umstrukturierung der Abwasserbeseitigung entsprechend „Masterplan 2025“ des Erftverbandes [ERFTVERBAND, 2013] im Wesentlichen drei großen Kläranlageneinzugsgebieten zuzuordnen.

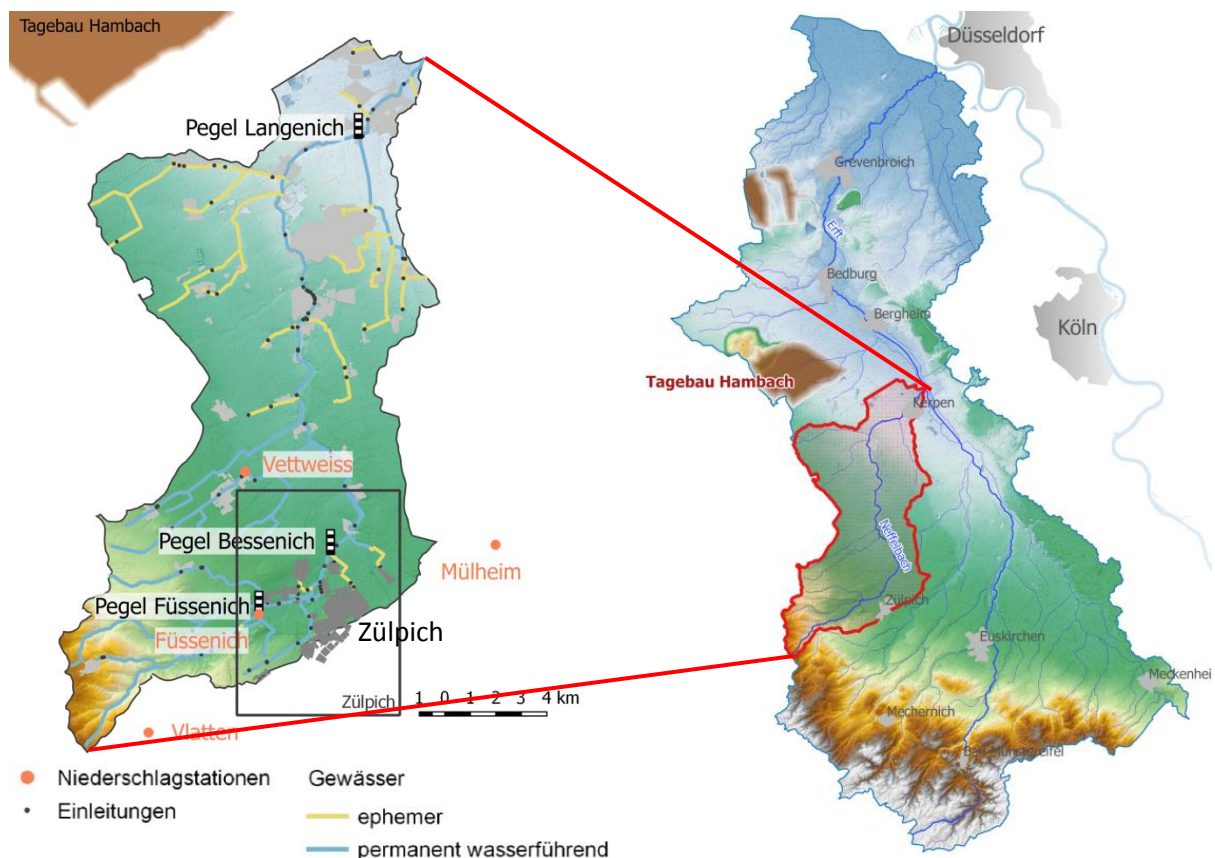


Abb. 1: Lage des Neffelbach-Einzugsgebietes im Erfteinzugsgebiet

Der Untersuchungsraum Zülpich reicht vom Pegel Füssenich (km 31+000) am Neffelbach bis zur letzten Einleitung bei Zülpich-Sievernich, etwa 420m unterhalb des Pegels Bessenich (km

26+200). Innerhalb dieses Abschnitts, der sowohl Einleitungen in den Neffelbach als auch in seine Nebengewässer umfasst, liegen insgesamt 31 bestehende und geplante Misch- und Trennsystemeinleitungen, die sich durch ihre räumliche Nähe zueinander aus hydraulischer und stofflicher Sicht gegenseitig beeinflussen und daher im Sinne der Merkblätter BWK-M3/M7 zu einem „geschlossenen Siedlungsgebiet“ bzw. „Nachweisraum“ zusammengefasst werden [BWK-M3/M7, 2004/2008]. Abbildung 2 zeigt das geschlossene Siedlungsgebiet Zülpich als Ausschnitt des Neffelbach-Einzugsgebietes. Die Siedlungsflächen Zülpich Kernstadt, Füssenich, Geich, Bessenich und Rövenich entwässern zur Kläranlage (KA) Bessenich, welche unterhalb des Pegels Bessenich (km 26+200) in den Neffelbach einleitet. Die Siedlungsflächen Hoven und Langendorf sind dem Kläranlageneinzugsgebiet Kessenich an der Erft zuzuordnen. Sievernich entwässert in nördliche Richtung zur KA Nörvenich, ebenfalls am Neffelbach gelegen.



Abb. 2: Untersuchungsraum Zülpich

Eine Besonderheit im Untersuchungsraum Zülpich ist die Lage der Siedlungsflächen zwischen den beiden Pegeln Füssenich und Bessenich. Um die Ortslagen vor Hochwasser zu schützen, begrenzt ein Tafelschütz oberhalb des Pegels Füssenich den Abfluss im Neffelbach auf etwa $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Ab etwa $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ werden die Hochwasserspitzen über ein Streichwehr seitlich zum Neffelsee abgeleitet, ein künstliches Gewässer mit u.a. der Funktion eines stark retendierenden Hochwasserrückhaltebeckens. Die Hochwasserdynamik im Neffelbach wird hierdurch an dieser Stelle deutlich verringert. Die Abflussspitzen, welche am Pegel Bessenich registriert werden, sind folglich maßgeblich durch die Einleitungen der Stadtentwässerung geprägt.

3. Einsatz von Niederschlags-Abfluss-Modellen zur Bewirtschaftungsplanung

Die Bewirtschaftungsplanung im Untersuchungsraum Zülpich basiert auf dem konzeptionellen NA-Modell NASIM. Dieses kann neben den Abflüssen im Gewässersystem sämtliche hydraulisch wirkenden Elemente eines Kanalnetzes abbilden und Abflüsse im Kanalnetz kontinuierlich mittels Langzeitsimulation berechnen [HYDROTEC, 2015], sodass die Auswirkung der Siedlungsabflüsse auf die Gewässer unmittelbar deutlich wird. Auf diese Weise lassen sich je nach Detaillierungsgrad des Modells an beliebigen Stellen im Kanalnetz Abfluss- und Bauwerkszeitreihen abgreifen und bilanzieren. Über die Abbildung und Verknüpfung des tatsächlich abflusswirksamen versiegelten Flächenanteils und Trockenwetterabflusses der Siedlungsflächen mit dem Kanalnetz wird der hier auftretende Abfluss berechnet.

3.1 Datengrundlage und Modellplausibilisierung

Die Datenverfügbarkeit und -qualität hydrologischer und siedlungswasserwirtschaftlicher Messdaten im Untersuchungsraum Zülpich ist sehr gut, da sowohl das Kanalnetz im Stadtgebiet als auch die KA Bessenich vom Erftverband betrieben werden. Der laufend fortgeschriebene GEP (Stand 2017) liefert das Flächenszenario. Der zugehörige Versiegelungsgrad wurde anhand von Luftbildern und Vergleichsflächen unter der Annahme von Lückenschlussbebauung ermittelt, die haltungsscharfen Kleinstflächen anschließend unter Berücksichtigung des Kanalnetzkatasters in STRAKAT zu bauwerksscharfen Flächen aggregiert. Unsicherheiten bezüglich Kanalanschlüssen und Flächenabgrenzungen wurden mittels Ortsbegehungen und Erkenntnissen aus Kanalnetzbefahrungen geklärt. Die Kalibrierung des Versiegelungsgrades bzw. Ermittlung des Trockenwetterabflusses aller Flächen erfolgte anhand gemessener Jahresschmutz- und –abwassermengen an der KA Bessenich. [ATD, 2017]. Die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Jahresmengen (Tabelle 1) liegen lediglich zwischen drei und sieben Prozent.

Tab. 1: Plausibilisierung des Trockenwetterabflusses und des Versiegelungsgrades anhand gemessener Jahresschmutz- und –abwassermengen an der KA Bessenich [ATD, 2017]

	Gemessen [m^3/a]	Berechnet [m^3/a]	Abweichungen [%]
Jahresschmutzwassermenge (JSM)	779.846	804.468	≈ 3,2
Jahresabwassermenge (JAM)	1.143.308	1.227.620	≈ 7,4

Die Kanalnetzanzeige für die KA Bessenich (2017) lieferte die für die Modellberechnungen erforderlichen Kennwerte für RRB und RÜB. Drosselkurven konnten aus iterativen Berechnungen eines hydrodynamischen Kanalnetzmodells übernommen und anhand von Beckenmessdaten mit Hilfe des NA-Modells auf Plausibilität geprüft werden.

Im Untersuchungsraum Zülpich wurden zur Plausibilisierung der Datengrundlage und der Simulationsergebnisse die in Abbildung 2 symbolisierten drei Regenüberlaufbecken ausgewählt, deren entsprechend Selbstüberwachungsverordnung Abwasser (SüwVO Abw) gemessenen Zeitreihen mit den simulierten Zeitreihen des Modells verglichen wurden. Beispielhaft ist dies in Abbildung 3 für das Regenüberlaufbecken RÜB400 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass gemessene Einstauhöhe und simuliertes Einstauvolumen im Verlauf gut korrelieren. Ebenso gut passt die Anzahl der simulierten Abschlagsereignisse zu der Anzahl der Ereignisse, die die Schwellenhöhe des Trennbauwerks (TB) erreichen. Ab einer Schwellenhöhe des Trennbauwerks von 2,25 m schlägt das RÜB ab. Eine Einstauvolumenermittlung ist an dieser Stelle nicht möglich.

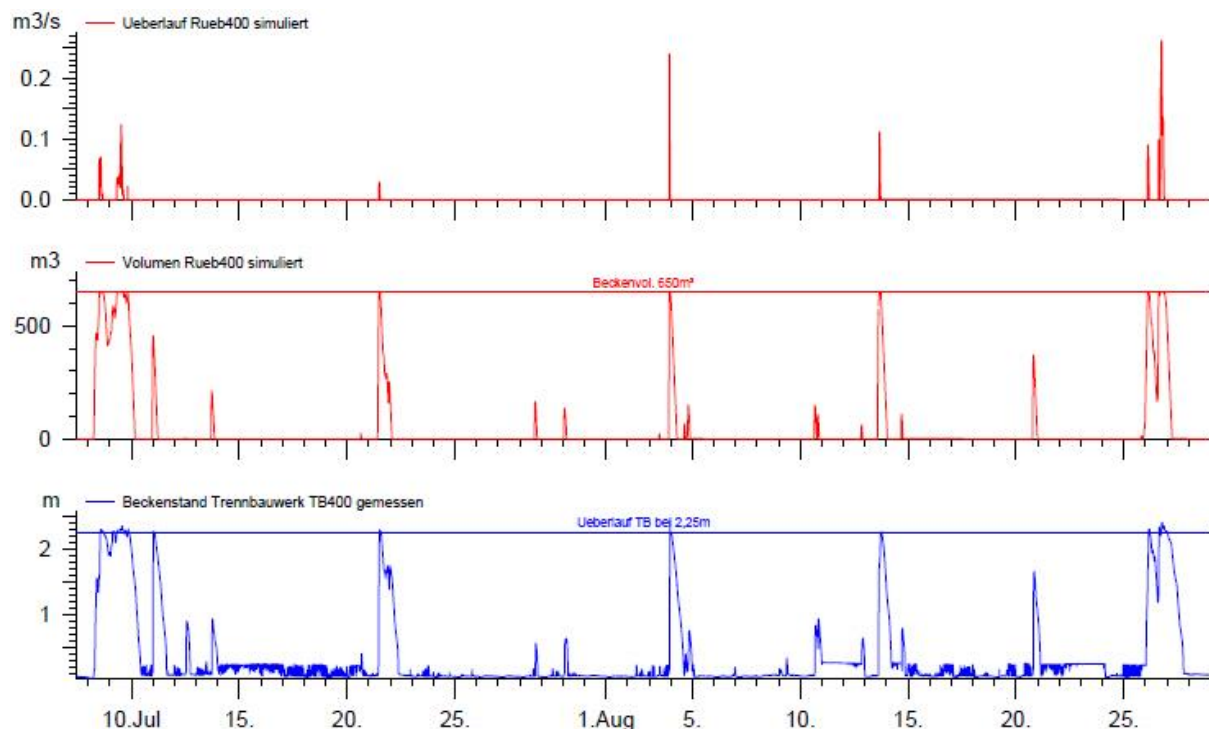


Abb. 3: Vergleich des gemessenen Beckenfüllstands (blau) und der simulierten Beckenfüllung (rot) beispielhaft für zwei Monate im Jahr 2014 dargestellt.

Mithilfe des gemessenen Abflusses der KA Bessenich konnte für das Kläranlageneinzugsgebiet eine spezifische Tagesganglinie des häuslichen Schmutzwasserabflusses erstellt werden. Abbildung 4 zeigt die angesetzte Tagesganglinie und das Ergebnis der Gegenüberstellung von gemessenem und berechnetem Abfluss der KA.

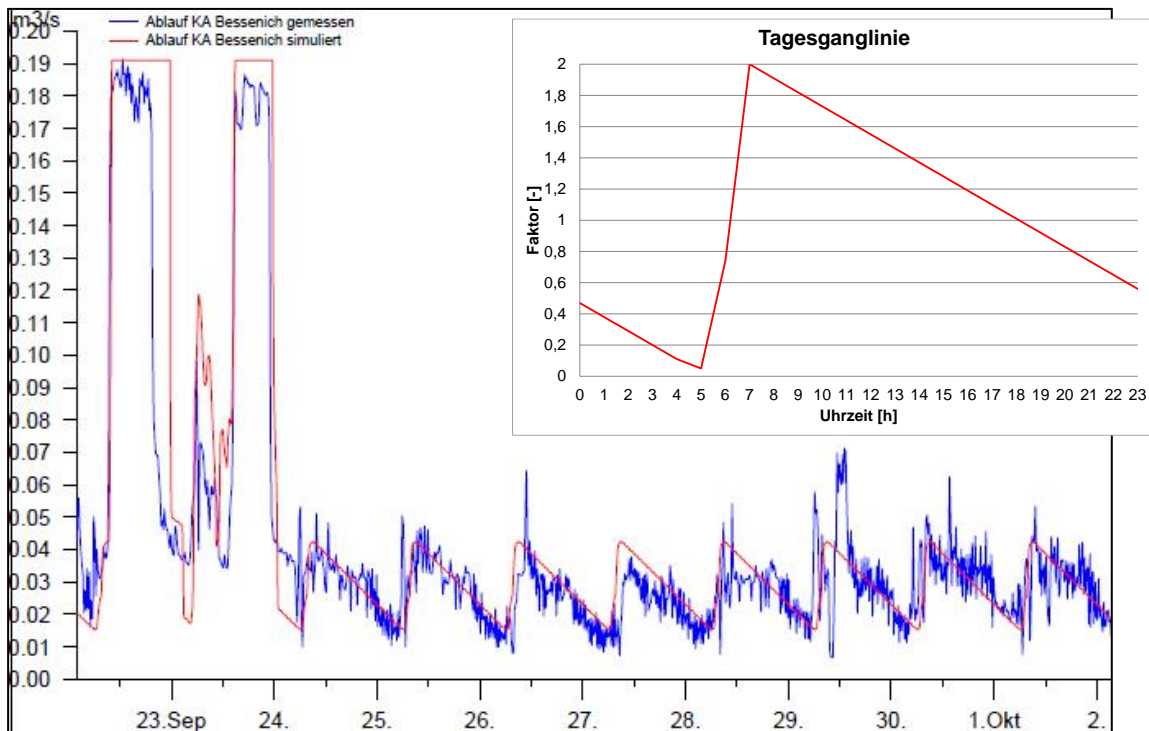


Abb. 4: oben rechts: spezifische Tagesganglinie des häuslichen Abflusses. unten links: Vergleich des gemessenen (blau) und simulierten (rot) Kläranlagenablaufs beispielhaft für einen ausgewählten Zeitraum im Jahr 2015

Die Summe aller Einleitungen im Untersuchungsraum kann am unterhalb gelegenen kontinuierlich aufzeichnenden Landespegel Bessenich überprüft werden (Abbildung 5). Aufgrund der Abflussbegrenzung oberhalb des Pegels Füssenich im Hochwasserfall sind die am Pegel Bessenich gemessenen Abflussspitzen maßgeblich durch die Einleitungen der Stadtentwässerung beeinflusst. Die Übereinstimmung des gemessenen und simulierten Abflusses am Pegel Bessenich ist gut, so dass die Abbildung der Stadtentwässerung im Modell insgesamt als plausibel eingestuft wird. Stellenweise werden die gemessenen hohen Abflussspitzen unterschätzt. Dies ist nicht auf eine fehlerhafte Abbildung der Stadtentwässerung zurückzuführen, sondern auf eine nicht repräsentative Niederschlagsbelastung im Modell z.B. durch lokale Starkregenereignisse, die von den verwendeten Niederschlagsstationen nicht erfasst wurden.

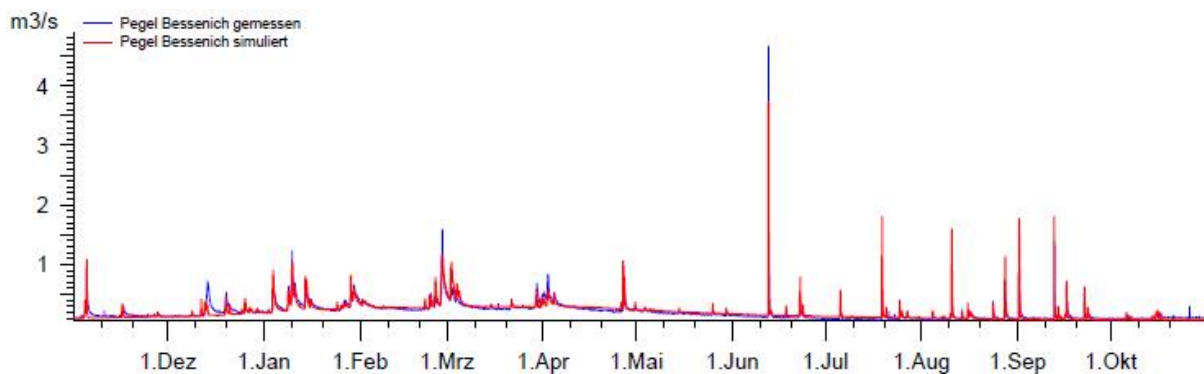


Abb. 5: Vergleich des gemessenen (blau) und simulierten (rot) Abflusses am Pegel Bessenich beispielhaft für das Wasserwirtschaftsjahr 2015

3.2 Ergebnisse der integrierten Modelluntersuchung

Das Ziel der Untersuchung ergibt sich aus den unterschiedlichen Anforderungen in der Kanalnetz- und Gewässerbewirtschaftung entsprechend der Merkblätter BWK-M3/M7 sowie dem Arbeitsblatt ATV-A128, der EG-WRRL und dem Hochwasserschutz. So wurde einerseits die Kanalnetzanzeige nach §57 (1) LWG für das Einzugsgebiet der KA Bessenich mit dem NA-Modell erstellt, andererseits wurde der Nachweis der Gewässerträglichkeit der Niederschlagswassereinleitungen entsprechend der BWK-Merkblätter für den Untersuchungsraum Zülpich geführt. Zeitgleich wurde geprüft, ob Einleitungen geplanter Siedlungsflächen die Hochwassergefahr in den Gewässern erhöht.

Aus den Anforderungen an die Siedlungsentwässerung müssen für alle RÜB des Kläranlageneinzugsgebiets eine Entlastungsrate $<25\%$ und ein Mindestmischverhältnis ≥ 7 eingehalten werden. Mit den voreingestellten Bauwerkskennwerten bestätigen die Modellrechnungen die Einhaltung beider Kriterien. Entsprechend der immissionsorientierten Anforderungen darf der Abfluss im Gewässer einschließlich Siedlungsabfluss beim einjährigen Ereignis (HQ1,prog) den potentiell natürlichen Abfluss beim zweijährlichen Ereignis (HQ2,pnat) nicht überschreiten. Bei einem schlechten Zustand der Gewässerstruktur verschärfen sich die Anforderungen (HQ2,prog \leq HQ2,pnat), da hier eine Wiederbesiedlung mit Mikroorganismen bei einer Verdriftung stark eingeschränkt ist. Gegenwärtige Defizite in der Gewässerstruktur führen in dieser Untersuchung zu den verschärften Anforderungen. Die Berechnungsergebnisse zeigen auf, dass auch die weniger scharfen Grenzwerte aus Immissionsicht nicht eingehalten werden (Abbildung 6).

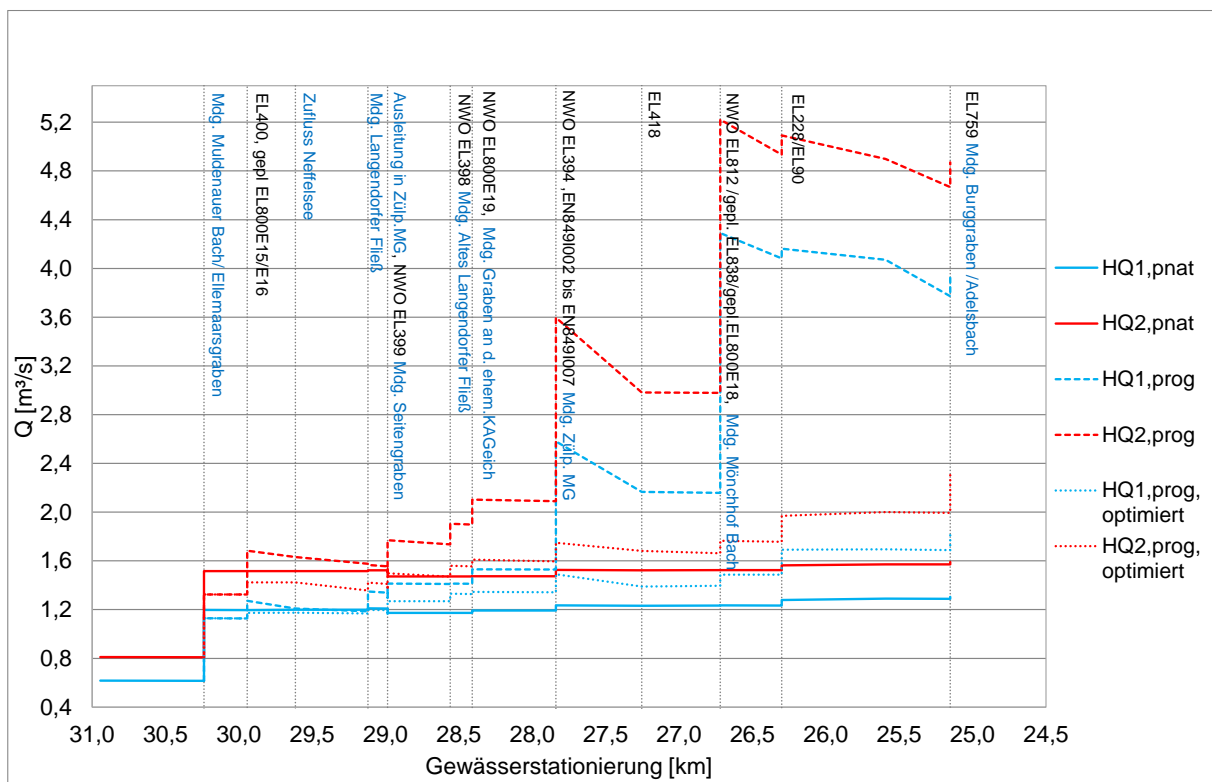


Abb. 6: Hydrologischer Längsschnitt des Neffelbachs mit den für den Nachweis der Gewässerträglichkeit relevanten Abflüssen

Unter Berücksichtigung der geplanten Erweiterungsflächen konnten zwei Einleitungen als bestehende bzw. zukünftige Einleitschwerpunkte identifiziert werden. Eine der beiden Einleitschwerpunkte ist die ungedrosselte Einleitung der geplanten Gewerbegebietsflächen. Diese würde neben einer signifikanten Abflusserhöhung im Neffelbach zu einer deutlichen Überschreitung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Mönchhof Bachs führen.

4. Planung integrierter Maßnahmenkonzepte

Um den immissionsorientierten Anforderungen der Merkblätter BWK-M3/M7 gerecht zu werden, mussten in Zülpich aufgrund der Grenzwertüberschreitungen sowohl Gewässer- als auch Siedlungsmaßnahmen geplant werden. Die Optimierung der Siedlungsentwässerung erfolgte iterativ. Nach jedem Optimierungsrechenlauf wurde geprüft, welchen Effekt eine Maßnahme auf die Zielerreichung nach BWK-M3/M7 hat, ob die Ziele des Arbeitsblattes ATV-A128 noch eingehalten werden und die Maßnahmen aus betrieblicher Sicht sinnvoll und wirtschaftlich sind. Im Vordergrund stand hierbei die Optimierung der hydraulischen Belastung.

Ein Beispiel für eine optimierte Siedlungsmaßnahme zeigt Abbildung 7. An dem identifizierten Einleitungsschwerpunkt am Mönchhof Bach soll die bestehende Einleitung 812 durch eine neue Einleitung 838 mit zusätzlichem Rückhaltevolumen in Form von Retentionsbodenfilter (RBF) und Regenrückhaltebecken (RRB) ersetzt werden. Für die neu geplanten Trennsystemflächen mit einer versiegelten Fläche von $A_{\text{red}} = 44,2 \text{ ha}$ ist im Endausbau ein zusätzliches Rückhaltevolumen von $\sim 24.000 \text{ m}^3$ geplant.

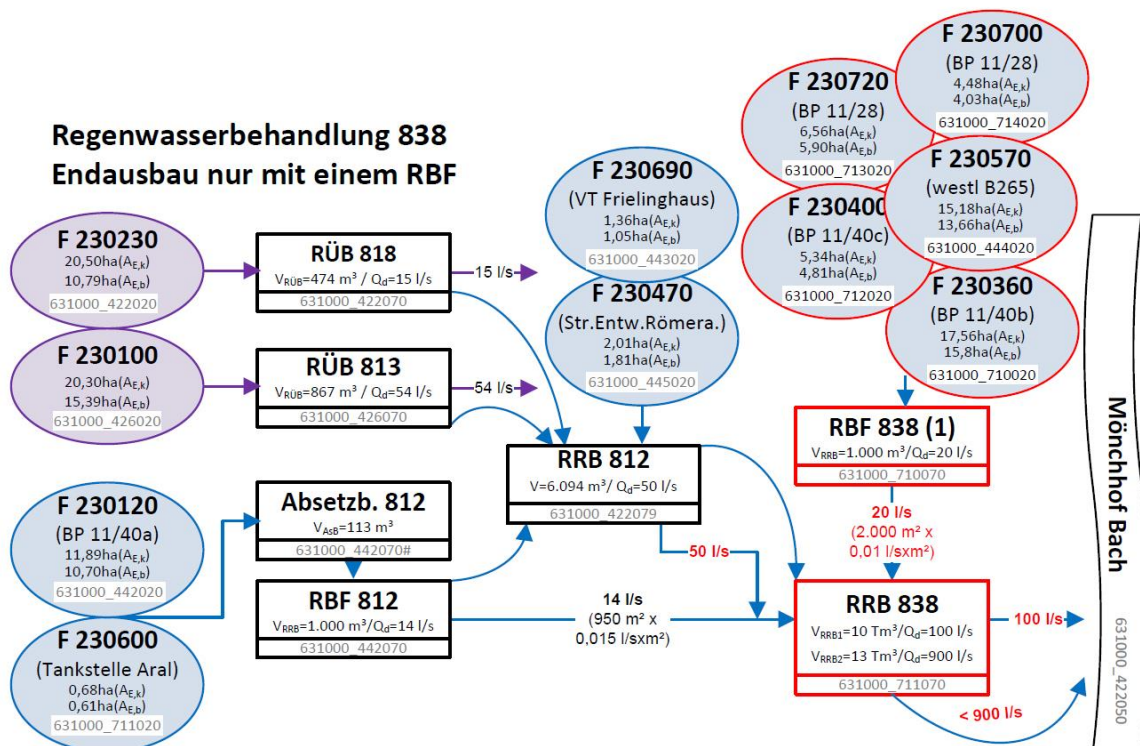


Abb. 7: Geplanter Retentionsbodenfilter mit nachgeschaltetem Regenrückhaltebecken: schematische Darstellung der geplanten Speicherkaskade. Rot umrandet sind die neu geplanten Flächen und Becken.

Die Drosselwassermengen der bereits bestehenden Becken (RBF/ RRB812) wurden so optimiert, dass die vier Becken kaskadenförmig hintereinander geschaltet und optimal ausgenutzt werden können. Die Einstellung der Drosselwassermenge des neuen RRB838 erfolgt gestaffelt. Während der Drosselabfluss des Beckens zur Zielerreichung der Vorgaben nach BWK-M3/M7 auf 100 l/s begrenzt ist, sind die Abschlüsse des Beckens auf maximal 1000 l/s begrenzt. Dies entspricht der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Mönchhof Bachs nach Umbau eines Durchlasses und soll Ausuferungen am Gewässer verhindern. Nach Umsetzung aller geplanten Siedlungs- und Gewässermaßnahmen soll das optimierte einjährige Ereignis des Prognosezustands (HQ1,prog,optimiert) kleiner/gleich dem potentiell natürlichen zweijährlichen Abfluss (HQ2,pnat) sein. Abbildung 6 zeigt neben dem nicht optimierten Prognosezustand des Gewässers auch den optimierten Zustand nach Umsetzung aller erarbeiteten Siedlungsmaßnahmen. Es wird deutlich, dass die signifikanten Überschreitungen des HQ2,pnat deutlich reduziert werden konnten. Die geringfügige Überschreitung am Ende des geschlossenen Siedlungsgebietes soll durch eine Kanalnetzsteuerung und/oder Renaturierungsmaßnahmen behoben werden. Bedeutsam ist, dass auf Grundlage der Modelluntersuchung mit einem gemeinsamen Modell ein abgestimmtes Konzept erarbeitet werden konnte, das die Belange der Siedlungsentwässerung, des Gewässerschutzes und des Schutzes vor Hochwasser in Einklang bringt. Aufbauend auf der Maßnahmenplanung zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL wurde das bestehende Neffelbachkonzept des Erftverbands angepasst. Es zielt u. a. darauf ab, das Wiederbesiedlungspotential für Mikroorganismen zu erhöhen, so dass die Niederschlagswassereinleitungen gewässerverträglicher werden. So wurde für einen 700 m langen Gewässerabschnitt (Abbildung 8) aufgrund des festgestellten Defizits der Gewässerstrukturgüte eine Renaturierungsmaßnahme geplant.



Abb. 8: Trassenentwurf 2018 zur Neffelbachverlegung bei der Ortslage Geich

Durch die geplante natürliche Sohl- und Uferstruktur werden nicht nur Refugialräume für Makrozoobenthos geschaffen, es wird zudem erwartet, dass durch die Laufverlängerung des Nefelbachs um 400m die Überlagerung von schadhafte Stoßbelastungen der Einleitungen weiter abnimmt, so dass sich die Situation gegenüber der in Abbildung 6 dargestellten Optimierung noch verbessert.

5. Fazit

Unter Verwendung der verfügbaren Messdaten aus der Siedlungswasserwirtschaft konnte das Kanalnetz in Zülpich mit dem konzeptionellen Modell NASIM gut abgebildet, die Datengrundlage optimiert und die Ergebnisse plausibilisiert werden. Das Modell eignet sich damit sehr gut als Planungsinstrument für eine weitergehende integrierte Gewässer- und Kanalnetzbewirtschaftung, da mit nur einem Modell alle wesentlichen Fragestellungen zu Emissions- und Immissionsbetrachtungen sowie dem Hochwasserschutz beantwortet werden können. Variantenrechnungen und Optimierungen können auf diese Weise in unterschiedliche, aufeinander abgestimmte Maßnahmenplanungen integriert werden. Voraussetzung für gute Modellergebnisse sind jedoch stets eine fundierte Datengrundlage und Hintergrundinformationen zum abwassertechnischen Messnetzbetrieb, ohne die es leicht zu Fehlinterpretationen der Ergebnisse kommen kann.

Literatur

- ATD, 2017. Erläuterungsbericht 5. Änderungsanzeige nach §57(1) LWG, Einzugsgebiet KA Bessenich
- ATV-DVWK, 1992. Arbeitsblatt ATV-A 128, Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen
- BWK, 2004. Merkblatt BWK-M3, Ableitung von Immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, 2. Aufl.
- BWK, 2008. Merkblatt BWK-M7, Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3, 1. Aufl.
- ERFTVERBAND, 2013. Masterplan Abwasser 2025, Teil A, Abwasser- und Klärschlamm-Behandlungskonzept, Energiekonzept
- HYDROTEC, 2015. NASIM Benutzerdokumentation, Version 4.4.3.

Niederschlagsdisaggregation für hochaufgelöste Niederschlags-Abfluss-Simulationen

Hannes Müller, Markus Wallner, Kristian Förster

Zusammenfassung

In vielen Bereichen der Hydrologie und Wasserwirtschaft werden lange, hochaufgelöste Niederschlagszeitreihen benötigt. Da Beobachtungszeitreihen zumeist nur für kurze Perioden vorliegen, stellt die Disaggregation beobachteter Tageswertzeitreihen einen Lösungsansatz dar, um ein dichtes Stationsnetzwerk mit langen Zeitreihen in der benötigten zeitlichen Auflösung zu schaffen. In dieser Studie wird für die Disaggregation ein multiplikatives Kaskadenmodell verwendet. Die räumliche Konsistenz wird durch ein nachgeschaltetes Resampling-Verfahren erzeugt. Die generierten Zeitreihen stündlicher Auflösung dienen als Eingangsdaten für die kontinuierliche Niederschlags-Abfluss-Modellierung (N-A) mittels HBV-IWW und WaSiM mehrerer mesoskaliger Einzugsgebiete in Niedersachsen. Die betrachteten Abflussstatistiken (Saisonale Extremwerte, mittlere monatliche Abflüsse, Abflussdauerlinien) können gut nachgebildet werden.

Vorwort

Die in diesem Beitrag vorgestellten Ergebnisse sind Auszüge aus Müller (2016) und stellen eine übergreifende Zusammenfassung der Untersuchungen von Müller und Haberlandt (2015) sowie Müller et al. (2017) dar, auf welche der Leser für detaillierte Methodenbeschreibungen und vertiefte Analysen verwiesen sei.

1. Einführung

Die N-A-Modellierung stellt eine Möglichkeit dar, die abflussrelevanten Prozesse innerhalb eines Einzugsgebietes (EZG) abzubilden und kontinuierliche hochaufgelöste Abflusszeitreihen zu simulieren. Der Niederschlag ist die wichtigste Eingangsgröße für die N-A-Modellierung. Die benötigte zeitliche Auflösung des Niederschlages hängt von der Reaktionszeit des EZG ab. Für kleine EZG sind Zeitreihen mit Tageswerten nicht ausreichend, da die Reaktion des EZG auf Regenereignisse innerhalb weniger Stunden erfolgt. Bei einer Verwendung von Tageswerten würden die resultierenden Hochwasserabflüsse und die damit verbundenen Risiken unterschätzt werden. Die Zeitreihen hochauflösender Niederschlagsmessstationen limitieren aufgrund der Kürze der Beobachtung den Simulationszeitraum und somit die Länge der simulierten Abflussganglinien, wodurch auch die Höhe der Wiederkehrintervalle der abgeleiteten Hochwasserstatistiken beschränkt ist.

Radarzeitreihen stellen keine Alternative zu den hochaufgelösten Stationszeitreihen dar, da Radardaten in Deutschland flächendeckend erst seit ca. 2001 zur Verfügung stehen und die aus Radardaten abgeleiteten Niederschlagsintensitäten mit großen Unsicherheiten einhergehen. Die Verwendung von Modellregen bestimmter Dauern und Wiederkehrintervalle, wie z. B. aus KOSTRA (DWD, 2005) ableitbar, stellt aufgrund der hohen Nicht-Linearität zwischen Niederschlag und Abfluss und einer ereignisbasierten Betrachtung lediglich einen pragmatischen Ansatz dar.

Der Deutsche Wetterdienst stellt über das Climate Data Center Zeitreihen mit stündlicher Auflösung für ca. 1300 Stationen zur Verfügung. Im Gegensatz dazu existieren ca. 5500 Stationen, welche den Niederschlag mit täglicher Auflösung messen. Neben der besseren räumlichen Abbildung existieren für die Tageswertstationen auch längere Zeitreihen.

Das Ziel der Niederschlagsdisaggregation ist die Erhöhung der zeitlichen Auflösung von Tageswertzeitreihen unter der Nutzung von Informationen zeitlich hoch aufgelöster Zeitreihen. Dadurch ist nach der Disaggregation ein Stationsnetz mit einer hohen räumlichen Dichte und mit langen Zeitreihen in der für die jeweilige Anwendung benötigten zeitlichen Auflösung verfügbar. Für die Disaggregation wird ein multiplikatives Kaskadenmodell verwendet (Müller und Haberlandt, 2015). Eine besondere Herausforderung stellt die Implementierung der räumlichen Konsistenz des Niederschlages dar. Dies ist erforderlich, da die Disaggregation der Tageswertzeitreihen auf Stationsbasis ohne Berücksichtigung benachbarter Stationen erfolgt. In der vorliegenden Untersuchung werden zur Beschreibung der räumlichen Konsistenz zwei Methoden vorgestellt und deren Einfluss auf den räumlichen Niederschlag sowie bei deren Verwendung als Eingangsdaten für die N-A-Modellierung auf die resultierenden Abflussstatistiken untersucht.

2. Daten

Für die Untersuchung werden Niederschlagsstationen aus Niedersachsen verwendet. Die für die N-A-Modellierung verwendeten Einzugsgebiete sowie Niederschlagsstationen sind in Abbildung 1 dargestellt. Die Untersuchungsgebiete Pionierbrücke/Sieber (44 km²), Tetendorf/Böhme (110 km²) und Reckershausen/Leine (321 km²) unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Topographie, Landnutzung und vorherrschenden Bodenarten. Die Zeitreihen mit stündlicher Auflösung wurden ausschließlich für die Parameterschätzung zur Disaggregation der Tageswertzeitreihen verwendet.

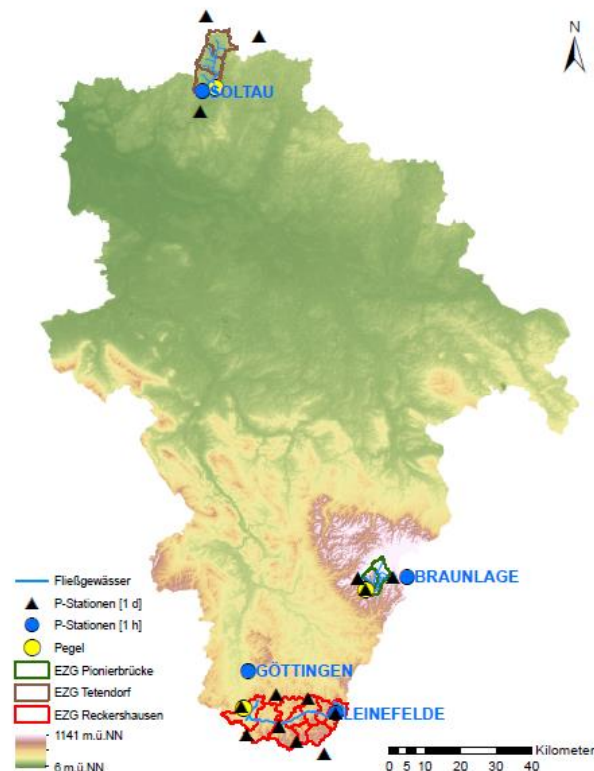


Abb. 1: Für die N-A-Modellierung verwendete Einzugsgebiete und Niederschlagsstationen.

3. Methoden

3.1 Niederschlagsdisaggregation

Die grundlegende Funktionsweise des für die Disaggregation verwendeten Kaskadenmodells ist in Abbildung 2 dargestellt. Ein grober Zeitschritt wird in eine definierte Anzahl feinerer Zeitschritte mit gleicher Dauer unterteilt. Die Anzahl an Zeitschritten wird sukzessiv durch die Verästelungsnummer b festgelegt. Das Niederschlagsvolumen V eines groben Zeitschrittes wird mit den Wichtungen W_1 und W_2 (bei $b=2$) multipliziert, um die Volumina der beiden feineren Zeitschritte zu erhalten.

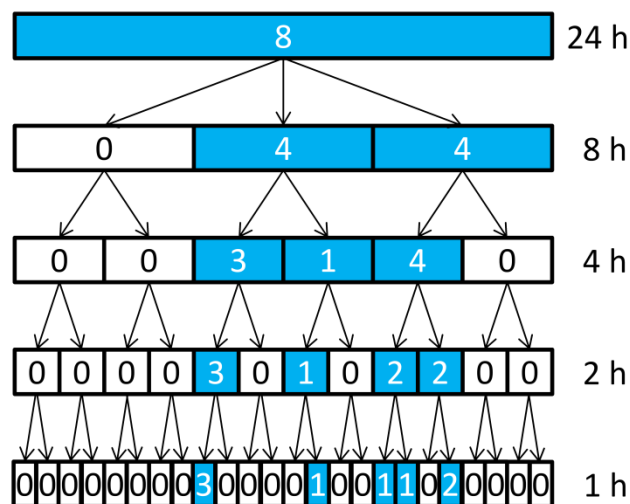


Abb. 2: Multiplikatives Kaskadenmodell (nach Müller et al., 2017).

Die Summe der Wichtungen ergibt in jedem Zeitschritt 1, die Variablen sind daher nicht unabhängig voneinander. Im sogenannten Kaskadengenerator existieren für $b=2$ (verwendet für die drei Disaggregationslevel von $\Delta t=8$ h bis zu 1 h) drei Möglichkeiten, wie das Niederschlagsvolumen aufgeteilt werden kann: $P(1/0)$, $P(0/1)$ und $P(x/(1-x))$. Hierbei gibt P die Wahrscheinlichkeit für die jeweilige Aufteilung des Niederschlagsvolumens an. Bei einer Aufteilung $P(1/0)$ wird das gesamte Niederschlagsvolumen dem ersten feineren Zeitschritt zugeordnet, der zweite Zeitschritt bleibt trocken ($W_2=1-W_1=0$). Der gegensätzliche Fall tritt mit der Wahrscheinlichkeit $P(0/1)$ ein. Bei $P(x/(1-x))$ wird das Niederschlagsvolumen auf beide Zeitschritte verteilt, wobei für den Anteil x die Wahrscheinlichkeitsfunktion $f(x)$ benötigt wird. Die Parameter werden in Abhängigkeit von der Position eines nassen Zeitschrittes in Abhängigkeit des Zustandes (nass, trocken) der benachbarten Zeitschritte als auch des zu disaggregierenden Niederschlagsvolumens (obere und untere Volumenklasse) geschätzt. Alle Parameter können aus benachbarten, hochaufgelösten Zeitreihen durch ein rückwärtiges Durchlaufen der Kaskade (Aggregation) geschätzt werden. Für $f(x)$ werden empirische Verteilungsfunktionen verwendet. Für die Disaggregation des Tageswertzeitschrittes zu 8 h-Intervallen wird das Uniform Splitting mit $b=3$ verwendet, um im weiteren Disaggregationsverlauf mit $b=2$ eine finale Auflösung von $\Delta t=1$ h zu erreichen. Der interessierte Leser sei für nähere Informationen auf Müller und Haberlandt (2015) verwiesen.

3.2 Implementierung räumlicher Konsistenz

Die Disaggregation der Niederschlagszeitreihen erfolgt stationsweise ohne die Berücksichtigung benachbarter Stationen bzw. deren bereits disaggregierter Zeitreihen. Durch die zufällige Anordnung der nassen Zeitschritte innerhalb eines Tages (siehe Abbildung 2) führt dies bei benachbarten Stationen zu zeitlich versetzten Niederschlagsereignissen, wodurch die räumliche Konsistenz unterschätzt wird. Es wird angenommen, dass eine Unterschätzung der räumlichen Konsistenz ebenfalls zu Unterschätzungen des Gebietsniederschlags und der daraus resultierenden Abflüsse führt. Für die Implementierung räumlicher Konsistenz werden ein Resampling-Algorithmus sowie ein Parallelisierungsansatz verwendet.

Als Resampling-Algorithmus wird Simulated Annealing (Aarts and Korst, 1965, Kirkpatrick et al., 1983) verwendet, eine nicht-lineare Optimierungsmethode mit der Möglichkeit, das globale Minimum einer Zielfunktion zu identifizieren. Die verwendete Zielfunktion enthält gewichtete Abweichungen bivariater Niederschlagscharakteristiken beobachteter und disaggregierter Niederschlagszeitreihen. Die verwendeten bivariaten Niederschlagskriterien sind a) die Wahrscheinlichkeit des gleichzeitigen Auftretens von Niederschlag, b) das Kontinuitätsverhältnis sowie der Pearson'sche Korrelationskoeffizient von Niederschlagszeitschritten c) stratiformen und d) konvektiven Ursprungs. Für die Schätzung der bivariaten Niederschlagscharakteristiken werden nur Stationen mit stündlichen Zeitreihen aus Niedersachsen verwendet. Für das Resampling werden die relativen Tagesgänge einer Zeitreihe ausgetauscht, um sie an die Zeitreihe einer zuvor zufällig ausgewählten Masterstation anzupassen. Durch den Austausch relativer Tagesgänge bleibt die Niederschlagsmenge eines Tages exakt erhalten. Weiterführende Randbedingungen gewähren den Erhalt der Zeitreihenstruktur, wie sie aus der Disaggregation resultiert.

Für die alternative Berücksichtigung der räumlichen Konsistenz mittels Parallelisierung wird für jeden Tag die Zeitreihe mit der höchsten Niederschlagssumme ausgewählt. Deren relativer Tagesgang wird auf alle anderen Stationen übertragen, wobei die Niederschlagssumme ebenfalls exakt erhalten bleibt.

Die Niederschlagsdatensätze, welche aus dem Resampling und der Parallelisierung resultieren, werden im Folgenden als V2 und V3 bezeichnet. Der Niederschlagsdatensatz ohne Implementierung räumlicher Konsistenz wird als V1 bezeichnet.

3.3 N-A-Modellierung

Für die Validierung der generierten Niederschlagsdatensätze werden zwei N-A-Modelle verwendet, das auf Teileinzugsbieten basierende HBV-IWW (Wallner et al., 2013, Wallner und Haberlandt, 2015) und das rasterbasierte WaSiM (Schulla, 1997, 2015). Die Simulationen werden kontinuierlich durchgeführt, wodurch Abflussstatistiken abgeleitet und mit Beobachtungswerten verglichen werden können. Ein direkter Vergleich der simulierten und beobachteten Abflussganglinien ist aufgrund der zufälligen Niederschlagsverteilung innerhalb eines Tages nicht möglich.

Die verwendeten Kalibrierungs- und Validierungszeiträume der untersuchten Einzugsgebiete sind in Tabelle 1 dargestellt. Jedem Zeitraum ist eine Einschwingphase von einem Jahr für eine realitätsnahe Anfangsspeicherfüllung vorangestellt. Für die Kalibrierung werden die Abflussextrême des Sommer- und Winterhalbjahres, die mittleren monatlichen Abflüsse sowie

Quantile der Abflussdauerline in einer Zielfunktion gewichtet berücksichtigt, welche ebenfalls mittels Simulated Annealing optimiert wird.

Tab. 1: Verwendete Kalibrierungs- und Validierungszeiträume.

Pegel	Kalibrierung		Validierung	
	Beginn	Ende	Beginn	Ende
Reckershau-				
sen	01.11.1974	31.10.1990	01.11.1990	31.10.2006
Pionierbrücke	01.11.1952	31.10.1977	01.11.1977	31.10.2003
Tetendorf	01.11.1986	31.10.1993	01.11.1993	31.10.2000

4. Ergebnisse & Diskussion

4.1 Niederschlag

Bevor eine Betrachtung des Niederschlags im Raum erfolgt, ist eine punktuelle Validierung der disaggregierten Niederschlagszeitreihen erforderlich. Diese wurde für ausgewählte Stationen durch Müller und Haberlandt (2015) in Niedersachsen durchgeführt und beinhaltet einen Vergleich beobachteter und disaggregierter Zeitreihen mittels relativer Fehler (siehe Tabelle 2). Da die Disaggregation einen Zufallsprozess darstellt, wurden für jede Station 80 Realisationen erstellt und die resultierenden relativen Fehler gemittelt. Für die ereignisbasierten Vergleiche (Niederschlagsdauer, -menge, Trockendauer) wird ein Ereignis durch einen vorherigen und nachfolgenden trockenen Zeitschritt definiert. Die disaggregierten Zeitreihen weisen leichte Unterschätzungen der mittleren Trockendauer, Niederschlagsdauer und -menge und eine leichte Überschätzung der mittleren Intensität auf. Die relativen Fehler aller betrachteten Niederschlagscharakteristiken betragen weniger als 10 % (außer Niederschlagsdauer: 12 %), eine für generierte Niederschlagszeitreihen annehmbare Abweichung. Auch die Extremwerte werden zufriedenstellend abgebildet (siehe Abbildung 3).

Tab. 2: Relativer Fehler bei der Disaggregation der Niederschlagszeitreihen.

Niederschlagscharakteristik	Relativer Fehler [%]
Niederschlagsdauer	-12
Niederschlagsmenge	-9
Trockendauer	-6
Anteil Trockenintervalle	-3
Mittlere Intensität	4

Für die räumliche Niederschlagsbetrachtung werden die beim Resampling verwendeten bivariaten Niederschlagscharakteristiken der drei Niederschlagsdatensätze V1, V2 und V3 betrachtet (Abbildung 4). Die grauen Punkte repräsentieren Werte resultierend aus Beobachtungszeitreihen von Stationspaaren aus Niedersachsen. Es ist zu erkennen, dass ohne eine Implementierung räumlicher Konsistenz (V1) die Auftretenswahrscheinlichkeit und die Korrelationskoeffizienten unterschätzt und das Kontinuitätsverhältnis überschätzt werden. Durch das Resampling (V2) können die Auftretenswahrscheinlichkeit und die Korrelationskoeffizienten (>4 mm) gut bzw. für Korrelationskoeffizienten (≤ 4 mm) zumindest besser als durch V1

abgebildet werden. Die Parallelisierung (V3) führt zu einer guten Übereinstimmung für das Kontinuitätsverhältnis, jedoch für die anderen Niederschlagscharakteristiken zu Überschätzungen.

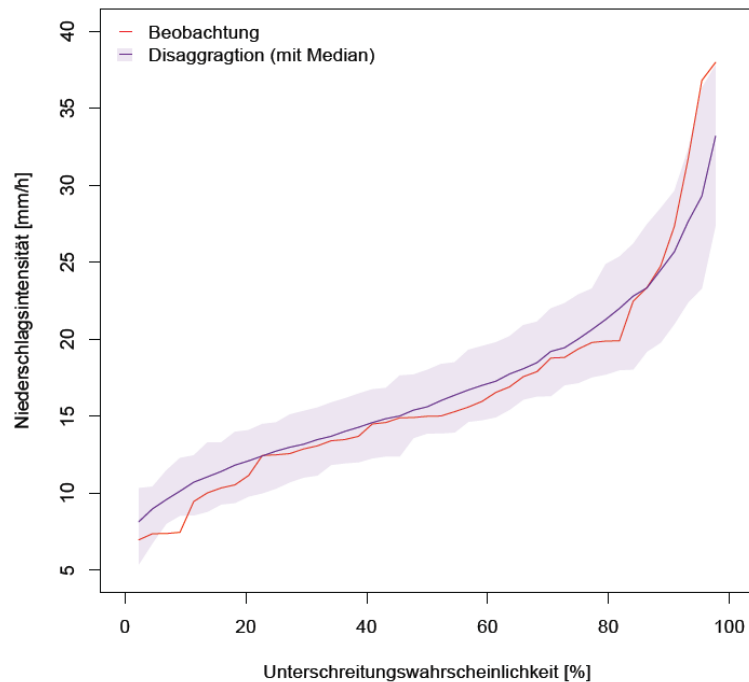


Abb. 3: Überschreitungskurven der Niederschlagsextremwerte für die Station Göttingen (basierend auf der empirischen Verteilung der Jahreshöchstwerte bei 43 a Zeitreihenlänge).

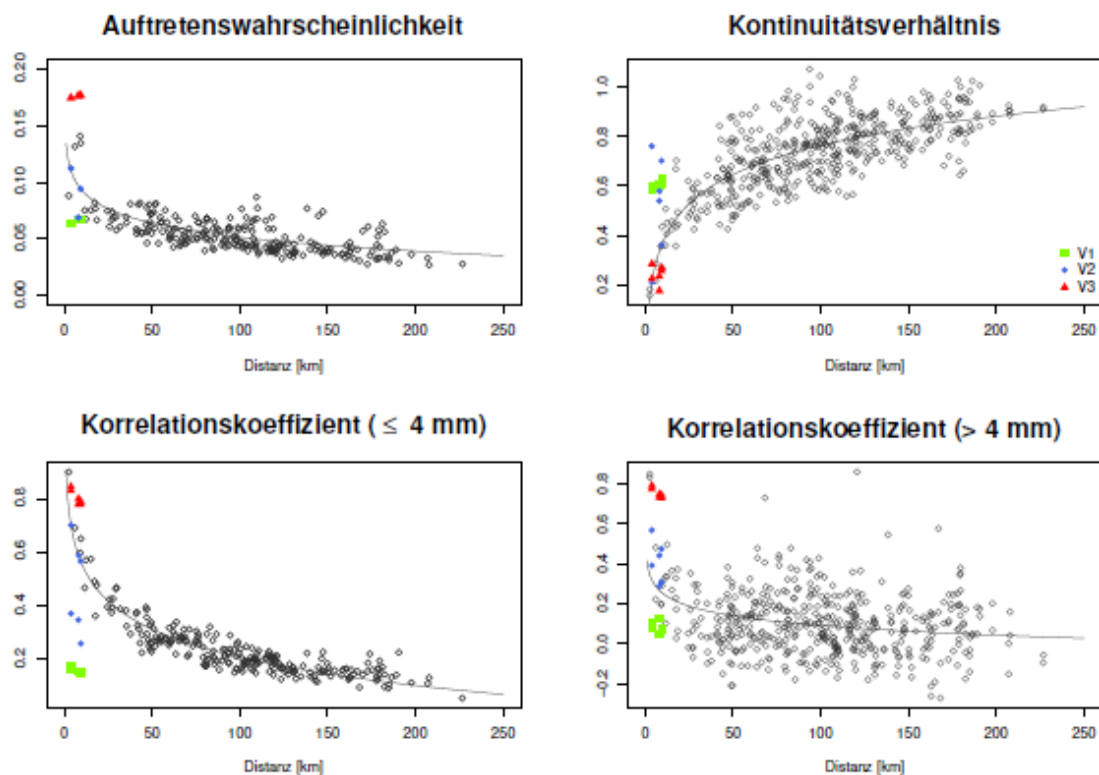


Abb. 4: Bivariate Niederschlagscharakteristiken resultierend aus V1, V2 und V3 im Vergleich zu Beobachtungswerten (graue Punktwolke).

Dass das Resampling zur besten Abbildung der räumlichen Niederschlagscharakteristiken führt, war durch deren Implementierung in der verwendeten Zielfunktion zu erwarten. In Abb. 5 sind die Gebietsniederschläge für ein Teileinzugsgebiet des Pegels Pionierbrücke dargestellt. Für den Pegel Pionierbrücke wurden drei Tageswertzeitreihen disaggregiert und mittels Thiessen-Polygonen der Gebietsniederschlag bestimmt. Die zuvor bei den räumlichen Charakteristiken festgestellte Ordnung mit $V1 < V2 < V3$ (bzw. umgekehrt für Kontinuitätsverhältnis) lässt sich auch für die resultierenden Gebietsniederschläge feststellen. Aufgrund fehlender Beobachtungszeitreihen (es existiert nur eine hochaufgelöste Zeitreihe im Einzugsgebiet) ist ein Vergleich des Gebietsniederschlags mit Beobachtungswerten nicht möglich. Für das Einzugsgebiet der Oberen Leine (Pegel Leineturm, 992 km², ebenfalls Niedersachsen) wurde jedoch von Müller und Haberlandt (2015) gezeigt, dass die Gebietsniederschläge resultierend aus beobachteten sowie disaggregierten und einem Resampling unterzogenen Zeitreihen gut übereinstimmen.

Bei der Betrachtung der Extremwerte des Gebietsniederschlags führt V1 ebenfalls zu den geringsten Werten. Sowohl V2 als auch V3 führen, trotz zuvor deutlicher Unterschiede bezüglich der räumlichen Niederschlagscharakteristiken als auch der gesamten Spannweite der Gebietsniederschläge, zu ähnlichen Extremwerten für Wiederkehrintervalle < 20 a. Dies kann mit der für V3 verwendeten Methodik erläutert werden. Es wird jeweils der relative Tagesgang der Station genommen, welche die höchste Tagesniederschlagssumme aufweist. Dies muss jedoch nicht gleichzeitig die Station mit der höchsten Niederschlagsintensität innerhalb eines Tages sein. Somit kann V3 sogar zu einer Abminderung der Extremwerte führen, wenn die innertägliche Niederschlagsverteilung keine hohen Intensitäten aufweist.

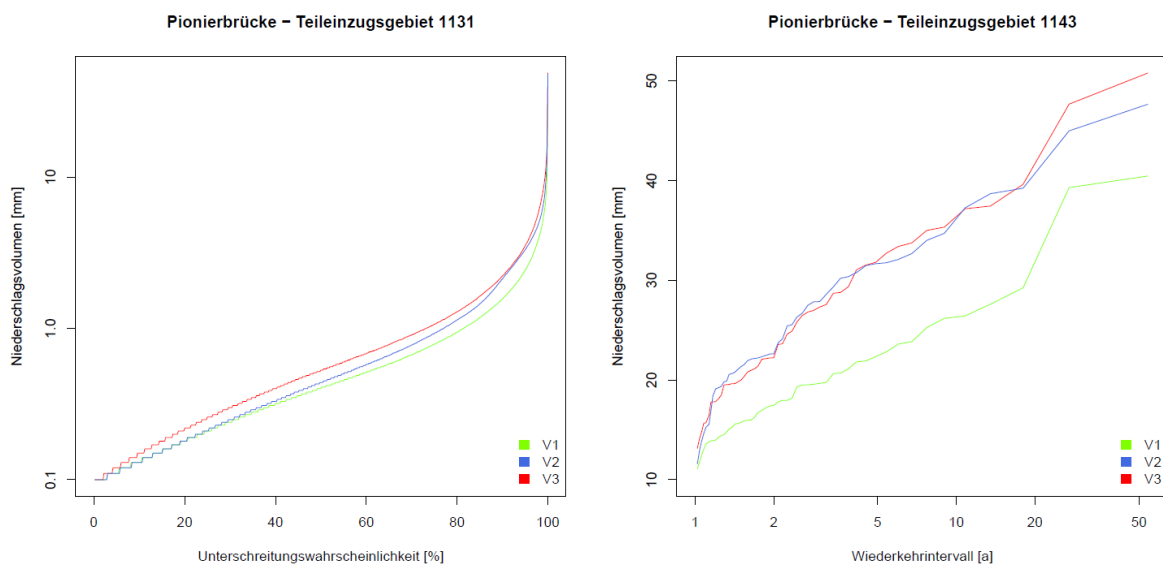


Abb. 5: Unterschreitungskurven des Gebietsniederschlags (links) sowie die empirische Extremwertverteilung (rechts) für Teileinzugsgebiete des Pegels Pionierbrücke.

4.2 Abfluss

Bei der Betrachtung des Abflusses werden die Abflussstatistiken (1) Extremwerte des Sommer- und Winterhalbjahres, (2) mittlere Monatsabflüsse sowie die (3) Abflussdauerlinie verwendet. Diese Statistiken gehen auch in die Kalibrierung der Modelle ein. Die Extremwerte sind jeweils bis zu einem Wiederkehrintervall von 100 a dargestellt. Der zulässige Extrapolationszeitraum basierend auf dem dreifachen der zu Grunde liegenden Abflusszeitreihenlänge ist durch die vertikale Linie gekennzeichnet. Für jedes Einzugsgebiet wurden 10 der 80 Realisationen jedes Niederschlagsdatensatzes zufällig ausgewählt und als Eingangsdaten für die hydrologische Modellierung verwendet. Exemplarisch sind in Abb. 6 die Ergebnisse für Reckershausen für die Kalibrierungsperiode dargestellt.

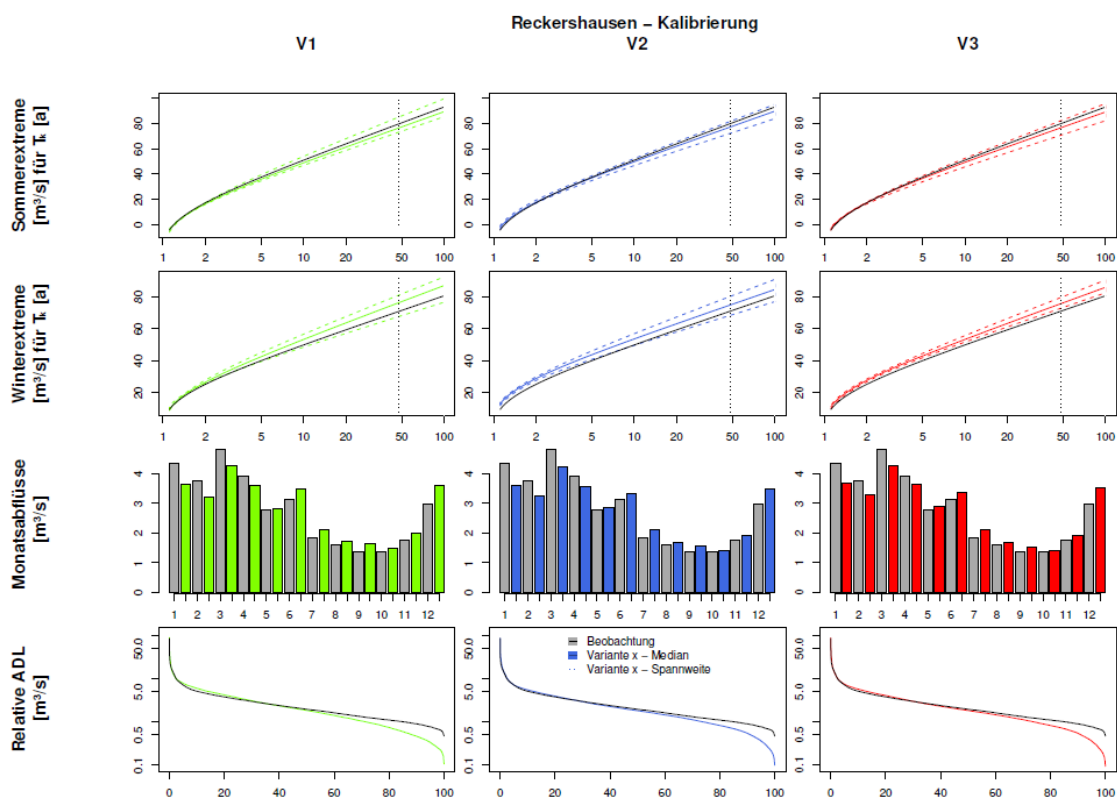


Abb. 6: Abflussstatistiken in Abhängigkeit der gewählten Variante zur Implementierung räumlicher Konsistenz für das Einzugsgebiet Reckershausen (3 Niederschlagsstationen, resultierend aus HBV-IWW).

Sowohl die Sommer- als auch Winterextreme können für Reckershausen sehr gut abgebildet werden. Für V1 schließen das Unsicherheitsband der ermittelten Hochwasser die Beobachtungswerte für alle Wiederkehrintervalle ein. Für V2 und V3 ist dies nur für die Sommerhochwasser der Fall, die Winterhochwasser werden leicht überschätzt. Der innerjährliche Verlauf wird durch alle drei Varianten relativ gut abgebildet, wobei die Abflüsse im Winter unter- und im Sommer überschätzt werden. Bei der Abflussdauerlinie wird eine gute Abbildung durch die drei Niederschlagsdatensätze erzielt, ausgenommen die Abflusswerte $Q < 1 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese sind

für die vorliegende Untersuchung jedoch vernachlässigbar, da das Ziel der Disaggregation die Fähigkeit zur Abbildung der hochdynamischen Prozesse ist und nicht die Abbildung von Niedrigwassersituationen, da die Disaggregation hierauf keinen Einfluss auf das Abflussgeschehen hat.

Der Unterschied zwischen den drei Niederschlagsdatensätzen ist für alle drei Untersuchungsgebiete sowohl für die Kalibrierungs- als auch Validierungsperiode relativ gering. Es wurden verschiedene Ursachen vermutet und deren Einfluss auf die Abflussstatistiken analysiert (i) Re-Kalibrierung Parameter; (ii) Stationsdichte; (iii) Modellkonzept. In einem ersten Ansatz wurde mittels eines neutralen Parametersatzes die Kalibrierung der Modellparameter als Ursache ausgeschlossen, jedoch zeigten die resultierenden Abflussstatistiken ebenfalls nur geringe Unterschiede. Eine Erhöhung der Anzahl an verwendeten Niederschlagsstationen (5 und 8 statt der bisherigen 3 Stationen für Reckershausen) führte ebenfalls zu keinen größeren Unterschieden in den Abflussstatistiken. Um die räumliche Auflösung der N-A-Prozesse zu erhöhen, wurde das auf Rasterbasis operierende WaSiM mit einer Rasterweite von 150 mx150 m verwendet. Für die Validierungsperiode können leichte Unterschiede zwischen den Niederschlagsdatensätzen für Sommer- und Winterhochwasser identifiziert werden, jedoch sind die Unterschiede in der Kalibrierungsperiode wie auch mittels HBV-IWW gering.

5. Zusammenfassung

Das Ziel der Untersuchung ist die Bereitstellung zeitlich hochaufgelöster, langer Niederschlagszeitreihen mit einer hohen räumlichen Dichte als Eingangsdaten für die N-A-Modellierung. Hierfür wurde ein multiplikatives Kaskadenmodell zur Disaggregation von Niederschlagstageswerten verwendet. Die Untersuchungen wurden für Niederschlagsstationen und Einzugsgebiete in Niedersachsen durchgeführt. Bei einer Disaggregation mehrerer Niederschlagsstationen muss in einem weiteren Schritt die räumliche Konsistenz in den generierten Niederschlagsdaten implementiert werden, um realitätsnahe Eingangsdaten für die N-A-Modellierung zu erhalten. Hierfür wird angenommen, dass die räumliche Konsistenz durch bivariate Niederschlagscharakteristiken abgebildet wird. Für die Implementierung wurden zwei Methoden, ein Resampling und eine Parallelisierung, hinsichtlich ihrer Eignung untersucht. Folgende Erkenntnisse können festgehalten werden:

- Mittels der Disaggregation der Niederschlagstageswerte können Stundenwerte generiert werden, welche nur geringe Abweichungen hinsichtlich ihrer statistischen Niederschlagscharakteristiken zu den Beobachtungsdaten aufweisen.
- Der Resampling-Algorithmus führt zu bivariaten Niederschlagscharakteristiken ähnlich den Beobachtungswerten in Niedersachsen. Ohne nachträgliche Implementierung räumlicher Konsistenz werden die Charakteristiken unterschätzt, durch die Parallelisierung werden diese überschätzt.
- Obwohl für die Gebietsniederschläge Unterschiede zwischen den Niederschlagsdatensätzen erkennbar sind, zeigen sich für deren Extremwerte nur geringe Unterschiede zwischen dem Resampling- und dem Parallelisierungsansatz.
- Bei Verwendung der Niederschlagsdatensätze als Eingangsdaten für die N-A-Modellierung können die betrachteten Abflussstatistiken abgebildet werden.

Der Einfluss der unterschiedlichen Niederschlagsdatensätze auf die resultierenden Abflussstatistiken ist gering und bedarf weiterer Untersuchungen. Aufgrund der guten Abbildung der Niederschläge sowohl auf Stationsbasis als auch bei räumlicher Betrachtung werden die disaggregierten Zeitreihen mit einem nachträglichen Resampling zur Implementierung räumlicher Konsistenz für die Verwendung als Eingangsdaten für die N-A-Modellierung empfohlen.

Literatur

- Aarts, E. & Korst, J., 1989. Simulated annealing and Boltzmann machines: A stochastic approach to combinatorial optimization and neural computing. Chichester, U.K.: John Wiley & Sons.
- DWD, 2005. KOSTRA-DWD-2000 - Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951-2000). Deutscher Wetterdienst, Abteilung Hydrometeorologie, Offenbach am Main.
- Kirkpatrick, S., Gelatt, C. D. & Vecchi, M. P., 1983. „Optimization by simulated annealing“. In: Science 220 (4598), S. 671–680.
- Müller, H., 2016. „Niederschlagsdisaggregation für hydrologische Modellierung“. In: Mitteilung des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Heft 101, ISSN 0343-8090.
- Müller, H. & Haberlandt, U., 2015. „Temporal Rainfall Disaggregation with a Cascade Model: From Single-Station Disaggregation to Spatial Rainfall“. In: Journal of Hydrologic Engineering 20 (11), S. 04015026.
- Müller, H., Wallner, M. & Förster, K., 2017. „Rainfall Disaggregation for hydrological modeling: Is there a need for spatial consistence?“. In: Hydrology and Earth System Sciences Discussions 2017-609.
- Samaniego, L., Kumar, R. & Zink, M., 2013. „Implications of parameter uncertainty on soil moisture drought analysis in Germany“. In: Journal of Hydrometeorology 14 (1), S. 47–68.
- Schulla, J., 1997. Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen (Dissertation). ETH Zürich.
- Schulla, J., 2015. Model Description WaSiM (Water balance Simulation Model) - completely revised version of 2012 with 2013 to 2015 extensions. Hydrology Software Consulting J. Schulla.
- Wallner, M. & Haberlandt, U., 2015. „Non-stationary hydrological model parameters: a framework based on SOM-B“. In: Hydrological Processes 29 (14), S. 3145-3161.
- Wallner, M., Haberlandt, U. & Dietrich, J., 2013. „A one-step similarity approach for the regionalization of hydrological model parameters based on Self-Organizing Maps“. In: Journal of Hydrology 494 (0), S. 59–71.

Inverse hydrologische Modellierung von zeitabhängigen Niederschlagsfeldern

Jens Grundmann, Sebastian Hörning, Andras Bárdossy

Die Kenntnis des Niederschlags in seiner räumlichen und zeitlichen Ausprägung ist für viele Anwendungen in der Hydrologie und Wasserbewirtschaftung von großer Bedeutung, wie z.B. die Modellierung und die Simulation von Niederschlags-Abfluss Prozessen für das Hochwasserrisikomanagement. Bevorzugt werden dabei flächendifferenzierte, hydrologische Modelle eingesetzt, um die nichtlineare Reaktion eines Einzugsgebietes auf ein Niederschlagsereignis für unterschiedliche, hydrologische Landschaftseigenschaften abzubilden. Hierfür werden Niederschlagsfelder für aufeinanderfolgende Zeitschritte benötigt, die üblicherweise aus Niederschlagsmessungen am Punkt (Bodenstation) mit Hilfe räumlicher Interpolationstechniken oder geostatistischer Regionalisierungsverfahren erzeugt werden. Allerdings stoßen derartige Verfahren bei der Rekonstruktion der Niederschlagsfelder häufig an ihre Grenzen, und zwar speziell dann:

- Wenn die Messnetzdichte gering und die Datenlage knapp ist,
- hochdynamische, kleinräumige Starkregenereignisse auftreten, die vom vorhandenen Messnetz nicht ausreichend erfasst werden und
- Einzugsgebiete nur teilweise überregnet werden.

Hieraus resultieren Unsicherheiten für die hydrologische Modellierung des Niederschlag-Abfluss Prozesses, da sowohl die Niederschlagsmenge, die auf ein Einzugsgebiet trifft, als auch die Prozessdynamik der Abflussbildung und Konzentration fehlerhaft bestimmt werden.

Zur Lösung des skizzierten Problems wird eine neuartige, inverse Methodik vorgeschlagen. Sie kombiniert das Verfahren des Random mixing (Bárdossy & Hörning 2016), einem Zufallsfeldsimulator, mit einem flächendifferenzierten, rasterbasierten, Niederschlags-Abfluss(N-A)-Modell in einem Monte-Carlo-Verfahren. Dabei werden potentielle Kandidaten zeitabhängiger Niederschlagsfelder erzeugt, die den beobachteten Gebietsabfluss bestmöglich unter Annahme der vorgegebenen Parametrisierung des N-A-Modells abbilden können. Das konditionierte Zielfeld des Niederschlags wird dabei durch eine Linearkombination unkonditionierter, zufälliger Felder erhalten. Die zugehörigen Gewichte der Linearkombination werden so bestimmt, dass die räumliche Variabilität der Niederschlagsmesswerte, als auch die gemessenen Niederschläge an den Beobachtungspunkten reproduziert werden. Somit werden die zeitabhängigen Niederschlagsfelder an den Punktmessungen des Niederschlags und an der integralen Gebietsantwort, dem Abfluss, konditioniert. Dabei werden diejenigen Niederschlagsfelder ausgewählt, die eine zuvor festgelegte Güte des simulierten Abflusses im Vergleich zur Abflussbeobachtung, ausgedrückt durch die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE), erreichen.

Die Funktionalität der Methodik wird an einem synthetischen Beispiel für ein teilweise überregnetes Einzugsgebiet demonstriert. Es zeigt, wie die bekannte raum-zeitliche Verteilung des Niederschlags (Abbildung 1a) reproduziert werden kann, wenn eine Anzahl von Punktmessungen des Niederschlags (magentafarbene Kreuze in Abbildung 1) und der Gebietsabfluss vorgegeben werden (Abbildung 2, blaue Ganglinie). Das Zentrum des Regenereignisses wird

nicht durch die Messstationen erfasst, weshalb das Regionalisierungsverfahren (inverse distance method) das Niederschlagsfeld unterschätzt (Abbildung 1b), was in der Konsequenz auch zu einer Unterschätzung des Abflusses führt (Abbildung 2, grüne Ganglinie). Da bei der inversen Methodik zur Simulation zeitabhängiger Niederschlagsfelder von einer integralen Größe, dem Abfluss, auf eine 3-dimensionale Eingangsgröße geschlossen wird, entsteht ein Set möglicher Kandidaten zeitabhängiger Niederschlagsfelder mit ähnlicher Modellperformance. Dies wird anhand der 20 grauen Ganglinien in Abbildung 2 illustriert, die einen NSE $> 0,995$ aufweisen. Eine Auswahl zugehöriger, simulierter Niederschlagsfelder zeigt Abbildung 1c-f, die in ihrer Gesamtheit (im Set) zur Charakterisierung der Unsicherheit der raum-zeitlichen Niederschlagsverteilung dienen kann.

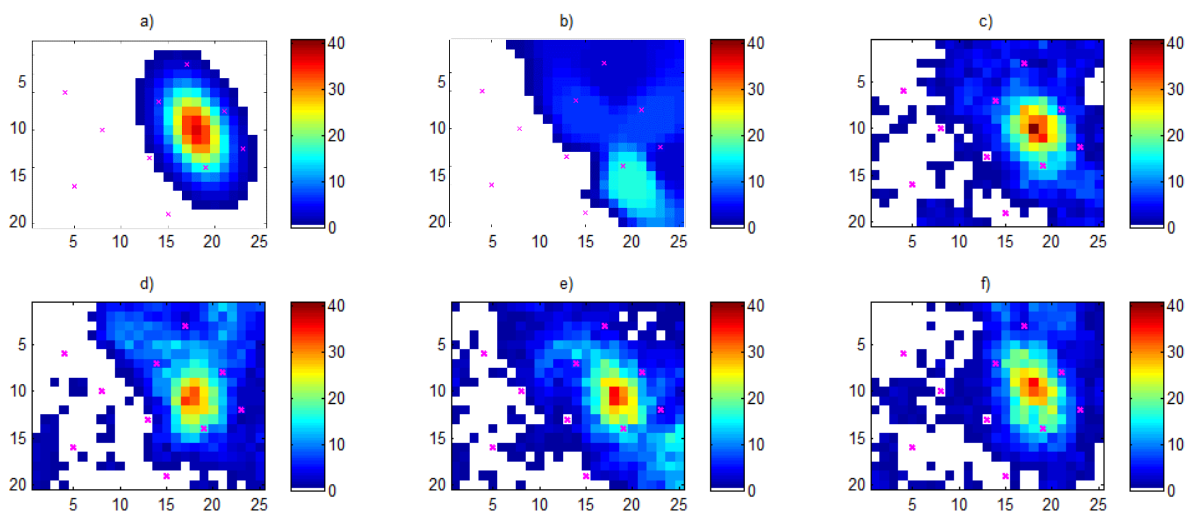


Abb. 1: raum-zeitliche Niederschlagsfelder, dargestellt anhand der Niederschlagssumme für eine 6-stündiges Ereignis anhand (a) des beobachteten Niederschlagsfeldes, (b) des regionalisierten Niederschlagsfeldes basierend auf den Messungen der Stationen (magentafarbene Kreuze) und (c) – (f) ausgewählten, simulierten Niederschlagsfeldern mit $\text{NSE} > 0,995$ im simulierten Abfluss

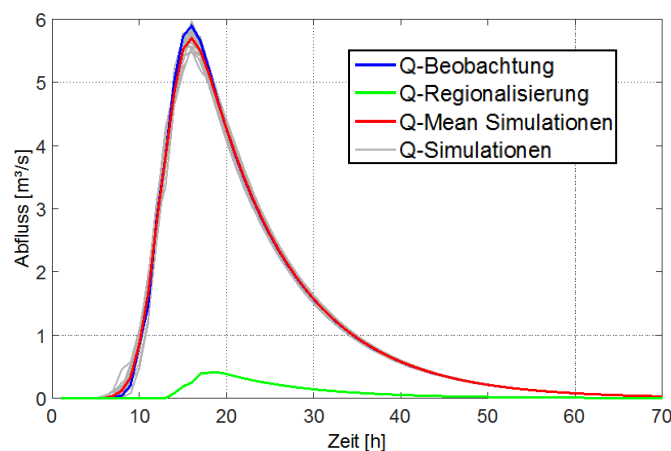


Abb. 2: Vergleich der Abflussganglinien für das synthetische Beispiel anhand der Beobachtung (blau), der N-A-Simulation basierend auf dem regionalisierten Niederschlagsfeld (grün) und den N-A-Simulationen basierend auf der inversen Methodik (grau)

Weiterhin werden im Vortrag Ergebnisse für die reale Fallstudie einer Flash flood Simulation in der ariden Gebirgsregion im Oman präsentiert. Die Fallstudie unterstreicht die Funktionalität der Methodik unter realen Daten als auch die besondere Bedeutung und Herausforderung der Bestimmung zeitabhängiger Niederschlagsfelder in kleinen Einzugsgebieten sowie in ariden und semiariden Regionen.

Literatur

Bárdossy, A., Hörning, S., 2016. Random mixing: An approach to inverse modeling for groundwater flow and transport problems. *Transport in Porous Media* 114 (2), 241-259.

Zur Notwendigkeit der Berücksichtigung von Nebelniederschlag in Wasserhaushaltsberechnungen

Corina Hauffe, Robert Schwarze, Michael Wagner, Philipp Körner

Zusammenfassung

Aufgrund des i.d.R. bei den Niederschlagsmessungen nicht erfassten Nebelniederschlags werden ein inverses sowie ein Nebeldepositionsmodell zur Approximation des abgesetzten Niederschlags verwendet. Mithilfe dieser Verfahren lassen sich für die sächsischen Höhenlagen (> 400 m NHN) Zugewinne des Niederschlagsinputs ermitteln. Während sich mit dem inversen Verfahren aber nur bestehende Defizite bei der Abflussbildung innerhalb der Gebietswasserhaushaltsbilanz ausgleichen lassen, geht das Depositionsmodell deutlich darüber hinaus. Dieses Verfahren liefert einen wesentlich höheren Nebelwassergewinn. Die Erhöhung der Niederschlagsmenge infolge Nebel führt neben der jetzt ausgeglichenen Abflussbildungsbilanz zu einer erheblichen Steigerung der Gebietsverdunstung vor allem in Gebirgslagen. Die Berücksichtigung des Nebelniederschlags in der Wasserhaushaltsmodellierung ist Gegenstand des Beitrags.

1. Einleitung

Nebel ist in höheren Lagen häufiger zu beobachten. Er spielt vor allem in Nadelwäldern mit ihrer großen Blattoberfläche eine besondere Rolle. In der Regel wird Nebelniederschlag im Rahmen von meteorologischen Messungen nicht erfasst und ist gleichzeitig kein Bestandteil der üblicherweise angewendeten Korrektur von Niederschlagsmessdaten. Folglich fehlt er bei der Bilanzierung im Wasserhaushalt. Vor allem in höher gelegenen bewaldeten Regionen ist er mengenmäßig eine relevante Komponente, denn vor allem in den Kammlagen können auf diesem Weg deutlich über hundert Millimeter im Jahr eingetragen werden. Zimmermann et al. (1999) und Queck (2003) konnten dies durch Feldversuche für die Höhenlagen des Erzgebirges oberhalb von 700 m NHN nachweisen. Die Nebelniederschlagsmenge spielt für verschiedene Bereiche eine wichtige Rolle, so z.B. in der Vorhersage von Hochwasserereignissen kleinräumiger Einzugsgebiete oder in der Forst- und Landwirtschaft bei der Betrachtung von Trockenwetterperioden.

Damit stellen sich für die Wasserhaushaltsmodellierung zwei Fragen: Sind für die Berücksichtigung von Nebelniederschlägen im Rahmen von Wasserhaushaltsberechnungen Modellanpassungen erforderlich? Müssen Niederschlag und Nebel als getrennter Input bereitgestellt werden oder ist die Summe aus beiden als Eingangsgröße ausreichend?

2. Nebelniederschlag und Wasserhaushalt

2.1 Prozessbeschreibung des Nebelniederschlags

Nebel besteht aus fein verteilten schwebenden Wassertröpfchen. Er hat Kontakt zum Boden. Nebel ist ein Hydrometeor, dessen Wassertröpfchen durch Kondensation des Wassers in feuchter und übersättigter Luft entstehen. Setzen sich diese Wassertröpfchen an Oberflächen ab, so entsteht Nebelniederschlag oder abgesetzter Niederschlag. Auch Raufrost, Reif und Tau gehören zur Gruppe der abgesetzten Niederschläge.

Grundsätzlich gibt es mit zunehmender Höhe auch eine erhöhte Neigung zum Auftreten von Nebel. Wieviel Nebelniederschlag dabei in ein Gebiet eingetragen wird, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Windgeschwindigkeit, Dauer des Nebels, Flüssigwassergehalt der Luft,

Vegetationshöhe, jahreszeitlicher Entwicklungsstand der Vegetation und der damit verbundene Blattflächenindex bestimmen wesentlich die Menge des abgesetzten Niederschlags. Auch eine exponierte Lage, z.B. die Kammlage eines Gebirges, führt zu einem verstärkten „Auskämmen“ des Nebels.

Das ausgekämte Wasser trägt zur Interzeption bei. Dabei findet zunächst eine Befeuchtung der Pflanzenoberfläche statt. Die Wassermenge, welche sich maximal auf der Pflanzenoberfläche absetzen kann, ist von der Kapazität des Interzeptionsspeichers abhängig. Die Größe dieses Speichers ist vegetationsabhängig und wird durch das Verhältnis von Blattoberfläche je Quadratmeter Bodenoberfläche bestimmt. Immergrüner Nadelwald weist dementsprechend den größten Interzeptionsspeicher auf und ist somit am „effektivsten“ bei der Nebelaukämmung.

Wird die maximale Interzeptionskapazität nicht überschritten, so verbleibt das abgesetzte Wasser auf der Pflanzenoberfläche und verdunstet von dieser. Überschreitet hingegen der ausgekämte Nebelniederschlag die Interzeptionskapazität, kommt es zu Stammabfluss und zum Abtropfen des Wassers. Hierdurch wird zunächst die Bodenoberfläche benetzt bzw. der Muldenspeicher gefüllt. Durch Infiltration gelangt das Wasser in den Boden und wird „zwischengespeichert“. Aus diesem Speicher kann es entweder durch Pflanzen entzogen werden, direkt verdunsten oder verzögert abfließen.

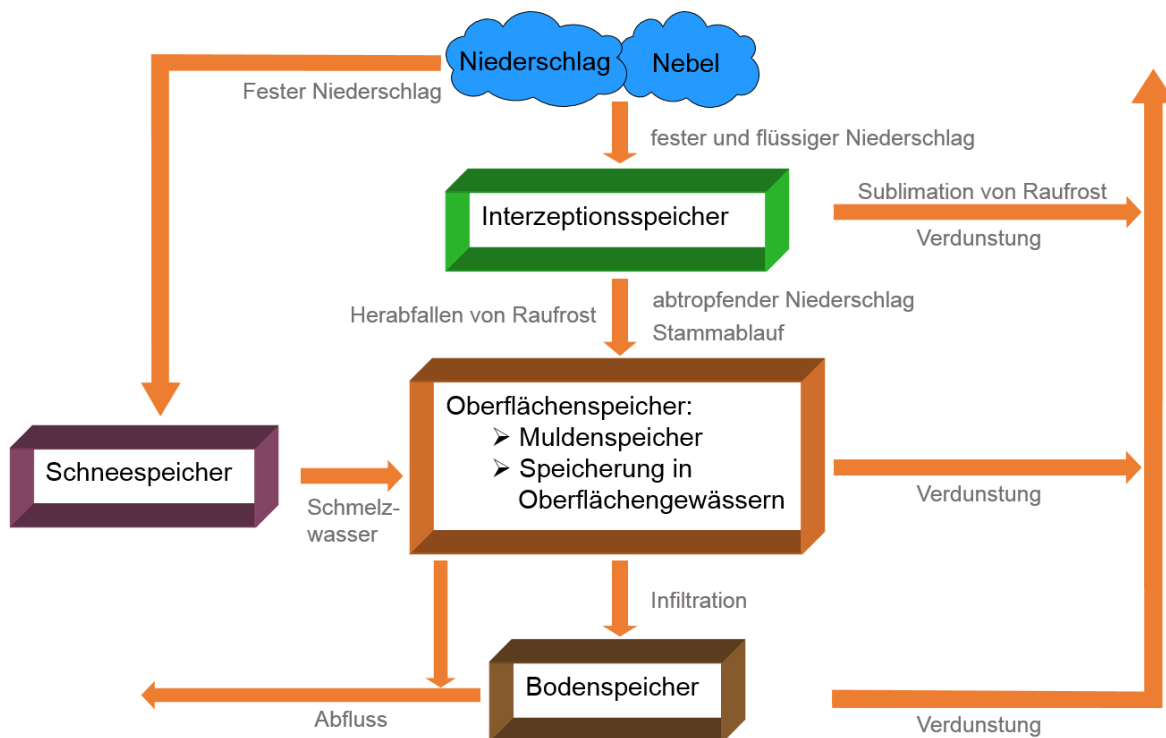


Abb. 1: Schematische Darstellung der hydrologischen Prozesse eines Einzugsgebietes.

Bei ausreichend durchtropfendem Wasser bzw. Stammabfluss und dem Überschreiten der Muldenspeicherkapazität infiltriert das Wasser und erhöht die Bodenfeuchte. Bei Überschreitung der Infiltrationskapazität könnte Oberflächenabfluss auftreten, was jedoch bei der geringen zu erwartenden Intensität des Nebelwassereintrages eher unwahrscheinlich ist. Somit

werden der größte Teil des abgesetzten Niederschlags in den Sommermonaten zur Interzeptionsverdunstung und nur ein geringer Anteil via Bodenfeuchte zur aktiven Pflanzenverdunstung beitragen. Die schematische Darstellung dieser Prozesse enthält Abbildung 1.

Im Winterhalbjahr verlaufen die Prozesse anders. Sind bei Temperaturen unter 0°C die in der Luft schwebenden Wassertröpfchen unterkühlt, frieren sie bei Kontakt mit der Vegetation spontan an. Dadurch bildet sich Raufrost, welcher entsprechend Abbildung 1 zum Schneespeicher gezählt werden kann. Dieser stellt eine weitere Form der Wasserspeicherung im Einzugsgebiet dar. Ein geringer Teil des gespeicherten Raufrosts sublimiert. Der Großteil des Raufrosts wird hingegen erst beim Abschmelzen wirksam. Er infiltriert und kann die Bodenfeuchte erhöhen, was den verdunstungswirksamen Bodenwasservorrat erhöht. Bei einer entsprechend großen Schmelzintensität entsteht aus diesem Teil der Nebeldeposition auch abflusswirksames Wasser.

Liegen die Temperaturen im Winter bei über 0°C, setzt sich der Nebelniederschlag zwar in flüssiger Form ab. Im Vergleich zum Sommer ist allerdings mit einer sehr geringen Verdunstung zu rechnen. Somit wird im Winterhalbjahr der Nebelniederschlag neben der Verdunstung auch abflusswirksam, während er im Sommerhalbjahr vor allem verdunstungswirksam wird.

2.2 Quantifizierung des Nebelniederschlags

Grundlage für die Ermittlung des Nebelniederschlags sind zwei Verfahren. Das Differenzganglinienanalyseverfahren DIFGA basiert auf inversen Analyse des Gebietswasserhaushalts ausgehend von beobachteten Niederschlägen und Abflüssen. Ergeben sich im Rahmen dieses Verfahrens für die Gebietswasserhaushaltsbilanz $P - R = ETR$ negative Verdunstungswerte, so ist die Bilanz nicht ausgeglichen. D.h., dass der nach Richter (1995) korrigierte Niederschlag nicht einmal ausreicht, um die Abflussbildung geschweige denn einen realistischen Wert für die reale Verdunstung wiederzugeben. Unstimmigkeiten dieser Art ergeben sich bei der Anwendung von DIFGA nur für Regionen oberhalb 400 m NHN. Als Ursache für die un- ausgeglichene Bilanz wird der fehlende Nebelniederschlag gesehen. Um das Bilanzdefizit auszugleichen, erfolgt mittels DIFGA zum Ausgleich der negativen Verdunstungswerte die Ermittlung eines Restgliedes, welches dem Nebelniederschlag entspricht. Eine ausführliche Darstellung der Methodik enthalten Schwarze et al. (2013, 2016, 2018). Ob die inverse Berechnung der Nebelniederschlagsmenge eine realistische Höhe hat, ist bedingt durch die Methode nicht sicher. Tendenziell ist eher eine Unterschätzung zu erwarten, da nur für den Fall $R \geq P$ Nebel berechnet wird. Dieser Fall tritt ausschließlich in den Wintermonaten auf. Darüber hinaus lässt sich dieses Verfahren nur für Einzugsgebiete mit Durchflussmessdaten anwenden.

Um der möglichen Unterschätzung der Nebelniederschlagsmenge entgegen zu wirken, wird die Untersuchung deshalb durch ein prozessbezogenes Verfahren erweitert. Dieses Nebeldepositionsmodell berücksichtigt pflanzenmorphologische und meteorologische Faktoren (Bernhofer et al. (2017)). Zur Ermittlung der Nebelniederschlagsmenge sind Messreihen der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte sowie der Windgeschwindigkeit in stündlicher Auflösung erforderlich. Es folgt die Interpolation aller Variablen auf ein vorgegebenes Raster. Außerdem werden räumliche Informationen zur Vegetationshöhe, dem Blattflächenindex und der Geländehöhe benötigt. Damit lassen sich mittels des Depositionsmodells, welches die Gleichung von Katata et al. (2008)

$$P_{Nebel} = lwc \cdot 0,0164 \cdot \frac{u_v}{\sqrt{\frac{LAI \cdot m}{h}}}$$

- P_{Nebel} ... Nebelniederschlag [mm/s]
 lwc ... Flüssigwassergehalt der Luft [kg/m³]
 u_v ... Windgeschwindigkeit in Wipfelhöhe [m/s]
 LAI ... Blattflächenindex [m²/m²]
 m ... Einheit Meter
 h ... Vegetationshöhe [m]

nutzt, für jede Rasterzelle und jeden Zeitschritt Nebelniederschläge errechnen. Diese werden zum beobachteten interpolierten und Richter korrigierten Niederschlag addiert. Das Vorgehen beschreiben Bernhofer et al. (2017) und Körner (2018) ausführlich.

Mit dem Depositionsansatz lässt sich nicht nur das Defizit der WHH-Bilanz ausgleichen, sondern Nebel kann nun im Gegensatz zum DIFGA-Verfahren auch für Zeiträume ohne Bilanzdefizit berechnet werden. So ergeben sich wesentlich höhere Mengen des abgesetzten Niederschlags. Das empirische Verfahren führt zu einer Zunahme von bis zu 43% in den Kammlagen gegenüber dem Richter korrigierten Niederschlag im langjährigen Mittel (1967-2010). Die Nebelkorrektur mittels DIFGA erhöht den Niederschlag nur um maximal 4%. Nebelniederschläge des Depositionsmodells werden nachfolgend als P_{Nebel} bezeichnet, Nebelwerte als Ergebnis der DIFGA-Analyse als P_{Neb_DIFGA} .

Tab. 1: Langjährige Mittelwerte (1967-2010) des Sommerhalbjahres für den korrigierten Niederschlag P und den nach Bernhofer et al. (2017) berechneten Nebelniederschlag P_{Nebel} sowie den als Restglied ermittelten Nebelniederschlag P_{Neb_DIFGA} in mm/a verschiedener Höhenstufen

Höhen- schicht [mNHN]	Sommer				
	P	P_{Nebel}	P_{Neb_DIFGA}	$P_{Nebel} - P_{Neb_DIFGA}$	$P + P_{Nebel}$
400-500	508,6	3,3	0,1	3,2	511,9
500-600	527,0	6,8	0,2	6,6	533,8
600-700	553,4	19,0	0,6	18,4	572,4
700-800	571,4	58,2	1,6	56,6	629,6
800-900	581,8	106,5	3,5	103,0	688,3
900-1000	619,4	190,0	5,7	184,3	809,3
1000-1100	623,4	324,3	4,6	319,7	947,7
1100-1200	636,3	556,2	4,2	552,0	1192,5

Eine differenzierte Betrachtung der ermittelten Nebelniederschläge, unterteilt nach hydrologischem Sommer- und Winterhalbjahr und für verschiedene Höhenstufen, liefern Tabelle 1 (Sommer) und Tabelle 2 (Winter). Beide Verfahren zeigen höhere Nebelniederschläge für größere Höhen. Das Maximum liegt für das DIFGA-Verfahren (P_{Neb_DIFGA}) allerdings nicht in der größten Höhenstufe (1100-1200 m NHN), sondern bei 900-1000 m NHN für Sommer- und Winterhalbjahr. Ursache hierfür sind die fehlenden Durchflussmessungen in Einzugsgebieten

oberhalb von 1000 m NHN. Die Ergebnisse des Depositionsmodells zeigen hingegen eine eindeutige Korrelation mit der Höhe. Dabei kommt es im Sommer- wie auch im Winterhalbjahr zwischen der Höhenstufe 1000-1100 m NHN zu 1100-1200 m NHN nochmal zu einer erheblichen Zunahme des Nebelniederschlags (P_{Nebel}).

Außerdem zeigt sich, dass die Nebelniederschläge P_{Nebel} im Sommerhalbjahr größer sind als im Winterhalbjahr. In der größten Höhenstufe machen sie 47% des Gesamtniederschlags ($P + P_{\text{Nebel}}$, Tabelle 1) aus. Hierbei spielt der Nebeleintrag in den Herbstmonaten eine entscheidende Rolle. Die meteorologischen Bedingungen für die Entstehung von ergiebigen Nebelniederschlägen sind durch vergleichsweise hohe Temperaturen und damit verbundene höhere Wassergehalte in der Luft günstiger als während der kälteren Wintermonate. In letzteren bedingt die geringere absolute Feuchte tendenziell geringere Nebelniederschlagsmengen.

Tab. 2: Langjährige Mittelwerte (1967-2010) des Winterhalbjahres für den korrigierten Niederschlag P und den nach Bernhofer et al. (2017) berechneten Nebelniederschlag P_{Nebel} sowie den als Restglied ermittelten Nebelniederschlag $P_{\text{Neb_DIFGA}}$ in mm/a verschiedener Höhenstufen

Höhen- schicht [mNHN]	Winter				
	P	P_{Nebel}	$P_{\text{Neb_DIFGA}}$	$P_{\text{Nebel}} - P_{\text{Neb_DIFGA}}$	$P + P_{\text{Nebel}}$
400-500	423,7	3,6	1,9	1,7	427,3
500-600	456,4	6,7	6,1	0,6	463,1
600-700	499,9	16,9	12,6	4,3	516,8
700-800	530,4	51,3	24,3	27,0	581,7
800-900	564,2	93,9	33,2	60,7	658,0
900-1000	624,4	157,6	35,9	121,7	782,0
1000-1100	644,8	265,7	23,8	241,9	910,5
1100-1200	674,7	446,4	20,8	425,6	1121,1

Das DIFGA-Verfahren kann dies aufgrund seiner Methodik nicht wiedergeben und liefert damit wesentlich geringere Werte. Sie verkörpern trotzdem eine wichtige Information, da sie die Menge des abflusswirksamen Nebels quantifizieren. Die Abweichungen zwischen beiden Verfahren liegen für die größte Höhenstufe bei rund 550 mm/a im Sommerhalbjahr (Tabelle 1) und bei 425 mm/a (Tabelle 2) im Winterhalbjahr.

Die Abweichungen der mittleren langjährigen Nebelniederschläge beider Verfahren und ihre räumliche Verteilung zeigt Abbildung 2. Die Differenz von P_{Nebel} und $P_{\text{Neb_DIFGA}}$ kann als Menge abgesetzten Niederschlages abzüglich der für eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz mindestens notwendigen Wassermenge interpretiert werden. Es ist zu erkennen, dass es zwischen 400-500 mNHN nur sehr geringe Unterschiede gibt, was vor allem an der geringen Nebelniederschlagsmenge in dieser Höhenstufe liegt. Darüber nehmen die Abweichungen deutlich zu. Für die Region um den Fichtelberg (1215 m NHN), welcher den höchsten Punkt in Sachsen darstellt, sind sie mit > 500 mm/a am größten. Ein weiterführender Vergleich der Nebelniederschlagsergebnisse findet sich in Schwarze et al. (2018).

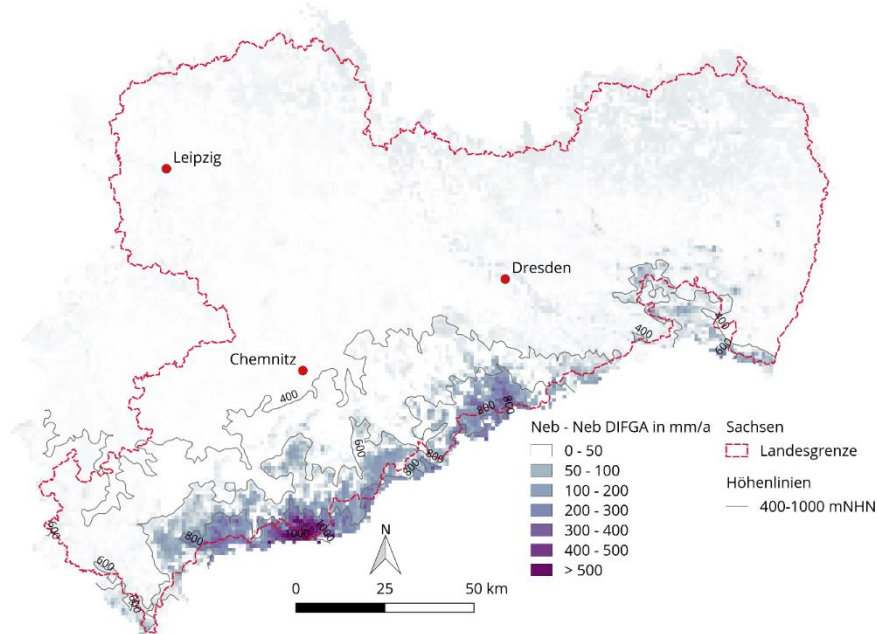


Abb. 2: Differenz der langjährigen Mittelwerte des Nebelniederschlags (1967-2010) von P_{Nebel} minus $P_{\text{Neb_DIFGA}}$ in ihrer räumlichen Verteilung.

Für die anschließenden Wasserhaushaltsberechnungen fließen die ermittelten Nebelniederschlagswerte beider Verfahren, DIFGA und Depositionsansatz, in die meteorologischen Eingangsdaten ein. Im Ergebnis liegen zwei Datensätze vor.

2.3 Umsetzung des Nebelniederschlags im Wasserhaushaltsmodell

Für die Simulation des Wasserhaushalts im Forschungsvorhaben KliWES „Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten sächsischer Gewässer“, dem die hier vorgestellten Arbeiten zuzuordnen sind, wird das Modell ArcEGMO (Pfützner et al. (2007)) verwendet. Bisher erfolgt weder in den meteorologischen Eingangsdatensätzen noch im Wasserhaushaltsmodell eine Unterscheidung zwischen fallendem und abgesetztem Niederschlag. Somit wird als Modellinput meist die Summe aus beobachteten korrigierten Niederschlag und Nebel verwendet. Nebelniederschlag wird demnach als fallender Niederschlag behandelt. Eine detailliertere Betrachtung abgesetzter Niederschläge ist zwar möglich, allerdings immer begrenzt auf Standortmodelle, welche sich auf eine einzelne Pflanze beziehen. Hier ist u.a. der Ansatz von Queck (2003) zu nennen. Für großräumige Wasserhaushaltsberechnungen gibt es aber keine adäquaten Ansätze.

Die Berücksichtigung des Nebeleintrags ist aber notwendig, da die Summe aus korrigiertem Niederschlag und Nebelniederschlag P_{Nebel} für Höhenlagen über 1000 m NHN fast eine Verdopplung der Jahresniederschlagssumme ergibt, wie Abbildung 3 zeigt.

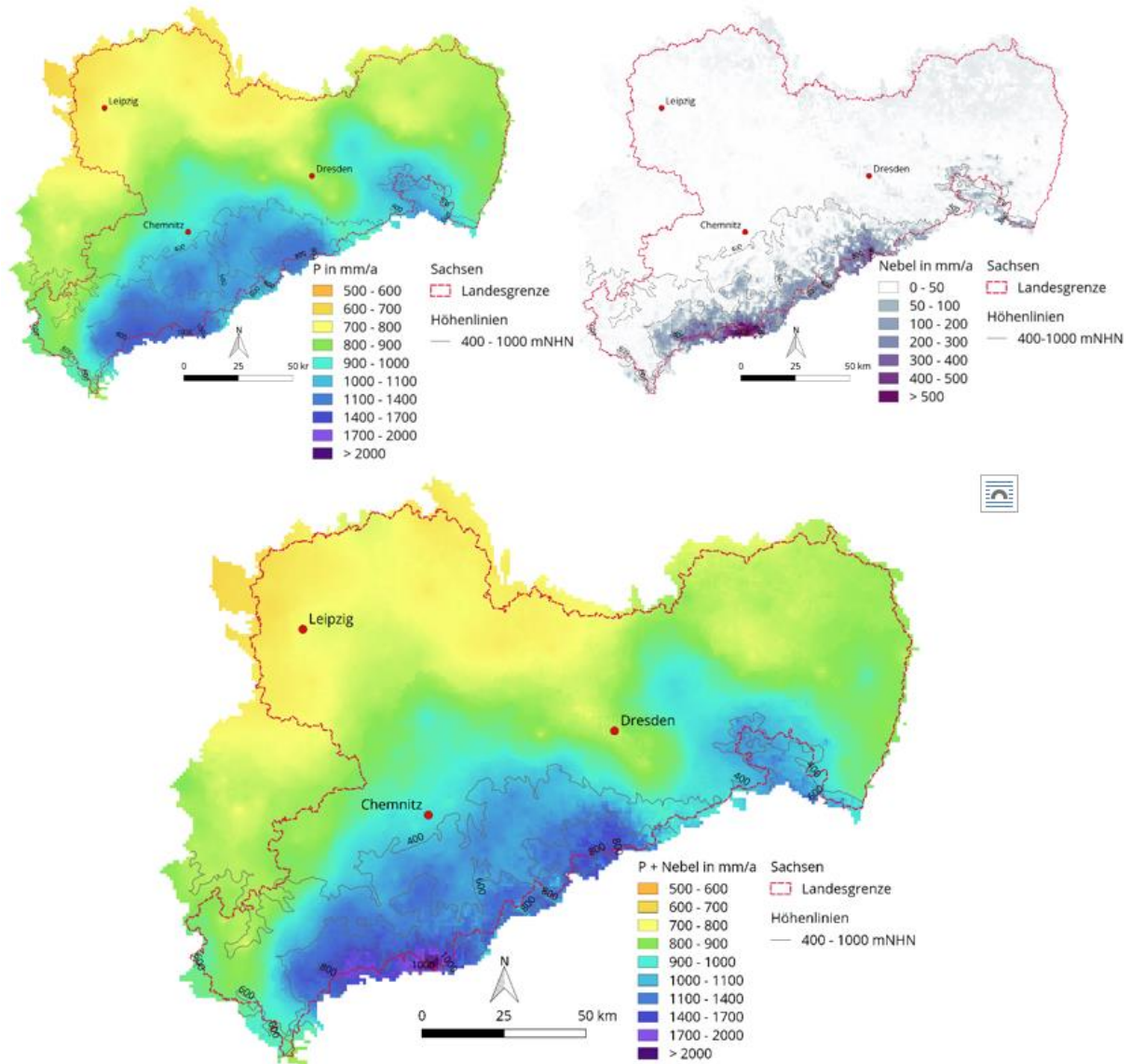


Abb. 3: Langjähriges Mittel des Richter korrigierten Niederschlags (oben links), Nebelniederschläge P_{Nebel} nach Bernhofer et al. (2017) (oben rechts) sowie Summe aus Richter korrigiertem Niederschlag und Nebelniederschlag P_{Nebel} (unten) in ihrer jeweiligen räumlichen Verteilung.

Daraus lässt sich ableiten, dass die Berücksichtigung von Nebelniederschlag und die adäquate Simulation der damit verbundenen Prozesse in der Wasserhaushaltsberechnung unbedingt erforderlich sind. So zeigen Wasserhaushaltsanalysen auf Basis des Durchflusses sowie der Summe aus korrigiertem Niederschlag und Nebel für langjährig beobachtete Einzugsgebiete eine Erhöhung der realen Verdunstung. Denn die Zunahme des Niederschlags um den Nebelanteil kann sich nicht auf den gemessenen Durchfluss auswirken. Somit wird eine Erhöhung des Niederschlags um den Wassergewinn aus Nebel, abzüglich des Anteils der zum Ausgleich eines Bilanzdefizites für den Fall $P-R$ kleiner Null erforderlich ist, primär eine Zunahme der realen Verdunstung bewirken. Hierdurch kommt es nun mit zunehmender Höhe

nicht mehr zu einer Abnahme bzw. Stagnation der realen Verdunstung, wie dies bei nicht nebelkorrigierten Niederschlagswerten üblich ist, sondern zu einem weiteren Anstieg der Verdunstungsmengen bis in die Kammlagen (1200 m NHN). Weitergehende Ausführungen hierzu enthält Schwarze et al. (2018).

Zur Berücksichtigung dieser Auswirkungen in der Wasserhaushaltssimulation sind Modellanpassungen notwendig. So muss z.B. zur Abbildung von Raufrost im Winter die Interzeptionskapazität erhöht werden. Hierdurch kann wesentlich mehr Wasser auf den Oberflächen gespeichert werden, wie es bei Raufrost im Gegensatz zu flüssigen Niederschlägen der Fall ist. Wachsen die Raufrostablagerungen an, vergrößert sich die Oberfläche für die Sublimation wie auch für weitere Ablagerungen im Prozessablauf selbst weiter. In diesem Zusammenhang müssen demnach die Prozesse der Akkumulation, Sublimation und des Abschmelzens, wie sie für die normalen Schneedecken mithilfe des Schneemodells simuliert werden, auch für den Interzeptionsspeicher implementiert werden. Allerdings ist die Fläche, von der sublimiert werden kann, im Vergleich zur reinen Schneeinterzeption größer. Die Schmelzwassermengen aus Raufrost müssen aufgeteilt werden in einen abflusswirksamen Teil (Direktabfluss und Grundwasserneubildung) und in Rückhalt in der Bodenfeuchte. Die Größenordnung des abflusswirksamen Teils kann über die zuvor schon beschriebene Restgliedbetrachtung abgeschätzt werden. Da die Schmelze meist gegen Winterende bei relativ geringer aktiver Pflanzenverdunstung verläuft, wird sich das nebelbürtige nicht abfließende Schmelzwasser primär in einer Erhöhung der Bodenfeuchte wiederfinden. Dieser gegenüber der Betrachtungsweise ohne Nebel erhöhte pflanzenverfügbare Wasservorrat steht dann in den Frühjahrs- und Sommermonaten für die Pflanzenverdunstung bereit.

Im Sommerhalbjahr sind geringere Anpassungen erforderlich. Hier spielt vor allem der Einfluss des Windes auf die Nebelauskämmung bzw. die Interzeptionsverdunstung eine entscheidende Rolle. Die regionalisierte Windgeschwindigkeit ist i.d.R. aber mit großen Unsicherheiten verbunden. Eine möglichst genaue Abbildung dieser Größe ist deshalb erforderlich, da ansonsten der Windfehler zu einer unrealistischen Interzeptionsverdunstung führt. Durch die Erhöhung des pflanzenverfügbaren Wasservorrates kann u.U. eine Anpassung der Parameter des Modells für die Pflanzenverdunstung z.B. der k_c -Faktoren erforderlich werden.

3 Zusammenfassung und Ausblick

Nebel ist mengenmäßig eine relevante Größe für den Wasserinput in ein Einzugsgebiet in Regionen oberhalb von 400 m NHN. Dies zeigt sich zum einen in Gebietswasserhaushaltsanalysen und zum anderen durch Messungen, welche im Rahmen verschiedener Studien durchgeführt wurden. Da Nebelniederschlag i.d.R. aber nicht durch meteorologische Messungen erfasst wird, ist die anschließende Korrektur der Niederschlagswerte um den Nebelanteil ein geeignetes Mittel zur Berechnung eines bilanzreinen Wasserhaushalts.

In der Studie kommen zwei Nebelniederschlagsverfahren zum Einsatz: die Differenzenganglinienanalyse und ein Depositionsverfahren. Der erste Ansatz nutzt die langjährige Gebietswasserhaushaltsgleichung $P = ETR + R$, in dem die gemessenen Niederschläge und Durchflüsse die reale Verdunstung als Restglied der Bilanz liefern. Ist ETR negativ und sind die Messwerte korrekt, kann von einem zu geringen Niederschlagseintrag ausgegangen werden. Hierbei han-

delt es sich um fehlenden Nebelniederschlag zum Ausgleich der WHH-Bilanz. Der zweite, empirische Depositionsansatz nutzt meteorologische und pflanzenmorphologische Informationen zur Ermittlung der Nebelmenge. Er liefert deutliche höhere Nebelniederschlagsmengen für die sächsischen Mittelgebirgslagen als der DIFGA-Ansatz. Im Rahmen verschiedener Studien (Grunow et al. (1969), Queck (2003), Beudert et al. (2012) und Kruit et al. (2014)) konnten für Mittel- und Hochgebirge vergleichbare Nebelniederschlagswerte ermittelt werden. Gegenwärtig erfolgen auf dem Fichtelberg Nebelniederschlagsmessungen (DWD/LfULG, (2018)). Die Ergebnisse können, zumindest für die exponierte Lage des Fichtelbergs, zusätzlich zur Validierung der berechneten Nebelwerte herangezogen werden.

Die anschließend durchgeführten Berechnungen ergeben für den meteorologischen Datensatz mit Nebel eine stark verbesserte Abbildung der Abflussbildungsprozesse und eine deutlich spürbare Zunahme der realen Verdunstung. Für die korrekte Umsetzung des Nebelbeitrags im Modell und die Wirkung auf den Wasserhaushalt sind weitere Untersuchungen und Modellanpassungen erforderlich, an welchen aktuell gearbeitet wird. Hierbei wird getestet, ob es im einfachsten Fall reicht, den Nebelwassergewinn auf den korrigierten Niederschlag zu addieren und die Summe anschließend ohne Veränderungen am Modell zu verarbeiten (eher unwahrscheinlich) bzw. welche der zuvor skizzierten Modellanpassungen zwingend erforderlich sind. Unabhängig davon kann festgehalten werden, dass der Eintrag von Nebelniederschlag in Mittelgebirgslagen mengenmäßig eine bedeutende Rolle spielt und seine Berücksichtigung im Rahmen von Wasserhaushaltsuntersuchungen daher unbedingt notwendig ist.

Literatur

- Beudert, B., Breit, W., 2012. Horizontaler Niederschlag, nasse und feuchte Deposition im Inneren Bayerischen Wald. (Hrsg.): Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- Bernhofer, C., Körner, P., Schwarze, R., 2017. Modellierung abgesetzter Niederschläge. (Hrsg.): Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Schriftenreihe 9/2017. Dresden.
- DWD/LfULG, 2018. <https://fichtelbergwetter.wordpress.com/2017/10/12/messung-von-nebelniederschlag/>, 13.02.2018.
- Grunow, J., Tollner, H., 1969. Niederschlag im Hochgebirge. In: Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B, 17. S. 201–228.
- Katata, G., Nagai, H., Wrzesinsky, T., Klemm, O., Eugster, W., Burkard, R., 2008. Development of a Land Surface Model Including Cloud Water Deposition on Vegetation. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47, Nr. 8(2008): S. 2129–46. doi:10.1175/2008JAMC1758.1.
- Körner, P., 2018. Entwicklung eines meteorologischen Modells zur Bestimmung von Nebelniederschlag. Poster Tag der Hydrologie 2018) Forum für Hydrologie und Wasserwirtschaft Heft 39.18
- Kruit, R. W., Schaap, M., Segers, A., Heslinga, D., Bultjes, P., Banzhaf, S., 2014. Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and EcosysTEM Impact). (Hrsg.): Umweltbundesamt, Texte 62/2014. Dessau-Roßlau.

- Pfützner, B., Klöcking, B., Becker, A., 2007. ArcEGMO GIS-gestützte hydrologische Modellierung. (Hrsg.) BAH – Büro für Angewandte Hydrologie, Berlin und Potsdam.
- Queck, R., 2003. Fraktionierung und zeitliche Differenzierung von Depositionsraten in Waldbeständen. TU Dresden, 2003.
- Richter, D., 1995. Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Nr. 194, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- Schwarze, R., Dröge, W., Hauffe, C., Baldy, A., Wagner, M., 2013. KliWES - Nebelkorrektur. (Hrsg.): Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Schriftenreihe 16/2013. Dresden.
- Schwarze, R., Gurova, A., Röhm, P., Hauffe, C., Baldy, A., Winkler, P., Müller, R., Dröge, W., Wagner, M., Kuhn, K., Friese, H., Lünich, K., 2016. Wasserhaushalt im Wandel von Klima und Landnutzung. (Hrsg.): Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Schriftenreihe 8/2016. Dresden.
- Schwarze, R., Hauffe, C., Röhm, P., Wagner, M., Schütze, N., Kuhn, K., 2018. Untersuchung von Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in Sachsen. Forum für Hydrologie und Wasserwirtschaft Heft 39.18.
- Zimmermann, L., Frühauf, C., Bernhofer, C., 1999. The role of interception in the water budget of spruce stands in the Eastern Ore Mountains/Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 24, Nr. 7 (1999): 809–12. doi:10.1016/S1464-1909(99)00085-4.

Experimentelle und modellgestützte Untersuchung der Abflussbildung und -konzentration in verschiedenen Landnutzungstypen am Beispiel eines Messhangs im Einzugsgebiet der Glonn (Odelzhausen)

Sonja Teschemacher, Markus Disse, Wolfgang Rieger

Zusammenfassung

In modernen Hochwasserschutzstrategien werden Maßnahmen zur Erhöhung der Retention in der Einzugsgebietsfläche berücksichtigt. Diese beinhalten unter anderem Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen. Um die ereignisabhängige Wirksamkeit solcher Maßnahmen zur Hochwasserscheitelreduzierung quantifizieren zu können, wird eine realistische Modellierung der Abflussbildung und -konzentration in der Fläche benötigt. Mithilfe der in diesem Beitrag beschriebenen Feldversuche werden die Prozesse von Abflussbildung und -konzentration gemeinsam betrachtet, um ein besseres Prozessverständnis zu erlangen und Daten für eine plausible Modellparametrisierung und -kalibrierung zu erfassen. Im Anschluss werden mithilfe der erfassten Daten die Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung des Messhangs mit dem physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodell WaSiM analysiert.

1. Einleitung

Die Entstehung von Hochwasserereignissen wird maßgeblich von den auftretenden Oberflächen- und Zwischenabflüssen beeinflusst. Da die Bildung und Konzentration des Direktabflusses stark von der vorliegenden Landnutzung und dem Bodenaufbau abhängig sind (Rieger, 2012), ist die korrekte Abbildung im hydrologischen Modell insbesondere bei Untersuchungen von Maßnahmen zum Wasserrückhalt in der Fläche von großer Bedeutung. Bei bisherigen numerischen Untersuchungen zur Wirksamkeit dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen zeigt sich vor allem beim Einfluss von Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen eine große Heterogenität der zu erwartenden Wirksamkeit (DWA, 2015). Daraus kann auf größere Unsicherheiten bei der korrekten Abbildung dieser Maßnahmen in den verwendeten hydrologischen Modellen geschlossen werden. Die Unterschiede der ermittelten Abflüsse werden vorrangig auf die Prozesse der Abflussbildung zurückgeführt, die sich durch Veränderungen der bodenhydraulischen Eigenschaften beispielsweise aufgrund von Aufforstungsmaßnahmen bzw. durch die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung ergeben (DWA, 2015). Bisher in diesem Bereich durchgeführte Feldversuche beziehen sich überwiegend auf die Bestimmung der bodenhydraulischen Eigenschaften in Abhängigkeit der Landnutzung, aus denen Regeln für die Parametrisierung hydrologischer Modelle abgeleitet werden können (z.B. Rieger, 2012). Experimentelle Studien zur Bestimmung des Einflusses verschiedener Maßnahmen in der Landwirtschaft auf den Abfluss wurden häufig mithilfe von Beregnungsversuchen und auf der Plotskala durchgeführt (z.B. Auerswald, 2004; Fiener & Auerswald, 2003). Neben der Skalenproblematik wird die Interpretation der Daten und der Vergleich zu Modellierungsergebnissen zudem dadurch erschwert, dass meist nur der Oberflächenabfluss gemessen wurde. Eine gemeinsame Betrachtung von Abflussbildung und -konzentration zur Bestimmung der Abhängigkeiten von der Landnutzung wurde bisher in Zusammenhang mit dem dezentralen Hochwasserschutz nicht durchgeführt.

Ziel der in diesem Beitrag beschriebenen experimentellen Untersuchungen ist die Bestimmung von landnutzungsabhängigen Unterschieden in den bodenhydraulischen Eigenschaften, sowie deren Einfluss auf die Prozesse der Abflussbildung und -konzentration. Anhand der im

Feld erhobenen Daten soll eine Verbesserung der Parametrisierung und Kalibrierung des hydrologischen Modells WaSiM erreicht werden. Darunter fallen die landnutzungsabhängige Bodenparametrisierung, die Kalibrierung des Gesamtabflusses sowie ein Vergleich der Anteile von Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss und der räumlichen und zeitlichen Bodenfeuchteverteilung in Abhängigkeit der Landnutzungstypen.

2. Methodik

Die Herangehensweisen der Feldmessungen und der Modellierung sind so aufeinander abgestimmt, dass die experimentell bestimmten Messgrößen für die Parametrisierung, die Kalibrierung und die Validierung des hydrologischen Modells verwendet werden können. Maßgeblich ist dabei die Wahl des Messgebiets, der erfassten Parameter und eines für die Fragestellung geeigneten hydrologischen Modells.

2.1 Feldmessungen

Die Charakteristik der Messflächen spielt eine maßgebliche Rolle für die Aussagekraft der Messergebnisse. Daher wurden die Flächen so gewählt, dass sie vergleichbare hydrometeorologische und pedologische Eigenschaften besitzen, um den Einfluss der Landnutzung auf die Abflussbildung und -konzentration bestimmen zu können. Folgende Kriterien wurden bei der Auswahl berücksichtigt:

- Verschiedene Landnutzungsarten an einem Hang bzw. einem Gewässerabschnitt
- Ausreichendes Gefälle, um eine eindeutige Fließrichtung zu erkennen
- Akkumulationsflächen im jeweiligen Feld und Möglichkeit einer kurzen Wasserfassung zur Bilanzierung der Akkumulationsfläche
- Gleicher Bodentyp und Ausgangssubstrat

Zur Wahl der Messflächen wurde zunächst eine GIS-Analyse der topographischen Eigenschaften und der Verteilung der Vegetation im Einzugsgebiet der Glonn (Odelzhausen) durchgeführt. Im Rahmen dieser Analyse wurden im ersten Schritt aus dem digitalen Geländemodell (DGM) Exposition, Gefälle und Höhenlagen im gesamten Einzugsgebiet bestimmt und auf die einzelnen Feldstücke aggregiert. Darauf folgte eine Analyse der Akkumulationspfade, um Akkumulationsflächen mit homogener Landnutzung zu bestimmen. Durch die Verschneidung der Ergebnisse konnte die Anzahl möglicher Messflächen weiter eingegrenzt werden. Nach der Vorauswahl folgten Gebietsbegehungen zur Bewertung der Flächen.

Die drei Messfelder befinden sich im südlichen Teil des Einzugsgebiets der Glonn und damit am südlichen Rand der Fließgewässerlandschaft des Tertiärhügellandes. Sie sind parallel an einem in nordwestlicher Richtung ausgerichteten Hang angeordnet, der in den Rambach entwässert (Abbildung 1, links). Die einzelnen Flächen haben eine konkave bis gestreckte Horizontalwölbung, wodurch die durch die DGM-Analyse ermittelten Akkumulationspfade am Fuß der Messflächen zusammenlaufen und eine vergleichsweise kurze Wasserfassung ermöglicht wird (Abbildung 1, rechts). Die Vertikalwölbung verändert sich über die Hanglänge von konvex über gestreckt nach konkav am Fuß der Felder und begünstigt so das Vorkommen von Zwischenabfluss. Der Messhang beinhaltet eine Acker-, eine Grünland- und eine Waldfläche. Alle Flächen werden land- bzw. forstwirtschaftlich genutzt. Die Grünlandfläche wird als Mähwiese für Heu und Silage genutzt und dementsprechend zwei- bis dreimal in der Vegetationsperiode

gemäht. Die Ackerfläche wird konventionell durch jährliches Pflügen bewirtschaftet. Die Fruchtfolge besteht aus Mais, Winterweizen und Wintergerste, wobei im Winter vor der Mais-Saat Gründünger als Zwischenfrucht aufgebracht wird. Die Waldfläche wird als schlagweiser Hochwald genutzt.

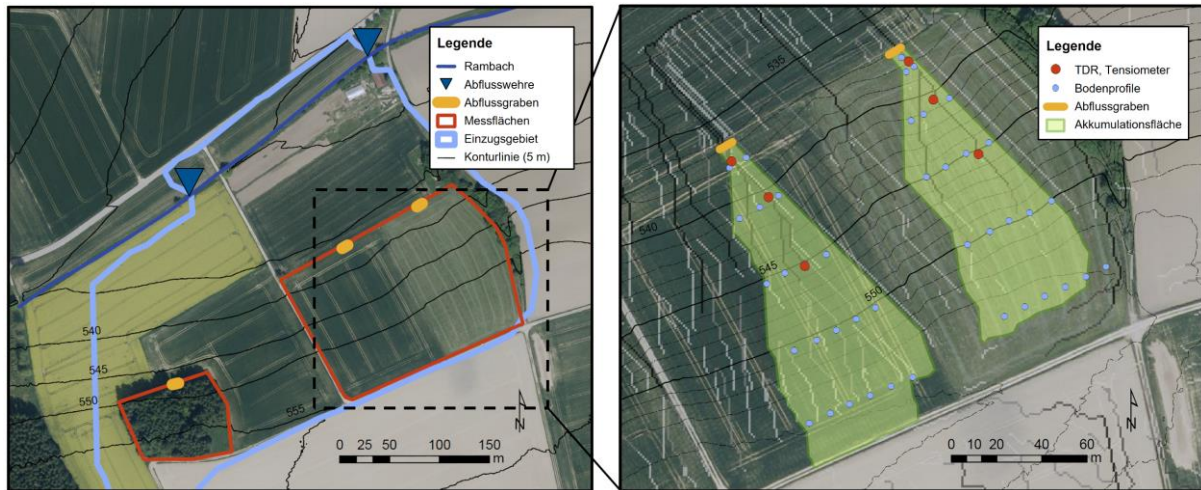


Abb. 1: Komponenten des Messkonzepts; links: Messflächen der Landnutzungen Wald, Acker und Grünland im Teileinzugsgebiet des Rambachs; rechts: Anordnung der Abflussgräben am Hangfuß der Flächen mit Positionierung der Punktmessungen.

Geologisch befindet sich der Messhang am südlichen Rand der oberen Süßwassermolasse (BGL, 1996). Im Bereich der Messflächen befindet sich toniges Molassematerial. Der obere Grundwasserleiter besteht aus silikatisch/karbonatischem Lockersediment (BGR, 2011). Es handelt sich daher um einen Porengrundwasserleiter mit Durchlässigkeiten von 10^{-5} m/s bis 10^{-7} m/s. Der Bodentyp im unteren Bereich der Messflächen ist laut Übersichtsbodenkarte (LfU, 2013) Braunerde aus lehmiger Deckschicht und geht nach Süden in Braunerde aus Lößlehm über.

Das entwickelte Messkonzept ist ein multikriterieller Ansatz zur Betrachtung der Direktabflusskomponenten und deren Einflussfaktoren. Dabei wird neben der direkten Messung von Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss in zwei Ebenen bei den unterhalb der Messflächen gelegenen Gräben auch der Gesamtabfluss des Messhangs im angrenzenden Bach über zwei Wehre bilanziert (Abbildung 1, links). Um die Vorbedingungen und damit die Einflussfaktoren auf die Abflusskonzentration bestimmen zu können, werden zum einen die meteorologischen Parameter (Temperatur, rel. Luftfeuchte, Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und -richtung) auf der Freifläche und im Wald erfasst und zum anderen Bodenfeuchte- und Saugspannungsmessungen (Tensiometer, TDR-Sonden) in den Gräben sowie an Transekten oberhalb der Gräben durchgeführt (Abbildung 1, rechts). Diese Messungen geben Aufschluss über die Vorfeuchtebedingungen bei Zwischenabflussereignissen, die Speicherfähigkeit der Böden und die Charakteristik der Niederschlagsereignisse.

Die Standorte der drei Messgräben wurden mit dem Ziel gewählt, den Abfluss einer möglichst großen und homogenen Akkumulationsfläche zu fassen. Die Wahl der Grabenstandorte basiert auf einer GIS-Analyse mit darauffolgender Gebietsbegehung und Bewertung der mögli-

chen Standorte. Die Gräben sind so aufgebaut, dass die horizontalen und die vertikalen Heterogenitäten des Zwischenabflusses erfasst werden können. Dazu werden die verschiedenen Abflusskomponenten in drei Ebenen gemessen. Die Gräben haben eine Gesamtlänge von 7,5 m, wobei auf ca. 6,5 m der Abfluss erfasst wird. Die Tiefe der Gräben beträgt 1,5 m. Der Oberflächenabfluss wird über die gesamte Messlänge des Grabens gefasst und über ein Thomson-Wehr bilanziert. Der Zwischenabfluss wird in zwei Ebenen und in je drei Segmenten gemessen. Somit können horizontale und vertikale Unterschiede der Zwischenabflussmengen beobachtet werden (Bachmair & Weiler, 2014). Die Höhe der oberen Ebene wurde mit ca. 35 cm unter der Geländeoberkante so gewählt, dass ein auf der Pflugsohle im Acker entstehender Sättigungsabfluss erfasst werden kann. Die untere Ebene liegt auf einer Höhe von ca. 70 cm und damit im Übergangsbereich zu einem Horizont mit deutlich höherem Tonanteil. Der Abfluss wird über Bleche vom Boden in Rinnen geleitet, und über Kippwaagen gemessen. Die Positionierung der Bodenfeuchte- und Saugspannungsmessungen basiert auf der Annahme, dass sich Sättigungsbereiche und folglich Zwischenabfluss überwiegend in Bereichen bildet, die mit den oberirdischen Fließpfaden übereinstimmen (Zhu & Lin, 2009). Daher wurden die Punkte so gewählt, dass sie auf Fließpfaden im Zulaufbereich der entsprechenden Gräben liegen. Die Abstände zu den Gräben ermöglichen den Vergleich verschiedener Hanglagen. Die Tiefen der Sensoren wurden mit 20 und 60 cm unter GOK auf Tiefen festgelegt, an denen aufgrund von Übergängen zu dichteren Bodenschichten die Bildung von Sättigungsflächen zu erwarten sind (Weiler & Naef, 2003). An dem am nächsten zu den Gräben gelegenen Messplot wird jeweils zusätzlich in 40 cm und in 80 cm Tiefe die Bodenfeuchte gemessen. So können über den zeitlichen Verlauf der Sättigungsfront Rückschlüsse auf die vertikale Wasserbewegung im Boden gezogen werden. Die Bodeneigenschaften wurden mithilfe von Laboranalysen und Feldmessungen erfasst. Die Heterogenität der räumlichen Bodenverteilung wurde mithilfe von Pürckhauer-Bodenkernen und der Fingerprobe untersucht. Zusätzlich wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Bodenproben an mehreren Standorten und Tiefen entnommen, aus denen die Korngrößenverteilung, die Wassergehalt-Saugspannungsbeziehung und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit bestimmt wurde. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde landnutzungs- und tiefenabhängig mithilfe eines Amoozemeters (Amoozegar, A., 1989) ermittelt. Neben den kontinuierlichen Bodenfeuchtemessungen wurde die räumliche Verteilung der oberflächennahen Bodenfeuchte ereignisabhängig gemessen.

2.2 Modellierung

Die Modellierung des Messhangs wird mit dem hydrologischen Modell WaSiM durchgeführt. WaSiM ist ein deterministisches Wasserhaushaltsmodell, in dem sowohl physikalische als auch konzeptionelle Ansätze zur Abbildung der hydrologischen Prozesse implementiert sind (Schulla, 2017). Das Modell wurde ursprünglich zur Untersuchung der Einflüsse von Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt entwickelt. Durch den modularen Aufbau können jedoch abhängig von der jeweiligen Fragestellung verschiedene Teilmodelle genutzt werden, wodurch das Modell für unterschiedliche hydrologische Fragestellungen geeignet ist. Bisherige Anwendungen beinhalten auch die Quantifizierung der Abflussänderungen aufgrund von Landnutzungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Einzugsgebietskala (Niehoff, 2001; Pöhler,

2005; Bronstert et al., 2008; Rieger, 2012; Meister et al., 2017; Rieger et al., 2017). Das Modell basiert auf meteorologischen Zeitreihen und Rasterdaten von Topographie sowie Boden- und Landnutzungsverteilung. Die Zeitschritte und Rasterweiten können dabei frei gewählt werden. Aufgrund der Flexibilität und der bisherigen Anwendungsfälle ist WaSiM demnach gut geeignet, um zu überprüfen, in wieweit ein üblicherweise auf einer größeren Skala angewandtes Modell die Charakteristik des Messhangs abbilden kann.

Die Daten- und Parametrisierungsgrundlagen für den Modellaufbau, die Parametrisierung, die Kalibrierung und die Validierung beinhalten Gebietsdaten, Bodeninformationen sowie meteorologische und hydrologische Messungen. Die Daten werden aus Karten bzw. Literaturquellen und experimentellen Messungen bestimmt und sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Die Topographie des Messhangs und der einzelnen Flächen eignet sich durch ihre Abgeschlossenheit gut für die Abbildung mithilfe eines rasterbasierten hydrologischen Wasserhaushaltsmodells. Der Modellumgriff umfasst die Fläche des durch die beiden Wehre im Rambach definierten Messhangs (Abbildung 1, links). Das Kopfgebiet oberhalb des Messhangs wird als gemessener Zufluss im Modell berücksichtigt, um die Abbildung im Modell mithilfe des Gesamtabflusses am unteren Wehr kalibrieren und validieren zu können. Die Beschreibung der Topographie basiert auf einem digitalen Geländemodell mit 1 m Rasterweite, das für die Modellierung auf 10 m aggregiert wurde. Für die Berechnung des Grundwasserflusses wird der in WaSiM integrierte, zweidimensionale numerische Ansatz verwendet, wobei die benötigten hydraulischen Leitfähigkeiten im Wertebereich der hydrologischen Übersichtskarte (BGR, 2011) definiert wurden. Die Boden- und Landnutzungsverteilung basiert auf der Übersichtsbodenkarte (LfU, 2013) und dem INVEKOS-Datensatz (Europäische Union, 1995 - 2016). Die Feldfrüchte der einzelnen Ackerflächen wurden anhand von Beobachtungen definiert und über Literaturangaben parametrisiert.

Für die Parametrisierung des Bodenaufbaus und der bodenhydraulischen Eigenschaften wurden zwei verschiedene Ansätze angewandt, um die im Modell benötigten van Genuchten-Parameter (van Genuchten, 1980) und die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten zu bestimmen. In Parametrisierung A wurden die Korngrößenverteilungen für die einzelnen Bodenhorizonte aus den Modellprofilen der Übersichtsbodenkarte herausgelesen. Die entsprechende pF-Kurve wurde über die Pedotransferfunktion nach Wösten et al. (1999) generiert. Die zugehörigen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten (k_{sat}) wurden der Bodenart und -dicke entsprechend aus Tabellen in BfGR (2005) herausgelesen. Parametrisierung B basiert auf Daten von Feldmessungen und Laboranalysen. K_{sat} wurde tiefenabhängig durch Infiltrationsmessungen bestimmt. Für die Laboranalysen wurden ungestörte Bodenproben entnommen und die Saugspannung für verschiedene Bodenfeuchtestufen gemessen. Aus den beiden Ansätzen entstehen zwei Modelle, die sich in der Parametrisierung der Bodenhydraulik unterscheiden (Modell A, Modell B).

Für die Kalibrierung und Validierung der Modelle wurden weitere im Feld gemessene Daten verwendet. Darunter fallen die meteorologischen Inputdaten, bestehend aus Niederschlag, Temperatur, relativer Luftfeuchte, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit, die mithilfe einer Kompaktwetterstation erfasst werden. Die Kalibrierung erfolgt überwiegend am Gesamtabfluss des unteren Wehrs am Rambach. Für die Validierung der Modellqualität stehen die Zwi-

schenabfluss- und Oberflächenabflussmessungen in den drei Gräben, die Bodenfeuchtezeitreihen der Messplots oberhalb der Gräben sowie die räumlich verteilten Bodenfeuchtemessungen an verschiedenen Zeitpunkten zur Verfügung. Der Simulationszeitraum beginnt im Juni 2016, wobei die Messzeiträume der einzelnen zur Kalibrierung und Validierung verwendeten Datensätze teilweise erst später beginnen.

Tab. 1: Berücksichtigte Daten- und Parametrisierungsgrundlagen innerhalb der einzelnen Modellierungsphasen

Parameter		Karten / Literatur	Experimentell
<i>Gebietsdaten</i>	Digitales Geländemodell	Modellaufbau	
	Bodenverteilung		
	Landnutzungsverteilung		
<i>Bodenhydraulik</i>	pF-Kurve	Parametrisierung A	Parametrisierung B
	k_{sat}		
<i>Meteorologie</i>	Niederschlag, Temperatur, rel. Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit		Kalibrierung & Validierung
<i>Abfluss</i>	Gesamtabfluss		
	Abflusskomponenten		
<i>Bodenfeuchte</i>	Zeitlicher Verlauf		
	Räumliche Verteilung		

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse beinhalten einen Vergleich der beiden Parametrisierungsansätze für die Bodenhydraulik im Modell und die daraus resultierenden Unterschiede bei Kalibrierung und Validierung an Gesamtabfluss, Bodenfeuchte und Abflusskomponenten.

3.1 Bodenhydraulik

Die mithilfe einer pF-WG-Beziehung beschriebenen bodenhydraulischen Eigenschaften eines Horizonts stehen in direktem Zusammenhang mit der Porengrößenverteilung, Speicherfähigkeit und hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens. Aufgrund des Einflusses von Durchwurzelung und Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf die Bodenstruktur unterscheidet sich die Charakteristik der Beziehung zwischen Saugspannung und Wassergehalt in Abhängigkeit der überdeckenden Landnutzung. In Abbildung 2 ist ein Vergleich der pF-Kurven aus der Parametrisierung A und B für die Landnutzungen Acker, Grünland und Wald für verschiedene Tiefen dargestellt. Für den Ackerboden zeigen die tiefenabhängigen Laboranalysen das vergleichsweise größte Grobporenvolumen (ca. 11 %) mit einhergehendem drainierendem Wasser in ca. 10 cm Tiefe. Im Bereich der darunterliegenden Pflugsohle (ca. 30 cm) nimmt die Tiefenversickerung auf Grund des verbleibenden Grobporenvolumens von 1 % deutlich ab. Die Pflugsohle wirkt sich demnach primär auf die Anzahl der Grobporen aus, während die nutzbare Feldkapazität dagegen weiterhin auf einem ähnlichen Niveau wie bei den anderen Landnutzungen verbleibt. Im Wald ist das Grobporenvolumen in tieferen Schichten deutlich geringer, was in

der Lage unterhalb der Wurzelzone der Fichten und die damit verbundene Verdichtung begründet sein kann. Die Speicherfähigkeit des Waldbodens ist in diesem Bereich vergleichsweise hoch. Im Allgemeinen sind Unterschiede zwischen den Landnutzungen vor allem in den oberen Schichten erkennbar, wohingegen in 60 cm Tiefe eine ähnliche Form der pF-WG-Beziehung festgestellt werden kann.

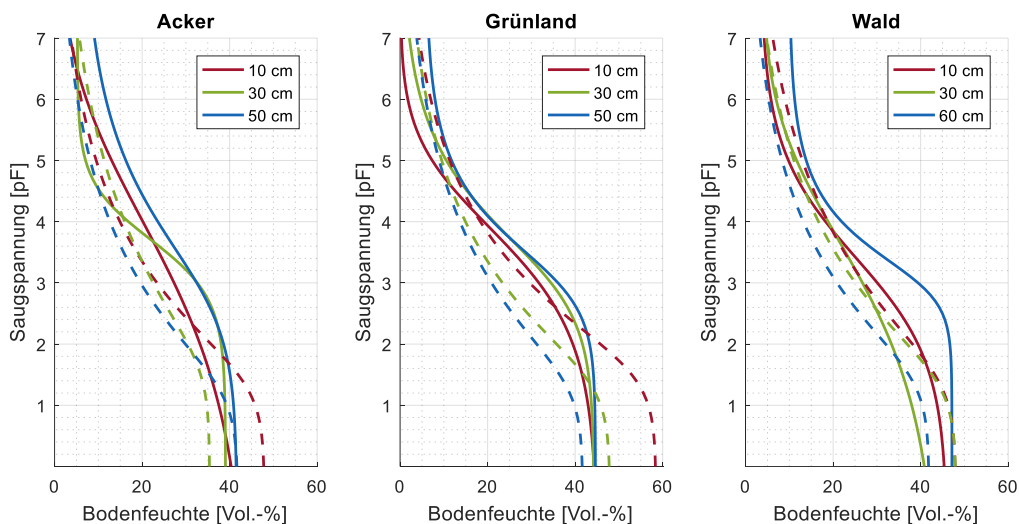


Abb. 2: Vergleich der pF-WG-Beziehungen für verschiedene Landnutzungstypen in der Wurzelzone; durchgezogen: Bodenanalyse (Modell B), gestrichelt: Bodenkarte (Modell A).

Der Gradient der pF-Kurve lässt übereinstimmend mit Rieger (2012) auf die größte Speicherfähigkeit bei Grünlandböden schließen, die mit zunehmender Tiefe leicht abnimmt. Bis 30 cm Tiefe ist die des Waldbodens, auf einem ähnlichen, aber dennoch etwas niedrigeren Niveau. Der Vergleich zwischen Laboranalysen und Daten der Bodenkarte zeigt allgemein ein größeres Grobporenvolumen bei der auf der Bodenkarte basierenden Parametrisierung A. Im Wald ist der Unterschied bis 30 cm relativ gering. Zudem wird vor allem in der obersten Bodenschicht der Grünland- und Ackerfläche der Sättigungswassergehalt bei Parametrisierung A deutlich größer angenommen, als er in den Laboranalysen ermittelt wurde. Im Wald stimmt die Speicherfähigkeit bis 30 cm Tiefe zwischen Parametrisierung A und B gut überein.

Die Messungen der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in Abbildung 3 wurden zu verschiedenen Zeitpunkten zwischen Mai und August 2017 durchgeführt. Die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten von Grünland und Wald nehmen mit zunehmender Tiefe deutlich ab. Die Variabilität der Leitfähigkeiten ist auf 15-20 cm Tiefe der Grünlandfläche am größten, da hier aufgrund von Durchwurzelung und Regenwurmängen eine unregelmäßige Makroporenstruktur entsteht. Die Messwerte der Ackerfläche weisen ebenfalls große Unterschiede auf. Diese können jedoch auf den Messzeitraum vor und nach der Ernte zurückgeführt werden. Die Getreideernte und die damit einhergehende Befahrung der Fläche führt zu einer deutlichen Abnahme der Leitfähigkeit aufgrund der Verdichtung. Während die Leitfähigkeit vor der Ernte in 30-40 cm Tiefe im Vergleich zu den anderen Flächen am höchsten ist, ist sie danach am geringsten. Die Veränderung durch den darauffolgenden Pflugeinsatz ist im Gegensatz dazu gering. Grundsätzlich weist die Waldfläche im Mittel die größten Leitfähigkeiten auf. Sie wird nur

durch die hohen Leitfähigkeiten des Ackers in 30-40 cm vor der Ernte überstiegen, die vermutlich auf die ausgeprägte Wurzeldichte von Getreide in dieser Tiefe (vgl. Ehlers, 1996) zurückzuführen ist. Der Verlauf der anhand der Korngrößenverteilung und der entsprechenden Dichte aus der Bodenkarte bestimmten Leitfähigkeiten bei Parametrisierung B haben für die Landnutzungen Grünland und Wald einen ähnlichen Verlauf, liegen allerdings auf einem etwas höheren Niveau. Der Verlauf der Leitfähigkeit des Ackerbodens weist zwischen den beiden Parametrisierungen einen großen Unterschied auf. Ab 30 cm liegen die Leitfähigkeiten von Parametrisierung A etwas oberhalb der Messungen nach der Ernte und damit zwischen den beiden gemessenen Leitfähigkeitsverläufen. Auf 15-20 cm Tiefe überschätzen dagegen die Leitfähigkeiten der Parametrisierung A alle experimentell bestimmten Leitfähigkeiten. In diesem Bereich sind demnach die größten Unterschiede zwischen den beiden Parametrisierungen zu erwarten.

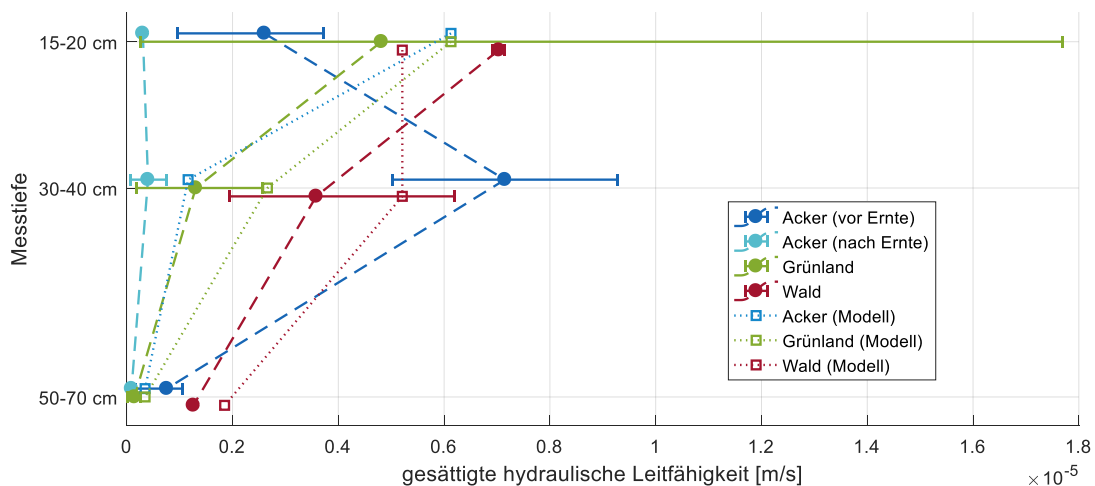


Abb. 3: Vergleich der tiefenabhängigen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten der drei Landnutzungstypen unter Angabe des Mittelwerts und des Wertebereichs der Messungen

3.2 Gesamtabfluss

Für die Kalibrierung des Modells wurden ausschließlich die Abflussmessungen am Rambach berücksichtigt. Das Wehr oberstrom des Messhangs dient dabei als Zuflussrandbedingung, während das untere Wehr zur Bewertung der Modellgüte verwendet wurde. Um die Unterschiede zwischen den beiden Parametrisierungen besser erkennen zu können, wurde die Kalibrierung zunächst nur für Modell A durchgeführt und die Kalibrierungsparameter (Retentions- und Grundwasserparameter) entsprechend auf Modell B übertragen. Der Basisabfluss des Messgebiets ist generell sehr gering, weshalb der Fokus insbesondere auf Abflussereignisse mit unterschiedlicher Charakteristik und Scheitelhöhe gelegt wurde. Die Ergebnisse der Kalibrierung zeigen eine weitgehend gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Ereignissen (Abbildung 4). Tendenziell werden kleinere Ereignisse überschätzt, während größere Ereignisse unterschätzt werden. Insbesondere bei konvektiven Ereignissen ist die Modellierung der Reaktionszeit von großer Bedeutung. Die beiden Parametrisierungen zeigen vergleichbare Ergebnisse, wobei tendenziell bei Modell A die Niedrigwasserabflüsse größer sind, wohingegen bei Modell B größere Spitzenabflüsse generiert werden. Der Grund hierfür

liegt in der deutlich schnelleren Reaktionszeit des Zwischenabflusses in Modell B, der maßgeblich zu den Abflussspitzen beiträgt. Im Gegensatz dazu ist der Zwischenabfluss in Modell A stark verzögert und erhöht damit den abfallenden Ast der Ereignisse.

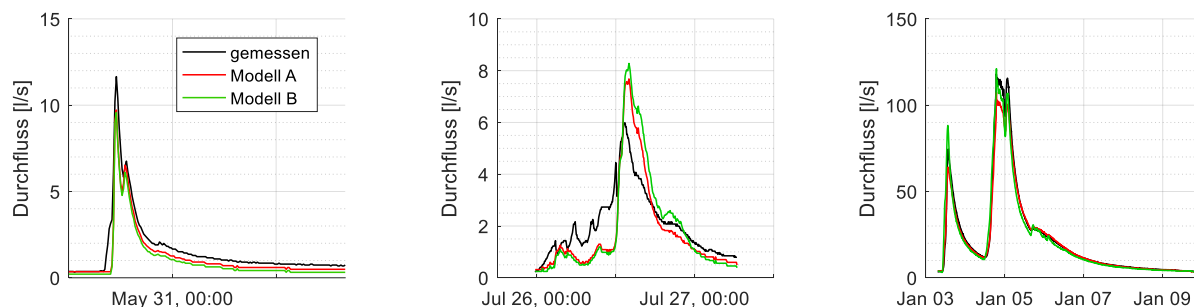


Abb. 4: Gemessener und simulierter Gesamtabfluss am Rambach an drei Ereignissen: Mai 2017, Juli 2017 und Januar 2018

3.3 Bodenfeuchte

Der Vergleich des zeitlichen Bodenfeuchteverlaufs wird anhand der Punktmessungen in 20 cm Tiefe durchgeführt (Abbildung 5). Die einzelnen Plots sind hangaufwärts aufsteigend nummeriert (Abbildung 1, rechts). Die Größenordnung der Bodenfeuchteverläufe der beiden Modelle liegen in einem ähnlichen Niveau wie die Messungen, wobei im Wald die größten Unterschiede zwischen den beiden Modellen und den Messungen festgestellt werden kann.

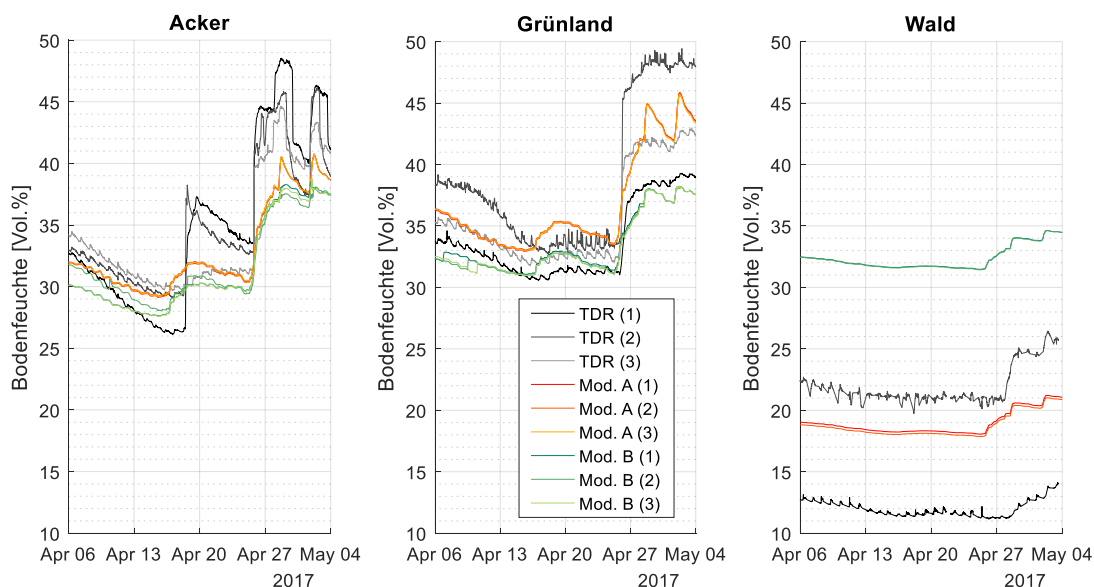


Abb. 5: Zeitlicher Bodenfeuchteverlauf an je 3 bzw. 2 Messplots pro Landnutzung und Vergleich mit den modellierten Bodenfeuchteverläufen

Die Reaktionszeitpunkte von Modellierung und Messung auf Niederschlagsereignisse entsprechen sich weitgehend. Bei einsetzendem Niederschlag reagieren die Modelle jedoch früher als die Messungen, erst bei starken Bodenfeuchteänderungen kann ein paralleler Anstieg beobachtet werden. Die standortabhängigen Unterschiede des ersten Bodenfeuchteanstiegs, der auf die Hanglage der einzelnen Plots und auftretende laterale Fließprozesse schließen

lässt, können in den beiden Modellen aufgrund des verwendeten Konzepts nicht beobachtet werden.

3.4 Abflusskomponenten

Die Oberflächen- und Zwischenabflüsse werden jeweils am Hangfuß der drei Felder erfasst und mit den Modellergebnissen der an diesen Standorten gesetzten Pegelpunkten verglichen (Abbildung 6). Die gemessenen und simulierten Oberflächenabflüsse der Grünlandfläche haben eine gute Übereinstimmung. Während die gemessenen Oberflächenabflüsse am Ackerstandort im Vergleich zum Grünland etwas geringer ausfallen, werden diese in der Modellierung deutlich überschätzt. Dieser Effekt ist in Modell B noch deutlicher zu beobachten als in Modell A. Während die Charakteristik der Oberflächenabflüsse bei Grünland und Acker zwischen Modellierung und Messung ähnlich sind, ist der Oberflächenabfluss im Wald in Realität deutlich verzögerter als er im Modell abgebildet wird.

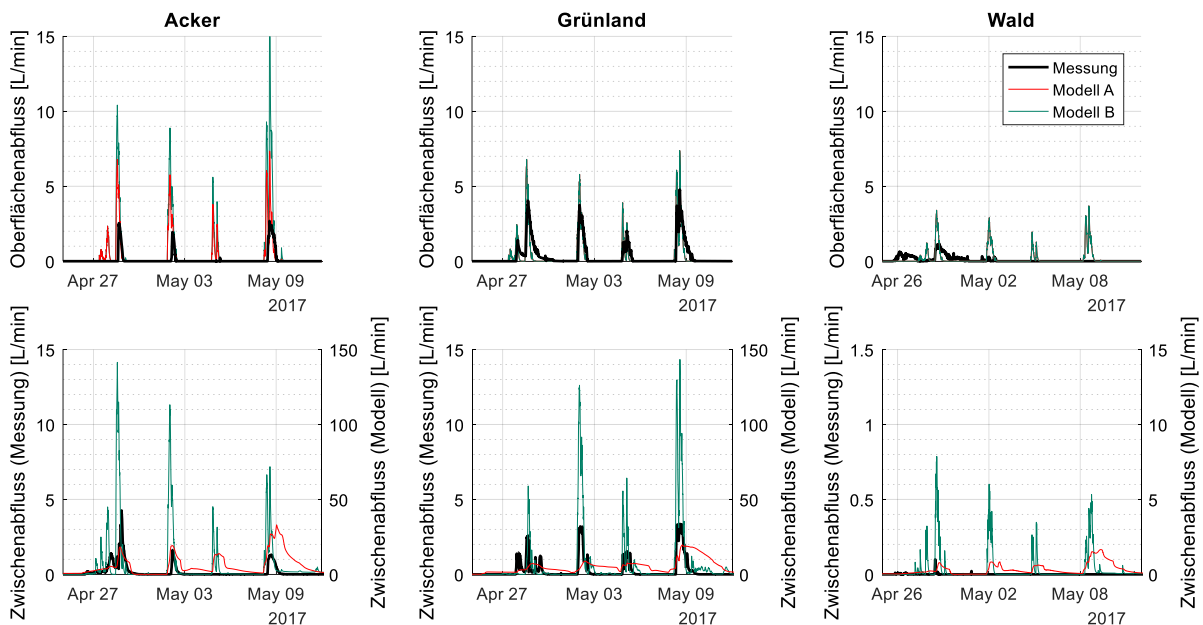


Abb. 6: Gemessene und modellierte Abflusskomponenten der drei Landnutzungstypen

Die modellierten Zwischenabflüsse sind deutlich größer als die gemessenen Abflüsse, da im Modell der Abfluss aus der gesamten Bodensäule addiert wird, wohingegen im Feld nur der bis in 75 cm Tiefe auftretende Abfluss erfasst werden kann. Die Charakteristik der Zwischenabflüsse unterscheidet sich stark zwischen den beiden Parametrisierungen. Es kann eine größere Übereinstimmung der Charakteristik mit Modell B beobachtet werden. Die deutlich schnellere Abflussreaktion dieses Modells spricht für eine geringere Speicherkapazität der oberen Bodenschicht, die auch in Abbildung 2 festgestellt werden konnte. Zudem ist eine Übereinstimmung der landnutzungsabhängigen Scheitelabflussunterschiede zwischen den Ereignissen feststellbar. Während die Abflussspitzen im Acker im Verlauf der vier Ereignisse abnehmen, sind auf der Grünlandfläche die Spitzen des zweiten und vierten Ereignisses am größten und auf einem ähnlichen Niveau.

4. Fazit und Ausblick

Der Vergleich der beiden Modellparametrisierungen mit den gemessenen Daten zeigt Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung des Messhangs mit dem für die Einzugsgebietskala entwickelten Wasserhaushaltsmodell WaSiM sowie die Bedeutung der Erfassung von Messdaten zur Überprüfung der Modellierung. Ein direkter Vergleich der gemessenen und modellierten Daten ist jedoch in vielen Fällen aufgrund der implementierten Modellansätze und der damit verbundenen Diskretisierung in Boden- bzw. Berechnungsschichten nicht möglich. Der mittlere zeitliche Verlauf der Bodenfeuchten konnte mit beiden Parametrisierungen für die Acker- und Grünlandfläche nachgebildet werden. Für Unterschiede zwischen den Messplots ist jedoch der Detailgrad der Gebietsdaten nicht hoch genug. Der Vergleich der Abflusskomponenten hat gezeigt, dass die Übereinstimmung der Zwischenabflusscharakteristik mit einer messdatengestützten Parametrisierung deutlich verbessert werden kann.

Die großen Unterschiede der gemessenen Parameter in Abhängigkeit der Vegetationsperiode lassen vermuten, dass eine Verbesserung der Prozessabbildung durch eine Veränderung der bodenhydraulischen Parameter und der Makroporencharakteristik im Jahresverlauf möglich ist. Zudem können zusätzliche in WaSiM implementierte Ansätze wie beispielsweise die detaillierte Oberflächenabflusssimulation und die Berücksichtigung einer Abnahme der Infiltration infolge von Verschlammung verwendet werden. In Verbindung mit einer höheren Modellauflösung könnten zudem die gemessenen räumlichen Bodenfeuchteverteilungen bei der Modellvalidierung mitberücksichtigt werden.

Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten innerhalb des ProNaHo-Forschungsvorhabens, das im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt durchgeführt wird. Unterstützt wurden die Feld- und Laboranalysen durch das DHG Forschungsstipendium für hydrologische Feldstudien sowie durch Lisa Balke, Christiane Frank und Andrea Eberle.

Literatur

- Amoozegar, A., 1989. A Compact Constant-Head Permeameter for Measuring Saturated Hydraulic Conductivity of the Vadose Zone. – *Soil Science Society of America Journal* 53, 5, 1356.
- Auerswald, K., 2004. Wasserrückhalt auf landwirtschaftlichen Flächen: 8-jährige Erfahrungen aus dem FAM-Experiment, (2004). Ingolstadt.
- Bachmair, S. & M. Weiler, 2014. Interactions and connectivity between runoff generation processes of different spatial scales. – *Hydrological Processes* 28, 4, 1916–1930.
- BFGR, 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung der Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 5. Auflage.
- BGL, 1996. Geologische Übersichtskarte 1:500.000 Bayern. München: Bayerisches Geologisches Landesamt.
- BGR, 2011. Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200000 von Deutschland (HÜK200): Oberer Grundwasserleiter - CC 8734 Rosenheim. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

- Bronstert, A., Blume, T., Francke, T. & D. Niehoff, 2008. Möglichkeiten des Hochwasserrückhalts im Einzugsgebiet: Ergebnisse aus dem Rhein- und Illergebiet. In: Disse, M., Kalk, M., Rieger, W. (EDS.): Wasserrückhalt in der Fläche: Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes., pp. 193–202. Universität der Bundeswehr München.
- DWA-M550, 2013. Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung.
- Ehlers, W., 1996. Wasser in Boden und Pflanze: Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag; 26 Tabellen. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer.
- Europäische Union, 1995 – 2016. Das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKos). Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/agriculture/directsupport/iacs/index_de.htm, zuletzt aktualisiert am 07.06.2016, zuletzt geprüft am 03.08.2016.
- Fiener, P. & K. Auerswald, 2003. Effectiveness of Grassed Waterways in Reducing Runoff and Sediment Delivery from Agricultural Watersheds. – *Journal of Environment Quality* 32, 3, 927.
- Van Genuchten, M. T., 1980. A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. In: *Soil Sciences Society of American Journal* 44 (5), S.892–898.
- LFU, 2013. Digitale Übersichtsbodenkarte von Bayern im Maßstab 1:25000: ÜBK25. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Meister, S., Nobrega, R., Rieger, W., Wolf, R. & G. Gerold, 2017. Process-based modelling of the impacts of land use change on the water balance in the Cerrado Biome (Rio das Mortes, Brazil). *Erdkunde*, 71, 3, 241–266.
- Niehoff, D., 2001. Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Dissertation an der Math. Nat. Fakultät der Universität Potsdam
- Pöhler, H.A., 2006. Anpassung von WaSiM-ETH und die Erstellung und Berechnung von Landnutzungs- und Klimaszenarien für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung am Beispiel des Osterzgebirges.
- Rieger, W., 2012. Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. Dissertation, Universität der Bundeswehr München, München.
- Rieger, W., Teschemacher, S., Haas, S., Springer, J. & M. Disse, 2017. Multikriterielle Wirksamkeitsanalysen zum dezentralen Hochwasserschutz. *Wasserwirtschaft* 107, 11, 56-60.
- Weiler, M. & F. Naef, 2003. An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. – *Hydrological Processes* 17, 2, 477–493.
- Wösten, J.H. M., Lilly, A., Nemes, A. & C. Le Bas, 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3-4):169-185.
- Zhu, Q. & H.S. Lin, 2009. Simulation and validation of concentrated subsurface lateral flow paths in an agricultural landscape. – *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 8, 1503–1518.

Fließwiderstände submerser Vegetation und ihre Behandlung in hydraulischen Modellen

Michael Leismann, Christian Klein, Holger Kulik

Zusammenfassung

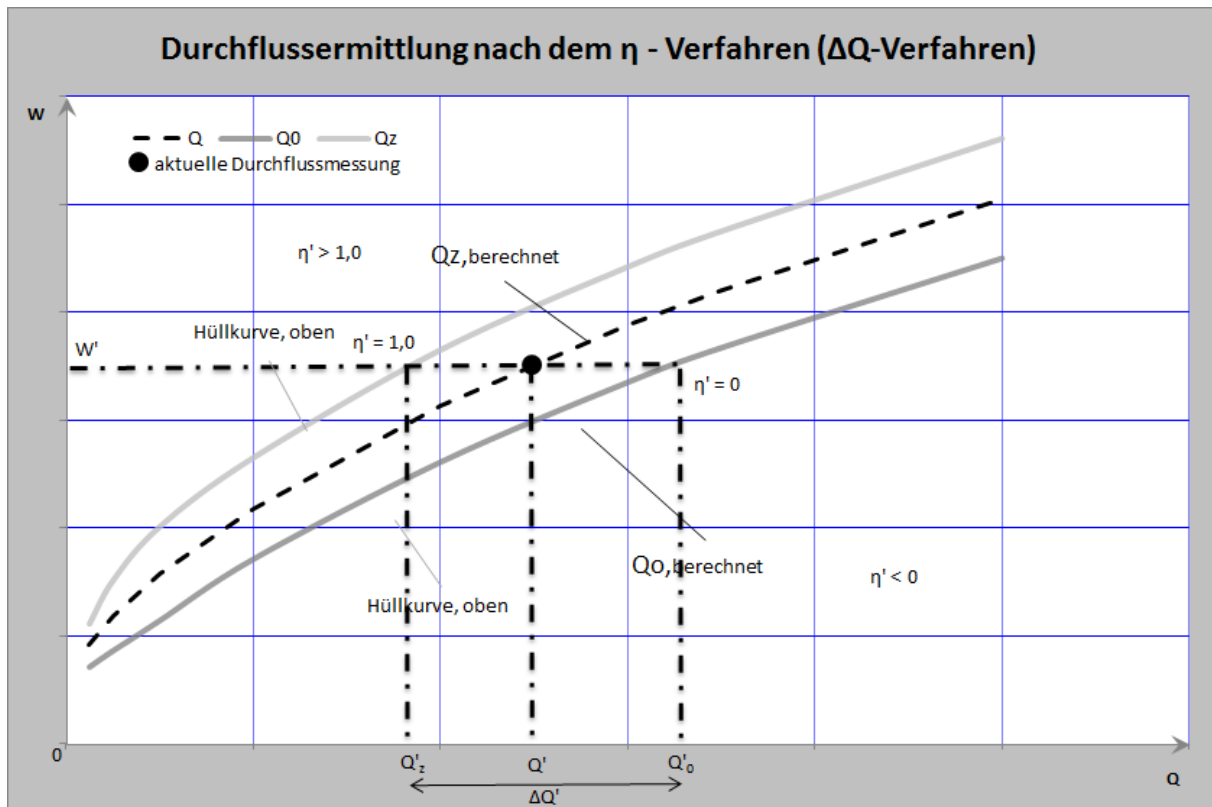
Für die Planung und Beurteilung von Renaturierungen an Fließgewässern werden in der Regel numerische Strömungsmodelle eingesetzt. Für Hochwasserabflüsse liefern diese Modelle typischerweise gute Ergebnisse, für niedrige Abflüsse werden die beobachteten Wasserstände bei der Berechnung aber regelmäßig deutlich unterschätzt. Die Ursache dafür liegt oft in der unrealistischen Abbildung oder Vernachlässigung der Fließwiderstände der submersen Vegetation. Im Folgenden wird eine Methode zur quantitativen Beschreibung des Fließwiderstandes von Wasserpflanzen in hydronumerischen Modellen vorgeschlagen.

1. Einfluss von Wasserpflanzen auf den Abfluss und den Wasserstand

Gewässer sind ein natürlicher Lebensraum, der selbstverständlich auch von Wasserpflanzen, der submersen Vegetation, besiedelt wird. In Fließgewässern verursachen sie natürlich einen Fließwiderstand, der dann die Wasserstände beeinflusst. Dieser Effekt zeigt sich besonders bei niedrigeren Abflüssen. Bei Hochwasserabflüssen räumt die dann starke Strömung die Wasserpflanzen meist aus, sodass ihr Fließwiderstand dann keine Rolle mehr spielt. Bei der Kalibrierung von hydronumerischen Modellen zeigt sich dieser Effekt regelmäßig, die Wasserstände werden bei geringeren Abflüssen bei Wahl realistischer Sohlrauheiten oft unterschätzt. Bei den hydrologischen Messdiensten ist dieser Effekt dagegen hinreichend bekannt. Wasserstand und Abfluss bilden keine eindeutige Beziehung. Zu einem Abfluss werden je nach Messzeitpunkt unterschiedliche Wasserstände gemessen.

Der beobachtete Bereich der Messungen wird dann von sogenannten Hüllkurven abgegrenzt und der jeweils gemessene Wert durch einen Parameter η beschrieben. η läuft zwischen den Hüllkurven (Abbildung 1).

In hydronumerische Modelle fließt diese Beobachtung bislang kaum ein. Dabei ist es für Prognosen von z.B. Mittelwasserständen wesentlich, welcher η - Wert im Modell wirksam sein sollte. Die Schwierigkeit liegt darin, dass der variable Wasserpflanzenbewuchs den Hydraulikern oder Wasserbauern nicht zugänglich ist und ihm auch keine hinreichende Aufmerksamkeit gegeben wird.

Abb. 1: η - Verfahren

Bei Planungen von Renaturierungen sind die Wasserpflanzen aber von relevanter Bedeutung. Wird beispielsweise ein vorher tiefes Fließgewässer in ein flaches und breites Fließgewässer renaturiert, wird durch die dann geringere Tiefe die Belichtung der Gewässersohle erhöht, so dass mehr Wasserpflanzen dort leben können und die Fließwiderstände steigen. Für die Prognose der künftigen Wasserstände ist das dann von maßgeblicher Bedeutung. Auch für die Vorausschätzung der Ausuferungshäufigkeit ist das wesentlich.

Um diese quantitativen Messungen der hydrologischen Dienste den Hydraulikern oder Wasserbauern zugänglich zu machen, müssen die Beobachtungen (Abbildung 1) so quantifiziert werden, dass sie in einem hydronumerischen Modell verwendet werden können. Der Wert η ist dazu nicht geeignet, vielmehr müssen Fließwiderstände quantifiziert werden.

2. Fließwiderstände

Hydronumerische Modelle benötigen Fließwiderstände. Gängig sind Strickler-Beiwerte oder moderner lambda-Werte auf der Basis des Fließgesetzes von Darcy-Weisbach. Strickler-Beiwerte sind physikalisch nicht interpretierbare Größen, die messtechnisch nicht erhoben werden können, sie entsprechen im Grunde nicht mehr dem Stand der Technik. Sie können nur kalibriert werden und gelten dann nur für den Abfluss und das konkrete Modell, für den oder das sie ermittelt wurden. Um einen physikalisch basierten Ansatz verwenden zu können, wird hier eine Formulierung im Rahmen des Fließgesetzes von Darcy-Weisbach verwendet.

Fließwiderstände können in mehrere Klassen eingeteilt werden:

- Oberflächenreibung z.B. an der Sohle und an den Böschungen, beschrieben durch Oberflächenrauheiten.
- Widerstände durch in der Strömung stehende Objekte wie Äste, Laub und Wasserpflanzen.
- Turbulenzerzeugende Objekte wie Bäume, Äste usw., die Verwirbelungen des fließenden Wassers erzeugen.

Wasserpflanzen können dem zweiten Punkt zugeordnet werden. Sie befinden sich mehr oder weniger ortsfest in der Strömung und setzen dieser eine Kraft entgegen. Die Kraft kann hydromechanisch wie folgt beschrieben werden:

$$F = C_w A_{\perp} \rho \frac{v^2}{2} \quad (1)$$

$$F \sim v^2$$

F : Kraft

C_w : Wert, der die Form des Objektes beschreibt, wie beim Auto

A_{\perp} : angeströmte Fläche des Objektes

ρ : Dichte des Wassers

v : Fließgeschwindigkeit

Das Quadrat von v ergibt sich aus theoretischen Überlegungen und aus Messungen. Diese Gleichung ist lange bekannt und bewährt. Sie gilt jedoch nur für starre Objekte, die Ihre Form bei der Anströmung nicht verändern.

Bei Untersuchungen von Fließwiderständen von Wasserpflanzen im Labor von (VOGEL (1994), BAL et al. (2011), BOLLER UND CARRINGTON (2006), SCHUTTEN UND DAVY (2000)) zeigte sich, dass der Fließwiderstand nicht mit dem Quadrat der Fließgeschwindigkeit wächst, sondern mit einem geringeren Exponenten, beispielsweise mit 1,5

$$F \sim v^a \quad , \quad a \approx 1,5 \quad (2)$$

Die Ursache liegt darin, dass Wasserpflanzen weich sind, sich also in die Strömung schmiegen können. Im Grunde ändert sich damit ihre Form und ihre angeströmte Fläche.

Die Verwendung von Gleichung 2 ist in einem hydronumerischen Modell nur schwer möglich, man verliert bei nicht ganzzahligen Exponenten die dimensionsreine Formulierung der zugrunde liegenden Differentialgleichungen.

JÄRVELÄ 2004 und VÄSTILÄ UND JÄRVELÄ (2014) schlagen deshalb vor, statt Verwendung eines Exponenten $a < 2$ den C_w -Wert in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit zu verändern. Sie leiten diese Abhängigkeit aus Labormessungen an terrestrischen Pflanzen wie Weiden und Pappeln her, die sich ebenfalls in die Strömung schmiegen, sofern sie überströmt werden. Sie verwenden die Gleichung:

$$C_w = C_w^* \left(\frac{v}{v_0} \right)^{E_p} \quad (3)$$

Durch die Normierung von v mit v_0 bleibt C_w dimensionslos. C_w^* ist ein Grundwert, der im Labor zu ermitteln ist. v_0 ist die minimal verwendete Fließgeschwindigkeit im Laborversuch, typischerweise 0,1 m/s. E_p ist ein zu bestimmender Exponent, der typischerweise Werte zwischen 0 und -1 einnimmt.

Da das grundsätzliche Verhalten von terrestrischer und submerser Vegetation in Strömungen gleich ist, wird dieser Ansatz auch hier verwendet.

Die Zusammenfassung dieser Gleichungen ergibt:

$$F = C_w^* \left(\frac{v}{v_0} \right)^{E_p} A_{\perp} \rho \frac{v^2}{2} \quad (4)$$

Eine Umrechnung in den Widerstandsbeiwert des Fließgesetzes von Darcy-Weisbach lautet:

$$\lambda = 4 C_w^* \frac{A_{\perp}}{A} \left(\frac{v}{v_0} \right)^{E_p} \quad (5)$$

Die Werte C_w und A_{\perp} sind messtechnisch nicht zu trennen und werden zu einem Parameter W_p zusammengefasst, der sinngemäß ein Maß für die pflanzentypische angeströmte Wasserpflanzenfläche pro Grundfläche ist.

$$\lambda = 4 W_p \left(\frac{v}{v_0} \right)^{E_p} \quad (6)$$

Diese Beschreibung des Fließwiderstandes kann problemlos in ein hydronumerisches Modell implementiert werden.

3. Ermittlung der Parameter

Den Parameter W_p messtechnisch zu erfassen erscheint derzeit nicht möglich, er muss also aus beobachteten Wasserstands-Abfluss-Messungen rückgerechnet werden. Dazu bietet es sich an, auf die sehr große Datenbasis der hydrologischen Dienste zurückzugreifen. Wie oben ausgeführt, kann die Variabilität des Wasserpflanzenbewuchses durch die Hüllkurven der Wasserstands-Abfluss-Messungen beschrieben werden. Eine naheliegende Strategie ist es also, das Gewässerprofil eines Pegels hydraulisch zu berechnen und die Fließwiderstände dabei so anzupassen, dass Messung und Rechnung übereinstimmen. Diese Berechnungen wurden in einem Profil unter der Annahme des Normalabflusses durchgeführt, bei dem Wasserspiegel- und Sohlgefälle identisch sind.

Ziel dabei ist es, einen Parametersatz zu erhalten, der für alle beobachteten Messungen an dem ausgewählten Pegel passt. Um das zu erreichen, wurden die beiden Hüllkurven anhand der Messdaten gewählt und die Parameter für jeweils beide Kurven ermittelt. Die Anpassung

erfolgte so, dass die quadratischen Abweichungen von Rechnung und Messung an der jeweiligen Hüllkurve minimal wurde, es wurde also eine "kleinste-Quadrate-Anpassung" durchgeführt.

Abbildung 2 und 3 zeigen derartige Anpassungen für zwei verschiedene Pegel.

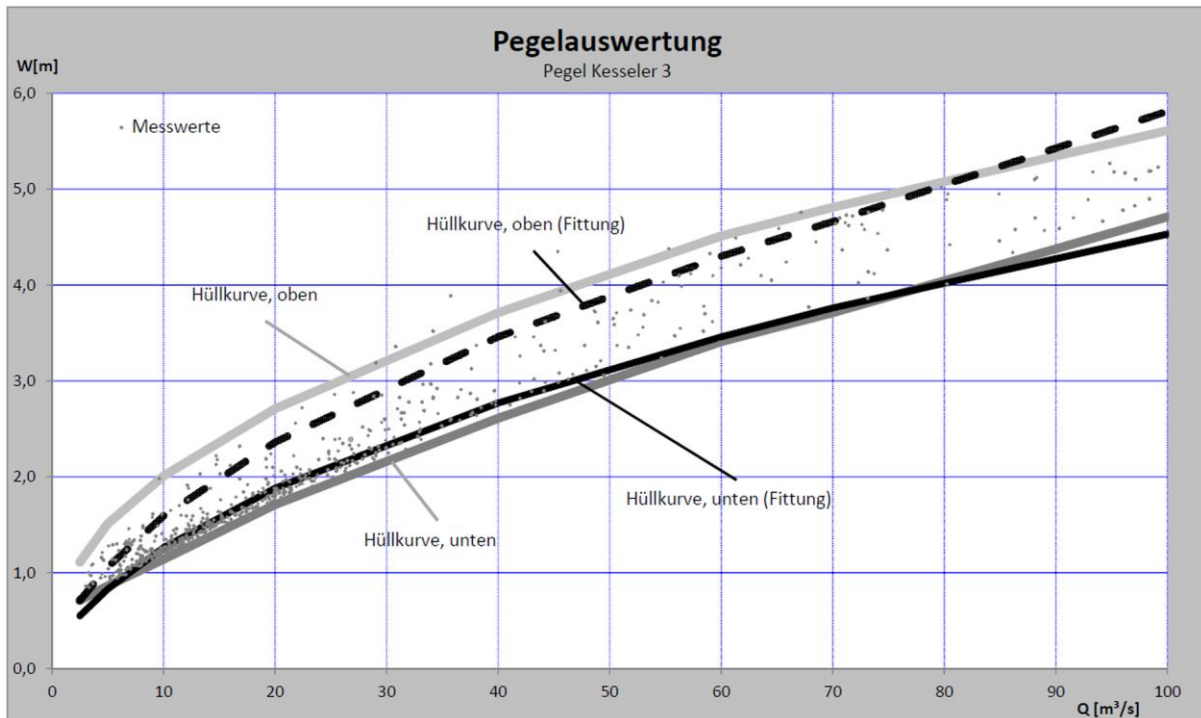


Abb. 2: Anpassung Pegel Kesseler

Die Anpassungen zeigten, dass der Parameter E_p wenig sensitiv ist. Die Quadratsummen der Abweichungen von Messung und Rechnung werden von E_p kaum beeinflusst. Es ist aber durchaus ein Minimum der Abweichungen bei einem Wert von $E_p = -0,5$ erkennbar. Da sich der Wert $-0,5$ auch in der Literatur wiederfindet (VOGEL (1994), BAL et al. (2011), BOLLER UND CARRINGTON (2006), SCHUTTEN UND DAVY (2000)), wird vorgeschlagen, den Wert $E_p = -0,5$ als Konstante für dieses Fließgesetz zu nehmen, unabhängig vom konkreten Pegel. Der Wert v_0 in Gleichung (2) erwies sich als völlig unsensitiv und wird als $0,1$ m/s vorgeschlagen.

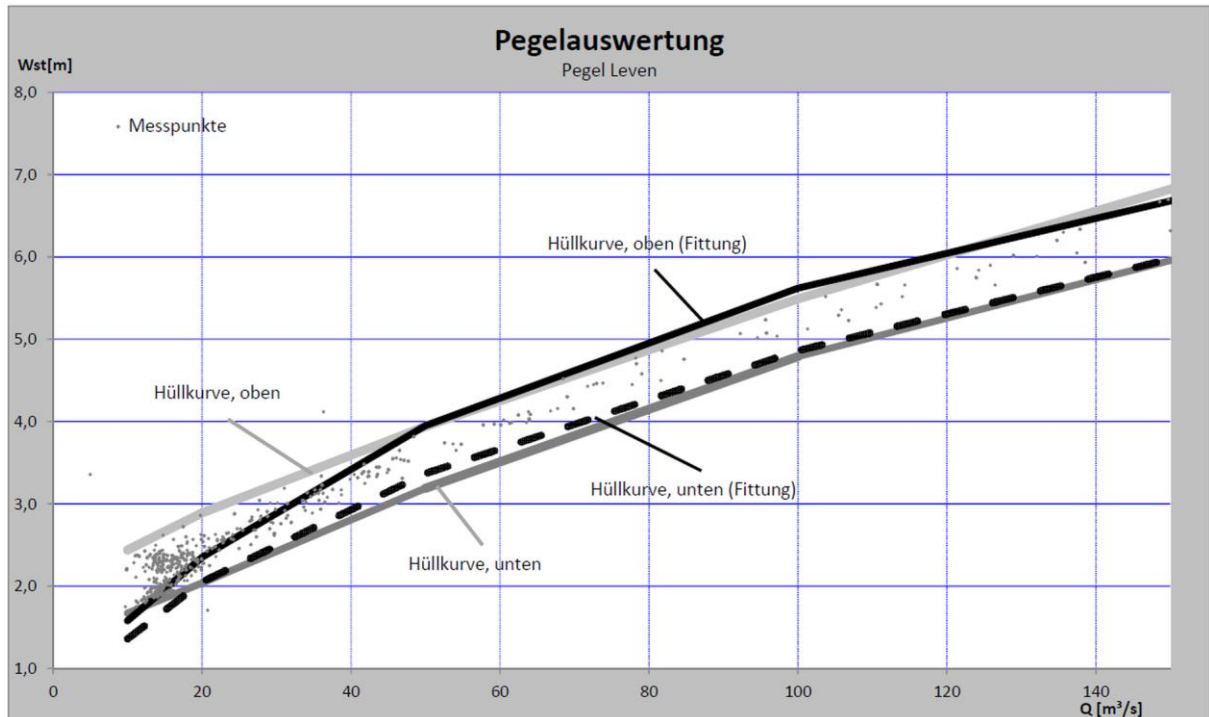


Abb. 3: Anpassung Pegel Leven

Der Wert W_p hingegen ist sehr abhängig vom Pegel und vom jeweiligen Gewässer. Dennoch ist ein Wertebereich zu erkennen, der für hydronumerische Modellierungen empfohlen werden kann.

Die Auswertung von bislang 14 Pegeln ergab folgenden Wertebereich:

untere Hüllkurve: $0 < W_{p,unten} < 0,5$

obere Hüllkurve: $0,2 < W_{p,oben} < 0,7$

Tab. 1: Ausgewertete Pegel

Pegel	Gewässer	A_{eo} [km^2]	$W_{p,unten}$	$W_{p,oben}$
Leven	Lippe	3300	0,5	0,7
Kesseler	Lippe	2000	0,1	0,2
Glesch	Erft	1300	0	0,5
Neuhaus 2	Alme	760	0,1	0,2
Ottbergen	Nethe	430	0,1	0,2
Niederntudorf	Alme	400	0,6	1
Westheim	Diemel	360	0,1	0,2
Rheda	Ems	340	0,2	0,4
Wenholthausen	Wenne	180	0,2	0,2
Bueren	Afte	170	0	0,2
Multhaeuper Hammer	Alme	90	0,2	0,3
Paderborn 2	Rothebach	27	0,1	0,4
Altenbeken 2	Beke	20	0,1	0,3
Paderborn 1	Pader	2	0,1	0,6

4. Beispiel einer hydronumerischen Modellierung

Für die Lippe im Bereich des Pegels Kessler wurde ein zweidimensionales Berechnungsmodell aufgestellt. Die Lippe zeigt in diesem Bereich einen deutlichen Einfluss der Wasserpflanzen. Für die Sohle und die Böschungen wurden physikalisch vertretbare Sohlrauheiten von 100 mm angesetzt.

Abbildung 4 zeigt einen Wasserspiegel-Längsschnitt für einen Abfluss von $29 \text{ m}^3/\text{s}$, welcher nach Dauerlinie an 265 Tagen im Jahr unterschritten wird. Dargestellt ist der berechnete Wasserspiegel jeweils ohne und mit Wasserpflanzen. Durch Berechnung mit Wasserpflanzen und einem Parameter $W_p = 0,2$, der der oberen Hüllkurve entspricht, kann der Messwert des Pegels reproduziert werden. Eine zusätzliche tachymetrische Aufnahme der Wasserspiegellagen oberhalb und unterhalb des Pegels bestätigte dies.

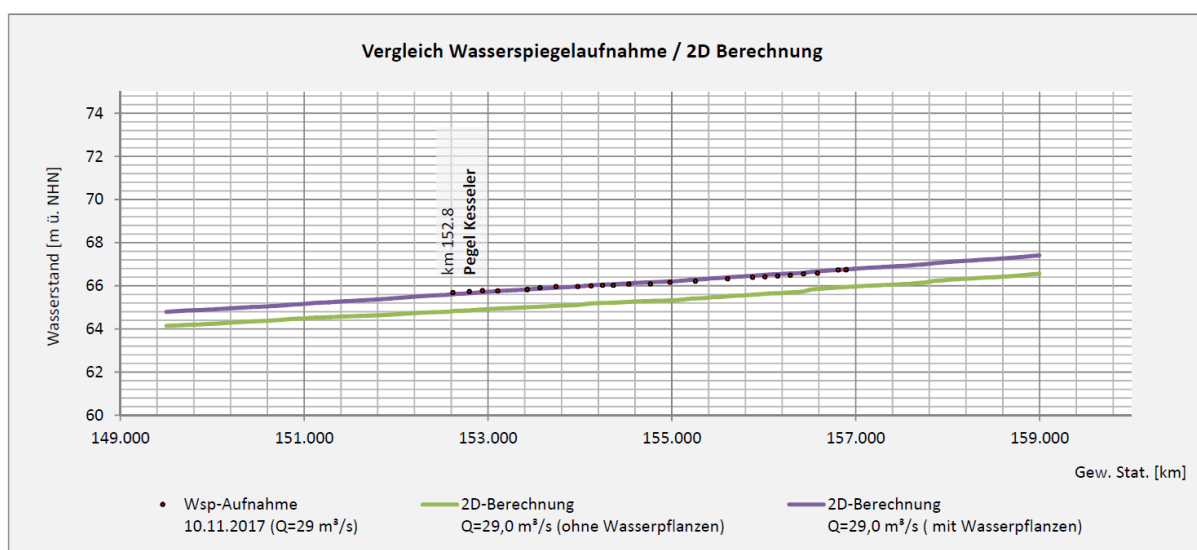


Abb. 4: Wasserspiegellängsschnitt der Lippe bei MQ, Vergleich der berechneten Wasserspiegellagen mit und ohne Wasserpflanzenparameter

Eine ergänzende Berechnung des mittleren Hochwassers, des MHQ von $100 \text{ m}^3/\text{s}$, zeigt, wie sehr die ausufernden Wasserflächen unterschätzt werden können, wenn man die Fließwiderstände von Wasserpflanzen vernachlässigt.



Abb. 5: Überflutungsflächen der Lippe beim MHQ, 2D-Berechnung ohne Berücksichtigung der submersen Vegetation



Abb. 6: Überflutungsflächen der Lippe beim MHQ, 2D-Berechnung unter Berücksichtigung der submersen Vegetation

5. Fazit

Vorgelegt wurde eine Methode, Fließwiderstände von submerser Vegetation hydronumerischen Modellierungen zugänglich zu machen. Eine mathematische Beschreibung des Fließwiderstandes wurde gezeigt. Die zugehörigen Parameter konnten durch eine Fittung anhand von Pegeldata des hydrologischen Dienstes des Landes bestimmt werden.

Als Ergebnis zeigte sich, dass der Exponent der Änderung des Formwiderstandes recht konstant ist, der Parameter für die Pflanzenmenge aber natürlich je nach Verkräutung variiert. Und es zeigte sich ein eingegrenzter Parameterraum.

Die Verwendung dieses Widerstandsgesetzes in einem zweidimensionalen hydronumerischen Strömungsmodell einer Pegelstrecke zeigte eine gute Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung, die ohne Berücksichtigung der Wasserpflanzen nicht zu erzielen war.

Literatur

Bal, K.D., Bouma, T.J., Buis, K., Struyf, E., Jonas, S., Backx, H., Meire, P., 2011. Trade-Off Between Drag Reduction and Light Interception of Macrophytes: Comparing Five Aquatic Plants With Contrasting Morphology. *Functional Ecology* 2011, 25, 1197-1205.

- Boller, M.L., Carrington, E., 2006. The Hydrodynamic Effect of Shape and Size Change During Reconfiguration of a Flexible Macroalga. *The Journal of Experimental Biology* 2006, 209, 1894-1903.
- Järvelä, J., 2004. Determination of Flow Resistance Caused by Non-Submerged Woody Vegetation. *Intl.J. River Basin Management* Vol.2, No. 1 2004, pp.61-70
- Schutten, J., Davy, A.J., 2000. Predicting the Hydraulic Forces on Submerged Macrophytes from Current Velocity, Biomass and Morphology. *Oecologica* 2000, 123, 445-452.
- Västilä, K., Järvelä, J., 2014. Modeling the Flow Resistance of Woody Vegetation Using Physically Based Properties of the Foliage and Stem. *Water Resources Research*, 2014, Vol. 50, 1-17.
- Vogel, S., 1994. *Life in Moving Fluids, The Physical Biology of Flow*. Princeton University Press, Princeton.

Der Zürcher-Stollen: Modellzutaten als Grundlagen für zukünftiges Hochwassermanagement

Massimiliano Zappa, Norina Andres, Peter Kienzler, Jan Kleinn,
Natascha Eisenhut, Christian Marti, Matthias Oplatka

Zusammenfassung

Ereignisse der letzten 20 Jahre haben offenbart, dass das Klumpenrisiko eines verheerenden Hochwassers der Sihl in Zürich lange unterschätzt wurde. Modellrechnungen haben gezeigt, dass im August 2005 leicht unterschiedliche Vorbedingungen zu massivsten Schäden in der Stadt Zürich hätten führen können. Auf Grund des Schadenpotentials von rund 6.7 Milliarden Schweizer Franken wurden in den letzten Jahren mehrere Studien durchgeführt, um Optionen für das zukünftige Hochwassermanagement zu evaluieren. Die errechneten Hochwasserspitzen deckten akute Schutzdefizite auf. Es wurden darum verschiedenste betriebliche und bauliche Massnahmen überprüft. Die Ergebnisse der Variantenberechnungen ermöglichten eine Risikoabschätzung unter Einbezug von mehreren Aspekten. Dieser Beitrag illustriert, wie nun ein Konzeptentscheid vom Kanton Zürich gefällt wurde und die Planung eines Entlastungsstollen beschlossen wurde.

1. Einleitung

Zürich ist das Wirtschaftszentrum der Schweiz. Im Laufe der letzten Jahrzehnte ist die Stadt stark gewachsen, vor allem auch an Stellen wo früher wegen drohendem Hochwasser des Flusses Sihl nicht gebaut wurde. Ereignisse der letzten 20 Jahren haben offenbart, dass das Klumpenrisiko eines verheerenden Sihlhochwassers lange unterschätzt wurde, beziehungsweise die Schutzwirkung des Stausees im oberen Teil des 336 km² grossen Einzugsgebiets der Sihl überbewertet wurde. Modellrechnungen haben gezeigt, dass im August 2005 leicht unterschiedliche Vorbedingungen zu massivsten Schäden in der Stadt Zürich hätten führen können (Schwanbeck et al., 2007). Auf Grund des Schadenpotentials von rund 6.7 Milliarden Schweizer Franken wurden in den letzten Jahren mehrere Studien durchgeführt um Optionen für das zukünftige Hochwassermanagement zu evaluieren (Kienzler et al., 2015; Zappa et al., 2015). Das für die Sihl seit 2008 operationell laufende Hochwasservorhersagesystem (Zappa et al., 2010; Addor et al., 2011) wurde im Rahmen dieser Studien mit 100 jährlichen und 300 jährlichen Regenszenarien angetrieben. Die dabei errechneten Hochwasserspitzen deckten akute Schutzdefizite auf (Zappa et al., 2015). Nach und nach wurden verschiedenste betriebliche und bauliche Massnahmen überprüft. Die Ergebnisse der Variantenberechnungen ermöglichten eine umfassende Risikoabschätzung unter Einbezug von politischen, wirtschaftlichen und ökologischen Aspekten. Dieser Beitrag illustriert, wie aus der Variantenvielfalt nun ein Konzeptentscheid vom Kanton Zürich gefällt wurde, dessen Kernstück die Weiterplanung eines Entlastungsstollen sein wird, welcher bis 2023 in Betrieb genommen werden könnte. Danach sollten Hochwasser, welche die Stadt Zürich in der heutigen Situation alle 30 Jahre erreichen, nur mehr alle 800 Jahre vorkommen.

Dieser Beitrag ist eine Zusammenfassung der erfolgten Modellrechnungen, welche in den Entscheidungsprozess eingeflossen sind. Kapitel 2 illustriert die Aufgabenstellung. In Kapitel 3 wird die Konfiguration der Modellumgebung erläutert. Die Ergebnisse folgen in Kapitel 4, während Kapitel 5 eine Synthese der Ergebnisse und die Schlussfolgerungen erläutert.

2. Hochwassermanagement der Sihl

Die Abflusskapazität der Sihl in Zürich ist begrenzt durch die Grösse des Durchlasses unterhalb des Hauptbahnhofs (Zappa et al., 2010). Hochwasser ab $300 \text{ m}^3/\text{s}$ bewirken bereits Schäden in der Stadt Zürich. Je nach Situation und Nachschub von Schwemmholz und Sedimenten können Abflussspitzen ab $350 \text{ m}^3/\text{s}$ zu verheerenden Überflutungen führen. Kienzler et al. (2013) schätzen, dass solche Hochwasserspitzen eine Wiederkehrperiode von 30 bis 65 Jahren aufweisen. Im Hinblick auf einen verbesserten Hochwasserschutz wurden mehrere Lösungsansätze vorgeschlagen und überprüft. Neben dem bereits erstellten Schwemmholzrechen zur Vermeidung von Verklausungen an Brücken in den unteren Abschnitten der Sihl, wurde auch ausgewertet, welche Optionen zur Reduktion extremer Hochwasserspitzen mög-

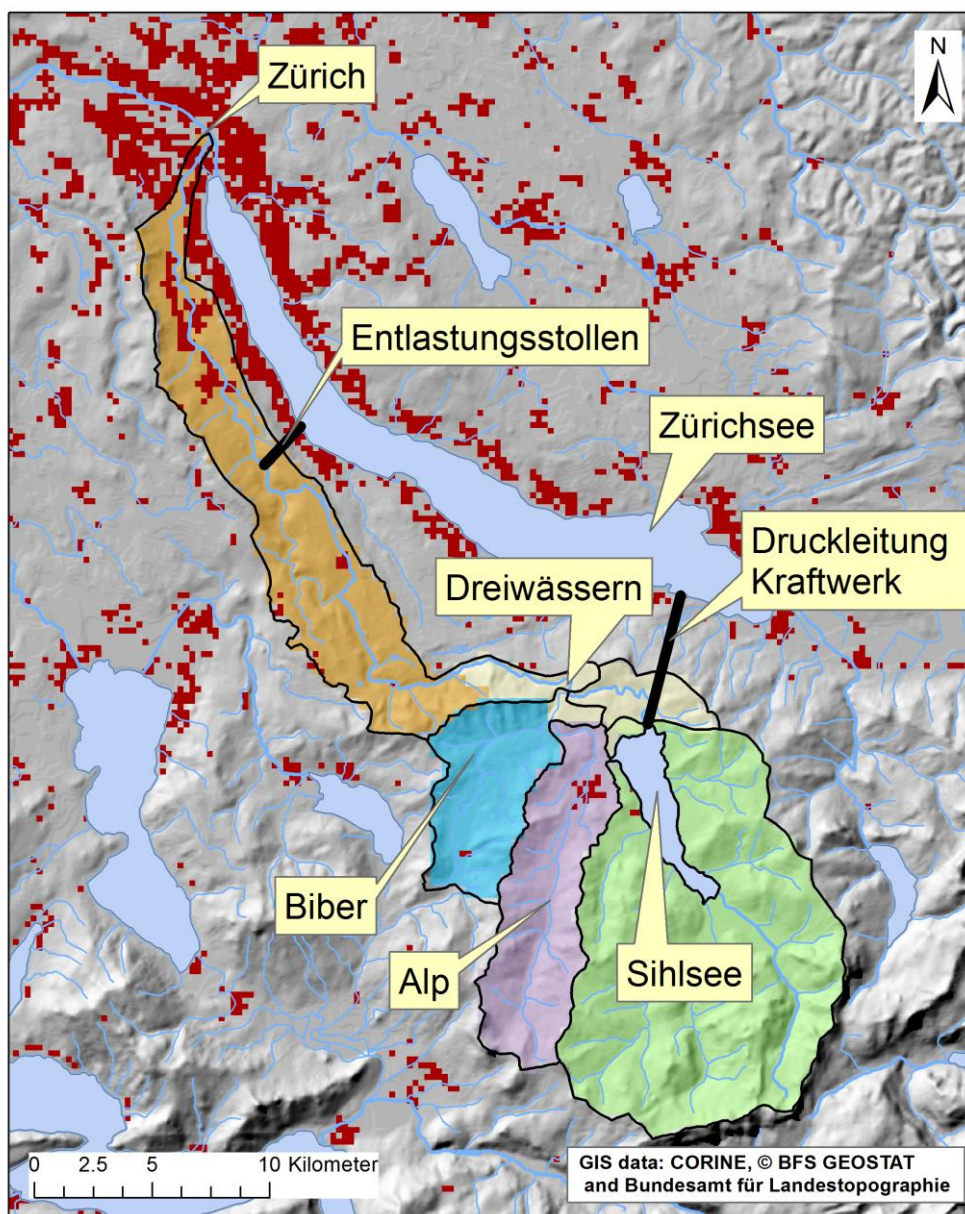


Abb. 1: Situationsplan des Sihleinzugsgebietes und Schlüsselorte für das Hochwassermanagement der Stadt Zürich. GIS Elemente lizenziert von "Swisstopo" (JA022265), BFS GEOSTAT/BUWAL.

lich sind. Eine naheliegende Option ist die Verwendung des Volumens des Sihlsees zur Hochwasserretention (Abbildung 1). Der Sihlsee ist ein Stausee, welcher ein 156 km² grosses Einzugsgebiet umfasst. Diese Fläche entspricht rund 46% der gesamten Fläche des Einzugsgebietes der Sihl bis nach Zürich (336 km²). Das Wasserkraftwerk kann bis zu 34 m³/s Wasser aus dem See entnehmen und zur Erzeugung von Strom verwenden. Die Druckleitung dazu führt bis in den Zürichsee. Im Bereich des typischen sommerlichen Betriebsniveaus zwischen 888.0 und 889.0 m ü.M. entspricht ein Meter Seestand einem Volumen von rund 10 Mio. m³ Wasser. Die vorsorgliche Hochwasserentlastung zur Stabilisierung des Seepiegels beginnt ab einer Kote von 888.7 m ü.M. und ab dem Stauziel von 889.34 m ü.M. schreibt das Wehrreglement die zu entlastende Wassermenge in Abhängigkeit vom Seestand vor. Gemäss dem aktuellen Reglement werden darum bei einem Seestand von 889.5 m ü.M. (wie am 23. August 2005) 200 m³/s Wasser in die Sihl entlastet. Bei einem gleichzeitigen Hochwasser von 150 m³/s im unteren Teil des Einzugsgebietes (z.B. Hochwasser der Flüsse Biber und Alp) entstehen somit kritische Abflüsse in Bereichen der Stadt Zürich und beim Züricher Hauptbahnhof. Folgende (kombinierbaren) Optionen wurden in Rahmen von Abklärungen geprüft:

- Modifikation des Wehr- und Sicherheitsreglementes: Gegenüber dem aktuellen Reglement WR1998 soll der Sihlsee höher aufgestaut werden dürfen (WR2018). Bei der Entlastung zur Sicherheit des Staudammes sollen kritische Entlastungsmengen erst später eintreten (konkret: 220 m³/s Entlastung erst ab 889.76 m.ü.M);
- Optimierung des Rückhaltes des Stausees durch Absenkung des Sihlsees auf 888.1 m ü.M.: Dies kann erfolgen durch eine kontrollierte Entlastung im Fall von ungünstigen Hochwasservorhersagen oder durch permanentes Tiefhaltens des Sees in Sommer. Ein Ausbau des Wasserkraftwerkes mit erhöhter Kapazität der Druckleitung (und der Stromproduktion) zwischen dem Sihlsee und dem Zürichsee wurde als „wirtschaftliche Option“ zur kontrollierten Absenkung (Zappa et al., 2015) untersucht. Die aktuelle Situation des europäischen Strommarktes machen die dafür nötigen Investitionen durch den Kraftwerksbetreiber riskant und schwer finanzierbar. Die Option „Ausbau des Kraftwerkes“ wurde darum verworfen;
- „Aktive Steuerung“ des Sihlsees: Durch die „aktive Steuerung“ wird die Entlastung des Sihlsees unter Berücksichtigung des Abflusses unterhalb des Sees optimiert, so dass keine kritische Überlagerung der Entlastung mit einem Hochwasser im unteren Teil stattfindet. Zudem soll die Entlastungsmenge so lange wie möglich maximiert werden (bis zu 220 m³/s), um die Vorabsenkung des Sees zu beschleunigen und um lange Phasen von Höherstau im See über dem Stauziel von 889.34 m ü.M. nach einem grossen Hochwasser zu vermeiden.
- Planung und Bau eines Hochwasserentlastungstollens bevor die Hochwasserwelle Zürich erreicht: Hochwasser der Sihl sollen ab einem Abfluss von 250 m³/s durch den Entlastungstollen bei Thalwil in den Zürichsee umgeleitet werden. Der Stollen würde die Stadt Zürich und den Hauptbahnhof vor einer Sihl-Hochwasserspitze von bis zu 600 m³/s schützen, was einem Extremhochwasser mit 300 bis 650 Jahren Wiederkehrperiode entspricht (Kienzler et al. 2013). Bei einer solchen Hochwasserspitze würde der Stollen rund 330 m³/s Wasser umleiten.

3. Methoden, Daten und Modelle

3.1 Hydrologische Szenarien

Ähnlich wie in Zappa et al. (2015) beschrieben, wurden tausende von Szenarien berechnet und ausgewertet. Für die Evaluierung der in Abschnitt 2 beschriebenen Hochwassermanagement-Optionen wurden Niederschlagsszenarien bereitgestellt und der Abfluss mittels einem Niederschlag-Abfluss Modell und einem vereinfachten hydraulischen Modell berechnet und anschliessend mit den Managementoptionen kombiniert.

Drei verschiedene Bodenvorfeuchte-Bedingungen wurden jeweils überprüft. Diese sind für nasse („WET“), mittlere („MEAN“) und trockene („DRY“) Bedingungen repräsentativ. Für die Szenarien wurden drei Zeitabschnitte in den simulierten Zeitreihen des hydrologischen Modells bestimmt, welche die Bedingungen für die Bodenfeuchteszenarien in etwa repräsentieren (z.B. der Zustand vor dem Hochwasser im August 2007 für die mittleren Bedingungen).

Des Weiteren wurden für diese Studie Gebietsniederschläge extremwertstatistisch ausgewertet. Es wurden daraus Niederschlagsszenarien erarbeitet, bei welchen die Niederschlagsmenge, -verteilung, -dauer und -intensität verändert wurden, um Abflussganglinien und Spitzenabflüsse zu berechnen (Kienzler et al., 2013; Zappa et al., 2015). Für das Einzugsgebiet der Sihl wurden zehn verschiedene Niederschlagsszenarien konstruiert. Die Szenarien basieren teilweise auf aufgezeichneten Ereignissen, welche Spitzenabflüsse generiert hatten. Neun dieser zehn unterschiedlichen Szenarien entsprechen jeweils zwei verschiedenen Wiederkehrperioden: ein 100-jährliches und ein 300-jährliches Niederschlagsereignis, welche sich hauptsächlich in der gefallenen Niederschlagsmenge unterscheiden. Eines der Szenarien widerspiegelt die Rekonstruktion des Ereignisses von 1910, als die Sihl das letzte Mal augenscheinlich über die Ufer getreten war und weite Teile der Stadt Zürich unter Wasser setzte.

Der Sihlseeausgangspegel wurde als letztes Puzzleteil in die Szenarienrechnungen miteinbezogen. Dabei wurde mit vier Ausgangspegeln gearbeitet: „low“ (888.1 m ü.M.), „Reglement“ (888.7 m ü.M.), „high“ (889.0 m ü.M.) und „Stauziel“, (889.34 m ü.M.).

Somit wurden für jede Managementoption 228 hydrologische Szenarien berechnet und ausgewertet.

3.2 Modellierung und Routing

Das verwendete hydrologische Modell ist PREVAH (Precipitation-Runoff-Evapotranspiration HRU related Model; Viviroli et al. 2009). PREVAH ermöglicht die flächendifferenzierte Modellierung, bei der die räumlichen Unterschiede innerhalb eines Einzugsgebietes sowohl im Ablauf der hydrologischen Prozesse als auch der meteorologischen Eingangsvariablen berücksichtigt werden. PREVAH erfordert die Gliederung eines Gebietes nach Teilflächen mit ähnlichen hydrologischen Eigenschaften (HRUs). Zu den wesentlichen Grundbestandteilen des Modellsystems gehören verschiedene Teilmodelle zur Simulation der Schneedecke, allfälliger Gletscherflächen, der Interzeption von Niederschlag (Abfangen bzw. Zurückhalten von Niederschlägen auf der Oberfläche der Vegetation), der Feuchteausschöpfung durch Evapotranspiration, der Abflussbildung sowie der Abflusskonzentration. Für jedes zu simulierende Teileinzugsgebiet wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt: (1) Aufbereitung der Rauminformationen; (2) Definition der relevanten Wetterstationen; (3) Eichung und Verifikation des Modellsansatzes mit historischen Daten.

Seit Juni 2008 ist PREVAH auch als Vorhersagesystem für die Sihl implementiert und liefert kontinuierlich Abfluss-Vorhersagen (Zappa M *et al.* 2010; Addor *et al.* 2011).

Das hier verwendete Routingmodul "Sihlsee-Sihltal-Zürich" ist identisch mit dem Modul, welches die WSL für die operationelle Implementierung des Vorhersagesystems für die Sihl (Zappa M *et al.* 2010) am schweizerischen Bundesamt für Umwelt realisiert hat. Das Routingmodul setzt sich aus einem See-Modell, gesteuert durch das derzeit gültige (WR1998) und neu geplante (WR2018) Wehrreglement des Sihlsees, und einem einfachen Routingmodell zusammen, in welchem die Hochwasserwelle entlang des Sihltals nach Zürich-Sihlhölzli berechnet wird. Der Input des See-Modells besteht aus den Zuflüssen des beitragenden Kopfeinzugsgebiets. Der Seeabfluss besteht aus der Turbinierung und der Entlastung am Grundablass und dem Überfall gemäss Wehrreglement. Zur Erfüllung der Restwasservorschrift werden im See-Modell immer mindestens $0.35 \text{ m}^3/\text{s}$ aus dem Sihlsee entlassen. Je nach Beitrag der Alp und der Biber steigt auch die vom Sihlsee abgegebene Dotierwassermenge bis auf maximal $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Über die Eichung und Validation dieser Modellkonfiguration wird in Zappa *et al.* (2015) berichtet. Um die Managementoptionen zu überprüfen, wurden im Routing-Modul mehrere Variablen eingebaut, um den Ausgangspegelstand zu verändern, das Reglement auszuwählen, den Entlastungsstollen ein- und auszuschalten und die „aktive Steuerung“ zu regeln.

4. Ergebnisse

Abbildungen 2 bis 5 zeigen eine Gegenüberstellung relevanter Managementoptionen und veranschaulichen die Sensitivität des Hochwasserabflusses der Sihl am Standort Zürich-Sihlhölzli auf die berechneten Kombinationen der hydrologischen Szenarien und den Managementoptionen.

4.1 Wirksamkeit des neuen Wehrreglements

Abbildung 2 zeigt, wie sich eine Änderung im Umgang mit dem Management des Stausees während Hochwasserereignissen auf die Hochwasserspitzen in Zürich auswirken würde. Unter Anwendung von WR2018 können die Spitzen gegenüber WR1998 massgeblich gedämpft werden, vor allem in Fällen wo die Vorfeuchte des Modells als „MEAN“ konfiguriert wurde. Durch einen kontrollierten Höherstau, kann mit wenig Aufwand ein hoher Gewinn an Sicherheit für die Stadt gewonnen werden. Die Umsetzbarkeit dieser Massnahme bedingt die Zustimmung der zuständigen Behörden am Sihlsee, welche in sehr seltenen Fällen während dem Hochwasser kurzfristig einen gegenüber der heutigen Situation leicht höheren Seestand verkraften müssten. Bei solch extremen Ereignissen sind jedoch die sonst noch im Einzugsgebiet anfallenden Schäden um Faktoren grösser. Dank der guten Kommunikation und dem partizipativen Prozess, den der Kanton Zürich im Verlauf der Erarbeitung des neuen Hochwasserschutzkonzeptes für die Stadt Zürich durchgeführt hat, fand das neue WR2018 die notwendige Akzeptanz.

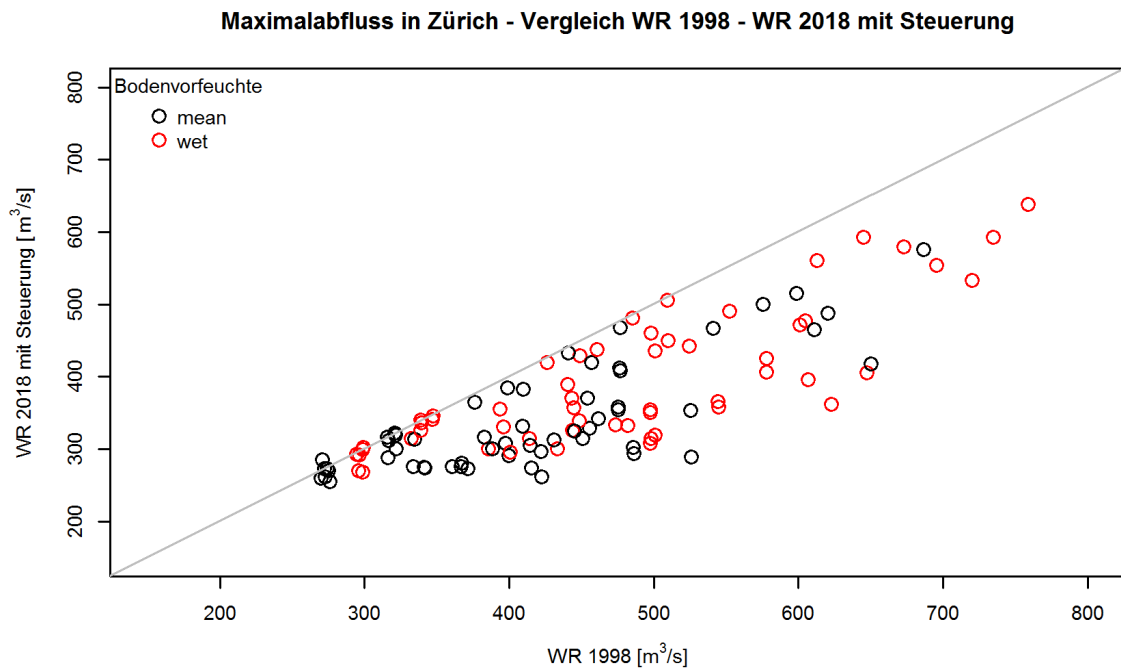


Abb. 2: Hochwasserabfluss der Sihl in Zürich. Vergleich zwischen dem alten WR1998 und neuen WR2018 Wehr- und Sicherheitsreglement für 19 Niederschlagszenarien (inkl. mehrere Anfangsseepegel, Kreise) und zwei Vorfeuchtebedingungen (Farben).

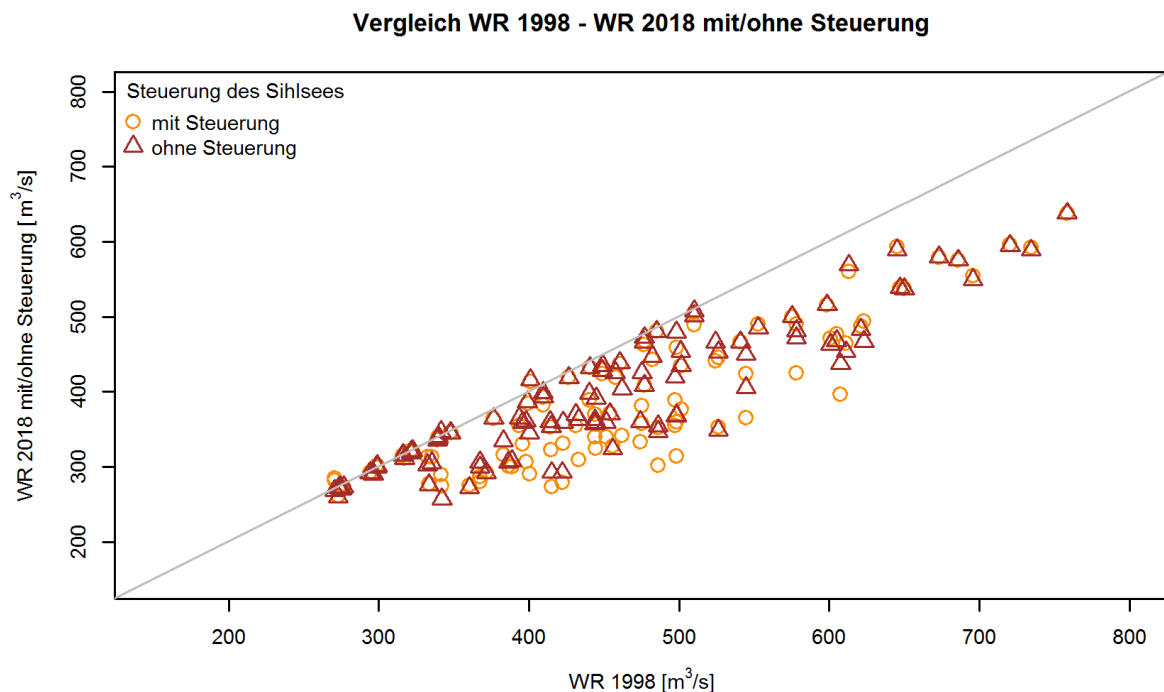


Abb. 3: Wie Abb. 2. Die Farben weisen auf die Wirkung der „Aktiven Steuerung“ hin.

4.2 Wirksamkeit der „aktiven Steuerung“

Während kritischen, (kurzen) Hochwasserspitzen soll verhindert werden, dass sich im Hochwasserfall die Abflussspitzen von Alp und Biber mit der Notentlastung des Sihlsees kumulieren. Dafür soll die Massnahme der manuellen Vorabsenkung des Sihlsees vor Hochwasserereignissen mit einer „aktiven Steuerung“ des Sihlsees während Hochwasserereignissen ergänzt werden. Die Abflussmenge der Entlastung des Sihlsees soll in Abhängigkeit der gemessenen Abflüsse von Alp und Biber reguliert werden, sodass die maximale Abflussmenge bei Dreiwässern (Zusammenfluss Alp, Biber und Sihl) im Hochwasserfall nicht mehr als $220 \text{ m}^3/\text{s}$ beträgt (kontrolliertes Hochwasser). Während den meist sehr kurzzeitigen Abflussspitzen von Alp und Biber soll die auf dem Wehrreglement basierende Entlastung aus dem Sihlsee gedrosselt werden (Abweichung vom jetzigen Wehrreglement WR1998), um eine Akkumulation der Wassermengen und damit ein Hochwasserereignis mit Schadenfolgen zu verhindern. Sind die Abflussmengen in Alp und Biber gering, kann die Wasserabgabe aus dem Sihlsee entsprechend intensiviert werden, indem Wasser in die Sihl entlastet wird. Abbildung 2 veranschaulicht, wie ein solche „aktive Steuerung“ die Hochwassersituation in Zürich beeinflussen könnte. Aus Abbildung 2 ist ersichtlich, dass bei kleineren Hochwasser die Wirkung von WR2018 gegenüber WR1998 begrenzt ist. In Abbildung 3 wird ersichtlich, dass durch eine optimale Steuerung des Sees eine Mehrheit der Hochwasserszenarien mit Spitzen von weniger als $600 \text{ m}^3/\text{s}$ (gemäss WR1998) stärker gedämpft werden können als ohne eine solche Steuerung. Es sind vor allem Hochwasser, welche aus kurzen, intensiven Niederschlagsszenarien berechnet wurden. Solche Gewitterhochwasser der unteren Gebiete sind typische Auslöser der zu vermeidenden Überlagerung mit der Entlastung des Sees.

Das Konzept der „aktiven Steuerung“ erweist sich als vielversprechend. Dadurch lässt sich der Sihlsee auch während eines Hochwasserereignisses besser bewirtschaften, da ruhigere Zwischenphasen zur Schaffung von weiterem Rückhaltevolumen im Sihlsee genutzt werden können. Die Installation eines solchen Systems setzt einiges an Zuverlässigkeit der installierten, hydrometrischen Messanlagen inklusive der Datenübertragung, der Algorithmen, der Steuerung der Schleusen und der weiteren Entlastungsorgane beim Damm voraus. Die „aktive Steuerung“ ist eine sinnvolle, ergänzende Massnahme zur Erhöhung der Hochwassersicherheit in Zürich, liefert aber keinen Mehrwert im Fall von Hochwasserszenarien mit Spitzen von über $600 \text{ m}^3/\text{s}$ (Abb. 3).

4.3 Wirksamkeit der Vorabsenkung des Sihlsees

In Zappa et al. (2015) wurde bereits darauf hingewiesen, dass ein sehr tiefer Seestand einen hohen Sicherheitsgewinn für den Standort Zürich bedeutet. Abbildung 4 zeigt, dass gegenüber weiteren „typischen“ möglichen Anfangsseeständen, die Varianten mit dem See auf dem tiefen Niveau von 888.1 m.ü.M eine deutliche Dämpfung der extremen Hochwasser ($< 500 \text{ m}^3/\text{s}$) bewirken. Dies ist selbstverständlich eine Folge des grösseren Rückhaltevolumens im See. Folglich wäre es im Fall von kritischen Situationen ratsam, den See möglichst rasch auf 888.1 m.ü.M. vorabzusinken, oder, im Extremfall, den See während der gesamten Hochwassersaison tief zu halten. Im Fall einer Vorabsenkung, sollte man unbedingt auf zuverlässige Vorhersagen zählen können (Liechti et al., 2016).

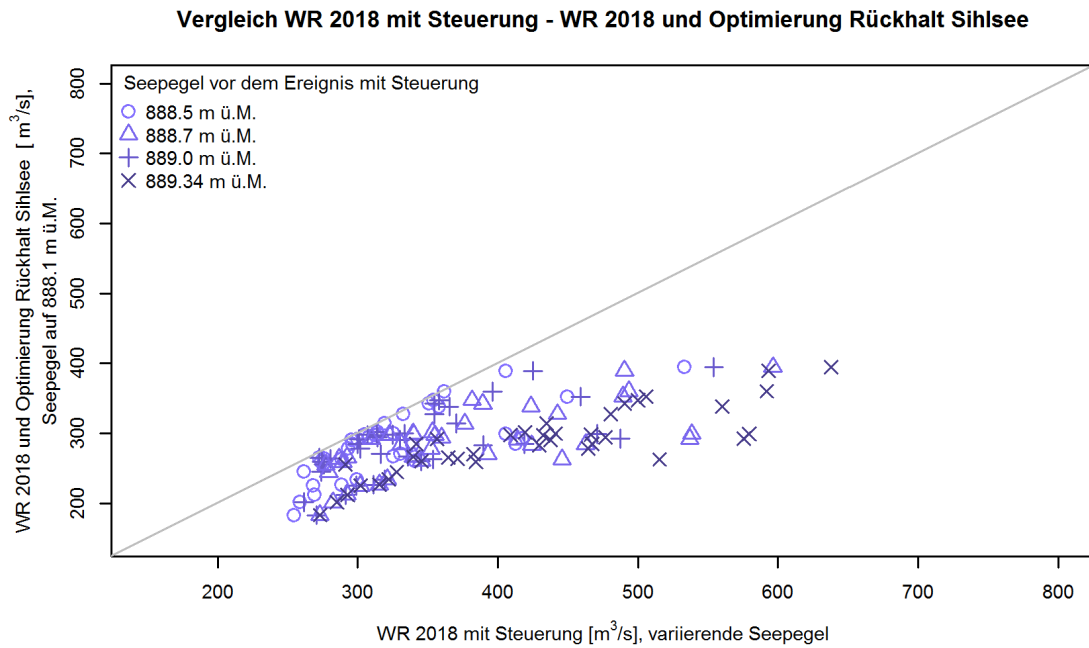


Abb. 4: Wie Abb. 2. Darstellung der Wirkung eines auf 888.1 m.ü.M abgesenkten Seepegels (Y-Achse) gegenüber weiteren relevanten Anfangspegelständen des Sihlsees im Fall vom Sicherheitsreglement WR2018.

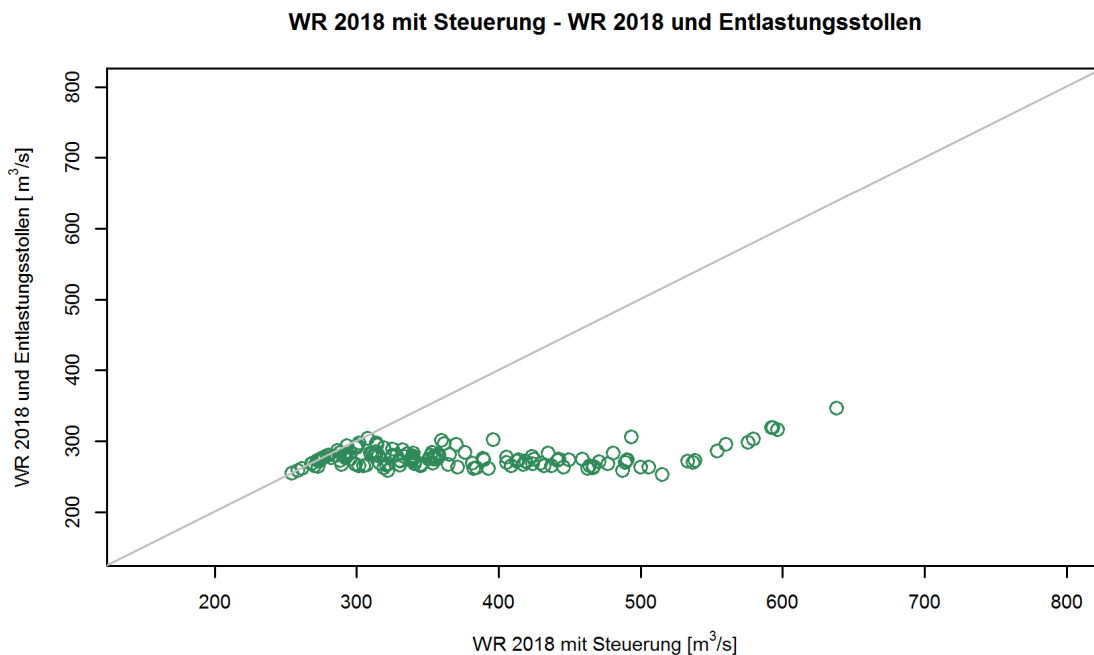


Abb. 5: Wie Abb. 2. Darstellung der Wirkung des Entlastungsstollens (Y-Achse) auf die Hochwasserszenarien für Zürich im Vergleich zur Variante mit Sicherheitsreglement WR2018 und „Aktive Steuerung“.

Da der Sihlsee in erster Linie für die Stromerzeugung verwendet wird, verursacht jede Vorabsenkung einen finanziellen Schaden für die Betreiber. Auch die permanente tiefe Haltung des Sees auf 888.1 m ü.M. bewirkt eine starke Einschränkung für den Betrieb des Wasserkraftwerkes und ist somit trotz nachgewiesener Wirkung nicht optimal für alle betroffenen Akteure. Zudem deutete eine Risikoanalyse darauf hin, dass die Abhängigkeit von numerischen Vorhersagen diese Variante unsicher und stark von der Erfahrung der einzelnen Hochwasser-Experten in der Interpretation der Ausgaben von Vorhersagesystemen abhängig machen würde.

4.4 Wirksamkeit des Entlastungsstollens

Die im Kapitel 2 erwähnte Planung eines Entlastungsstollens ist eine bauliche Massnahme im klassischen Sinn, welche zur Erhöhung der Sicherheit der Stadt Zürich vor extremen Hochwasser vorgeschlagen wurde. Abbildung 5 zeigt deutlich, dass der Bau eines Stollens eine „Plafonierung“ der Hochwasserabflüsse in Zürich auf rund 300 m³/s bedeuten würde. Dies bedeutet einen nahezu 100-prozentigen Schutz der Stadt vor Hochwasser mit Spitzen von bis zu 650 m³/s. In weiteren Studien wurden auch extremere Niederschlag-Abfluss-Szenarien überprüft (siehe auch Kienzler et al., 2015). Diese bestätigten die Robustheit der Stollen-Lösung für die Sicherheit der Stadt Zürich.

5. Synthese und Schlussfolgerungen

Diese Studie hat gezeigt, wie sich unterschiedliche organisatorische und bauliche Massnahmen auf die Hochwassersicherheit der Stadt Zürich auswirken könnten. Bis 2008 war das Klumpenrisiko eines verheerenden Hochwassers in Zürich sehr hoch. Die Verwendung von Hochwasservorhersagen (Liechti et al., 2016) und die Erkenntnisse zum Potential der Vorabsenkung des Sees (Zappa et al., 2015) bieten aktuell eine passende Lösung zum Hochwassermanagement. Die Umsetzung und Realisierung weiterer Schritte ist trotzdem unerlässlich. So soll bereits in Sommer 2018 die „aktive Sihlseeesteuerung“ in Betrieb gehen.

Abbildung 6 zeigt eine Synthese der untersuchten Optionen (Abschnitte 4.1 bis 4.4). Das Frequenzdiagramm vergleicht die Wiederkehrperiode eines Hochwassers mit einer Spitze von 300 m³/s für vier Situationen (Aller & Kleinn, 2017). Unter aktuellen Bedingungen (WR1998) erwartet man alle 15-30 Jahre eine schadensrelevante Spitze von 300 m³/s. Die Änderung des Sicherheitsreglements und die Einführung der „aktiven Steuerung“ bewirkt, dass die Wiederkehrperiode eines solchen Hochwassers auf rund 50 (30 bis 300) Jahre sinkt. Die resultierenden Unsicherheitsbänder sind relativ gross (orange Bänder). Die Variante mit einer Absenkung des Sihlsees auf 888.1 m ü.M (dauerhaft oder von Fall zu Fall nach Analyse der Vorhersagen) ist eine wirkungsvolle organisatorische Massnahme. Nur rund alle 200 (30 bis 1500) Jahre sollte ein Hochwasser von über 300 m³/s bis nach Zürich kommen. Es ist aber zu erwähnen, dass die Unsicherheit der ermittelten Hochwasserabfluss-Statistik (violette Bänder) sehr gross ist. Schliesslich weist die bauliche Massnahme eines Entlastungsstollens eine statistische Wiederkehrperiode von über 850 (400 bis 2000) Jahre für ein Hochwasser von 300 m³/s auf; und, erfreulicherweise, auch eine kleinere Unsicherheit (grüne Bänder).

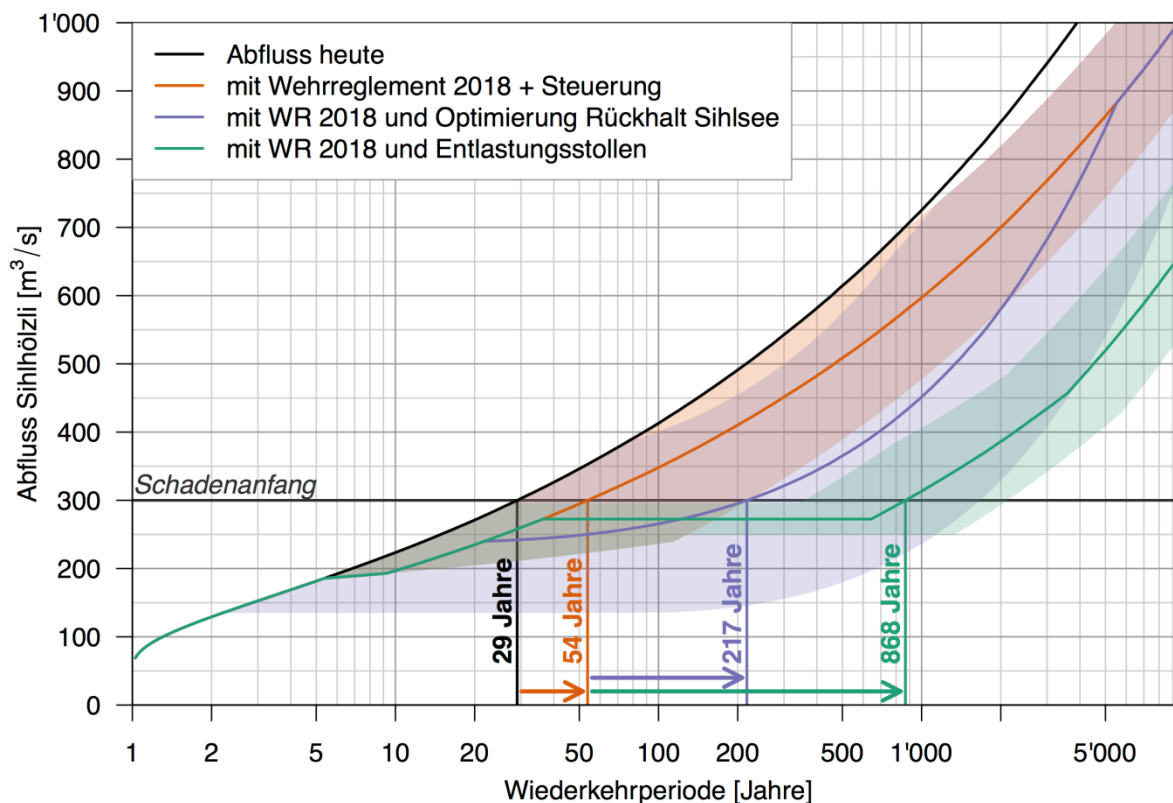


Abb. 6: Hochwasserabfluss-Statistik von heute und nach geplanter Umsetzung des neuen Wehrrreglements kombiniert mit aktiver Steuerung, mit einem optimierten Rückhalt des Sihlsees sowie mit dem Entlastungsstollen.

Es ist zu erwähnen, dass die Unsicherheitsbereiche in Abb. 6 aufgrund der Streuung der in Abbildungen 2 bis 5 dargestellten Werte zustande kommen. Es handelt sich hier nicht um Unsicherheiten aus der Abschätzung historischer Abflüsse. Diese aus der Kombination von hydrologischer Modellierung und Managementszenarien entstandenen Entscheidungsgrundlagen für den künftigen Hochwasserschutz in Zürich (AWEL, 2017) sind ein sehr interessantes Beispiel praxis-orientierter Forschung. Im Oktober 2017 hat der Regierungsrat des Kantons Zürich beschlossen, den Hochwasser-Entlastungsstollen als Kernstück des Hochwasserschutzkonzeptes weiter zu projektieren. Bis zur geplanten Inbetriebnahme in 2023 werden die bisherigen Vorhersagesysteme, die Anpassung des Wehrrreglements, die „aktive Steuerung“ und der Schwemmholzrechen für die nötige Sicherheit sorgen.

Danksagung

Die Autoren danken dem Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich für die finanzielle Unterstützung der Studie. Ein Video mit weiterführenden Informationen steht auf folgender WEB-Adresse zur Verfügung: www.hochwasserschutz-zuerich.zh.ch.

Literatur

- Addor, N., Jaun, S., Fundel, F., & Zappa, M., 2011. An operational hydrological ensemble prediction system for the city of Zurich (Switzerland): skill, case studies and scenarios. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(7), 2327-2347.
- Aller, D. & Kleinn, J., 2017. Technischen Bericht „Risiko der Langfristkonzepte beim Hochwasserschutz Sihl, Zürichsee, Limmat“. Schlussbericht zur Studie im Auftrag des Amtes für Abfall, Wasser, Energie, Luft (AWEL) des Kantons Zürich.
- Awel, 2017. Hochwasserschutz Sihl, Zürichsee, Limmat. Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL). Zürich.
- Kienzler, P., Andres, N., Näf-Huber, D., & Zappa, M., 2015. Herleitung extremer Niederschläge und Hochwasser im Einzugsgebiet des Sihlsees für einen verbesserten Hochwasserschutz der Stadt Zürich. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 59(2), S. 48-58.
- Kienzler, P., Naef-Huber, D., Scherrer, S. & Frauchiger, R., 2013. Hochwasser-Hydrologie der Sihl, Hochwasserabschätzung unterhalb des Sihlsees bis Zürich, Report 12/159, Scherrer AG, Reinach, 2013.
- Liechti, K., Oplatka, M., Eisenhut, N. & Zappa M., 2016. Early Flood Warning for the City of Zurich: Evaluation of real-time operations since 2010. *Interpraevent 2016. Conference Proceedings*. In: Koboltschnig, G. (ed) 13th Congress Interpraevent 2016. 30 May to 2 June 2016, Lucerne, Switzerland. Conference Proceedings. Living with natural risks. Luzern, International Research Society Interpraevent. 944-951.
- Schwanbeck, J., Viviroli, D., Röser, I., Trösch, J. & Weingartner, R., 2007. Prozessbasierte Abschätzung von Hochwassern im Einzugsgebiet der Sihl. Schlussbericht zur Studie im Auftrag des Amtes für Abfall, Wasser, Energie, Luft (AWEL) des Kantons Zürich.
- Viviroli, D., Zappa, M., Gurtz, J., & Weingartner, R., 2009. An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. *Environmental Modelling and Software*, 24(10), 1209-1222.
- Zappa, M., Andres, N., Kienzler, P., Naef-Huber, D., Marti, C., & Oplatka, M., 2015. Crash tests for forward-looking flood control in the city of Zürich (Switzerland). *Proceedings of the international association of hydrological sciences (IAHS)*. Vol. 370, 235-242.
- Zappa, M., Jaun, S., Badoux, A., Schwanbeck, J., Addor, N., Liechti, K., Roeser, I., Walser, A., Viviroli, D., Vogt, S., Gerber, M., Trösch, J., Weingartner, R., Oplatka, M., Bezzola, G.R. & Rhyner, J., 2010. IFKIS-Hydro Sihl: Ein operationelles Hochwasservorhersagesystem für die Stadt Zürich und das Sihltal. *Wasser, Energie, Luft*, 102(3), 238-248.

Hochwasservorsorge für das Elbedorf Brockwitz - ein unkonventioneller Ansatz

Dirk Carstensen, Robert Schwarze, Carla Ahlers, Christine Koszinski

Zusammenfassung

Bedingt durch den sich abzeichnenden Klimawandel treten extreme Hochwasser als Teil der natürlichen Umwelt immer häufiger auf. Auch das mehr als tausend Jahre alte Dorf Brockwitz an der Elbe unweit Dresden war 2002, 2006 und 2013 von extremen Hochwasserereignissen betroffen. Situationsbedingt entstand hier die Idee für einen eher unkonventionellen Ansatz der Hochwasservorsorge für das gefährdete Gebiet: Die bestehende Wohnbebauung anzuheben und den dazwischen- bzw. darunterliegenden Raum zu verfüllen. Eine Haushebung auf der Maßstabsebene einer Ortslage greift erheblich in bestehende natürliche, bauliche und soziale Strukturen ein und erfordert somit eine interdisziplinäre Herangehensweise. Im Rahmen eines Verbundprojekts mit fünf Forschungseinrichtungen wird die Thematik seit April 2017 von verschiedenen Seiten beleuchtet. Ziel ist eine umfassende Untersuchung, die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen und somit die Übertragbarkeit auf andere Standorte.

1. Situation

Deiche und Hochwasserschutzmauern an Flüssen werden seit Jahrhunderten als bewährte Schutzbauwerke vor hohen Wasserständen errichtet. Stationäre Hochwasserschutzanlagen sind aber wegen der Baukosten und des stetigen Unterhaltungsaufwands, des Flächenbedarfs, der lokalen spezifischen Baugrund- und Grundwasserverhältnisse sowie des Eingriffs in die Kulturlandschaft häufig umstritten. Sie schützen nur bis zum Bemessungswasserstand und stören im Ortsbild u.U. Blickbezüge und Wohnqualität. Brockwitz ist ein altes Angerdorf mit teilweise denkmalgeschütztem Gebäudebestand. Bei Hochwasserereignissen wie 2002 und 2013, welche etwa einem HQ100 entsprechen, ist aber nur ein Teil des Dorfes, der tiefer gelegene Straßenzug Niederseite, direkt vom Hochwasser (HW) betroffen. Aus diesem Grund ist ein klassischer Deich wirtschaftlich und ökologisch in Frage zu stellen und wird bedingt durch Priorisierungen im Freistaat Sachsen aus verschiedenen Gründen in absehbarer Zeit auch nicht errichtet werden.

Die offensichtliche Gefährdung durch zukünftige Hochwasserereignisse macht den Wohnort Brockwitz immer weniger attraktiv, mindert die Lebensqualität für die Bürger sowie den Wunsch, in den Erhalt von Bausubstanz und Ortsbild zu investieren. Weitere Hochwasserereignisse könnten zum Wegzug von Einwohnern führen. Auf Initiative der Stadt Coswig hin, zu welcher Brockwitz als Ortsteil gehört, entstand die Idee, statt eines Deichbaus die Möglichkeit von Haushebungen zu untersuchen. Somit entstand der Forschungsverbund mit der TU Dresden (Institut für Hydrologie und Meteorologie (IHM) und Institut für Baugeschichte, Architekturtheorie und Denkmalpflege (IBAD)), der TH Nürnberg (Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft (IWWN)), dem Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) und der HS Ostwestfalen Lippe (Detmolder Schule für Architektur und Innenarchitektur, (DSAI)).

Im Zuge des Verbundprojekts HUEBro (Haushebung in Ueberschwemmungsgebieten am Beispiel des Elbe Dorfes Brockwitz), welches im Rahmen des Förderprogramms zur Anpassung an den Klimawandel des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages gefördert wird, wird die Thematik seit April 2017 von verschiedenen Seiten beleuchtet. Untersucht werden die hydro-

logische und hydrodynamische Situation der Elbe bei Brockwitz, die Auswirkung der Haushebung auf Fluss, Ufer und Grundwasser, die Beeinflussung von Flora und Fauna mit ihren Habitaten und Schutzgütern sowie die Auswirkungen auf den Gebäudebestand, die Kulturdenkmale, die historische Ortslage, die Bewohner und deren Lebensstandard. Die geplante Laufzeit des Projekts beträgt zwei Jahre. Ziel ist die theoretische Untersuchung der alternativen HW-Vorsorgemaßnahme im räumlichen Kontext, ausgehend von der Grundidee der Hebung und verbunden mit der Erstellung konkreter Handlungsempfehlungen mit Übertragbarkeit auf andere Standorte. Hier soll das entwickelte Konzept als Leitfaden für eine verträgliche Umgestaltung mit dem Ziel einer zukunftsfähigen Wohnnutzung unter Berücksichtigung der Folgekosten dienen.

Dieser Artikel beschreibt die Herangehensweise und den aktuellen Stand der Untersuchungen aus hydrologischer und hydrodynamischer Perspektive und die Schnittstellen zu den Arbeitsbereichen.

2. Haushebung als alternative Hochwasservorbeugemaßnahme

Für die Anhebung von Häusern gibt es bereits verschiedene Referenzobjekte, bei denen - je nach baukonstruktiver Gegebenheit – unterschiedliche Verfahren angewandt wurden. Die dafür notwendige Technologie wurde in von Bergschlägen betroffenen Gebieten entwickelt und auch angewandt. Bei mehreren Wohnhäusern im sächsischen Delitzsch bei Leipzig wurde das Haus über die Bodenplatte angehoben (WOLFANGER HYBAUTEC 2018), im niedersächsischen Rinteln konnte bei einigen älteren Wohnhäusern aus Bruchstein eine Haushebung über die Bodenplatte und das Streifenfundament realisiert werden. Bisherige Beispiele finden sich hauptsächlich in Gebieten mit dem Problem eines steigenden Grundwasserstands und somit ständig feuchten oder nassen Kellergeschossen. Zur Vorbeugung gegen Hochwasserereignisse gibt es diesbezüglich noch keine speziellen Anwendungen. Hier werden meist bewährte, statische Hochwasserschutzsystemen in Form von Deichen und Mauern vorgezogen. In Abhängigkeit der lokalen Gegebenheiten kann, wie in Brockwitz, über eine Alternative nachgedacht werden. Den Kosten für den Bau und die laufende Unterhaltung eines Deiches stehen z.B. für die Hebung eines Einfamilienhauses in Abhängigkeit vom Verfahren, der Hubhöhe und Bausubstanz ein Preis von 80.000 bis 120.000 € gegenüber. Beides, Deich wie Haushebung, bedeutet einen signifikanten Eingriff in das Ortsbild. Die Hebung einzelner Gebäude ist zwar möglich, dennoch empfiehlt sich die Hebung zusammenhängender, betroffener Häusergruppen einschließlich einer Verfüllung der Zwischenräume, um das Gesamtbild der Siedlung zu wahren. Während bei einem Deich nach Überschreiten des Bemessungshochwasserstandes und Aufbrauch des Freibords ein Überströmen des Deiches und ggf. sogar ein Deichbruch mit weitaus größeren Schäden für dahinterliegende Wohnbebauung zu rechnen ist, sind die Folgen für gehobene Häuser in diesem Fall weitaus geringer. Da nur die Siedlungsbereiche gehoben werden, für welche es aus Sicht der Hochwasservorsorge sinnvoll ist, entsteht gegenüber einer Eindeichung ein deutlich geringerer Verlust an Retentionsraum.

3. Hydrologische Kenngrößen als Grundlage für hydrodynamische Berechnungen

Als Grundlage für die hydronumerischen Berechnungen von Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet Brockwitz war zunächst eine hydrologische Charakterisierung der Durchflusssituation im betrachteten Elbeabschnitt erforderlich. Diese beinhaltet die Ermittlung von Hochwasserscheitelwerten mit Wahrscheinlichkeitsaussagen $HQ(T)$ einschließlich der Zuordnung charakteristischer Hochwasserganglinien.

Grundsätzlich kann diese Aufgabe mithilfe einer N-A-Modellierung mit angeschlossenem Wellenablaufmodell umgesetzt werden. Bei einem Einzugsgebiet am Pegel Dresden von 53.096 km², welches zudem überwiegend in Tschechien liegt, ist alleine vor dem Hintergrund des Aufwandes zur Beschaffung der erforderlichen Daten sowie zum Modellaufbau eine N-A-Modellierung sowohl zeit- als auch ressourcenmäßig im hier vorgestellten Vorhaben nicht leistbar. Angemessener hinsichtlich des Bearbeitungsaufwandes ist eine messdatengestützte Vorgehensweise: Die Ermittlung charakteristischer Hochwasserganglinien erfolgt mit der Methodik der „mittleren bezogenen Ganglinie“, die auf der statistischen Auswertung von historischen Hochwasserganglinien beruht. Zu beachten ist dabei, dass für den untersuchten Querschnitt der Elbe in Brockwitz keine Durchflussbeobachtungen vorliegen. Deshalb muss zunächst eine Übertragung der Beobachtungen des Pegels Dresden und, soweit verfügbar, des Pegels Riesa unter Berücksichtigung des Verhaltens seitlicher Zuflüsse im Hochwasserfall erfolgen. Für den Pegel Dresden existieren kontinuierliche Durchflussmessungen und Jahresscheitel von 1806 bis 2017. Der Pegel Dresden liegt 22 km stromaufwärts vom betrachteten Standort. Vom Pegel bis Brockwitz beträgt die Zunahme des Einzugsgebiets der Elbe 600 km². Zuflüsse mit Pegelbeobachtungen auf diesem Flussabschnitt sind die Vereinigte Weißeritz (384 km², Pegelmessungen ab 1928) und die Wilde Sau (52 km², Pegelmessungen ab 1978). Die verbleibenden 164 km² teilen sich auf zahlreiche kleinere unbeobachtete Zuflüsse auf, deren Beitrag nicht quantifiziert werden muss, da sie insbesondere für die Scheitelabflüsse in der Elbe unbedeutend sind. Abbildung 1 zeigt die Ganglinien der Elbe und der benannten seitlichen Zuflüsse bei den Elbe-Hochwassern 2002 und 2013. In beiden Fällen ist der Beitrag der Wilden Sau zum Durchfluss der Elbe marginal. Der Scheitel der Vereinigten Weißeritz tritt weit vor dem Scheiteleintritt der Elbe auf, womit auch deren Einfluss als unwesentlich einzuschätzen ist. Wie die Untersuchung einer großen Zahl weiterer Ereignisse zeigt, ist dieses Überlagerungsverhalten typisch für den betrachteten Flussabschnitt.

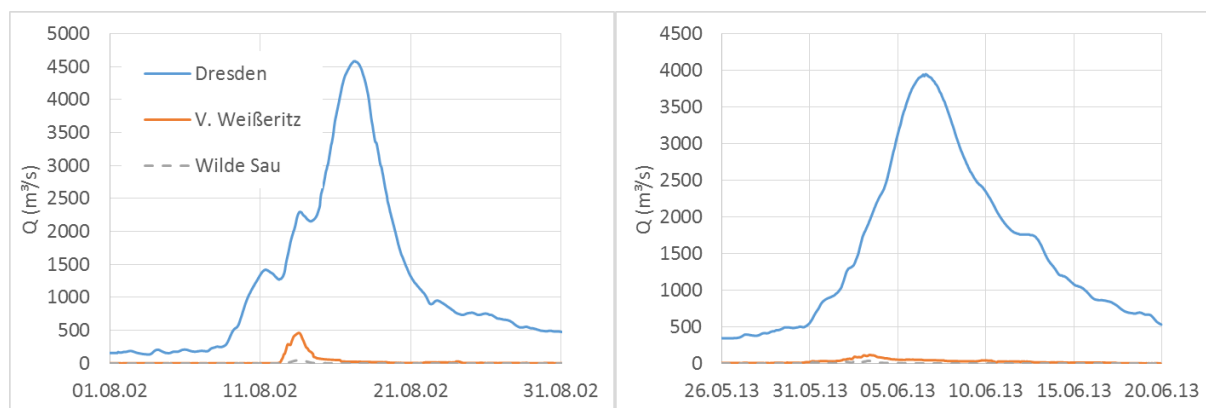


Abb. 1: Ganglinien der Elbe am Pegel Dresden sowie der Vereinigten Weißeritz und der Wilden Sau bei den Hochwasserereignissen 2002 und 2013.

In Zeiträumen mit Messungen an den seitlichen Zuflüssen wird die Ganglinie des Pegels Dresden mit diesen beaufschlagt. In Zeiträumen ohne Pegelbeobachtungen wird für die Vereinigte Weißeritz ein Durchflusswert in Korrelation zum aktuellen Durchfluss am Pegel Dresden und für die Wilde Sau das MHQ angenommen. Auf diese Art werden für den Standort Brockwitz Durchflussganglinien auf Stundenwertbasis für alle Hochwasser ab 1806 mit einem Scheiteldurchfluss in Dresden von $Q \geq 1500 \text{ m}^3/\text{s}$ berechnet. Weiterhin werden Jahresreihen der Scheitelabflüsse (jährliche HQ) erstellt.

Aus den jährlichen HQ werden Hochwasserscheitel mit Wahrscheinlichkeitsaussagen HQ(T) für die Elbe am Standort Brockwitz und vergleichend am Pegel Dresden ermittelt (Abbildung 2). Die Ergebnisse für Dresden und Brockwitz weichen nur unwesentlich voneinander ab. Die für Dresden ermittelten HQ(T) sind gegenüber vorangegangenen Auswertungen (IKSE 2014) plausibel. Der Scheitelabfluss des Jahres 1845 ($5700 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Dresden) ist der höchste innerhalb der Jahresreihe und beeinflusst die Statistik im Bereich der seltenen Ereignisse wesentlich. Da der Wert aber aufgrund der Beeinflussung durch Eisstau als sehr unsicher eingeschätzt wird, bleibt er unberücksichtigt.

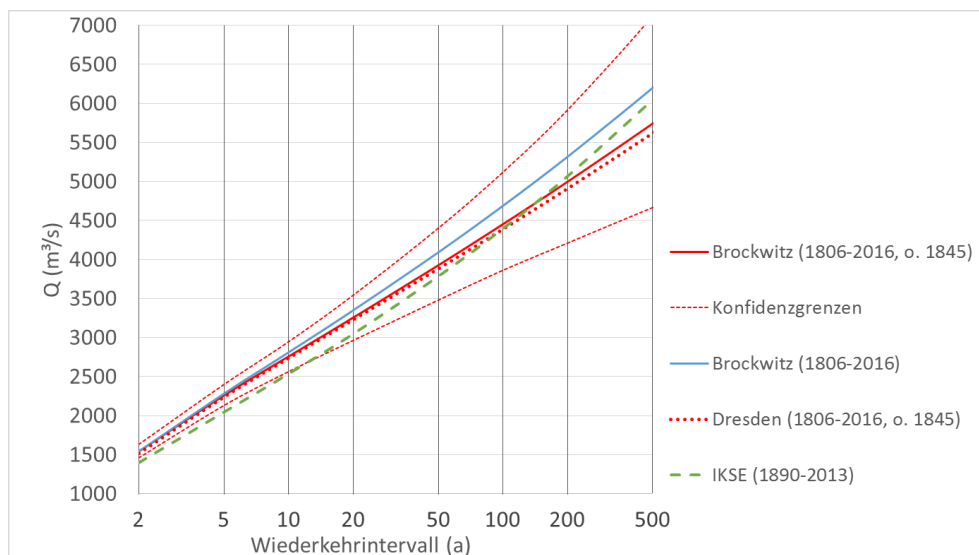


Abb. 2: Verteilungsfunktionen der Hochwasserdurchflüsse der Elbe am Standort Brockwitz auf Grundlage vorliegender Jahresscheitelwerte von 1806 bis 2016 ohne dem Jahresscheitel von 1845 (rot, mit Konfidenzgrenzen) und mit dem Jahresscheitel von 1845 (blau). Vergleichend sind die berechneten Ergebnisse für den Pegel Dresden und Ergebnisse der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) für den Pegel Dresden dargestellt.

Die Grundlage für die Ermittlung einer mittleren bezogenen Ganglinie ist eine möglichst große Anzahl typischer Hochwasserereignisse. Zunächst erfolgt eine Separation der Direktabflüsse, durch Abtrennung des Basisabflusses. Die Direktabflussganglinien werden danach auf die Scheiteleintrittszeit und den Scheiteldirektabfluss normiert. Damit ergibt sich für jedes Ereignis eine bezogene Ganglinie, deren Scheitel die Koordinaten (1, 1) besitzt. Über die Mittelung der Ordinaten mehrerer bezogener Ganglinien kann eine mittlere bezogene Ganglinie erstellt werden. Diese dimensionslose Ganglinie beschreibt den mittleren Verlauf der historischen Hochwasserganglinien. Sie wird in eine Durchflussganglinie rücküberführt, indem sie mit charakteristischen Werten für Scheiteleintrittszeit, Scheitelhöhe und Basisabflusshöhe versehen wird.

Im Fall Brockwitz werden für die Scheiteleintrittszeit und die Basisabflusshöhe die Mittelwerte der zugrundeliegenden historischen Ganglinien und als Scheitelhöhen die berechneten HQ(T) verwendet. In der Datenreihe können 111 Hochwasserereignisse mit einem Scheiteldurchfluss von mehr als 1500 m³/s identifiziert werden. Ereignisse mit stark ausgeprägten Vor- oder Nachwellen bzw. Doppelgipfel werden nicht berücksichtigt. Die Ereignisse werden entsprechend ihrer Scheitelhöhe (\leq HQ10, >HQ10 bis HQ50 und > HQ50) gruppiert. Innerhalb dieser Ereignissets erfolgt nochmals eine Unterteilung in Ereignisse mit kurzer, mittlerer und langer Scheiteleintrittszeit. Alternativ ist zusätzlich noch eine Gruppierung der Ereignisse in Sommerereignisse (Mai bis Dezember) und in Winterereignisse (Januar bis April) möglich.

Die sich ergebenden Ganglinien für ein HQ100 sind in Abbildung 3 vergleichend dargestellt. Die Trennung nach Scheiteleintrittszeiten gibt deutlich die Vielfalt der Ereignisverläufe wieder („kurz-mittel“ – 3,5 Tage Wellenanstieg; „lang“ – 9 Tage Wellenanstieg).

Auch die Darstellung ihrer Direktabflussfüllen (Abbildung 4) spiegelt die Diversität der an der Elbe aufgetretenen Hochwasserganglinien wider. Die Abbildung zeigt jedoch, dass mit der Methodik der „mittleren bezogenen Ganglinie“ verglichen mit den Direktabflussfüllen der zugrundeliegenden Ereignisse repräsentative Hochwasserganglinien hinsichtlich des Volumens erzeugt werden.

Die erstellten charakteristischen Ganglinien speziell für Winterereignisse weisen lediglich für die Gruppe mittlerer Scheiteleintrittszeiten einen etwas langsameren Wellenrückgang auf als die Sommerereignisse (Abbildung 5).

Die Ergebnisse zeigen, dass auf Grundlage der Methodik der bezogenen Ganglinie für den unbepegelten Standort Brockwitz plausible typische Hochwasserganglinien hinsichtlich der Form und der Fülle erstellt werden können. Diese können sowohl als Grundlage für Bemessungsaufgaben wie auch als Zuflussganglinien in der hydrodynamisch-numerischen Modellierung Anwendung finden.

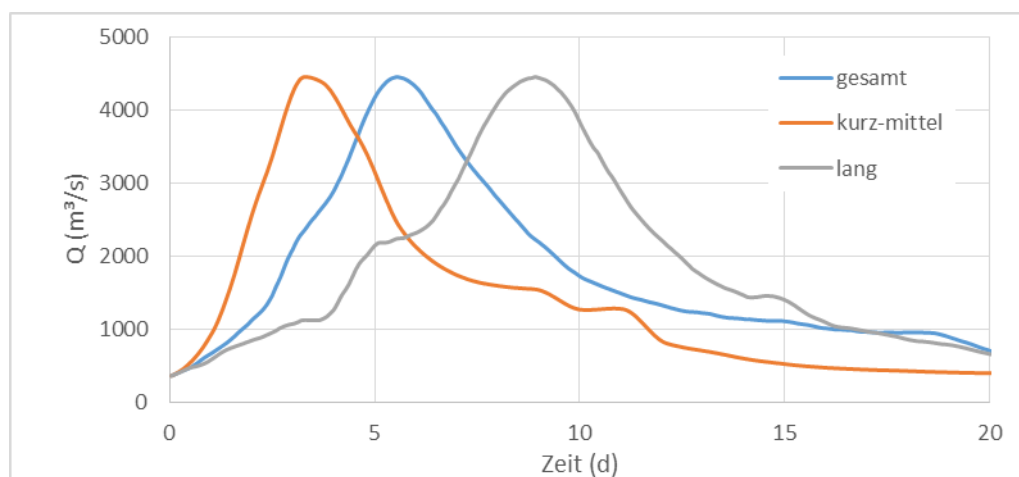


Abb. 3: Charakteristische Hochwasserganglinien am Standort Brockwitz für einen Scheiteldurchfluss HQ100. Dargestellt ist eine allgemeine charakteristische Ganglinie („gesamt“), eine charakteristische Ganglinie mit kurzer bis mittlerer Scheiteleintrittszeit und eine charakteristische Ganglinie mit langer Scheiteleintrittszeit.

Für die hydrodynamisch-numerischen Berechnungen (vgl. Abschnitt 4) wurden die allgemeinen, charakteristischen Ganglinien für HQ50, HQ100 und HQ200 verwendet (vgl. Abbildung

3, „gesamt“). Diese bilden den repräsentativen Durchschnitt für mögliche, eintretende Hochwasserereignisse, unabhängig von Jahreszeit und Länge der Scheiteleintrittszeit.

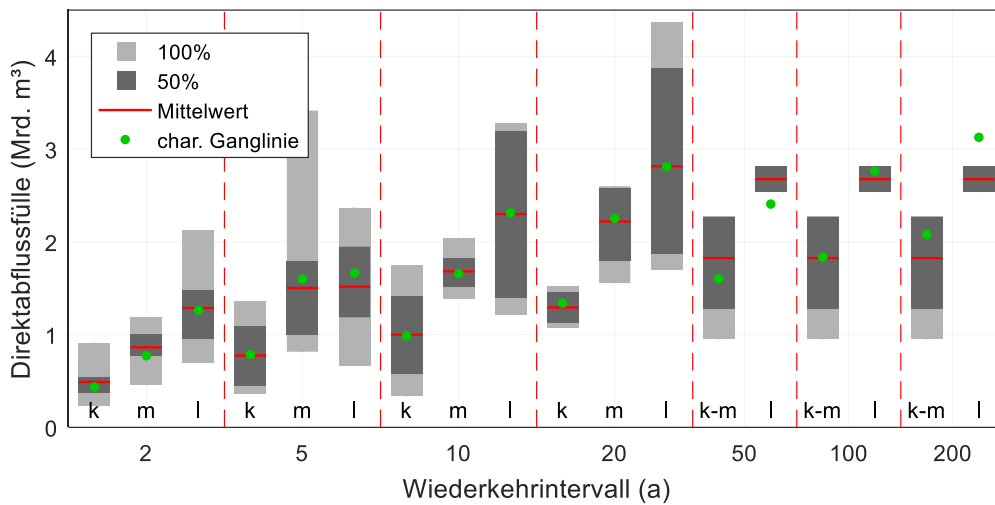


Abb. 4: Vordergrund: Direktabflussfüllen der charakteristischen Ganglinien für alle berücksichtigten Wiederkehrintervalle und verschiedene Klassen von Scheiteleintrittszeiten (kurz (k), mittel (m), kurz bis mittel (k-m), lang (l)). Hintergrund: Verteilung der Direktabflussfüllen der den charakteristischen Ganglinien zugrundeliegenden Hochwasserereignisse. Den charakteristischen Ganglinien für die Wiederkehrintervalle 50, 100 und 200 Jahre liegen jeweils dieselben Ereignisse zugrunde.

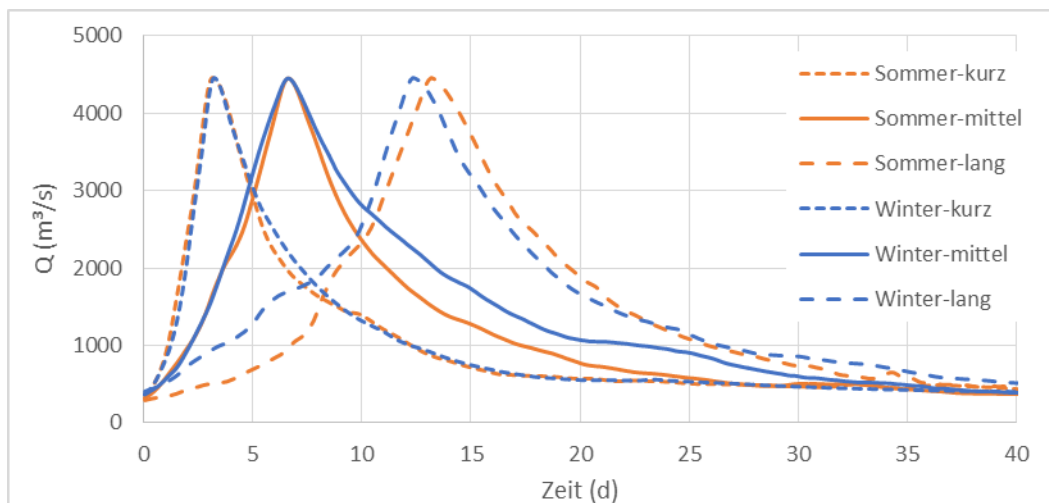


Abb. 5: Charakteristische jahreszeitbezogene Hochwasserganglinien in Brockwitz für einen Scheiteldurchfluss HQ100. Dargestellt sind Ganglinien für kurze, mittlere und lange Scheiteleintrittszeiten der Monate Mai bis Dezember („Sommer“) und Januar bis April („Winter“).

4. Hydrodynamisch-numerische Herangehensweise

Mittels zweidimensionaler hydrodynamisch-numerischer (2d-HN) Modellierung werden grundlegende Informationen für die örtliche Situation im Hochwasserfall geschaffen. Die Berechneten Wasserstände, Fließtiefen und Fließgeschwindigkeiten bei definierten Abflüssen bilden im vorliegenden Fall die Grundlage zur Ermittlung betroffener Häusergruppen und erforderlichen Hebungshöhen, zur Untersuchung und Auswahl von Hebungsverfahren, zur Gestaltung des Ortsbilds, für die Materialwahl und Ausbildung entstehender Böschungen und Erosionsschutzschichten etc.

Grundlage für die Untersuchungen des IWWN ist das bestehende 2d-HN-Modell der Elbe (Elbe-km 30-85, Erstellt und aktualisiert im Auftrag der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, der Landeshauptstadt Dresden sowie des Sächsische Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie), welches ausschnittsweise verwendet wurde sowie die vom IHM ermittelten, allgemeinen, charakteristischen Ganglinien der Elbe für den Abschnitt Brockwitz. Die Modellierungen wurden mit SMS (11.1) und Hydro_AS-2d (2.1) durchgeführt. Nach einer Aktualisierung des Modells im Bereich Brockwitz wurden nach aktuellem Stand (Februar 2018) Simulationen vom Ist-Zustand durchgeführt, welche im weiteren Projektverlauf durch Simulationen von Hebeszenarien ergänzt werden.

4.1 Aktualisierung des Modellbereichs Brockwitz, Randbedingungen

Der Bereich Brockwitz wurde aus dem bestehenden Modellnetz (Ist-Zustand Elbe 2017) extrahiert und neu modelliert. Hierbei wurde der aktuelle Gebäudebestand implementiert, Rauheitsbelegung angepasst und die Geländehöhen mittels aktuellem DGM2 zugewiesen. Die Dichte der Berechnungsknoten im betroffenen Bereich wurde deutlich erhöht, um auch die Fließgeschwindigkeiten zwischen den Gebäudebereichen auflösen zu können (vgl. Abb.). Für den Fall von auf- und ablaufenden Hochwasserwellen sind vergleichsweise hohe Fließgeschwindigkeiten zu erwarten, durch welche eine nicht zu unterschätzende Belastung auf die Gründungsstrukturen gehobener Häuser ausgeübt werden kann. Eine instationäre Betrachtung ist hier demnach unverzichtbar, um die dynamischen Effekte des Hochwassers auch in den Untersuchungen zur baulichen Ausführung berücksichtigen zu können.

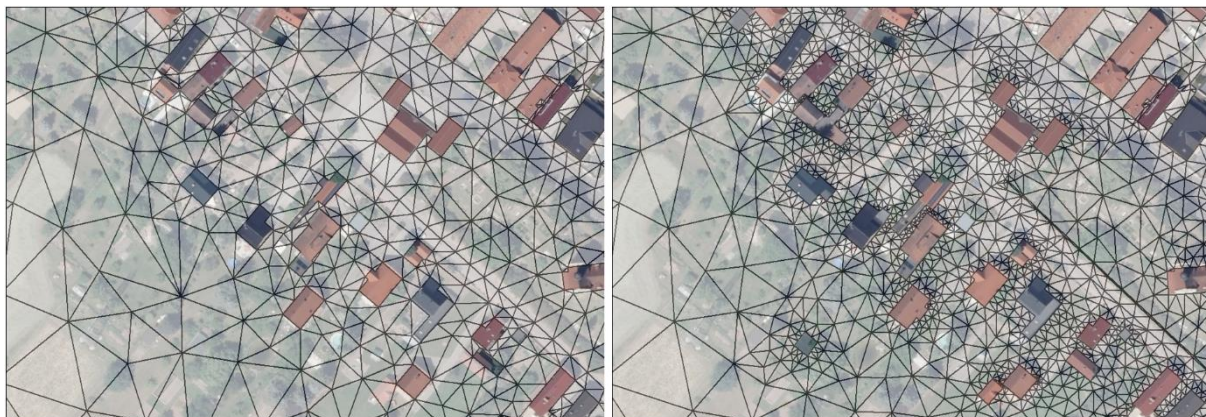


Abb. 6: Bisherige (links) und neue, verdichtete Gitterstruktur (rechts) im Untersuchungsbereich

Das neue Modellgebiet erstreckt sich über eine Länge von rund 31 km, von der Albertbrücke in Dresden bis Elbe-km 85+000 (unterstrom) bei Meißen. Zur Glättung auftretender numerisch bedingter Randbedingungseffekte am Hauptzulauftrand (Elbe) wurde das Modellgebiet hier um eine 8 km lange Zulaufstrecke ergänzt. Ein zweiter Zulauftrand wurde bei Elbe-km 61+500 (Mündung Vereinigte Weißeritz) implementiert. Die Ortslage Brockwitz befindet sich ungefähr am Elbe-km 75+00 bis 76+500. Für die Zulauftrandbedingungen wurde die bereits erwähnten, charakteristischen Durchflussganglinien für Brockwitz (HQ50, HQ100 und HQ200) verwendet, welche auf Datenreihen am Pegel Dresden von 1806 bis 2016 basieren und jahreszeitliche Effekte berücksichtigen (ganzjährige Gültigkeit). Aufgrund von Zuflüssen zwischen dem Pegel

Dresden und der Ortschaft Brockwitz liegt der Scheitelabfluss der verwendeten Ganglinien für HQ100 beispielsweise $66 \text{ m}^3/\text{s}$ über der Abflussmenge dem Pegel Dresden. Um unrealistische Ausuferungen im Stadtgebiet Dresden zu vermeiden, wurde der Zufluss der Nebengewässer durch einen Zulauf oberhalb des Mündungsbereichs in die Vereinigten Weißeritz eingespeist, welche den Hauptanteil der Zuflüsse ausmacht. Das Modell wurde anhand der Ganglinie des HW-Ereignisses 2013 validiert.

4.2 Stationäre und instationäre Berechnungen

Bei der stationären Berechnung wird das Modellgebiet konstant mit dem Scheitelabfluss solange beaufschlagt, bis sich ein quasistationärer Zustand eingestellt hat und es keine Veränderungen der Wasserspiegellage im Modellgebiet mehr gibt. Dieser Fall liefert den maximalen möglichen Wasserstand bei einem Hochwasserereignis mit entsprechendem Scheitelabfluss und somit Informationen zur notwendigen Höhe von Hochwasserschutzeinrichtungen inklusive Freibord. Bei der instationären Berechnung wird das Modell mit einer Ganglinie beaufschlagt, der Scheitelwert wird nur kurzzeitig erreicht. Demnach sind die ermittelten Überflutungsflächen hier weitaus realistischer und näher an der Wirklichkeit. Diese Art der Berechnung ist für die Fragestellung „was wird nass“ von Bedeutung und dient der Bewertung der Größe der Überflutungsfläche.

4.3 Aktueller Bearbeitungsstand und Ergebnisse

Bisher wurde der Ist-Zustand mit den im Abschnitt 4.1. genannten Hochwasserabflüssen berechnet. Die Hebeszenarien werden derzeit von der Projektgruppe erarbeitet, ebenso muss ein Bemessungshochwasserabfluss BHQ zur Auslegung der Hebungen definiert werden.



Abb. 7: Maximale Wasserspiegellagen, Überflutungsflächen und tiefengemittelte Fließgeschwindigkeiten für instationäre Berechnung mit HQ100, Ist-Zustand

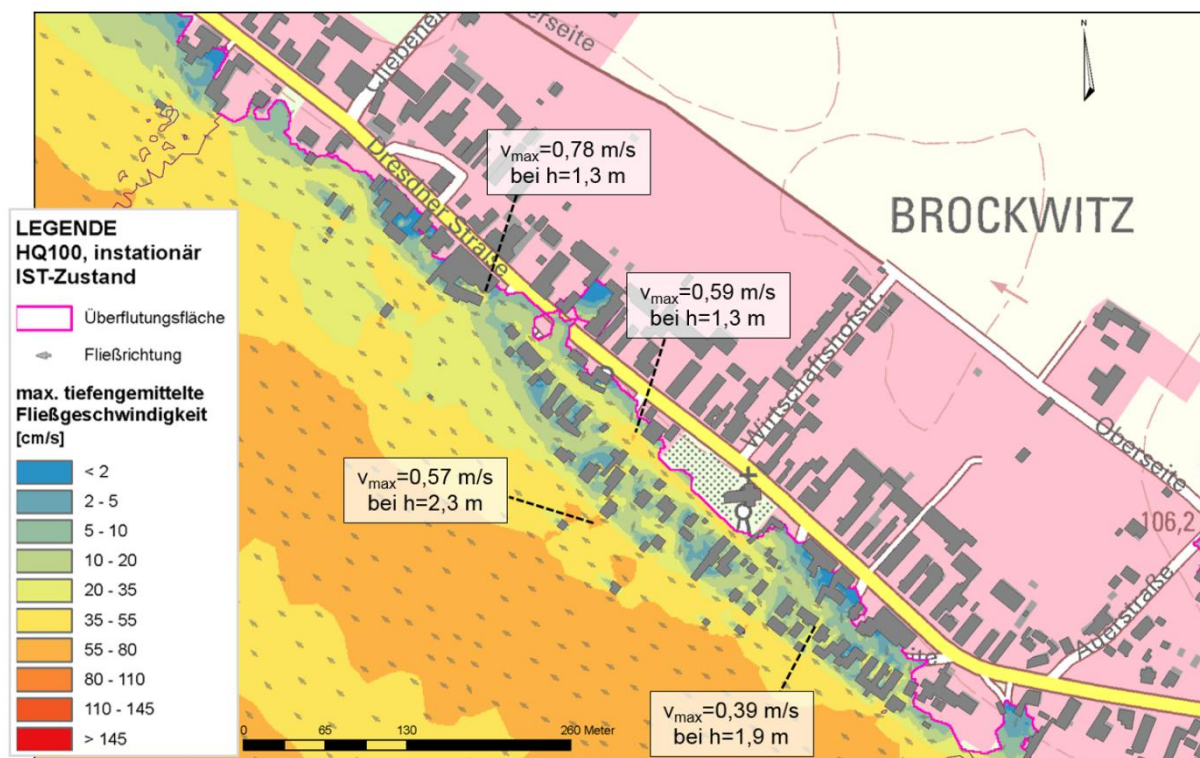


Abb. 8: Maximale Fließgeschwindigkeiten v_{max} , Überflutungsflächen und Fließtiefe h für instationäre Berechnung mit HQ100, Ist-Zustand.

In Abbildung 7 und 8 ist eine Auswertung für HQ100 (instationär) abgebildet, welche im Folgenden genauer erläutert wird. Die Auswertungen der instationären Berechnungen wurden auf der Grundlage von Maximalwerten durchgeführt – hier interessieren vor allem die maximal auftretenden (tiefengemittelten) Fließgeschwindigkeiten.

Abbildung 8 zeigt die maximale Wasserspiegellage. Es wird deutlich, dass auf einer Distanz von rund 750 m eine Wasserspiegellagedifferenz von 10 cm und somit ein Wasserspiegelgefälle von 0,13 ‰ vorliegt, wodurch hohe Fließgeschwindigkeiten induziert werden. Zwischen den Häusern werden tiefengemittelte Fließgeschwindigkeiten bis zu 0,8 m/s erreicht (vgl. Abbildung 8). Es wird ersichtlich, dass von Oberstrom her (süd-ost) mit höheren Fließgeschwindigkeiten nahe der Bebauung zu rechnen ist und die weiter stromab gelegenen Gebäude teilweise im Strömungsschatten der vorderen, stromauf liegenden Gebäudegruppen liegen. Schlussfolgernd hieraus wird eine gruppenweise Hebung der Gebäude von süd-östlicher Seite her empfohlen.

4.4 Weiteres Vorgehen

Auf Basis eines partizipativen Workshops mit Brockwitzer Bürgern (SZ-Online 2018) sowie dem gewonnenen Erkenntnissen der anderen Arbeitsbereiche wird auf einem weiteren Arbeitstreffen über Hebeszenarien diskutiert und Varianten festgelegt. Denkbar ist beispielsweise die abschnittsweise Anhebung stromabwärts. Die Modellierung der Varianten soll Aufschluss geben über eine möglichst strömungsgünstige Ausführung auch bezüglich des Bauablaufs. Anhand der letztendlich zu erwartenden, angreifenden Fließgeschwindigkeiten können Aussagen zur Belastung der Böschungen und somit zur Ausbildung der Böschungen für

die gehobenen Gebäude gegeben werden. Denkbar wäre beispielsweise eine Verwendung von Röhrichtgabionen und Steinmatratzen oder Pflanzenmatten (BAW 2018).

5. Schnittstellen zu weiteren Projektbausteine und Ausblick

Das Verbundprojekt HUEBro zeichnet sich vor allem durch die Interdisziplinarität der Untersuchungen aus. Hierbei stellen die Hydrologie wie die Hydronumerik Grundlagen für die Untersuchung der Haushebung und den konkreten Entwurf von Hebevarianten dar. Weitergehend sind aber auch die Aspekte Natur- und Landschaft, Denkmalschutz, Gebäudeanalyse, Orts- und Freiraumplanung, Architektur und Technologie, Schadensfunktion und Nachhaltigkeit in die Untersuchungen vertreten. Die verschiedenen Arbeitspakete greifen hierbei ineinander und stehen in gegenseitiger Abhängigkeit. Die Ergebnisse der Hydronumerik geben beispielsweise Aufschluss über den gefährdeten Bereich bei einem BHQ. In diesem sind für die zuvor klassifizierten Gebäudetypen technische Verfahren für eine Hebung inkl. der Medienanbindungen (Wasser, Abwasser, Strom etc.) und der Zuwegung zu definieren. Weiterhin muss die Hebung unter den Aspekten des Denkmalschutzes sowie der Erhaltung bzw. Wiederherstellung des Ortsbildes und des Naturraumes betrachtet werden. Die Ausführung und Oberflächengestaltung von entstehenden Geländeböschungen kann entsprechend der Kartierungsergebnisse von Flora und Fauna genutzt werden, um Lebensraum für ansässige Arten zu erhalten bzw. zu schaffen. Bei der Gestaltung von überströmbaren Abschnitten und Wegen im Bereich zwischen den gehobenen Häusern ist eine strömungs- und erosionssichere Oberflächenausführung zu wählen, wodurch die Orts- und Freiraumplanung und die Hydronumerik wiederum ineinandergreifen.

Das als Ergebnis entstehende Konzept des Projekts soll allerdings nicht nur bezüglich der untersuchten Aspekte wie Natur- und Landschaft, Ortsbild, technische Umsetzung etc. eine ganzheitliche Betrachtung darstellen, sondern vor allem auch das Potential haben, ein sicheres und lebenswertes Umfeld für die Brockwitzer Bürger schaffen, welches von diesen auch als ein solches angenommen werden kann. Dementsprechend ist auch die Bürgerbeteiligung ein wichtiger Baustein in den Untersuchungen, der Ideenfindung sowie der Konzepterstellung. Final sollen die Erkenntnisse aus der ortsspezifischen Studie in einen Leitfaden bzw. Handlungsempfehlungen überführt werden, durch welche das Herangehen an ähnliche Problematiken an anderen Standorten deutlich vereinfacht werden kann.

Literatur

BAW (Bundesanstalt für Wasserbau), 2018. Technisch-biologische Ufersicherung an Binnenwasserstraßen, <http://ufersicherung.baw.de/de>.

IKSE, INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE, 2014. Hydrologische Auswertung des Hochwassers vom Juni 2013 im Einzugsgebiet der Elbe. Magdeburg.

SZ-ONLINE (Sächsische Zeitung), 26.01.2018. Hausheben am Modell, <https://www.sz-online.de/nachrichten/hausheben-am-modell-3868145.html>.

WOLFANGER HYBAUTEC, 2018. Haushebung, Gebäudehorizontierung und Pfahlgründung, <https://www.haushebung.de/hebung-aus-grundwasser-in-delitzsch.html>.

Modelleinsatz zur Planung von Hochwasserrisikomanagement-Maßnahmen beim Emscherumbau - von der modelltechnischen Annäherung bis zur Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Georg Johann, Angela Pfister, Michael Becker, Burkhard Teichgräber

Zusammenfassung

Beim Umbau des Emschersystems kommt dem Hochwasserrisikomanagement eine grundlegende Rolle zu. Alle lebensbestimmenden Bestandteile der Region werden durch das Hochwasserrisikomanagement beeinflusst und oftmals erst möglich gemacht. Eine wesentliche Aufgabe des Hochwasserrisikomanagements ist die Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Diese benötigen Flächen und beeinflussen somit Stadt- und Raumplanung. Die Art und Weise und nach welchen Kriterien Hochwasserschutzmaßnahmen geplant werden, haben also bedeutenden gesellschaftlichen Einfluss, da besonders im dicht bebauten Emschergebiet die Vielfalt der Ansprüche an die Gestaltung der Städte bei gleichzeitig knapper werdenden Ressourcen und Flächen weiter steigen.

Für die Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen wird eine Software-Familie benötigt, die sich je nach Fragestellung unterschiedlich zusammensetzt (u. a.: GIS, Kanalnetzmodelle, Niederschlag-Abfluss-Modelle, stationäre und instationäre, ein- bis zweidimensionale hydraulische Modelle, zwei- bis dreidimensionale Grundwassermodelle) und die auch gekoppelt werden können.

Die Kompatibilität der Datenströme zwischen diesen Softwareprodukten ist ein wichtiger Faktor aus der Sicht der Planungseffektivität und -effizienz. Für die Richtigkeit der Planung ist aber vor allem die Qualität und der Umfang der Eingangsdaten und der Kalibrierung der Simulationsmodelle ausschlaggebend. Dabei liegt es in der Natur der Sache, dass die angewendeten Verfahren lediglich eine Annäherung an die tatsächlich herrschenden hydrologischen und hydraulischen Prozesse sind. Bei der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen mit Simulationsmodellen, muss auf deren Eingangsgrößen (u. a.: Klima-, Niederschlags-, Boden-, Topografie-, Bewuchs-Daten – z. B. generalisierte Daten und deren zeitliche Veränderungen) und bei der Interpretation der Simulationsergebnisse auf eine Vielzahl von Einflussfaktoren eingegangen werden. Hinzu kommen noch die sich mit der Zeit verändernden hydrologischen Eingangsdaten durch den Klimawandel und deren Auswirkungen auf die Bemessung von Hochwasserschutzanlagen. Dabei spielt auch eine wesentliche Rolle, mit welchen Modellansätzen die Fragestellungen kosteneffizient beantwortet werden können.

Eine komplexe Aufgabe also, für die eine gute Kenntnis der Wirkungszusammenhänge benötigt wird. Zusammengefasst stehen die Fragen im Raum: Welche Unsicherheiten bei den Eingangsdaten und den modelltechnischen Annäherungen bestehen und wie können sie am besten kosteneffizient eingegrenzt werden und welche Auswirkungen haben diese auf die Realisierung von Hochwasserschutzanlagen und auf das Hochwasserrisikomanagement? Aus der praktischen Erfahrung heraus werden hier für die Modellierung sensitive Bereiche und Faktoren für die Dimensionierung von Hochwasserschutzmaßnahmen aufgezeigt, um dann mögliche Konsequenzen darzustellen.

1. Einleitung

Hochwasserschutzmaßnahmen werden grundsätzlich mit Softwareunterstützung geplant. Hier soll mit Beispielen der Emschergenossenschaft ein Schlaglicht auf die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Software im Kontext des Hochwasserrisikomanagements geworfen werden. Die Emschergenossenschaft ist laut ihrer Verbandsgesetze u. a. für die Sicherung des Hochwasserabflusses verantwortlich. Die Verknüpfung dieser Verpflichtung mit dem Emscherumbau macht das Hochwasserrisikomanagement zu einer vielschichtigen Aufgabe (Heiser et al., 2015). Mit dem Bau eines unterirdischen Abwassersystems von insgesamt rd. 420 km Länge werden die Oberflächengewässer bis Ende 2020 sukzessive von ihrer abwasserführenden Funktion entbunden. An den Bau des Abwassersystems schließt sich die ökologische Verbesserung der dann Reinwasser führenden Gewässerläufe an. Stand jetzt sind knapp 130 von rd. 330 Gewässerkilometern bereits ökologisch verbessert.

Im Zuge dieser grundlegenden Neugestaltung der Emscher und ihrer Nebenläufe gilt es, das bestehende System an Hochwasserschutzanlagen auf den Prüfstand zu stellen und anzupassen (Johann & Frings, 2016). Dabei werden auch neue Hochwasserschutzanlagen geplant, wie die im Verbund betriebenen Hochwasserrückhaltebecken Dortmund-Mengede und Dortmund-Ellinghausen mit einer Größe von 1,75 Mio. m³ (Krüger et. al., 2015). Aber auch dezentrale Maßnahmen, wie die Regenwasserversickerungsprojekte spielen bei den Hochwasserrisikomanagement-Maßnahmen und beim Emscherumbau eine Rolle (Becker, et. al, 2015).

Die gemeinsame Betrachtung von zentralen und dezentralen Maßnahmen ist in der Hochwasserrisikomanagement-Strategie der Emschergenossenschaft hinterlegt. Sie basiert auf einer risikobasierten Hochwasserschutzstrategie, d. h. die Abschätzung und Bewertung der Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadenshöhen von Hochwasserereignissen bilden die Grundlage weiterer Maßnahmen. Über verschiedene hydrologische und hydraulische Modellanwendungen, je nach Fragestellung und Untersuchungsgebiet, werden Wasservolumina und deren Ausbreitungswege ermittelt. Ziel der Hochwasserrisikomanagement-Strategie ist es, in den Verbandsgebieten einen wasserwirtschaftlich, ökologisch, ökonomisch und sozial ausgewogenen Hochwasserschutz durch integrale, einzugsgebietsweite Maßnahmen bereitzustellen. Dabei kommen sowohl zentrale als auch dezentrale Rückhaltestrategien zum Einsatz (Tabelle 1).

Tabelle 1: Hochwasserschutzmaßnahmen bei Emschergenossenschaft und Lippeverband

Zentrale Maßnahmen	Deiche / Deichrückverlegung / Mobiler Hochwasserschutz
	Hochwasserrückhaltebecken
	Pumpwerke zur Polderentwässerung
Dezentrale Maßnahmen	Regenwasserbewirtschaftung - Abkopplung / Versickerung
	naturnahe Gewässergestaltung
	kleine Speicherräume

Hierbei ist die Hochwasserrisikomanagement-Strategie keineswegs als starres Paket zu sehen, sondern als dynamischer Prozess, der ständig weiterentwickelt und neuen Aspekten und Gesichtspunkten angepasst werden muss. Auch im Hinblick auf eventuelle Auswirkungen durch einen Klimawandel und der weiterhin zunehmenden Verstädterung sind laufende Kontrollen über die Gültigkeit und Wirksamkeit einzelner Strategien notwendig, um schnell und unkompliziert auf Änderungen im Abflussgeschehen reagieren zu können (Grün et al., 2014).

2. Softwareeinsatz zur Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen in der Praxis

Für die Planung der Hochwasserschutzmaßnahmen wird eine Software-Familie benötigt, die aus einem Geoinformationssystem und einer Gruppe von Simulationsmodellen besteht, die sich je nach Fragestellung unterschiedlich zusammensetzt (u. a.: Kanalnetzmodelle, hydrologische Gebietsmodelle (HGM), stationäre und instationäre, ein- bis zweidimensionale hydraulische Modelle, stationäre und instationäre, zwei- bis dreidimensionale Grundwassermodelle). Wie und in welchem Stadium diese Software-Familie bei der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen eingesetzt wird, zeigt Tabelle 2.

Von der ersten Idee bis zum Bau einer Hochwasserschutzmaßnahme werden zur Planung verschiedene Softwareprodukte genutzt. Die Kompatibilität der Datenströme zwischen diesen Softwareprodukten ist ein wichtiger Faktor aus der Sicht der Planungseffektivität und -effizienz. Für die Richtigkeit der Planung ist aber vor allem die Qualität der Eingangsdaten und der Kalibrierung der Simulationsmodelle ausschlaggebend (Johann, 2009). Dabei liegt es in der Natur der Sache, dass die nach allgemein anerkannten Regeln der Technik angewendeten Verfahren lediglich eine Annäherung an die tatsächlich herrschenden hydrologischen Prozesse sind.

Tabelle 2: Softwareeinsatz bei der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Software	Planungsschritt
GIS	Standort - Schutzbedürftigkeit - Potenziell günstigster Standort: geografische, geomorphologische und geologische Gesichtspunkte - Flächenverfügbarkeit
Simulationen	Größe - Bemessung zentraler Hochwasserschutzmaßnahmen - Bemessung möglicher dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen - Kombination von Hochwasserschutzmaßnahmen
Simulationen GIS	Auswirkung / Nutzen - Nachweis der Verringerung der Hochwassergefahr - Nachweis weiterer Auswirkungen (z. B. Grundwasseranstieg) - Ergebnisdarstellung

Aus der praktischen Erfahrung heraus, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt, werden im folgenden Schwerpunkte genannt, auf die bei der Planung von Hochwasserschutzanlagen besonderes Augenmerk gelegt werden sollte, um eine möglichst gute Annäherung der Simulationsergebnisse an die in der Natur ablaufenden Prozesse zu gewährleisten. Unter anderem werden diese Fragestellungen bei der Emschergenossenschaft vor und während jeder Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen gestellt. Allerdings können hier die Fragestellungen, aufgrund der Längenvorgabe des Artikels, lediglich kurz angerissen werden.

Für die zum Modellaufbau verwendeten Geodaten bestehen u. a. die Fragen:

- Geologie- und Bodendaten:
 - Sind die in den Kartenwerken vorhandenen Generalisierungen, z. B. bezüglich Bodenmächtigkeit, sensitiv für die planerische Fragestellung und Modellkalibrierung? Können zu grobe Annahmen in Teileinzugsgebieten zu falschen Kalibrierparametern des Hydrologischen Gebietsmodells (HGM) führen?
- Vermessungsdaten:
 - Sind die Daten aus Laser-Scan-Daten und terrestrischer Aufnahme kompatibel, besteht die Möglichkeit der Datenoptimierung?
 - Ist die Gewässer-Geometrie im hydraulischen Modell vollständig abgebildet?
 - Hat sich die Gewässer-Geometrie durch ein Hochwasserereignis verändert?

- Flächennutzungsdaten:
 - Wie verändert sich der Bewuchs jahreszeitlich und über die Jahre hinweg, welcher Zustand wird im hydraulischen respektive im hydrologischen Modell verwendet und welche Auswirkungen hat das?
 - Welche Auswirkungen hat die jahreszeitliche Veränderung des Bewuchses auf die Verdunstung und kann diese Veränderung im HGM nachgebildet werden?
 - Ist die Flächenversiegelung aktuell, wie entwickelt sie sich und welchen Einfluss hat dies auf das Abflussregime?

Für die zur Modellkalibrierung verwendeten hydrologischen Daten bestehen die Fragen:

- Niederschlagsmessung:
 - Wie sensitiv auf die Berechnungsergebnisse eines HGM wirkt die Genauigkeit der terrestrischen bzw. der Radar-Niederschlagsmessung?
 - Wie sensitiv auf die Berechnungsergebnisse eines HGM wirkt die Extrapolation der terrestrischen Punkt-Niederschlagsmessung auf die Fläche?
 - Wie hoch ist die Messgenauigkeit: Lokale Effekte bei der terrestrischen direkten Messung, Unsicherheiten aus der indirekten Messung bei der Radar-Niederschlagsmessung (DWA, 2017)?
 - Hat sich das Niederschlagsregime, z. B. durch eine größere Anzahl und höhere Intensität von Starkniederschlägen verändert? Ist die Messreihe durch sich verändernde Klimaeinflüsse trendbehaftet?
- Abflussmessung:
 - Hydraulische Modelle werden auf der Grundlage von Abflussmessungen kalibriert, Rauheiten werden festgelegt. Der Einfluss der Rauheit ändert sich jedoch innerhalb des Abflussspektrums. Eine Kalibrierung auf der Grundlage von Abflussmessungen im Niedrig- und Mittelwasserspektrum kann falsche Rauheiten und damit falsche Wasserspiegellagen für Hochwasserabflüsse ergeben. Wie sensitiv ist die Veränderung der Rauheiten bei Hochwasserabflüssen?
 - Wasserstand-Abflussbeziehungen werden benötigt, um für die HGM-Kalibrierung kontinuierliche Abflussdaten aus Wasserstandsganglinien zur Verfügung zu stellen. Sind dafür genügend Abflussmessungen über das gesamte Abflussspektrum vorhanden und ist der nicht durch Abflussmessungen belegte Teil der Wasserstand-Abflussbeziehung durch hydraulische Berechnungsergebnisse gut abgedeckt?
 - Bei schnell reagierenden Einzugsgebieten ist es selten möglich, die Hochwasserwelle mit einer Abflussmessung zu erfassen. Sind genügend Hochwasserereignisse gemessen worden?

Für die Wahl eines geeigneten Modellansatzes für die Fragestellung der Planung müssen folgende Möglichkeiten in Erwägung gezogen werden:

- Welche Abflussprozesse stehen im Vordergrund: Genügt ein HGM mit konzeptionellem Modellansatz oder muss ein physikalisch basiertes HGM mit höherem Aufwand erstellt werden und welche Vorteile bringt das?
- Ist der Einsatz gekoppelter Modelle notwendig?
 - HGM /Hydraulik, um die Translationsprozesse der Hochwasserwelle im Gewässer, z. B. bei Rückstauwirkungen, besser abbilden zu können?
 - HGM / Grundwassermodell (GWM), um die Interaktion Oberflächen- und Grundwasser zu untersuchen?
 - Zweidimensionales instationäres hydraulisches Modell / Kanalnetzmodell (KNM) um Überflutungsprozesse im urban geprägten Bereich zu simulieren?
- Soll stationär oder instationär gerechnet werden?
Ist die Hochwasserwelle so schnell, dass ein instationäres hydraulisches Modell eingesetzt werden muss? Ist es hilfreich, wenn bei der Betrachtung des Effekts von Hochwasserwellen auf den Grundwasserstand ein instationäres GWM eingesetzt wird?
- In welcher Dimension soll hydraulisch gerechnet werden?
Liefert ein eindimensionales hydraulisches Modell für Deichstrecken und für Abflüsse, die im Gewässerbett verbleiben, ausreichend gute Ergebnisse?
Müssen dort wo Sekundärströmungen das Abflussgeschehen bestimmen, also dort wo Auen durchströmt werden, zweidimensionale tiefengemittelte hydraulische Modelle eingesetzt werden? Wie groß ist der Vorteil, wenn dreidimensionale hydraulische Modelle in der Praxis zur Verwendung kommen, wenn diese relativ schwer zu kalibrieren sind?
- Wie viele Grundwasserstockwerke müssen für die Planung betrachtet werden, reicht ein zweidimensionales GWM aus oder wird eine dreidimensionale Modellierung notwendig?

Bei der Kalibrierung bzw. Simulation mit dem HGM bestehen die Fragen:

- Wie werden unterschiedliche Abflussprozesse durch das HGM abgebildet?
Können Winter- und Sommerhochwasser durch das Modell in der gleichen Qualität abgebildet werden?
Können kleinere und Extrem-Hochwasser durch das Modell in der gleichen Qualität abgebildet werden? Wenn nicht, welcher Parametersatz wird gewählt, um welchen Zustand am besten nachzubilden, welchen Effekt hat das auf die Simulationsergebnisse?
- Sind die meteorologischen Eingangsdaten durch den Klimawandel trendbehaftet und schlägt sich der Trend auf die simulierten Abflüsse durch?

Bei der Ermittlung eines Bemessungshochwassers bestehen die Fragen:

- Welchen Umfang hat die Zeitreihe der Langzeitsimulation und wie groß sind die darin enthaltenen Ereignisse, sind neue Ereignisse hinzugekommen?
Liegen für ähnliche Einzugsgebiete längere Zeitreihen vor und welche Eigenschaften haben diese?

- Sind Ausreißer in der simulierten Zeitreihe und wie wird mit diesen umgegangen, welche Auswirkung hat die jeweilige Ausreißerdefinition auf das Ergebnis?
- Welche Verteilungsfunktion für die Extremwertstatistik wird gewählt und welche Auswirkung hat diese Wahl auf die Dimensionierung der Hochwasserschutzmaßnahme?

Es wird deutlich, dass schon vor der Planung eine große Anzahl von Einflussgrößen zur Wahl der Methodik berücksichtigt werden muss. Für diese Fragestellungen muss der Planer, wo das möglich ist, eindeutige Annahmen treffen und somit auch die Eignung des Softwareeinsatzes für definierte Anwendungsfälle eingrenzen. Dies führt in der Konsequenz zu Aussagen darüber, welche Zustände bzw. Abflussprozesse, die bei der planerischen Fragestellung im Fokus stehen, ein Modell besonders gut abbilden kann. Die Erfahrung zeigt, dass diese Überlegungen zu Beginn einer Planung ausreichend zu berücksichtigen sind, um belastbare Ergebnisse unter wirtschaftlichen Bedingungen zu erzeugen.

3. Zusammenfassung und Ausblick

Zur Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen muss der Bearbeiter beim Einsatz von Software auf eine Vielzahl von Einflussfaktoren eingehen. Viele der bei der Bearbeitung existierenden Unwägbarkeiten können lediglich mit großem Aufwand quantifiziert werden, da die mögliche Entwicklung zukünftiger Zustände sich mannigfaltig gestaltet (Ehret et. al, 2014). Hinzu kommt noch die eventuelle Veränderung des hydrologischen Regimes durch den Klimawandel und dessen Auswirkung auf die Bemessung von Hochwasserschutzanlagen (Schulz et. al, 2017). Deshalb sollten in die Planung so viele hydrologische Informationen wie möglich einfließen (DWA, 2012). Für die Planung von Hochwasserschutzanlagen in der Praxis ist der Softwareeinsatz unerlässlich, weil mit dessen Hilfe vielschichtige hydrologische Prozesse simuliert und dargestellt werden können. Diese Annäherung führt zur Entscheidungsunterstützung bei der Planung und Dimensionierung der Hochwasserschutzanlagen. Unerlässlich ist das Monitoring nach der Umsetzung der Maßnahme, insbesondere die Vegetationsentwicklung in ökologisch verbesserten Gewässern, die Zunahme von Starkniederschlägen und der Einfluss der Verstädterung auf das Hochwasserrisiko bezüglich der Abflussbildung und der Vulnerabilität. Nur so ist der Bau zuverlässiger Anlagen möglich.

Literatur

- Becker, M., Pfeiffer, E., Becker, C., Hasse, J. & Krebs, P., 2015. Wassersensible Stadtentwicklung (WSSE): Strategien, Maßnahmen und Umsetzungsbeispiele. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2015 (62) Nr. 8
- DWA, 2012. Merkblatt DWA-M 552, Ermittlung von Hochwasserwahrscheinlichkeiten, Hennef
- DWA, 2017. Themen T2/2017, Niederschlagserfassung durch Radar und Anwendung in der Wasserwirtschaft, Hennef
- Ehret, U., Gupta, H. V., Sivapalan, M., Weijs, S. V., Schymanski, S. J., Blöschl, G., Gelfan, A. N., Harman, C., Kleidon, A., Bogaard, T. A., Wang, D., Wagener, T., Scherer, U., Zehe,

- E., Bierkens, M. F. P., Di Baldassarre, G., Parajka, J., Van Beek, L. P. H., Van Griensven, A., Westhoff, M. C. & Winsemius, H. C., 2014. Advancing Catchment Hydrology to Deal with Predictions under Change. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(2), 649-671
- Grün, E., Johann, G. & Pfister, A., 2014. Hochwassersicherheit im urbanen Raum. In: Tagungsband Essener Tagung, Essen
- Heiser, T., Johann, G. & Schumacher, R., 2015. Wirksame Steuerungsgrößen im integrierten Hochwassermanagement - wie können sie gefunden werden? In: TDH 2015, Bonn
- Johann, G. & Frings, H., 2016. Hochwasserrisiko mindern und Ziele des Gewässerschutzes erreichen - geht das? Ein Praxisbeispiel: die ökologische Verbesserung des Gewässersystems der Emscher. In: 39. Dresdner Wasserbaukolloquium 2016 „Gewässerentwicklung & Hochwasserrisikomanagement“, Dresden
- Johann, G., 2009. Softwareeinsatz zur Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen in der Praxis. In: BfG Veranstaltungen 6/2009 „Softwarelösungen für ein integriertes Hochwassermanagement“, S. 70
- Krüger, M., Johann, G., Pohl, Ch., 2015. Optimierung der Drosselabflüsse zweier im Verbundsystem gesteuerter Hochwasserrückhaltebecken im Emschergebiet. In: *Sicherung von Dämmen, Deichen und Stauanlagen Vol. VI 2015*, Siegen
- Schulz, J., Johann, G., Kufeld, M. & Teichgräber, B., 2017. Einfluss veränderter Starkregencharakteristiken auf die Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft 2017 (10) Nr. 11*. Hennef

Vergleich unterschiedlicher Methoden zur Modellierung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen mit zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen

Michael Neumayer, René Heinrich, Markus Disse, Wolfgang Rieger

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden unterschiedliche Vorgehensweisen zur Umsetzung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen in zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen untersucht und anhand ausgewählter Beispiele verglichen. Die Methoden unterscheiden sich vor allem im Detaillierungsgrad der Uferlinien- und Querprofilmodellierung, dem Vorhandensein einer modellierten Auenstruktur (z.B. Altarme) sowie der Berücksichtigung von Restriktionsbereichen (z.B. Siedlungsflächen), welche von einer potentiellen Renaturierung ausgeschlossen sind. Daraus geht hervor, dass der Datenbedarf, der Aufwand der Modellerstellung, sowie die Parametrisierungsmöglichkeiten und die Realitätsnähe der Auenentwicklung der angewandten Methoden deutlich voneinander abweichen.

1. Einleitung

Moderne Hochwasserschutzstrategien zeichnen sich durch integrierte Hochwasserrückhaltekonzepte (im Einklang mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie) aus. Hierbei spielen Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen sowohl wegen ihrer positiven Synergieeffekte, als auch wegen ihrer Auswirkungen auf den Verlauf von Hochwasserereignissen eine besondere Rolle. Allerdings wird die Wirksamkeit solcher Maßnahmen oft kontrovers diskutiert. Die Anwendung verschiedener Modellansätze und unterschiedlicher Methoden zur Implementierung der Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen erschweren die Vergleichbarkeit diverser Studien. In diesem Zusammenhang stellt ein Ziel des Projektes ProNaHo (Prozessbasierte Modellierung Natürlicher sowie Dezentraler Hochwasserrückhaltemaßnahmen zur Analyse der ereignis- und gebietsabhängigen Wirksamkeit) eine gebietsübergreifende Wirksamkeitsbetrachtung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen unter Nutzung einer weitgehend prozessbasierten Modellierung dar. Dazu sollen im folgenden Beitrag verschiedene Herangehensweisen zur Umsetzung dieser Maßnahmen in zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modellen verglichen werden.

2. Das Projekt ProNaHo

Im Rahmen des laufenden Projektes ProNaHo des Lehrstuhls für Hydrologie und Flussgebietsmanagements der TU München (Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt) sollen bayernweit gültige Aussagen für die Wirksamkeit von natürlichen und dezentralen Hochwasserrückhaltemaßnahmen erarbeitet werden. Hierbei wird insbesondere die ereignis- und gebietsabhängige Wirksamkeit folgender Maßnahmen analysiert:

- Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen
- Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen (inkl. Biberdammszenarien)
- Dezentrale Kleinrückhaltebecken

Für die Untersuchung dieser Gesichtspunkte werden die Methoden der Windachstudie (Rieger, 2012) weiterentwickelt und auf zusätzliche Untersuchungsgebiete angewandt. Hierfür wurden anhand von 13 Kriterien (z.B. Pegelverfügbarkeit, Abdeckung der bayerischen Naturräume, Gebietsgröße) die vier Untersuchungsgebiete Otterbach (Hammermühle), Mangfall (Valley), Glonn (Odelzhausen) und Main (Mainleus) für die ProNaHo-Studie ausgewählt (Abbildung 1). Die Einbindung von Messdaten in die physikalisch basierten Modellierungen in

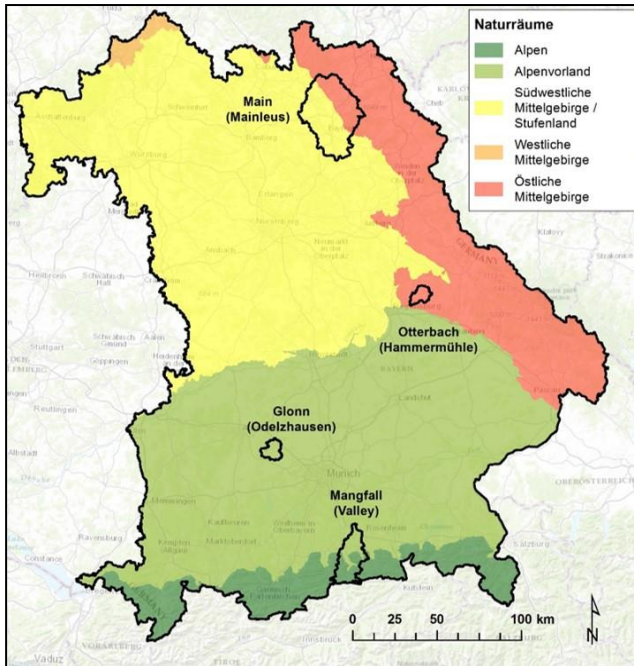


Abb. 1: Übersicht der Naturräume Bayerns mit Lage der ausgewählten Untersuchungsgebiete der ProNaHo-Studie

Kombination mit der Variation der Skala der Einzugsgebiete (regional - überregional) sowie die Erkenntnisse aus ereignis- und standortabhängigen Sensitivitätsanalysen sollen zu allgemeingültigeren Aussagen (v.a. bezogen auf Bayern) führen. Als Modellansatz wird eine Kopplung des physikalisch basierten hydrologischen Modells WaSiM mit dem zweidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modell HYDRO_AS-2D gewählt (vgl. Rieger & Disse (2010)).

Im Zuge der Modellierung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen wurden verschiedene Möglichkeiten der Implementierung dieser Maßnahmen in die hydraulischen Modelle entwickelt. Diese unterschiedlichen Vorgehensweisen werden nachfolgend näher erläutert.

3. Methoden zur Umsetzung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen in hydrodynamischen Modellen

Die Abminderung und zeitliche Verzögerung von Hochwasserwellen ist neben der ökologischen Aufwertung ein angestrebtes Ziel von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern. Allerdings kann das Überführen von anthropogen beeinflussten Fließgewässern und Flussauen in einen potentiell natürlichen Zustand auch negative Einflüsse auf den Ablauf von Hochwasserereignissen haben. So könnte beispielsweise eine zeitliche Translation des Hochwasserscheitels dazu führen, dass sich die Abflussmaxima am Zusammenfluss zweier Fließgewässer überlagern und es somit zu einer insgesamt höheren Abflussspitze als vor der Renaturierung kommt (Marenbach, 2002).

Um die Wirksamkeit und Auswirkungen von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen vor ihrer Umsetzung sinnvoll abschätzen zu können, ist es empfehlenswert, diese mittels hydrodynamisch-numerischen Modellen zu simulieren. Als Szenarienziel der Modellrenaturierungen wird eine ca. 100 Jahre unbewirtschaftete Auenlandschaft vorangestellt. Anthropogen überprägte Auenlemente wie Gräben, Drainagen und landwirtschaftliche Strukturen, aber auch wasserbauliche Ausbauten werden dabei, je nach Methodenwahl und deren Vorgaben beseitigt oder im Modell belassen (Restriktionsflächen, siehe Kapitel 3.4).

Im Zuge der laufenden ProNaHo-Studie wurden vier verschiedene Methoden zur Abschätzung von Gewässer- und Auenrenaturierungsmaßnahmen entwickelt. Nach Methode 1 werden die unterschiedlichen Renaturierungsmaßnahmen aus Laufverlängerung, Auwaldentwicklung und Querprofiländerung getrennt und in Kombination modelliert sowie analysiert.

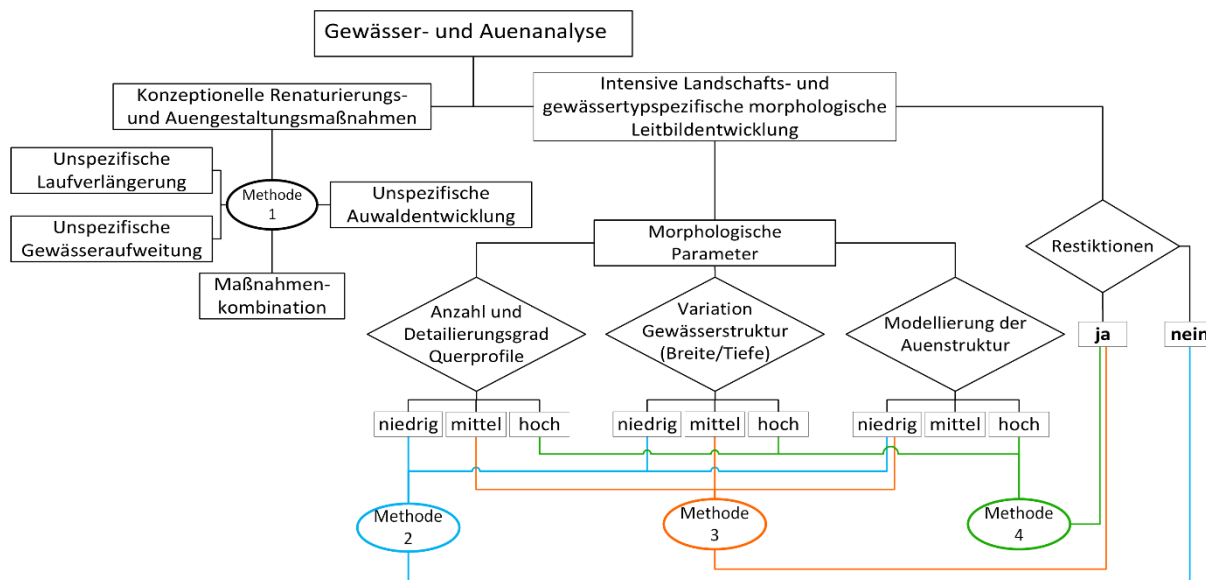


Abb. 2: Methoden zur Umsetzung von Renaturierungsmaßnahme im Projekt ProNaHo

Die Methoden 2 bis 4 verfolgen dem gegenüber einen ganzheitlichen, gewässerspezifischen Renaturierungsansatz im Modellaufbau. Dabei wird das spezifische hydromorphologische Leitbild einer potentiell natürlichen Auenlandschaft anhand von gewässer- und vorlandmorphologischen Untersuchungen abgeleitet.

Da Methode 1 mit seinen vereinfachten Einzelmaßnahmen das angestrebte Renaturierungsziel einer potentiell natürlichen Gewässermorphologie und Auenlandschaft nur ungenügend widerspiegelt, wird im weiteren Beitrag der Fokus auf die Methoden 2 bis 4 gelegt. Die nachfolgenden Kapitel 3.1 bis 3.3 beschreiben das grundlegende Vorgehen zur Umsetzung der ganzheitlichen Renaturierungsansätze. Abschnitt 3.4 erläutert die methodenbedingten Unterschiede näher (vgl. Abbildung 2).

3.1 Analyse eines Untersuchungsgebietes und Ableiten des spezifischen Leitbildes

Zur Entwicklung der gewässerspezifischen hydromorphologischen Leitbilder dient die einschlägige Literatur zur Gewässermorphologie und Typologie als Grundlage (z.B. Pottgieser & Sommerhäuser (2008), Dahm et al. (2014), Koenzen (2005) und Briem et al. (2002)). Aufgrund der überwiegend anthropogen überformten bayerischen Fließgewässer sowie deren Komplexität und Individualität, erfordert die zuverlässige Ermittlung der potentiell natürlichen Gerindefdimensionen (longitudinal, lateral und vertikal) eine Vielzahl von Analyseprozessen. Neben der Auswertung von topographischen, geologischen und historischen Kartengrundlagen (z.B. Bay. Urblatt) werden tiefenabhängige Analysen digitaler Geländemodelle (DGM) in Kombination mit Orthophotos durchgeführt (siehe Abbildung 3). Des Weiteren erfolgen Querprofilnahmen, Felderhebungen von Boden- und Geschiebeprobe sowie Vegetationsstrukturanaly-

sen der Vorländer. Diese Untersuchungen ermöglichen Rückschlüsse auf rezente Gerinneverläufe, deren mögliche Querschnittsgeometrien und auf Grundwasserflurabstände. Des Weiteren lässt sich aus diesen Informationen die standortspezifische potentiell natürliche Auenvegetation (Bay. LfU, 2012) ableiten und in das gewässerspezifische hydromorphologische Leitbild integrieren.



Abb. 3: Tiefenabhängige Analyse des digitalen Geländemodells am Weißen Main zur Ermittlung rezenter Fließgerinne und potentieller Feuchtestandorte [maßstabslos]

3.2 Entwicklung eines potentiell natürlichen Gewässerverlaufs mit zugehörigen Querprofilen

Basierend auf den erarbeiteten gewässerspezifischen Leitbildern und den Berechnungsansätzen des Merkblatts DWA-M 610 (2010) erfolgt die jeweilige Dimensionierung der potentiell natürlichen Gewässerbite, des Gewässerentwicklungskorridors sowie der Sinuosität des betrachteten Fließgewässers. Dabei bestimmt die Ausbaubreite der Gewässersohle im Ist-Zustand, die Zusammensetzung des vorherrschenden Sohlsubstrats und der mittlere hydraulische Radius sowohl den Verlauf, als auch die Breite des zu renaturierenden Flussschlauchs. Entsprechend dem vorherrschenden Fließgewässertyp werden in Anlehnung an die Systemskizzen nach Dahm et al. (2014) sowie unter Berücksichtigung der Vor-Ort-Kartierungen, je nach Methodenwahl, ca. drei bis zehn idealtypische Querprofiltypen abgeleitet. Basierend auf diesen Informationen wird der renaturierte Flussschlauch generiert und in das hydraulische Modell eingefügt.

3.3 Anpassung der Rauheitsparametrisierung im Flussschlauch und Vorland

Durch Wildholzeintrag und -ablagerung, erhöhte Ufererosion sowie auf Grund von Auflandungen und Auskolkungen eines natürlichen Fließgewässers, erhöhen sich die Fließwiderstände gegenüber den heutigen Ausbauständen. Zur Simulation dieser erhöhten Rauheiten im Flussschlauch erfolgen entsprechend dem fließgewässerspezifischen hydromorphologischen Leitbild Anpassungen der Sohlrauhigkeitsbeiwerte (z.B. Strickler-Beiwert) im hydrodynamischen numerischen Modell.

Neben der Rauheitsanpassung im Flussschlauch werden ebenfalls die Fließwiderstandsveränderungen im Vorland durch die Berücksichtigung eines potentiell natürlichen Auwalds vorgenommen. Voruntersuchungen des ProNaHo-Projektes ergaben, dass die Modellierung kleinräumig differenzierter und auentypischer Vegetationsgesellschaften von den Resultaten einer homogenen Rauheitsparametrisierung des Vorlandes nur unwesentlich abweicht. Einen

wesentlich größeren Einfluss auf die anzusetzenden Rauheitsbeiwerte und deren Wirksamkeit in den Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen hat die jahreszeitlich wechselnde Vegetationsbedeckung. Da sich die Studie auf die Analyse von Sommerhochwasser beschränkt, wird im renaturierten Talraum von einer einheitlichen sommerlichen Vegetationsbedeckung (standorttypischer potentiell natürlicher Auwald) ausgegangen.

3.4 Gegenüberstellung der Methoden 2, 3 und 4

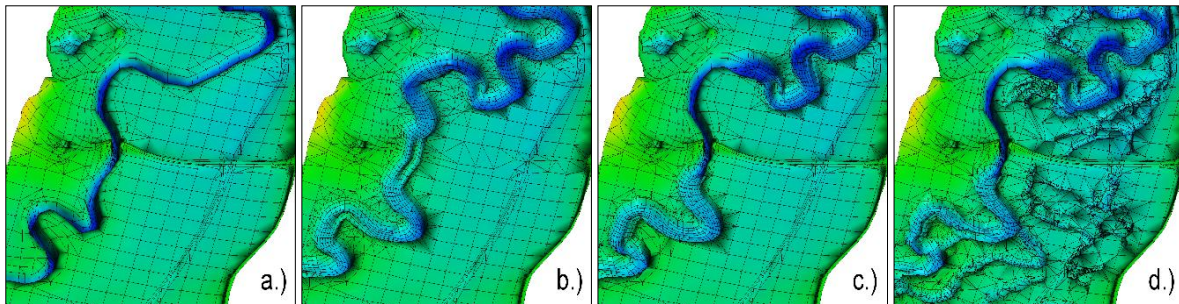


Abb. 4: Modellvergleich - a.) Ist-Zustand, b.) Methode 2, c.) Methode 3, d.) Methode 4

Die Analyse des Untersuchungsgebietes sowie das darauf basierende Ableiten des spezifischen Leitbildes des betrachteten Fließgewässers wird für die Methoden 2 bis 4, wie in den obigen Kapiteln beschrieben, durchgeführt. Dahingegen variiert der Detaillierungsgrad der morphologischen Parameter im hydraulischen Modell in Abhängigkeit von der angesetzten Methodik. So liegt die ungefähre Anzahl der entwickelten Querprofile der Methoden 3 und 4 bei mehr als dem Doppeltem (ca. 10 Stück), im Vergleich zu Methode 2 (ca. 3 bis 4 Stück). Zudem werden die Querschnittsgeometrien bei diesen beiden Methoden mit einem höheren Detaillierungsgrad und einer größeren Variation ausgearbeitet und in den Flussschlauch integriert. Weiterhin weist Methode 4 im Uferverlauf kleinräumige, potentiell natürlichere Variationen in der Gewässerbreite auf.

Des Weiteren unterscheidet sich Methode 4 von den Methoden 2 und 3 durch eine weit höhere Realitätsnähe in der Auenstrukturmodellierung (vgl. Abbildung 4). Neben einer deutlich höheren Varianz gewässermorphologischer Ausprägungen wie Kolke, Kehrwasser und Kiesbänke, werden in den Vorländern zusätzlich potentiell natürliche Elemente, wie z.B. Nebengerinne und Altarme modelliert.

Ferner berücksichtigen die Methoden 3 und 4 im Gegensatz zu Methode 2 zuvor ermittelte infrastrukturelle Restriktionsbereiche (nach PAN (2016)), wie z.B. Siedlungsflächen, Industrie- und Gewerbegebiete sowie Hauptverkehrswege. Diese werden unverändert in die Modelle übernommen und sind somit von einer potentiellen Renaturierung ausgeschlossen.

Insgesamt betrachtet, erhöht sich mit ansteigender Methodennummer der Detaillierungsgrad bzw. die Realitätsnähe der modellierten Auenentwicklung, der Datenbedarf, der Aufwand der Modellerstellung sowie die Parametrisierungsmöglichkeiten.

4. Anwendungsbeispiel - Vergleich verschiedener Renaturierungsmethoden am Untersuchungsgebiet des Weißen Mains

4.1 Gebietsbeschreibung

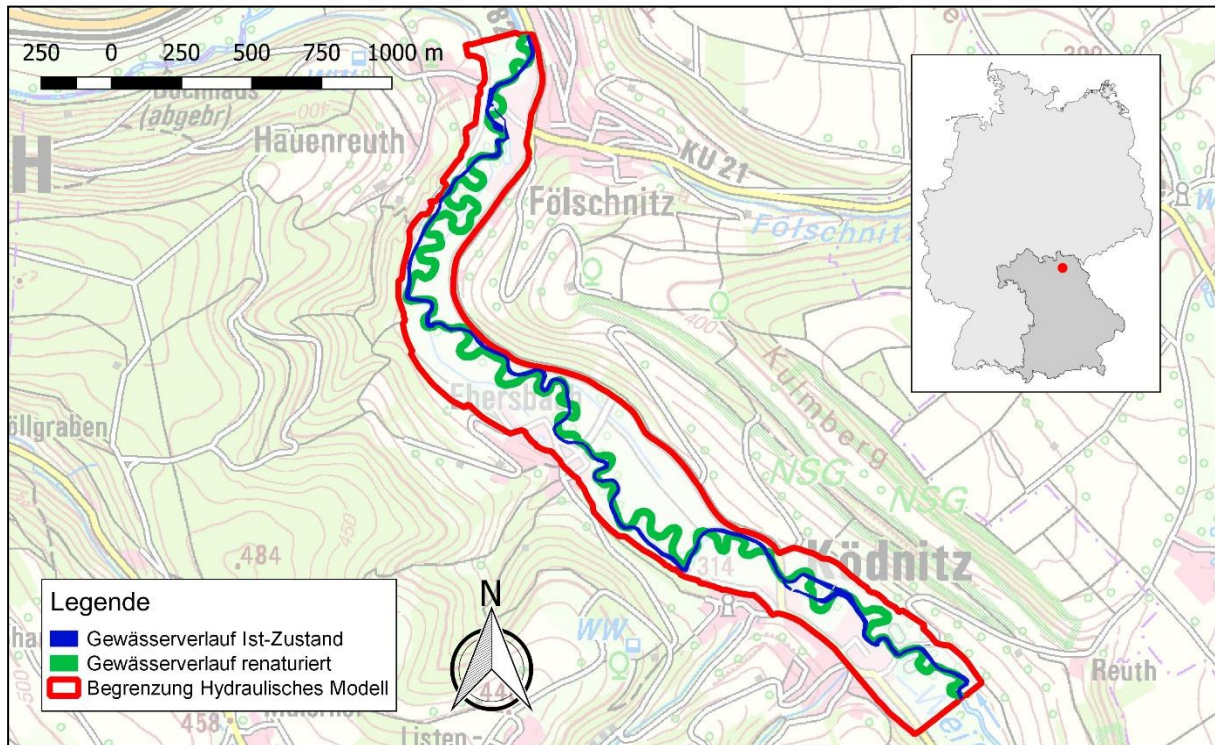


Abb. 5: Übersicht des Untersuchungsgebiets am Weißen Main bei Ködnitz

Tab. 1: Überblick der Untersuchungsgebietsspezifischen und modellierungsrelevanten Parameter

	Lauflänge [km]	Windungsgrad [-]	Sohlgefälle [‰]	Anzahl entwickelte Querprofile	Anteil Restriktions- flächen im Gesamtgebiet [%]
Ist-Szenario	4,5	1,3	1,2	-	-
Methode 2	6,1	1,7	1,0	3	0,0
Methode 3	6,0	1,7	1,0	10	12,2
Methode 4	6,0	1,7	1,0	10*	12,2

* inkl. manueller Überarbeitung im hydraulischen Modell

Im folgenden Abschnitt werden die ereignisabhängigen Wirksamkeiten der in Kapitel 3 beschriebenen Modellierungsmethoden anhand eines Anwendungsbeispiels verglichen.

Als Untersuchungsgebiet wurde ein ca. 3,5 km langer Abschnitt des Weißen Mains in der Nähe der Ortschaft Ködnitz bei Kulmbach ausgewählt (siehe Abbildung 5). In diesem Abschnitt des Weißen Mains, welcher als fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss klassifiziert werden kann (vgl. Dahm et al. (2014)), entwässern ca. 314 km² des gesamten Einzugsgebietes. Das durchschnittliche Geländegefälle im Talraum des Untersuchungsgebietes beträgt ca. 1,7 ‰. Die Berechnungen erfolgten mittels dem zweidimensionalen numerischen Modell HYDRO_AS-2D, welches über elf Zuflüsse entlang des Untersuchungsgebietes mit dem physikalisch basierten hydrologischen Modell WaSiM gekoppelt wurde.

Tabelle 1 fasst die gebiets- und modellspezifischen Unterschiede der vier betrachteten Modellszenarien (Ist-Zustands- sowie die Renaturierungsszenarien 2 bis 4) des Untersuchungsraumes zusammen. Insbesondere die Lauflänge, der Windungsgrad sowie das Sohlgefälle unterscheiden sich in Bezug auf die unterschiedlichen Renaturierungsmethoden lediglich durch die Berücksichtigung der Restriktionsbereiche. Dies führt dazu, dass die gewässermorphologischen Hauptparameter in diesem Anwendungsbeispiel für alle Methoden nahezu identisch sind.

4.2 Modellierungsergebnisse

Insgesamt wurden 3 advective (HQ₅, HQ₁₀, HQ₁₀₀) und 2 konvektive Hochwasserereignisse (HQ₅, HQ₂₀) mit unterschiedlichen Jährlichkeiten als Eingangsdaten für die hydraulischen Modellszenarien verwendet. Die advective Ereignisse sind durch einen verhältnismäßig langsamen Anstieg des Abflusses sowie ein großes Hochwasservolumen gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu weisen die beiden konvektiven Hochwasserganglinien einen steilen Anstieg mit einem darauffolgenden schnellen Abfall auf, was in einem relativ kleinen Hochwasservolumen resultiert.

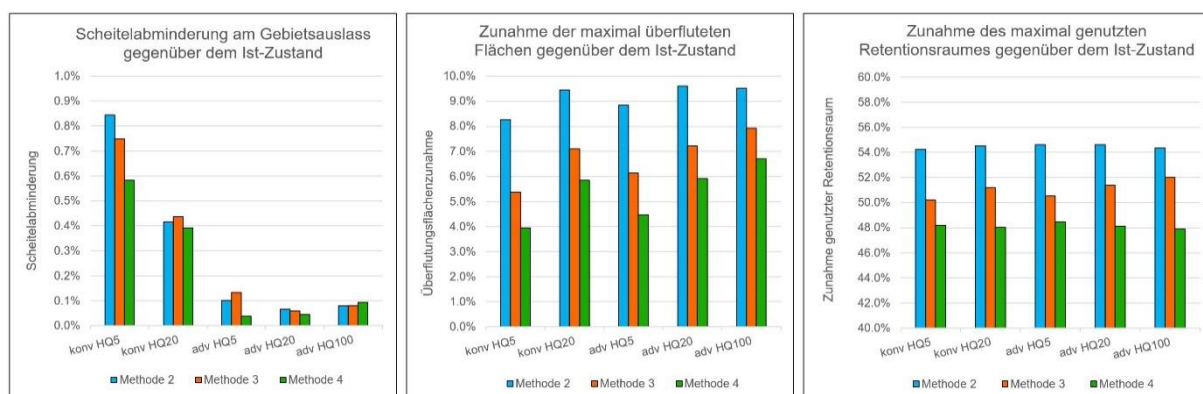


Abb. 6: Scheitelabminderung, Zunahme der maximalen überfluteten Fläche sowie Erhöhung des maximal genutzten Retentionsvolumens der verschiedenen Renaturierungsmethoden verglichen mit dem Ist-Zustand der analysierten Hochwasserereignisse

Die Ergebnisse der Renaturierungsszenarien zeigen im Vergleich zum Ist-Zustand ereignisübergreifend eine deutliche Zunahme des maximal genutzten Retentionsraumes sowie einen Anstieg der Überflutungsflächen (Abbildung 6). Die deutlich größere Zunahme der Überflutungsfläche in den Modellen der Methode 2 begründet sich hauptsächlich durch die Berücksichtigung der methodenbedingten Restriktionsflächen in den Renaturierungsszenarien 3 und 4.

Die Gegenüberstellung der Scheitelabminderungen aller untersuchten Ereignisse (siehe Abbildung 6) zeigt methodenübergreifend ähnliche Tendenzen in der Wirksamkeiten der Renaturierungsmaßnahmen. Dabei wird deutlich, dass die umgesetzten Maßnahmen im Falle der advective Ereignisse mit großen Abflussvolumina nahezu keine Auswirkungen auf die Abminderung des Hochwasserscheitels haben. Dennoch zeigt sich eine geringe zeitliche Verzögerung der Renaturierungs-Ganglinien im Vergleich zum Ist-Zustandsmodell. Bei Betrachtung der beiden konvektiven Ereignisse (HQ₅ und HQ₂₀) konnte zusätzlich zur zeitlichen Translation auch eine leichte Abminderung des Hochwasserscheitels festgestellt werden. Die Ergebnisse

des konvektiven 5-jährlichen Ereignisses spiegeln dabei die größten erreichten Scheitelabminderungen wider (Methode 2: max. 0,84 %). Die zugehörigen Ganglinien am Gebietsauslass sind in Abbildung 7 dargestellt.

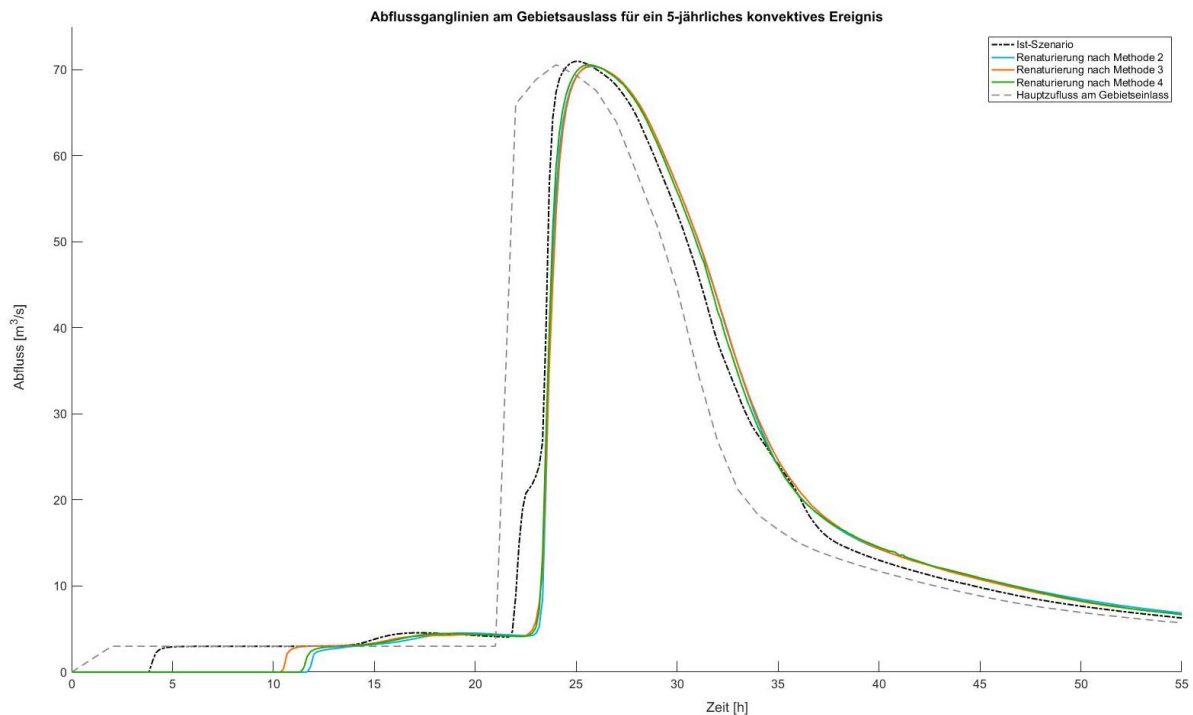


Abb. 7: Vergleich der szenarienbedingten Abflussganglinien am Modellauslass für ein 5-jährliches konvektives Hochwasserereignis

Der Anlauf der Abflusskurven lässt die Fließwegverlängerung der renaturierten Modellszenarien gegenüber dem Ist-Zustand deutlich erkennen. Methode 2 zeigt hierbei die größte zeitliche Verzögerung, was auf das Fehlen von Restriktionsbereichen mit kanalartigen Gerinnen zurückzuführen ist. Die temporale Translation zwischen den Ganglinien der Methoden 3 und 4 im Anlauf verdeutlicht die detaillierter modellierten gewässermorphologischen Charakteristika. Des Weiteren lässt sich im Falle der Renaturierungsszenarien das frühe Füllen der Retentionsräume in den Vorländern ab einem Durchfluss von ca. $5 \text{ m}^3/\text{s}$ deutlich erkennen. Im Gegensatz dazu beginnt das Ausuferen bzw. das Füllen der Retentionsvolumina des Vorlandes im Ist-Zustandszenario erst ab einer Abflussmenge von ca. $21 \text{ m}^3/\text{s}$.

5. Diskussion und Ausblick

In dieser Studie konnten die höchsten Scheitelabminderungen während des 5-jährigen konvektiven Hochwasserereignisses erzielt werden. Hierbei resultiert aus einer ausgedehnteren überfluteten Fläche in Kombination mit einem größeren genutzten Retentionsvolumen eine den allgemeinen Erwartungen entsprechende höhere Scheitelabminderung. Die im Falle der advektiven Ereignisse sehr geringen Abschwächungen der Hochwasserspitzen von durchschnittlich 0,08 % deuten darauf hin, dass anhand dieser Hochwasserwellen etwaige methodenbedingte Unterschiede nicht zuverlässig analysiert werden können. Des Weiteren lassen

die Ergebnisse des konvektiven 20-jährlichen Ereignisses derzeit vermuten, dass die Unterschiede in den Modellierungsmethoden bei höheren Jährlichkeiten von den großen Hochwassermengen überlagert werden.

Insgesamt sind die ermittelten sehr geringen Scheitelabminderungen mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die großen Hochwasservolumina in Kombination mit der kurzen Modelllänge zurückzuführen. So können bei den advektiven Ereignissen zum Zeitpunkt der Hochwassermaxima methodenübergreifend lediglich bis zu 3 % des bis dorthin im Ist-Zustandsszenario auftretenden Hochwasservolumens im Modell zurückgehalten werden. Bei den betrachteten kleinvolumigeren konvektiven Ereignissen beläuft sich dieser Wert auf bis zu 21 %. Allerdings kommt die Wirksamkeit der Maßnahmen zum Zeitpunkt des Hochwasserscheitels nicht mehr zum Tragen, da sich die Retentionsräume in den Renaturierungsszenarien bereits beim Anlaufen der Hochwasserwelle füllen.

Abschließend ist anzumerken, dass die gezeigten Ergebnisse eine Voruntersuchung der im Rahmen des ProNaHo-Projektes durchzuführenden Renaturierungsanalysen darstellen. Die gesamte Studie umfasst unter anderem den Vergleich der Umsetzung von Renaturierungs- und Auengestaltungsmaßnahmen nach den Methoden 3 und 4 entlang eines ca. 18 km langen Abschnitts des Weißen Mains. Durch die ca. 5-fache Verlängerung des zu untersuchenden Gewässerabschnitts und eine damit verbundene deutliche Zunahme des zur Verfügung stehenden Retentionsraumes, ist mit einer Erhöhung der Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen zu rechnen. Die Ergebnisse der Gesamtstudie befinden sich derzeit noch im Prozess.

6. Danksagung

Wir bedanken uns beim Bayerischen Landesamt für Umwelt für die Finanzierung des Projektes ProNaHo. Des Weiteren danken wir auch der Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH für die freundliche Unterstützung der Realisierung der im Rahmen des Projektes durchzuführenden Simulationen.

Literatur

- [DWA M 610], 2010. Neue Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern (Juni 2010). - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL DWA-Regelwerk: M 610. Hennef (Sieg).
- Bay. Lfu, 2012. Potentiell Natürliche Vegetation – Übersichtskarte 1:500.000. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Karl Grammlisch GmbH, Pliezhausen.
- Briem, E., Jüring, P. & Magelsdorf, J., 2002. Fließgewässerlandschaften in Bayern. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.). Fließgewässerlandschaften in Bayern. München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Dahm V., Kupilas B., Rolauffs P., Hering D., Haase P., Kappes H., Leps M., Sundermann A., Döbbelt-Grüne S., Hartmann Ch., Koenzen U., Reuvers Ch., Zellmer U., Zins C. & Wagner F., 2014. Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen; Forschungskennzahl 3710 24 207, UBA-FB 001936/ Anh. ,1.
- Koenzen, U., 2005. Fluss- und Stromauen in Deutschland: Typologie und Leitbilder: Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bun-

- desrepublik Deutschland" des Bundesamtes für Naturschutz FKZ: 803 82 100. Angewandte Landschaftsökologie 65. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Marenbach, B., 2002. Der Beitrag naturnaher Retentionsmaßnahmen in den Talauen zur Hochwasserdämpfung. Mitteilung des Fachgebiets Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern.
- PAN, 2016. Entwicklung und Anwendung einer Methodik zur Analyse der innerhalb der Auenkulisse wirkenden Restriktionen (Restriktionsanalyse). PAN - Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, München; (Hrsg.) Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg: Eigenverlag.
- Pottgieser, T. & Sommerhäuser, M., 2008. Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen; Umweltbundesamt und Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser; Förderkennzeichen 360 15 007.
- Rieger, W., 2012. Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. Zugl.: Neubiberg, Univ. der Bundeswehr München, Diss., 2012. Mitteilungen / Universität der Bundeswehr, München, Institut für Wasserwesen: Bd. 116. Aachen: Shaker.
- Rieger, W. & Disse, M., 2010. Erstellung eines Hochwasserschutzkonzepts mit integrierten dezentralen Maßnahmen auf Grundlage hydrologischer und hydrodynamisch numerischer Modellierungen. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29.10: 101-109.

Untersuchung von Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in Sachsen

Robert Schwarze, Corina Hauffe, Patric Röhm, Michael Wagner, Niels Schütze, Karin Kuhn

Zusammenfassung

Der Klimawandel erfordert die Entwicklung von Anpassungsstrategien zur Bewältigung zu erwartender Veränderungen im regionalen Wasser- und Stoffhaushalt. Daraus resultieren Anforderungen an Forschung und Wasserwirtschaftsbehörden, erforderliche Daten, Informationen und Prognosen zur Entwicklung des Wasserdargebots zur Verfügung zu stellen. Im Forschungsprojekt KliWES „Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten sächsischer Gewässer“ werden wesentliche hydrologische Grundlagen zur Bewältigung dieser Aufgabe erarbeitet. Ziel sind sachsenweite Aussagen für Niederschlag, Verdunstung, Gesamtabfluss, Direktabfluss, schneller und langsamer Grundwasserabfluss im Ist-Zustand sowie für Klima- und Landnutzungsszenarien in einer räumlichen Auflösung von 500x500m. Die zeitliche Auflösung überdeckt die Spanne von täglichen Werten bis langjähriges Mittel. Der Beitrag stellt die Methodik und die wesentlichen Ergebnisse vor.

1. Methodik

Vor dem Hintergrund der eingangs genannten Aufgaben rief das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) 2008 das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben KliWES ins Leben. Am Lehrstuhl für Hydrologie der TU Dresden (IHM-TUD) wird seitdem der Themenkreis Wasserhaushalt mit einem am IHM-TUD konzipierten dreistufigen Lösungsansatz LfULG (2008), Schwarze et al. (2016) bearbeitet.

Der erste Schritt beinhaltet eine sachsenweite Analyse geeigneter meteorologischer und hydrologischer Beobachtungsdaten (120 Einzugsgebiete, 1951–2010) inkl. einer Ableitung der genannten Wasserhaushaltsdaten für den Ist-Zustand. Als Verfahren kommen die Abflusskomponentenanalyse DIFGA, Geostatistik und Sensitivitätsanalysen zur Anwendung. Es lassen sich bereits für den Ist-Zustand signifikante Bruchpunkte im Niederschlags-Abfluss-Regime infolge sich ändernder meteorologischer Antriebe aufzeigen (siehe Abschnitt 3.1). Bereits diese Bearbeitungsstufe zeigt, dass in Gebirgslagen eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz ohne Berücksichtigung von Nebelniederschlägen unmöglich ist (siehe Abschnitt 3.2).

Im zweiten Schritt erfolgt eine sachsenweite Modellierung des Wasserhaushalts mit ArcEGMO Pfützner et al. (2007) in Kombination mit dem Grundwasserabflussmodell SLOWCOMP Schwarze et al. (1999) für Ist-Zustand (1951–2010) und 13 Klima- und 3 Landnutzungsszenarien (2011–2100). Die getroffene Modellauswahl fußt auf einem Modellvergleich mittels einer quantifizierbaren Methode zur Ermittlung von Bewertungszahlen unter Nutzung objektiver Testkriterien in drei Maßstabsebenen (Lysimeter, Kleinstinzugsgebiet, Einzugsgebiet). Einbezogen wurden die Modelle: BROOK90 (Federer et al. (2003)), SWAT (Neitsch et al. (2001)), HYDRUS (Šimůnek et al. (2005)), ArcEGMO, WaSiM-ETH (Schulla (1997), Scherzer et al. (2006); Topmodel- und Richards-Ansatz), AKWA-M (Münch (2007)) und MIKE SHE (Refsgaard et al. (1995)). Alle Modelle nutzen die gleiche Datenbasis. Die Parametrisierung erfolgt nach modellinternen Vorgaben bzw. durch direkte Ableitung aus Gebietseigenschaften. Die Modellbewertung ermittelt Bewertungszahlen anhand folgender Kriterien: Bestimmtheitsgrad, Prozessabbildung Boden-Pflanze-Atmosphäre, Parametrisierbarkeit, Anpassungsgüte, Robustheit, Szenariofähigkeit, Kalibrieraufwand, Handling, Rechenzeit. Die Quantifizierung der Tests basiert auf einem eigens entwickelten Punkteschlüssel. Die Festlegung der Punktwerte

erfolgt für jedes Kriterium mit einem Regelwerk. Unter Beachtung der Zielstellung und der für den Untersuchungsraum verfügbaren Daten und Gebietsinformationen weist dieser Test ArcEGMO/SLOWCOMP als den geeignetsten Ansatz aus. Eine detaillierte Beschreibung der Modelltestung und -auswahl gibt Schwarze et al. (2016).

Unter Nutzung der Datenanalysen des ersten Schrittes wird ein physikalisch begründetes Parametermodell für das Grundwasserabflussmodell formuliert. Struktur und Aufteilung der Wasserflüsse sowie die Modellparameter von SLOWCOMP lassen sich geohydraulisch interpretieren. Ausführungen in Schwarze et al. (1999) und Hennig & Schwarze (2001) zeigen, dass sich der Grundwasserabfluss ausgehend von einer analytischen Lösung der BOUSSINESQ-Gleichung bzw. der instationären Grabenanströmung als Parallelschaltung von Einzellinearspeichern (ELS) beschreiben lässt. Dies eröffnet die Möglichkeit, Modellparameter aus Gebietseigenschaften abzuleiten. Entsprechend der theoretischen Herleitung hängen sie von geohydraulischen (drainabler Hohlraumanteil n_e , Gebirgsdurchlässigkeit k_f) und geomorphologischen Kennwerten (Fließlänge L , Mächtigkeit des Aquifers h_m) ab. Dies bildete die Grundlage für eine physikalisch begründete regionale Bestimmung der konzeptionellen SLOWCOMP-Parameter. Für die ELS-Speicherkonstanten CG z.B. gilt

$$CG = f\left(\frac{L^2 \cdot n_e}{h_m \cdot k_f}\right) \quad (1)$$

Das Regionalisierungsmodell stellt den Zusammenhang zwischen den empirischen Ergebnissen (u.a. ELS-Speicherkonstanten ermittelt mit DIFGA) und Gebietskennwerten her. Da der Charakter des Zusammenhanges durch die physikalische Interpretation vorgegeben ist, kann für seine Quantifizierung eine multiple Regressionsanalyse eingesetzt werden. Die Regionalisierungsbeziehungen werden für Klassen mit einheitlichen geohydraulischen Eigenschaften erstellt. Die methodischen Grundlagen beschreibt Schwarze et al. (1999a), die Klassifizierungsvorschriften Schwarze (2004).

Untersuchungen zur Parametersensitivität ergaben 3 maßgebliche Parameter (teilweise Kombination mehrere Einzelparameter) in ArcEGMO / SLOWCOMP:

- Aufteilungsparameter der Perkolatation, teilt die Grundwasserneubildung GWN auf zwei Grundwasserabflusskomponenten auf,
- Makroporositätsparameter (Makroporentiefe und Makroporenanteil an der Bodenoberkante und an der Bodenunterkante),
- Verdunstungsparameter (minimaler und maximaler k_c -Faktor der Gras-Referenzverdunstung zur Modellierung des Jahresgangs der realen Verdunstung).

Diese Parameter werden mit einer zweistufigen, multikriteriellen Parameteroptimierung (MKO) anhand mehrerer im ersten Schritt erstellter Zielfunktionen (mittels DIFGA ermittelt: Ganglinien von zwei Grundwasserabflusskomponenten, GWN, Gebietsverdunstung, Messwerte: Abfluss) optimiert. Evolutionäre Strategien stellen leistungsfähige Optimierungsalgorithmen dar, die bei der MKO Verwendung finden. Zur automatischen Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells ArcEGMO kommt die multi-objective covariance matrix-adaptation evolutionary strategy (Igel et al. (2007)) in einer parallelisierten Form von Müller (2015) zum Einsatz. Eine detaillierte Darstellung geben Hauffe et al. (2016).

Die vorab berechneten Ergebnisse beider Arbeitsschritte können über die interaktive Web-GIS-Applikation www.wasserhaushaltsportal.sachsen.de genutzt werden (siehe Abbildung 1).

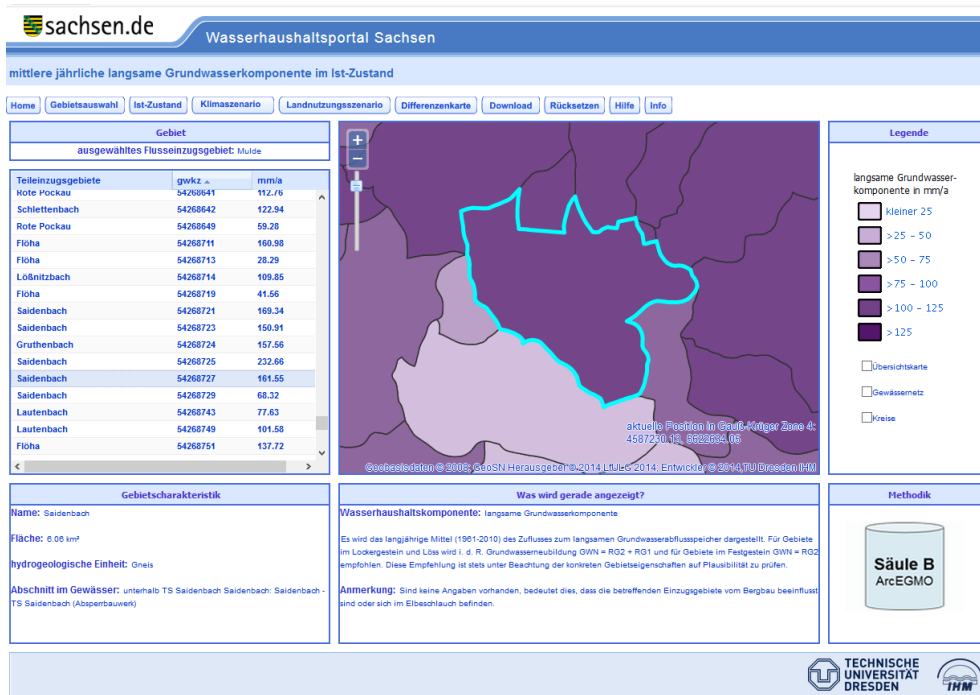


Abb. 1: Ergebnisausgabe über die Web-GIS-Anwendung für das Beispiel mittlere jährliche Neubildung der langsamen Grundwasserabflusskomponente im Ist-Zustand (1961-2010) für ein Teileinzugsgebiet des Saidenbaches

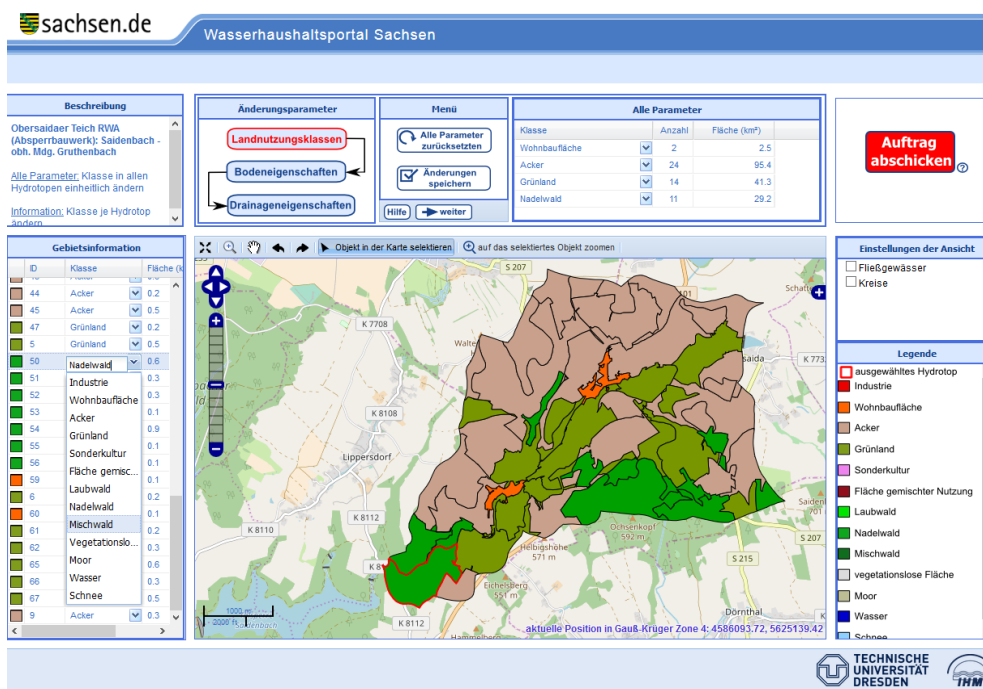


Abb. 2: Ansicht der Web-Oberfläche des Expertensystems im Arbeitsschritt „Änderung Landnutzung Nadelwald in Mischwald“ für eine Teilfläche im Saidenbach

Die dritte Komponente des Wasserhaushaltsportal ist ein webbasiertes Expertensystem zur interaktiven Simulation und Bewertung von Managemententscheidungen (z.B. Landnutzungsänderungen). Dieses ermöglicht es Nutzern, Berechnungen mit selbst gewählten Parametern und Eingangsdaten über eine Web-Anwendung durchzuführen (siehe Abbildung 2).

Über das Portal sind Ergebnisse sowohl Fachleuten als auch der breiten Öffentlichkeit zugänglich. Das Portal wird regelmäßig aktualisiert und erweitert (z.B. Ergebnisse für neue Klimaszenarien). Weitergehende Informationen enthalten Schwarze et al. (2016a), Müller et al. (2016).

2. Datengrundlage

Die Erstellung einer konsistenten und homogenen, sachsenweiten Datenbasis (ca. 18.000 km²), als essentielle Grundlage einer validen Wasserhaushaltsberechnung, erfordert einen sehr großen Aufwand bei einer Fülle von Einzelaufgaben. Nachfolgend erfolgt ein kurzer Überblick ohne Details. Schwarze et al. (2011, 2016) gibt eine umfassende Darstellung.

2.1 Geodaten

Bei den Geodaten (u.a. Geologie, Boden, Landschaftsmodell, Landnutzung, Höhenmodell, Wasserläufe, Einzugsgebiete) bestand das generelle Problem, dass alle Datensätze nur in den Grenzen des Freistaates existieren. Der KliWES-Bearbeitungsraum überragt aber diese Grenzen, da z.B. viele Quellgebiete auf tschechischem Staatsgebiet liegen. Das erfordert, den sächsischen Datenbestand mit Daten benachbarter Bundesländer sowie Tschechien zu verknüpfen. Da alle Geodaten von verschiedenen Bearbeitern stammen, sind die GIS-Daten häufig untereinander schlecht referenziert, was umfangreiche Arbeiten für die Bereinigung nach sich zieht. Häufig genügte die Qualität der verfügbaren Datensätze nicht den Modellanforderungen. So erfordern z.B. die meisten Modelle zur Wasserhaushaltsberechnung eine Parametrisierung der Gewässerstruktur auf Grundlage eines durchgängigen, gerouteten Gewässernetzes. Keines der recherchierten Gewässernetze erfüllte seinerzeit ohne aufwendige Nachbearbeitung diese Anforderung. Die verfügbaren Bodenkarten (BKkonz und BK50) enthielten viele nichtkartierte Bereiche. Die Lückenschließung erfolgt mit einem genetischen, auf Nachbarschaftsanalysen beruhenden Ansatz. Ausreichende räumliche Informationen zu Stadtbodentypen, Versiegelungsgraden, zum Typ und Anschlussgrad der Kanalisation lagen nicht vor. Für eine Wasserhaushaltsmodellierung ausreichenden Informationen lassen sich aber aus den für Sachsen verfügbaren Stadtstrukturtypenkartierungen ableiten.

2.2 Klimadaten

Klimadaten für Ist-Zustand und Projektionen müssen in einer räumlichen Auflösung von mindestens 1000 x 1000 m vorliegen. Die Wasserhaushaltsberechnungen erfordern für 1961 bis 2100 folgende Daten in täglicher Auflösung: Korrigierter Niederschlag (RICHTER, 1995), mittlere, maximale und minimale Temperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung. Als Klimaprojektionen werden 13 verschiedene Ergebnisse der statistischen Downscaling-Verfahren WETTREG und WEREX genutzt HAUFFE et al. (2016), welche als Stationsreihen für 1961 bis 2100 bereitstehen. Diese täglichen Daten werden unter Anwendung von Thiessen-Polygonen, Inverse Distance Weighting und Kriging mit Drifffunktionen in

einen flächendeckenden Raster-Datensatz überführt. Weiterhin wird das regionale Klimainformationssystem ReKIS (2014) genutzt.

2.3 Hydrologische Daten

Diese Daten umfassen Durchflüsse an Pegeln, Bewirtschaftungsdaten von Talsperren und Überleitungen sowie Daten von Grundwassermessstellen. Zur Verfügung stehen 140 langjährige Durchflussmessreihen aus anthropogen weitgehend unbeeinflussten Einzugsgebieten. Im Rahmen einer Konsistenz- und Homogenitätsprüfung erfolgt die Prüfung auf eine konsistente Massenbilanz innerhalb eines Flussgebietes. Falls diese nicht vorliegt, wird sie, basierend auf der Erstellung konsistenter Wasserstands-Durchfluss-Beziehungen im Längsschnitt, erzeugt. Die täglichen Durchflüsse liegen für 1951 bis 2010 vor. Die Verlängerung kürzerer Reihen sowie die Lückenschließung erfolgt mittels Regression zu benachbarten Messstellen.

3. Ergebnisse

Nachdem Ende 2015 die Wasserhaushaltsszenarien berechnet und über das Wasserhaushaltsportal bereitgestellt waren, erfolgen im Anschluss Auswertungen und Interpretationen der erzeugten Datenbasis, von denen einige Aspekte im Folgenden näher vorgestellt werden.

3.1 Analyse der Sensitivität von Wasserhaushaltsgrößen gegenüber Klimaänderungen

Die Analyse des Temperaturverlaufes in Sachsen in den Jahren von 1961 bis 2014 zeigt, dass Ende der 1980er Jahre ein Bruchpunkt zu identifiziert ist. Im Mittel stieg die Temperatur vom ersten Zeitraum 1961-1987 gegenüber dem zweiten Zeitraum 1988-2014 um 0,8 K. In einer Sensitivitätsanalyse wird untersucht, inwieweit sich die veränderten klimatischen Bedingungen auf Wasserhaushaltsgrößen durchprägen. Dafür werden in 120 Einzugsgebieten beide Zeiträume einzeln mit DIFGA analysiert und die Ergebnisse verglichen. Am Beispiel des Pegels Elbersdorf an der Wesenitz sollen mögliche Reaktionen aufgeführt werden. Abb. zeigt Ganglinien und Quantile (bzw. Quantilsbereiche) für Niederschlag P, Grundwasserneubildung GWN, Direktabfluss RD und das als Verdunstung interpretierbare Restglied REST aus DIFGA.

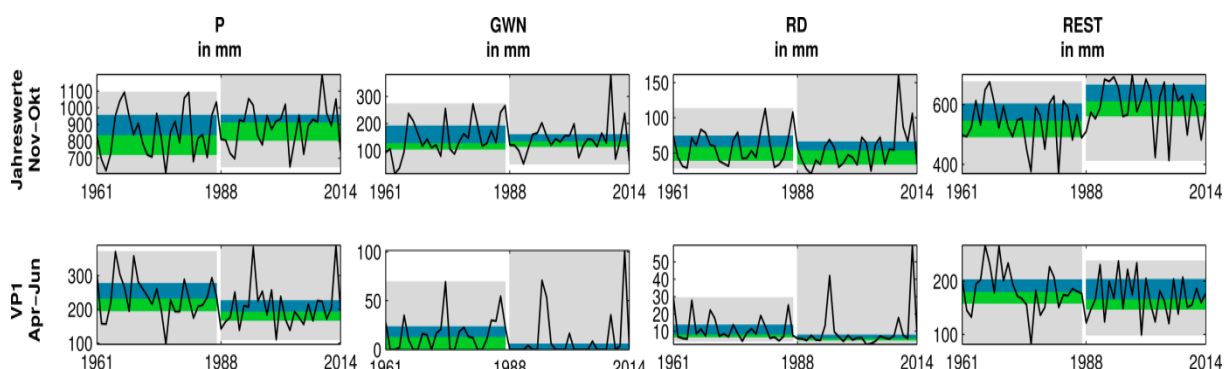


Abb. 3: Entwicklung von Wasserhaushaltsdaten im Jahresbezug bzw. in der ersten Vegetationsperiode (VP1). Die Ganglinien sind als schwarze Linien und die je Auswertungszeitraum vorliegenden Quantile als farbige Flächen dargestellt (grau: 100 %, grün und blau: mittlere 50 %, Kante von grün zu blau: Median)

Der Jahresniederschlag zeigt eine deutliche Erhöhung. Demgegenüber steht ein geringeres Wasserdargebot in der ersten Vegetationsperiode (VP1). Beide Sachverhalte sind typisch für

die meisten sächsischen Einzugsgebiete. Die GWN ist im Jahr nicht wesentlich beeinträchtigt, wobei ein verkleinerter Interquartilsabstand hier auf ein robusteres, mittleres Verhalten hindeutet. Allerdings kommt es wegen des geringeren Wasserdargebots in VP1 nur noch in einzelnen Jahren zur Grundwasserneubildung. Ein ähnliches Verhalten zeigt der Direktabfluss (ein ähnliches Niveau im Jahresbezug, aber sinkende Werte in VP1). Im Jahresbezug können durch die erhöhten Temperaturen im Median 65 mm (Mittelwert 57 mm) mehr Wasser verdunstet werden. Allerdings wird in diesem Einzugsgebiet die Verdunstungsmenge in VP1 durch das gesunkene Wasserdargebot begrenzt, weshalb es nicht zu höheren Verdunstungen kommt. Diese Eigenschaft unterscheidet sich stark innerhalb sächsischer Einzugsgebiete. Während in niederschlagsreichen Regionen trotz gesunkenen Wasserdargebotes in VP1 eine Verdunstungszunahme verzeichnet werden kann, nimmt die Verdunstung in niederschlagsarmen Regionen deutlich ab. Generell wird auf Kosten des Abflusses prozentual mehr Wasser verdunstet (hier jährlich 5 % im Median, im gesamten Untersuchungsgebiet zumeist 5 bis 15 %). Weitere Ausführungen enthalten Schwarze et al. (2017) und Mellentin et al. (2018).

3.2 Nebelniederschlag

Die DIFGA-Analysen zeigen, dass ab 400m NHN eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz ausschließlich mit dem gemessenen Niederschlag nicht zu erlangen ist. Im langjährigen Mittel ergibt die Differenz aus dem nach Richter korrigierten Niederschlag P und dem beobachteten Abfluss R zu geringe Werte für die Verdunstung ETR, wobei im Winterhalbjahr häufig Abflussbildungssummen vorliegen, die größer als die Niederschlagssumme sind. Als Ursache ist der sekundäre Niederschlagsgewinn aus abgefangenen bzw. abgesetzten Niederschlägen anzusehen. Dabei spielen in höheren Mittelgebirgslagen Nebelniederschlag und Raufrost die entscheidende Rolle, welche für eine plausible Wasserhaushaltsbilanzierung neben dem über normale Niederschlagssammler gemessenen Niederschlag einbezogen werden müssen. In einem ersten Schritt erfolgt eine Berechnung der mindestens notwendigen Höhe des Nebelniederschlags P_{Nebel} als Restglied der Wasserhaushaltsbilanz. Stark vereinfacht wird für den Fall, dass die Bilanz $P-R=ETR$ Werte kleiner Null ergibt, der Wert P_{Nebel} so bestimmt, dass das Bilanzsaldo $P+P_{\text{Nebel}}-R$ wenigstens den Wert Null annimmt.

Tab. 1: Mittlere Werte im Untersuchungsraum untergliedert in Höhenstufen für den Niederschlag P, den aus dem Restglied der Wasserhaushaltsbilanz ermittelten Nebelniederschlag P_{Nebel} und P_{gesamt} als Summe beider Größen in mm/a, Reihe 1967 - 2010

Höhenschicht in mNHN	Jahr				
	P	P_{Nebel}	min P_{Nebel}	max P_{Nebel}	P_{gesamt}
400-500	932,2	1,9	0,0	29,1	934,1
500-600	983,4	6,3	0,0	56,0	989,7
600-700	1053,3	13,2	0,0	88,5	1066,5
700-800	1101,9	26,0	0,0	107,4	1127,9
800-900	1146,0	36,7	6,8	102,4	1182,7
900-1000	1243,8	41,6	11,4	101,9	1285,4
1000-1100	1268,2	28,4	12,6	56,9	1296,6
1100-1200	1311,0	25,0	23,2	27,1	1336,0

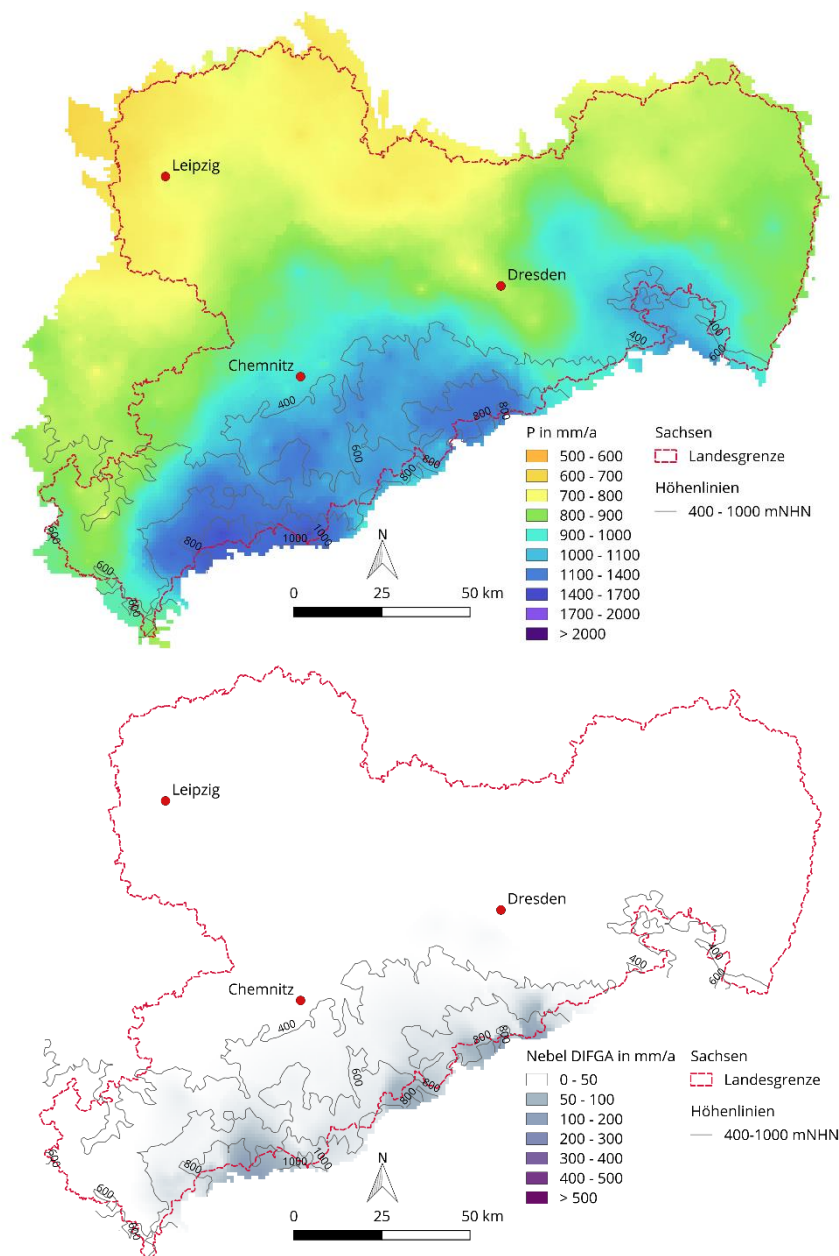


Abb. 4: Mittlere jährliche Niederschlagssumme (oben), mittlerer jährlicher Wassergewinn aus Nebel (unten) berechnet als Restglied der Wasserhaushaltsbilanz, mm/a, 1967-2010

In Tabelle 1 ist der mittlere jährliche Nebelwassergewinn aufgeführt, Abbildung 4 zeigt die räumliche Verteilung in Bezug zum mittleren jährlichen, nach Richter korrigierten, Niederschlag. Eine umfassende Darstellung der Methodik enthält SCHWARZE et al. (2013 und 2016). Das zuvor erläuterte Vorgehen weist eine Reihe von Einschränkungen auf. Die verwendeten Beobachtungsdaten für P und R müssen einer äußerst sorgfältigen Konsistenz- und Homogenitätsprüfung unterzogen werden, da alle Fehler in den Eingangsdaten auf das Restglied Nebel durchschlagen. Nebel nach der Restgliedmethode wird fast ausschließlich im Winterhalbjahr berechnet, da im Sommer der beobachtete Niederschlag i.d.R. ausreicht, um die geringe Abflussbildung zu generieren. Da die Methode auf beobachteten Daten fußt, ist sie nicht

(oder nur eingeschränkt) auf Klimaszenarien übertragbar. Deshalb kommt zusätzlich ein Verfahren zum Einsatz, das ein Nebeldepositionsmodell mittels meteorologischer Daten und Vegetationsdaten antreibt und so den Nebelniederschlag berechnet (Bernhofer et al. (2017)). Hydrologische Daten auf Einzugsgebietsebene werden zur Plausibilisierung herangezogen. Abbildung 5 zeigt die nach diesem Verfahren berechneten Nebelniederschlagsmengen.

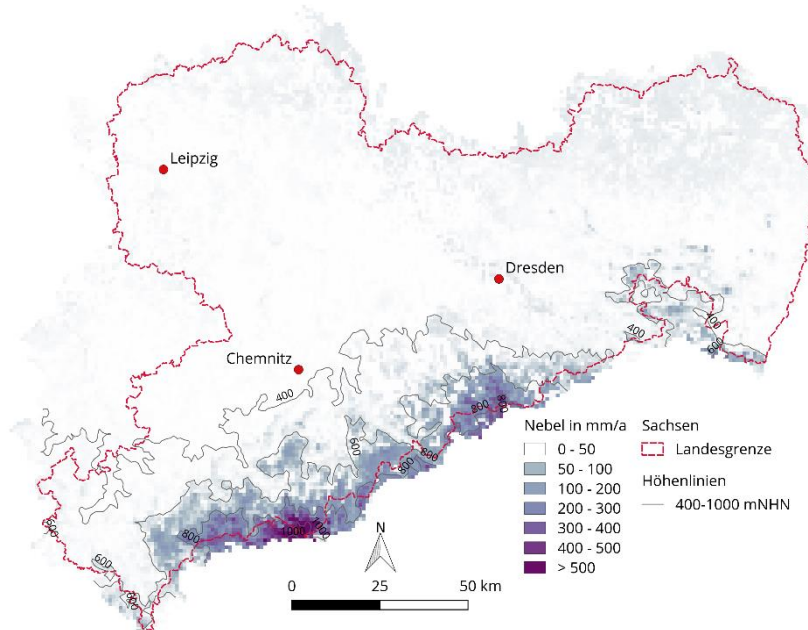


Abb. 5: Räumliche Verteilung der nach Bernhofer et al. (2017) berechneten mittleren jährlichen Niederschlagsmenge im KliWES Untersuchungsraum, 1967-2010

Tab. 2: Mittlere Werte im Untersuchungsraum untergliedert in Höhenstufen für den Niederschlag P und den nach Bernhofer et al. (2017) ermittelten Nebelniederschlag P_{Nebel} und P_{gesamt} als Summe beider Größen in mm/a, Reihe 1967 - 2010

Höhenschicht in mNHN	Jahr		
	P	P _{Nebel}	P _{gesamt}
400-500	932,2	6,9	939,1
500-600	983,4	13,6	997,0
600-700	1053,3	35,9	1089,2
700-800	1101,9	109,4	1211,3
800-900	1146,0	200,4	1346,4
900-1000	1243,8	347,5	1591,3
1000-1100	1268,2	590,0	1858,2
1100-1200	1311,0	1002,6	2313,6

Der Vergleich von Restglied und Depositionsmodell zeigt, dass der Depositionsansatz insbesondere für hohe Lagen deutlich höhere Nebelmengen ermittelt. Das ist auch vom Prozessablauf her verständlich. Das Restglied umfasst zunächst nur den abflusswirksamen Anteil (primär Abschmelzen von gefrorener Nebeldeposition z.B. Raufrost), während das Depositions-

modell zusätzlich den weitaus größeren Anteil erfasst, welcher nur verdunstungswirksam (primär Interzeption) ist. Nebel muss deshalb explizit bei der Modellierung mit ArcEGMO/SLOW-COMP berücksichtigt werden. Nähere Ausführungen dazu enthält Hauffe et al. (2018).

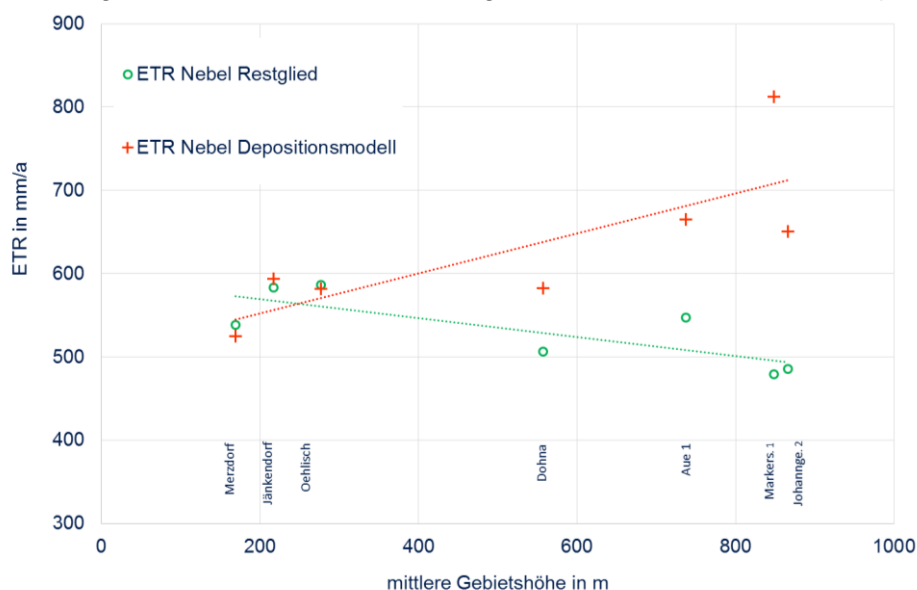


Abb. 6: Vergleich der mittleren jährlichen Verdunstung ausgewählter sächsischer Einzugsgebiete, berechnet unter Verwendung der Nebelkorrektur über das Restglied der Wasserhaushaltsbilanz bzw. mit einem Nebeldepositionsmodell, 1967-2005

Die Abbildung 6 verdeutlicht die enormen Auswirkungen des Nebelniederschlags auf die Höhe der Gebietsverdunstung. Die bisher meist angenommene tendenzielle Abnahme von ETR mit zunehmender Gebietshöhe wird bei Berücksichtigung von Nebel zumindest für die in Sachsen erreichten Höhenlagen ins Gegenteil gekehrt.

3.2 Mögliche zukünftige Entwicklungen des Wasserhaushaltes in Sachsen

Der in KliWES erstellte Daten- und Ergebnispool bietet vielfältige Möglichkeiten, ausgehend von den einbezogenen Klimaszenarien mögliche Entwicklungstendenzen des Wasserhaushaltes komponentenbezogen und regional differenziert zu analysieren.

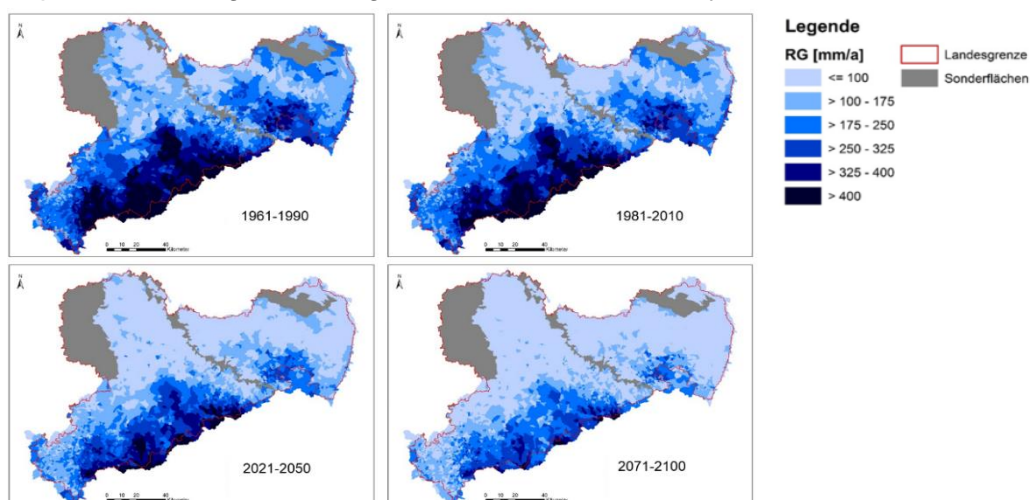


Abb. 7: Entwicklung der GWN in Sachsen für die die Klimaprojektion WETTREG2010, A1B Realisierung 99 (Hauffe et al. 2016, überarbeitet)

Die Abbildung 7 zeigt beispielhaft die zukünftig mögliche Entwicklung der Grundwasserneubildung in Sachsen (ohne durch rezenten Bergbau beeinflusste Areale) ausgehend vom Ist-Zustand (1961-1990) für drei Zeitabschnitte bis 2100. Deutlich erkennbar ist die starke Abnahme der GWN in den tiefer gelegenen Landesteilen und östlich der Elbe (Lausitz), während in den Kammlagen des Erzgebirges die Änderungen vergleichsweise gering ausfallen. Weitere beispielhafte Auswertungen enthalten Hauffe et al. 2016 und Schwarze et al. 2016a.

Literatur

- Bernhofer, Ch., Körner, Ph., Schwarze, R., 2017. Modellierung abgesetzter Niederschläge. Schriftenreihe des LfULG Heft 9/2017. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/28753>
- Federer, C.A., Vörösmaty, C., Fekete, B., 2003. Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.* 4:1276-1290.
- Hauffe, C., Müller, R., Winkler, P., Baldy, A., Schwarze, R., Schütze, N., 2016. Strategie zur Kalibrierung großräumiger Wasserhaushaltsmodelle sowie Ergebnisse für Ist-Zustand und Klimaszenarien in Sachsen. *Hydrologie u. Wasserwirtschaft HW60 2016*, H.157-77
- Hauffe, C., Schwarze, R., Wagner, M., Körner, Ph., 2018. Zur Notwendigkeit der Berücksichtigung von Nebelniederschlag in Wasserhaushaltsberechnungen. *Forum für Hydrologie und Wasserwirtschaft Heft 39.18*
- Hennig, H. & Schwarze, R., 2001. Geohydraulische Interpretation des Konzeptmodells Einzel-linearspeicher und Konsequenzen für die Modellierung des Grundwasserabflusses. *Wasserwirtschaft*, 90, (2001) 1, 42-48.
- Igel, C., Hansen, N., Roth, S., 2007. Covariance Matrix Adaptation for Multi-objective Optimization, *Evolutionary Computation* 15(1).
- LfULG, 2008. Fachkonzept zur Berechnung des Wasserhaushalts für den Fest- und Lockergesteinsbereich in Sachsen mit dem Schwerpunkt Grundwasserhaushalt Forschungsbericht. Bearb.: TU Dresden, Lehrst. f. Hydrol. für LfULG. April 2008.
- Mellentin, U. Schwarze, R. Wagner, M., 2018. Sensitivität des Wasserhaushaltes sächsischer Pegelinzugsgebiete im rezenten Klimawandel. *Forum für Hydrologie und Wasserwirtschaft Heft 39.18*, Poster 1.30
- Müller, R., Gurova, A., Röhm, P., Winkler, P., Schwarze, R., Dröge, W., Schütze, N., 2016. Das Wasserhaushaltsportal Sachsen – Recherche und Visualisierung vorab berechneter Ergebnisse und interaktive Berechnung für den Ist-Zustand und für Szenarien. *Hydrologie u. Wasserwirtschaft HW60 2016*, H.1 78-87
- Münch, A., 2007. AKWA-M Wasserhaushalts- und Niederschlags-Abfluss-Modell AKWA-M – Dokumentation. Dittrich und Partner Hydro-Consult GmbH Bannewitz.
- Neitsch, S. L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2001. Soil and water assessment tool – Theoretical documentation Version 2000 (<http://www.brc.tamus.edu/swat/>). US Dep. of Agricult. Agricultural Research Serv., T/2 und 3, 145-155.
- Pfützner, B., Klöcking, B., Becker, A., 2007. ArcEGMO GIS-gestützte hydrologische Modellierung. (Hrsg.) BAH – Büro f. Angew. Hydrologie, Berlin und Potsdam.
- Refsgaard, J.C., Storm, B., Singh, V.P., 1995. MIKE-SHE. In: *Computermodels of watershed hydrology*. Water Res. Publications. Colorado (USA), pp 809-846.

- Šimůnek, J., Van Genuchten, M.T., Sejna, M., 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Univ. California-Riverside Res. Rep. pp. 240.
- Richter, D., 1995. Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Nr. 194, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- Scherzer, J., Pöhler, H., Chmielewski, F.-M., Jasper, K., Henniges, Y., 2007. KliWEP - Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe Weiterentwicklung von WaSiM-ETH: Implikation dynamischer Vegetationszeiten und Durchführung von Testsimulationen für sächsische Klimaregionen. Abschlussbericht für das LfULG Sachsen.
- Schulla, J. & Jasper, K., 2006. Model description WaSiM-ETH. – Internal report, Institute for Atmospheric and Climate Science, ETH Zürich.
- Schwarze, R., Dröge, W., Opherden, K., 1999. Regional analysis and modelling of groundwater runoff components from catchments in hard rock areas. IAHS Publ. 01/1999, 254.
- Schwarze, R., Dröge, W., Opherden, K., 1999a. Regionalisierung von Abflusskomponenten, Umsatzräumen und Verweilzeiten für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete. In: Kleeberg, H.B., Mauser, W., Peschke, G. u. Streit, U. (Eds), Hydrologie und Regionalisierung – Ergebnisse eines SPP (1992 - 1998), Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim: Wiley - VCH, 345 – 370.
- Schwarze, R., 2004. Berechnung unterirdischer Abflusskomponenten mit dem Modul SLOW-COMP. In: Becker, A., Lahmer, W. Hrsg.) Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißenseeeverlag, Berlin: 193–205.
- Schwarze, R., Dröge, W., Hofmann, J., Maleska, V., Lünich, K., Schönfeld, M., Spitzer, S., 2011. KliWES – Abschätzung der für Sachsen prognostizierten Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in den Einzugsgebieten sächsischer Gewässer. Teil 1: Wasserhaushalt, Kernkomponente. Schriftenreihe des LfULG, Heft 44/2011. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15110>
- Schwarze, R., Dröge, W., Hauffe, C., Baldy, A., Wagner, M., 2013. KliWES – Nebelkorrektur. Schriftenreihe LfULG, Heft 16/2013. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/1216>
- Schwarze, R., Dröge, W., Wagner, M., Spitzer, S., Maleska, V., Kuhn, K., 2016. Untersuchung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Sachsen – Lösungsansatz, Analyse Ist-Zustand, Daten- und Parametermodell, Modelltest. Hydrologie u. Wasserwirtschaft HW60 2016, H.1 38-56
- Schwarze, R., Gurova, A., Röhm, P., Hauffe, C., Baldy, A., Winkler, P., Müller, R., Dröge, W., Wagner, M., Kuhn, K., Friese, H., Lünich, K., 2016a. Wasserhaushalt im Wandel von Klima und Landnutzung. Schriftenreihe LfULG, Heft 8/2016 <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/26146>
- Schwarze, R., Wagner, M., Röhm, P., 2017. Anpassungsstrategien an den Klimawandel - Analyse der Sensitivität von Wasserhaushaltsgrößen sächsischer Pegelinzugsgebiete bezüglich des ab 1988 gegen über dem Referenzzustand von 1961-1987 erhöhten Temperaturniveaus. Forschungsendbericht TU Dresden Inst. f. Hydrologie u. Meteo. Juni 2017

Beitrag von Waldflächen zur Sickerwasserbildung in Niedersachsen

Bernd Ahrends, Johannes Suttmöller, Paul Schmidt-Walter, Henning Meesenburg

Zusammenfassung

Mittels des TUB-BGR-Verfahrens wurden für die flächenhaft wichtigsten Landnutzungen Ackerland, Grünland und Wald die jährlichen Sickerwasserraten in den Zeiträumen 1981-2010 und 2041-2070 für Niedersachsen geschätzt. Die forstliche Nutzung wird nach Laub- und Nadelwald unterschieden. Unter den aktuellen klimatischen Bedingungen ergibt sich für Wald gegenüber Grünland eine um ca. 60 mm, gegenüber Ackerland um ca. 120 mm geringere Sickerwasserrate. Unter den zukünftigen klimatischen Bedingungen wird ein signifikanter Anstieg der Differenz um 6 bis 7 mm erwartet. Die Ergebnisse können genutzt werden, um die zukünftige Verfügbarkeit von Wasserressourcen und die hydrologische Wirksamkeit von Landnutzungsänderungen (z.B. Aufforstung von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Waldumbau) abzuschätzen. Darüber hinaus wurde der empirische TUB-BGR-Ansatz für die Waldflächen bundesweit an den Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) mit dem prozessorientierten hydrologischen Modell LWF-Brook90 verglichen. Trotz einer insgesamt guten Übereinstimmung zeigen sich größere Abweichungen mit steigender nutzbarer Feldkapazität des betrachteten Standortes.

1. Einleitung

Wälder üben einen ausgleichenden Einfluss auf den Gebietswasserhaushalt aus und tragen mehr als andere Landnutzungsformen zu einer guten Qualität von Gewässern bei. Gleichzeitig sind Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung unter Wald aufgrund der höheren Verdunstung von Wäldern geringer als unter anderen Landnutzungen. Für die Planung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (z.B. Wassergewinnung, Gewässerschutz, Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen) ist daher eine möglichst präzise Schätzung des Beitrags von Waldflächen zur Sickerwasser- und Grundwasserneubildung wünschenswert. Ein praktisches Beispiel ist die in den §§ 61 ff NWG geregelte Gewässerunterhaltung in Niedersachsen. Die Gewässer zweiter Ordnung sind nach §§ 64 NWG von Wasser- und Bodenverbänden (Unterhaltungsverbänden) zu unterhalten. Gemäß § 64 Abs. 1 Satz 1 NWG wird die Beitragspflicht nach dem Verhältnis bestimmt, in dem die Mitglieder am Verbandsgebiet beteiligt sind (sog. Flächenmaßstab). Für Waldbesitzer wirkt sich die derzeit praktizierte pauschalierte Form der Beitragsbemessung nachteilig aus, weil hierbei nicht zwischen den verschiedenen Landnutzungsformen differenziert wird und Waldflächen somit gemessen an der mittleren Abflussmenge überproportional zu den Kosten der Gewässerunterhaltung beitragen. Für die Anwendung eines Vorteilsmaßstabes müsste eine Differenzierung zwischen Waldflächen und anders genutzten Flächen anhand der jeweiligen Abflusshöhe (Abflussmenge bezogen auf die Einzugsgebietsgröße nach DIN 4049) erfolgen. Dabei kommt der Speicherfähigkeit des Waldes (Boden und Bestand) für das Niederschlagswasser sowie seinem erhöhten Verdunstungsanspruch im Vergleich zu anderen Landnutzungen eine wesentliche Rolle zu. Im Zuge von Landnutzungs- und/oder Bestockungsänderungen (z.B. Laub-/Nadel-/Mischwald) sind neben den absoluten Größenordnungen auch die Differenzen zwischen den betrachteten Szenarien von Bedeutung.

Mit welchen Methoden und/oder Modellen die vorab beschriebenen Fragestellungen bearbeitet werden, hängt von vielfältigen Faktoren wie der Datenverfügbarkeit oder den Anforderungen an die Genauigkeit der jeweiligen Ergebnisse ab. Insbesondere bei der Betrachtung von

mehreren klimatischen und landnutzungsabhängigen Varianten für einen großen Flächenausschnitt mit hohen standortsbezogenen Variationen bietet sich die Verwendung von Regressionsverfahren an, z.B. das TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al. 2008) oder das BAGLUVA-Verfahren (GLUGLA et al. 2003). Das TUB-BGR-Verfahren wurde in der Vergangenheit in verschiedenen Studien erfolgreich eingesetzt (HAUNERT 2017, JANKIEWICZ et al. 2005, RIEK & RUSS 2015) und die Simulationsergebnisse mit anderen statistischen und prozessorientierten Modellen verglichen (BAGLUVA: JANKIEWICS et al. 2005; HYDRUS-1D: KRIESE et al. 2015; WaSiM-ETH: FLECK et al. 2016; SWAT: FLECK et al. 2016). Entsprechend bietet es sich an, einen derartigen Ansatz für eine niedersachsenweite Studie zu verwenden. Da der Focus dieser Auswertung verstärkt auf der Landnutzungsform Wald liegt und im TUB-BGR-Verfahren nur zwischen den Waldtypen Laub- und Nadelwald unterschieden wird, stellt sich die Frage nach den Unsicherheiten durch diese Generalisierung auf zwei Waldtypen. Untersuchungen zur Interzeptionsverdunstung von Wäldern (AHRENDT et al. 2013, MEESENBURG et al. 2014, PECK & MAYER 1996) zeigen, dass sowohl zwischen den Nadelbaumarten (Fichte, Kiefer) als auch zwischen den Laubbaumarten (Buche, Eiche) große Unterschiede hinsichtlich der Interzeptionsverluste auftreten. Aber auch während einer forstlichen Umtriebszeit bestehen zum Beispiel bei der Kiefer erhebliche Differenzen in den verschiedenen Altersklassen (AHRENDT & PENNE 2010). Vor dem dargelegten Hintergrund lassen sich folgende Zielsetzungen für diese Untersuchung zusammenfassen:

1. die nutzungsspezifischen Differenzen der Abflussbeiträge flächendeckend für Niedersachsen zu bestimmen.
2. die Stationarität der Landnutzungsdifferenzen hinsichtlich des prognostizierten Klimawandels zu quantifizieren.
3. den Einfluss der Parametrisierung von Waldtypen mit Hilfe eines prozessorientierten Wasserhaushaltsmodells zu untersuchen.

2. Datengrundlage und Methoden

2.1 Untersuchungsansätze

Zur Bearbeitung der beschriebenen Zielsetzungen wurde zunächst der Wasserhaushalt flächendeckend für Niedersachsen im Referenzzeitraum 1981-2010 für die Landnutzungsformen Wald, Ackerland und Grünland ermittelt. Mittels Klimaprojektionen wurde geprüft, inwieweit sich der Wasserhaushalt unter zukünftigen klimatischen Bedingungen verändern würde. Weiterhin wurde bundesweit für die terrestrischen Standorte der Bundeswaldinventur (BWI, BMEL 2016) der langjährige Sickerwasserfluss sowohl mit dem TUB-BGR-Verfahren als auch mit dem forsthydrologischen Modell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) berechnet, um mögliche Differenzen aufgrund der Vereinfachung von Waldtypen im TUB-BGR-Verfahren zu bewerten. Die Auswahl eines bundesweiten Datensatzes für den Modellvergleich bot sich insbesondere vor dem Hintergrund eines wesentlich breiteren klimatischen Spektrums an, das auch mögliche zukünftige klimatische Entwicklungen abdeckt.

2.2 Klima- und Bodendaten

Grundlage für die klimatischen Antriebsdaten der Modellanwendung in Niedersachsen sind die Messdaten des DWD (252 Klima- und 1204 Niederschlagsstationen). Die beobachteten Niederschläge wurden mit einem abstands- und höhenabhängigen Regionalisierungsverfahren (DGM 12,5 m) auf ein 200 m-Raster interpoliert (SCHULLA & JASPER 2007) und gemäß der Anforderungen des TUB-BGR-Verfahrens windabhängig korrigiert. Die Gras-Referenzverdunstung wurde nach einem Ansatz von Penman-Monteith (MONTEITH 1975, PENMAN 1948) berechnet. Als Klimaprojektion für den Zeitraum von 2041 bis 2070 wurde das Szenario RCP8.5 (IPCC 2013), berechnet mit dem Regionalmodell STARS II (LUTZ et al. 2013, ORLOWSKY et al. 2008), verwendet und hieraus anhand der klimatischen Wasserbilanz eine mittlere Realisierung ausgewählt (vgl. ALBERT et al. 2016). Um nicht einen Bias zwischen Referenz- und Projektionszeitraum zu erzeugen, wurden für die entsprechenden Modellläufe die mit dem Regionalmodell STARS II berechneten Klimadaten für den Zeitraum von 1981 und 2010 verwendet. Für die 18256 terrestrischen Traktecken des 4 x 4 km BWI-Grundrasters konnte auf regionalisierte Klimadaten in täglicher Auflösung vom Institut für Geographie der Universität Hamburg zurückgegriffen werden (KAWOHL et al. 2017).

Als Grundlage für flächenhafte Bodeninformationen in Niedersachsen wurde die BÜK50 (LBEG 2015) verwendet. Für die Traktecken der BWI wurden Bodeninformationen aus bundesweit abgeleiteten Bodenprofilen verwendet (vgl. AHRENDTS et al. 2017; HAFNER et al. 2017; PETZOLD & BENNING 2017).

2.3 TUB-BGR-Verfahren

Die Abschätzung der Sickerwasserrate wurde mit dem TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al. 2008, 2009) durchgeführt. Der ursprünglich von RENGGER & STREBEL (1980) entwickelte und von RENGGER & WESSOLEK (1990) modifizierte regressionsanalytische Ansatz ist bundesweit einsetzbar (s. Hydrologischer Atlas von Deutschland, BMU 2003). Das TUB-BGR-Verfahren benötigt langjährige Daten der mittleren Niederschlagshöhe und der Gras-Referenzverdunstung. Ferner werden Informationen zur nutzbaren Feldkapazität (nFK), zur effektiven Durchwurzelungstiefe, zur Landnutzung und zu Geländeeigenschaften verwendet. Die praktische Umsetzung folgt in Anlehnung an die Methodenbeschreibung des Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS®) (MÜLLER & WALDECK 2011). Folgende Modifikationen wurden durchgeführt:

- nFK nach DEHNER et al. (2015)
- Effektive Durchwurzelungstiefe für Wälder auf Festgesteinen, modifiziert nach MÜLLER & WALDECK (2011)
- Berücksichtigung von Hangneigung und Exposition bei der Berechnung der potenziellen Verdunstung (vgl. WESSOLEK et al. 2009)
- Keine Berücksichtigung von Oberflächenabfluss für Ackerstandorte

Das TUB-BGR-Verfahren ist nur bei Hangneigungen < 3,5% (bis einschließlich Neigungsstufe 1) anwendbar. Auf Standorten mit höheren Hangneigungen kann Oberflächenabfluss auftreten, wodurch Teile des Niederschlags nicht der Verdunstung zur Verfügung stehen (WESSOLEK et al. 2009). Bei der Anwendung des TUB-BGR-Verfahrens wird Oberflächenabfluss nur

für ackerbaulich genutzte Standorte berechnet, da davon ausgegangen wird, dass bei Grünland und Wald ein dauerhaft ausgebildetes Makroporensystem vorhanden ist, das eine nahezu vollständige Infiltration des Niederschlags ermöglicht (JANKIEWICZ et al. 2005). In dieser Studie wurde aufgrund der geringen Bedeutung von stark geneigten Ackerstandorten in Niedersachsen auf eine Berechnung des Oberflächenabflusses verzichtet (s. JANKIEWICZ et al. 2005, Abb. 7). Die Nichtberücksichtigung des Oberflächenabflusses für Ackerstandorte führt auf Standorten mit Reliefeinfluss zu einer systematischen Unterschätzung der Abflusshöhen für diese Landnutzungsform. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten.

2.4 LWF-Brook90

Für eine detailliertere Betrachtung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten wurde das prozessorientierte forsthydrologische Simulationsmodell Brook90 (FEDERER et al. 2003) verwendet. In der Version LWF-Brook90 3.4 ist das Modell an mitteleuropäische Fragestellungen angepasst (SCHULTZE et al. 2005, HAMMEL & KENNEL 2001) und wird für zahlreiche forstliche Untersuchungen eingesetzt (AHRENDT et al. 2010, BAUMGARTEN et al. 2014, MEESENBURG et al. 2016, PANFEROV et al. 2009, SCHWÄRZEL et al. 2009, THIELE et al. 2017). Der Wasserfluss im Boden basiert auf der numerischen Lösung der Richards-Gleichung. Laub- bzw. Nadelwald wurde in dieser Anwendung mit Standardparametersätzen nach VON WILPERT et al. (2016) für Buche (Laubwald) und Fichte (Nadelwald) parametrisiert.

2.5 Statistische Methoden

Um die Zusammenhänge zwischen Variablen zu beschreiben, wurde der Spearmansche Rang-Korrelationskoeffizient (r_{Spear}) ermittelt (SACHS 1999), da nicht von einer Normalverteilung der Datensätze ausgegangen werden kann. Verwendet wurde hierzu die R-Bibliothek „Hmisc“ (HARRELL 2016). Unterschiede zwischen Klima- und Modellvarianten wurden mit einem Mann-Whitney U-Test für gepaarte Stichproben untersucht. Alle statistischen Analysen wurden mit R, Version 3.3.3 (R CORE TEAM 2017) durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Landnutzungsabhängige Sickerwasserberechnungen

In Niedersachsen wird über 40% der Landesfläche (Stand 2015 - ATKIS-Datensatz) von Ackerland eingenommen. Weitere 20% werden als Grünland genutzt, so dass über 60% des Landes Niedersachsen einer landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Rund 22% sind Wald, wobei es sich bei zwei Drittel der Bestände um Nadelwald (Fichte, Kiefer) handelt. Knapp 10% der Fläche in Niedersachsen sind Siedlungs- und Verkehrsflächen. Ein geringer Anteil entfällt auf Heide-, Moor- und Wasserflächen.

Die Berechnung der mittleren Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren für den Zeitraum 1981 bis 2010 erfolgte für die Nutzungsformen Wald, Ackerland und Grünland. Dabei wurde jeweils die Sickerwasserrate für die gesamte Landesfläche mit einer Nutzungsform ermittelt, so dass die nutzungsspezifischen Sickerwasserraten als landesweiter Mittelwert berechnet werden konnten. Die Sickerwasserrate für Wald wurde jeweils mit den mittleren landesspezifischen Flächenanteilen der Waldtypen Laubwald, Mischwald und Nadelwald berechnet. In Tabelle 1 sind die langjährigen Mittelwerte der berechneten Sickerwasserraten für

Wald, Grünland und Ackerland sowie deren Abweichung für Grün- und Ackerland im Vergleich zum Wald aufgelistet. Für den Wald wird mit 262 mm/a die geringste Sickerwasserrate berechnet. Es folgt das Grünland mit einer mittleren Sickerwasserrate von 319 mm/a. Dies sind 58 mm/a bzw. 22% mehr als unter Wald. Auf Ackerflächen versickern bei einer Sickerwasserrate von 382 mm/a jährlich 120 mm bzw. 46% mehr als unter Wald.

Tab. 1: Mittlere berechnete Sickerwassermenge für Niedersachsen sowie deren Differenz (Δ) zwischen Grünland bzw. Ackerland und Wald für den Zeitraum 1981 bis 2010.

Landnutzung	Sickerwasserfluss [mm/a]	Δ Sickerwasser Wald – Grünland/Ackerland [mm/a]	Δ Sickerwasser Wald – Grünland/Ackerland [%]
Wald	262	-	-
Grünland	319	+ 58	+ 22
Ackerland	382	+ 120	+ 46

Die größten relativen Differenzen der Sickerwasserraten zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen und Wäldern werden in Niedersachsen für das Ostniedersächsische Tiefland und die Lößböden der Börde berechnet (Abbildung 1). Hier liegt die Sickerwasserrate bei Grünland- und Ackernutzung im Vergleich zum Wald teilweise um über 100% höher. Die höchsten absoluten Differenzen werden im Westniedersächsischen Tiefland erreicht, da hier das Niederschlagsangebot deutlich höher als im Osten des Landes ist und somit der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (ausgedrückt durch die Gras-Referenzverdunstung) besser erfüllt werden kann. Regional werden über 200 mm/a mehr an Sickerwassermenge auf landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zu Waldflächen generiert.

Tab. 2: Mittlere berechnete Sickerwassermenge für Niedersachsen sowie deren Differenzen (Δ) zwischen Grünland bzw. Ackerland und Wald unter Annahme des Klimaszenarios RCP8.5 und des regionalen Klimamodells STARS II (Medianlauf) für die Zeiträume 1981 bis 2010 und 2041 bis 2070.

Landnutzung		Sickerwasserfluss [mm/a]	Δ Sickerwasser Wald – Grünland/Ackerland [mm/a]	Δ Sickerwasser Wald – Grünland/Ackerland [%]
Wald	1981-2010	224	-	-
	2041-2070	179	-	-
Grünland	1981-2010	284	+ 60	+ 27
	2041-2070	246	+ 66	+ 37
Ackerland	1981-2010	343	+ 119	+ 37
	2041-2070	306	+ 126	+ 70

Für die Referenzperiode 1981-2010 zeigt sich, dass die STARS-basierten Ergebnisse geringfügig unter denen mit den beobachteten Klimadaten berechneten Sickerwasserraten liegen. Im Zuge einer möglichen klimatischen Entwicklung, wie sie vom STARS-Modell für das Klimaszenario RCP8.5 vorgegeben wird, werden Erhöhungen der Differenzen der Sickerwassermenge zwischen den Landnutzungsformen von 6 mm/a (Wald vs. Grünland) bzw. 7 mm/a (Wald vs. Ackerland) erwartet (Tabelle 2). Obwohl diese Erhöhungen signifikant ($p \leq 0,001$)

sind, sollte die Aussage mit einer gewissen Vorsicht bewertet werden, da hier nur eine Realisierung von Klimamodell und Emissionsszenario verwendet wurde. Die hier vorgestellten Ergebnisse werden wesentlich von den Klimaprojektionen des regionalen Klimamodells STARS II (ORLOWSKY et al., 2008) getrieben. WECHSUNG & WECHSUNG (2015 und 2016) weisen für dieses Klimamodell einen negativen Bias des Niederschlags von ca. 5% je 1 K Temperaturerhöhung nach. Die hier dargestellte Entwicklung basiert jedoch fast ausschließlich auf einer Erhöhung der potenziellen Evapotranspiration um über 100 mm/a infolge des Temperaturanstieges. Entsprechend ist davon auszugehen, dass auch andere Klimaszenarien zu vergleichbaren Ergebnissen kommen.

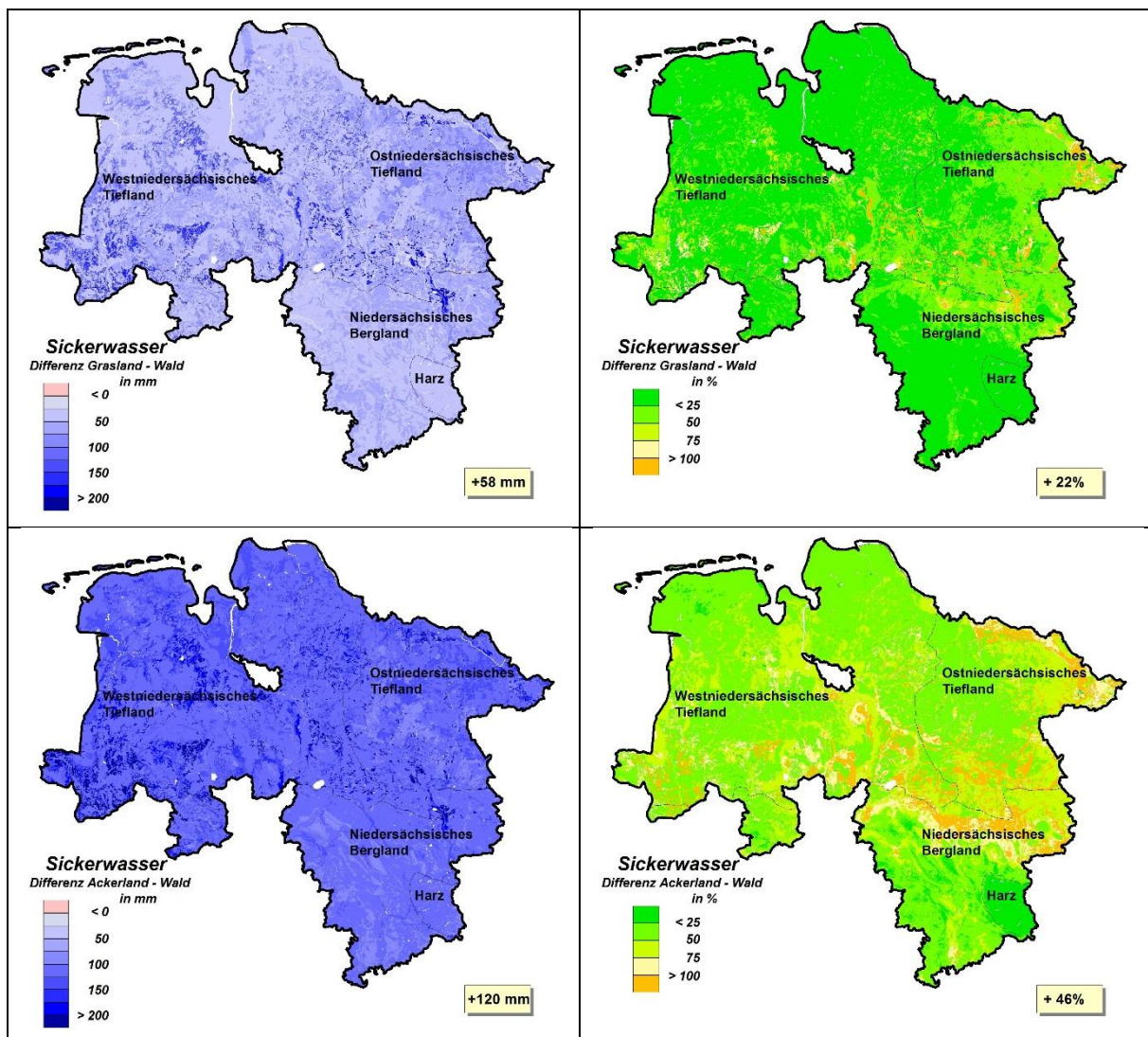


Abb. 1: Differenzen der Sickerwasserrate Grünland bzw. Ackerland und Wald in Niedersachsen absolut (links, mm/m²) und relativ (rechts, %) für den Zeitraum 1981-2010, berechnet mit dem TUB-BGR-Verfahren.

3.2 Modellvergleich TUB-BGR-Verfahren / LWF-Brook90

Das TUB-BGR-Verfahren wurde mit den gleichen Eingangsdaten (Klima, Boden) wie die LWF-Brook90-Simulationen von SCHMIDT-WALTER et al. (2017) für die BWI-Traktecken terrestrischer Standorte angewendet und anhand der berechneten Sickerwasserraten für den Zeitraum 1981 bis 2010 verglichen. Für die mittels TUB-BGR berechneten Sickerwasserraten der Waldtypen Laub- und Nadelwald ergaben sich nur relativ geringe, jedoch signifikante ($p \leq 0,001$) Unterschiede zu Simulationen mit LWF-Brook90 für Modellbestände von Buche und Fichte. Entsprechend zeigen sich auch ähnliche Häufigkeitsverteilungen der Sickerwasserraten (Abbildung 2).

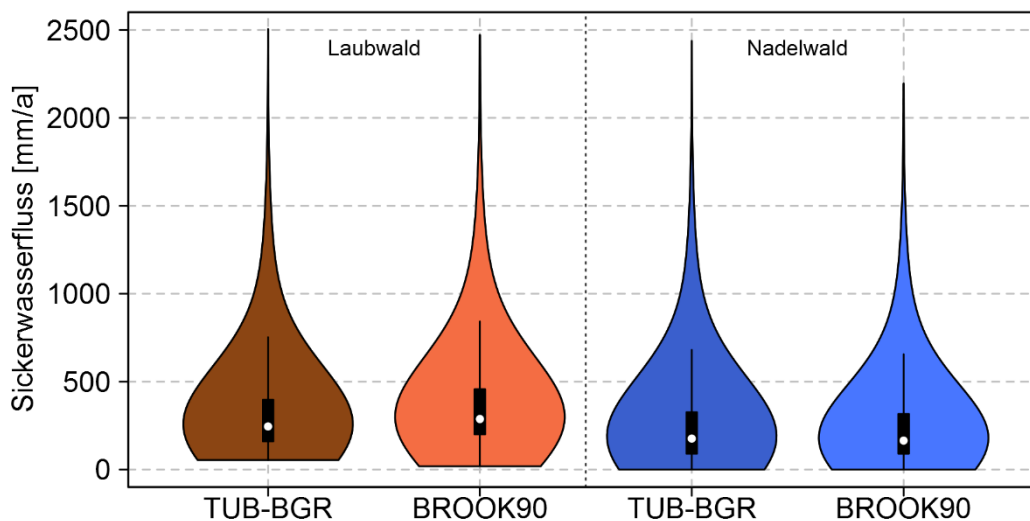


Abb. 2: Vergleich der mittleren jährlichen Sickerwassermenge (1981-2010) für Buche (links) und Fichte (rechts), berechnet für 18256 Traktecken der BWI mit dem TUB-BGR-Verfahren und LWF-BROOK90.

Die Differenzen zwischen den beiden Verfahren fallen je nach Waldtyp unterschiedlich hoch aus. Während bei den Nadelwäldern die Sickerwassermenge nach den TUB-BGR-Simulationen im Durchschnitt etwa 7 mm/a über denen der LWF-Brook90-Simulationen liegen, ist der Unterschied bei den Laubwäldern mit etwa -48 mm/a deutlich höher, d.h. Brook90 liefert etwas größere Abflussspenden. Die Korrelationsanalysen zwischen den Methodendifferenzen und möglichen Einflussgrößen zeigen, dass bei beiden Waldtypen bei höheren nFK-Werten (und entsprechend größeren Durchwurzelungstiefen) die Differenzen größer werden (Tabelle 3). Bei nFK-Werten von 200 bis 300 mm liefert Brook90 systematisch höhere Sickerwasserflüsse als das TUB-BGR-Verfahren. Ob diese Unterschiede darauf zurückzuführen sind, dass das TUB-BGR Verfahren ursprünglich auf speicherarmen Sandstandorten in Norddeutschland (RENGER & STREBEL 1980; RENGER & WESSOLEK 1990) entwickelt wurde oder ob die Parametrisierung von LWF-Brook90 noch optimiert werden muss, bedarf weiterer Untersuchungen. Neben den Korrelationen zur nFK zeigt sich nur bei Laubwald, dass die Differenzen mit steigender Niederschlagsmenge (sowohl im Sommerhalbjahr als auch im Gesamtjahr) ebenfalls deutlich ansteigen. Dieses könnte mit dem Verlauf des Blattflächenindex (LAI) der Buche zusammenhängen. Insgesamt zeigt sich, mit größeren Differenzen bei der Buche, eine relativ gute Übereinstimmung der beiden Verfahren. Für die vorab angeführte Fragestellung

würden die Ergebnisse des Modellvergleichs bedeuten, dass die Differenzen zwischen den Landnutzungsformen für Nadelbäume eher unterschätzt und die für Laubbäume eher überschätzt werden.

Tab. 3: Korrelationskoeffizienten (Spearman) zwischen den Differenzen der Sickerwassermenge (TUB-BGR vs.LWF-Brook90) und verschiedenen klimatischen und standortsspezifischen Variablen an 18256 BWI-Traktecken. Alle Korrelationen sind zweiseitig signifikant auf dem Niveau $p \leq 0,001$.

Variable	Einheit	Buche (r_{Spear})	Fichte (r_{Spear})
Längengrad	dez°	-0.06	-0.09
Breitengrad	dez°	-0.04	-0.01
Höhe über NN	m	-0.26	-0.07
Hangneigung	°	-0.10	0.01
Niederschlag im Gesamtjahr	mm	-0.38	-0.07
Niederschlag im Sommerhalbjahr	mm	-0.37	-0.11
Pot. Evapotranspiration (ET_{pot}) nach FAO	mm/a	0.34	-0.10
Effektive Durchwurzelungstiefe	dm	-0.37	-0.37
Nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum	mm	-0.43	-0.48

4. Schlussfolgerungen

Das TUB-BGR-Verfahren ist eine anerkannte und häufig angewendete Methode zur Berechnung der Sickerwasserrate (BMU 2003). Für Niedersachsen ergeben die Berechnungen mit dem TUB-BGR-Verfahren für den Zeitraum von 1981 bis 2010 eine um 22% bis 46% erhöhte Sickerwasserrate auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Vergleich zum Wald. Unter den prognostizierten klimatischen Veränderungen ergibt sich eine signifikante Erhöhung der Differenz der Sickerwassermenge zwischen den Landnutzungsformen. Aufgrund der Nichtberücksichtigung der Oberflächenabflusskomponente ist von einer Unterschätzung des Gesamtabflusses bei Ackerstandorten im stärker geneigten Gelände auszugehen, die aber in Niedersachsen nur relativ geringe Flächenanteile einnehmen. Die hier vorgelegten Ergebnisse der Wasserhaushaltsuntersuchung für Niedersachsen belegen, dass Wälder im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich weniger zur Gesamtabflussmenge in Gewässern beitragen und entsprechend eine pauschalisierte Form der Beitragsbemessung geprüft werden sollte. Ein Modellvergleich mit standardisierten Buchen- und Fichtenbeständen zeigt für die Traktecken der Bundeswaldinventur vergleichbare Ergebnisse der Berechnungen mit TUB-BGR und LWF-Brook90. Hervorzuheben ist jedoch, dass die Differenzen zwischen den methodischen Ansätzen bei höheren nutzbaren Feldkapazitäten signifikant zunehmen.

Danksagung

Dem Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz sei an dieser Stelle für die finanzielle Förderung der Untersuchungen gedankt. Klima- und Bodeninformationen für die BWI-Traktecken wurden im Waldklimafonds-Projekt WP-KS-KW („Waldproduktivität-Kohlenstoffspeicherung-Klimawandel“), gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags, ermittelt.

Literatur

- Ahrends, B. & C. Penne, 2010. Modeling the impact of canopy structure on the spatial variability of net forest precipitation and interception loss in Scots pine stands. *The Open Geography Journal*, 3: S. 115-124.
- Ahrends, B., C. Penne & O. Panferov, 2010. Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. *The Open Geography Journal*, 3: S. 91-102.
- Ahrends, B., H. Meesenburg, M. Wagner, B. Scheler & S. Fleck, 2013. Interzeption in Wäldern - Einfluss der Bestandesstruktur. *Freiburger Forstliche Forschung*, 96: S. 37-56.
- Ahrends, B., P. Schmidt-Walter & H. Meesenburg, 2017. Standortsinformationen für die Bundeswaldinventur in Sachsen-Anhalt. *Waldzustandsbericht 2017 Sachsen-Anhalt, NW-FVA*: S. 22-25.
- Albert, M., G. Leefken, R. Nuske, B. Ahrends, J. Suttmöller & H. Spellmann, 2016. Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 187, (9/10): S. 161-185.
- Baumgarten, M., Weis, W., Kühn, A., May, K. & R. Matyssek, 2014. Forest transpiration-targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *European Journal of Forest Research* 133: S. 677-690.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Hrsg.), 2016. Der Wald in Deutschland: Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Downloads/BMEL_Wald_Broschuere.pdf.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg.), 2003. Hydrologischer Atlas von Deutschland. Lieferung 1-3 mit 51 Kartentafeln - Bonn/Berlin 2000/2001/2003.
- Dehner, U., M. Renger, A. Bräunig, A. Lamparter, A. Bauriegel, B. Burbaum, K.-J. Hartmann, V. Hennings, F. Idler, K. F., W. Martin, K. Meyer & F. Waldmann, 2015. Neue Kennwert für die Wasserbindung in Böden - Ergebnisse der Abstimmung zwischen dem Personenkreis Wasserhaushaltstabellen der der Ad-hoc-AG Boden und dem DWA. *Berichte der DBG*, 2015, (online Publikation <http://www.dbges.de>).
- DIN 4049-1: 1992 Hydrologie – Grundbegriffe
- Federer, C. A., C. Vörösmarty & B. Feketa, 2003. Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorology*, 4: S. 1276-1290.
- Fleck, S., B. Ahrends, J. Suttmöller, H. Messal, R. Meissner & H. Meesenburg, 2016. Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel? In: Wernecke, G., A.-D. Ebner von Eschenbach, Y. Strunck, L. Kirschbauer & A. Müller (Hrsg.): *Wasserressourcen: Wissen im Flussgebieten vernetzen*. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 37: S. 71-81.
- Glugla, G., P. Jankiewicz, C. Rachimow, K. Lojek, K. Richter, G. Fürtig & P. Krahe, 2003. Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. *BfG-Bericht*, 1342: S. 1-106.

- Hafner, S., B. Ahrends, B. Köhler, J. Evers & H. Meesenburg, 2017. Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für Waldstandorte in Schleswig-Holstein. Jahrestagung der DBG "Horizonte des Bodens", 2.-7. Sep. 2017. Berichte der DBG 2017: S. 1-8
- Hammel, K. & M. Kennel, 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstl. Forschungsberichte München, 185. Heinrich Frank. München. 148 S.
- Harrell Jr, F. E., 2016. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0-2. <http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>.
- Hauert, G. H., 2017. Messtechnische und modellgestützte Untersuchungen zum Boden- und Landschaftswasserhaushalt im Westfläming. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ - Department Bodenphysik. 187 S.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 S.
- Jankiewicz, P., J. Neumann, W. Duijnisveld, G. Wessolek, P. Wycisk & V. Hennings, 2005. Abflusshöhe - Sickerwasserrate - Grundwasserneubildung - Drei Themen im Hydrologischen Atlas von Deutschland. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 49, (1): S. 2-13.
- Kawohl, T., Dietrich, H., Wehberg, J., Böhner, J., Wolf, T. & A. Röder, 2017. Das Klima in 80 Jahren - Wein- statt Waldbau? AFZ-DerWald, 72 Jg., (15): S. 32-35.
- Kriese, T., G. Paul, F. Reinstorf & R. Meißner, 2015. Simulation des Bodenwasserhaushaltes an ausgewählten Standorten in Fläming. Gumpensteiner Lysimetertagung, 16: S. 147 – 152.
- LBEG, 2015. Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 50 000 (BÜK50). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover.
- Lutz, J., J. Volkholz & F.-W. Gerstengarbe, 2013. Climate projections for Southern Africa using complementary methods. Intern. J. of Climate Change Strategies and management, 5, (2): S. 30-151.
- Meesenburg, H., B. Ahrends, R. Kallweit, B. Scheler, M. Wagner & S. Fleck, 2014. Interzeption in Wäldern: eine (zu) wenig beachtete Größe des Wasserkreislaufs. Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 34: S. 199-206.
- Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup & K. J. Meiwes, 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? Ecological Indicators, 65: S. 103-112.
- Monteith, J.L., 1975. Vegetation and the atmosphere, vol. 1: Principles. Academic Press, London.
- Müller, U. & A. Waldeck, 2011. Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). GeoBerichte, 19, 415 S.
- Orlowsky, B., F.-W. Gerstengarbe & P. C. Werner, 2008. A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. Theor. Appl. Climatol., 92, (3-4): S. 209-223.

- Panferov, O., C. Doering, E. Rauch, A. Sogachev & B. Ahrends, 2009. Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.*, 4, (doi:10.1088/1748-9326/4/4/045019).
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bar soils and grass. *Proc. Royal Meteorologic Society, London*, 193 (A): S. 120-145.
- Petzold, R. & R. Benning, 2017. Standortskartierung – Wissen von gestern? *AFZ-Der Wald*, 15/2017: S. 25-28.
- Peck, A. & H. Mayer, 1996. Einfluss von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstw. Cbl.*, 115: S. 1-9.
- R Core Team, 2017. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Renger, M., & O. Strebel, 1980. Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser und Boden*, 32, (8): S. 362-366.
- Renger, M. & G. Wessolek, 1990. Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. *Mitt. des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München*, 386: S. 295-307.
- Riek, W. & A. Russ, 2015. Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation. *Beiträge Forum Boden – Gewässer – Altlasten*, 15: S. 75-94.
- Sachs, L., 1999. *Angewandte Statistik*. 9. Auflage. Springer Verlag. Berlin. 881 S.
- Schmidt-Walter, P., B. Ahrends & H. Meesenburg, 2017. Wasserhaushalt und Trockenstress für die BWI quantifiziert. *AFZ-DerWald*, 72, (15): S. 36-39.
- Schulla, J. & K. Jasper, 2007. Model Description WaSiM-ETH. Technical Report, 181 S.
- Schultze, B., C. Kölling, C. Dittmar, T. Rötzer & W. Elling, 2005. Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern: Modellierung - Regression - Regionalisierung. *Forstarchiv*, 76: S. 155-163.
- Schwärzel, K., K. H. Feger, J. Häntzschel, A. Menzer, U. Spank, F. Clausnitzer, B. Köstner & C. Bernhofer, 2009. A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258:S. 2163-2174.
- Thiele, J. C., R. Nuske, B. Ahrends, O. Panferov, M. Albert, K. Staupendahl, U. Junghans, M. Jansen & J. Saborowski, 2017. Climate change impact assessment - A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecological Modelling*, 346: S. 30-47.
- von Wilpert, K., Hartmann, P., Puhmann, H., Schmidt-Walter, P., Meesenburg, H., Müller, J. & J. Evers, 2016. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: Wellbrock, N., Bolte, A. & H. Flessa (Hrsg.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*, Thünen Report 43: S. 343-386.
- Wechsung, F. & M. Wechsung, 2015. Dryer year and brighter sky - the predictable simulation outcomes for Germany's warmer climate from the weather resampling model STARS. *Int. J. Climatol.*, 35, (12): S. 3691–3700.
- Wechsung, F. & M. Wechsung, 2016. A methodological critique on using temperature-conditioned resampling for climate projections as in the paper of Gerstengarbe et al. (2013)

- winter storm- and summer thunderstorm-related loss events in *Theoretical and Applied Climatology (TAC)*. *Theoretical and Applied Climatology*, 126, (3): S. 611–615.
- Wessolek, G., W. H. M. Duijnisveld & S. Trinks, 2008. Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology*, 356: S. 17-27.
- Wessolek, G., M. Kaupenjohann & M. Renger, 2009. Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengenese*, Technische Universität Berlin, Berlin. 80 S.

Nutzung von Modellprojektionen für eine aktorsbasierte Anpassung des Entwässerungsmanagements entlang der Nordseeküste an den Klimawandel

Helge Bormann, Jenny Kebschull, Jan Spiekermann, Frank Ahlhorn, Peter Schaal

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der turnusgemäß anstehenden Überarbeitung der Entwässerungsplanung für das Verbandsgebiet des I. Entwässerungsverbandes Emden wird im vom BMUB geförderten Forschungsprojekt KLEVER (Klimaoptimiertes Entwässerungsmanagement im Verbandsgebiet Emden) untersucht, welche Auswirkungen durch den Klimawandel und die Veränderung der Flächennutzung auf das Entwässerungssystem zu erwarten sind. Im Rahmen von Szenario-basierten Modellstudien werden die zukünftig potenziell zu entwässernden Wassermengen quantifiziert und den aufgrund des Meeresspiegelanstiegs abnehmenden Sielkapazitäten gegenübergestellt. Parallel dazu werden in enger Kooperation mit regionalen Akteuren alternative Konzepte erarbeitet, um frühzeitig auf die zu erwartenden Änderungen reagieren zu können. Die Priorisierung der vorgeschlagenen Maßnahmenoptionen beruht dabei auf einem integrativen Bewertungsverfahren, mit dem regionale Experten auch die Synergien und Konflikte bewerten.

1. Einleitung

Seit Jahrhunderten ist die Entwässerung des Deichhinterlandes an der Nordseeküste die zentrale Voraussetzung für die Besiedlung und landwirtschaftliche Nutzung der Marschgebiete. Im Laufe der Zeit ist eine komplexe Entwässerungsinfrastruktur entstanden, die von Entwässerungsverbänden betrieben und unterhalten wird. Trotz des kontinuierlichen Ausbaus dieser Systeme gerät die Binnenentwässerung bereits heutzutage bei extremen Wettersituationen wie Sturmfluten, Starkregenereignissen und langanhaltenden Regenperioden an ihre Belastungsgrenzen. Klimaszenarien (IPCC 2013) lassen erwarten, dass die zukünftigen Anforderungen an die Binnenentwässerung signifikant steigen werden. Ein wesentlicher Grund dafür ist der Anstieg des Meeresspiegels. Während bisher während des Tideniedrigwassers ein Großteil der Abflussbildung noch über Sielbauwerke entwässert werden kann, ist zukünftig damit zu rechnen, dass diese Zeit des Sielzugs immer kürzer wird. Gleichzeitig werden die zu entwässernden Wassermengen – zumindest saisonal – erheblich steigen, da v.a. mit einer Zunahme der Winterniederschläge zu rechnen ist. Auch das Starkregenrisiko wird zunehmen (Kunz et al. 2017). Schließlich führt die Zunahme der Flächenversiegelung dazu, dass die Abflussbildung v.a. in urbanen Gebieten zunimmt und damit das Entwässerungssystem zusätzlich belastet. Vor diesem Hintergrund müssen Alternativen zu den herkömmlichen Entwässerungsstrategien erarbeitet werden. Im Einklang mit der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (Bundesregierung 2008) sollen diese Strategien nachhaltig sein und nach Möglichkeit Synergieeffekte mit anderen Handlungsfeldern berücksichtigen.

Im Rahmen des durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) geförderten Verbundprojekts „Klimaoptimiertes Entwässerungsmanagement im Verbandsgebiet Emden“ (KLEVER) werden in enger Zusammenarbeit mit dem Ersten Entwässerungsverband Emden (I. EVE), dem Landkreis Aurich, der Stadt Emden und dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz nachhaltige Strategien im Entwässerungsmanagement zur Anpassung an langfristige klimatische Veränderungen entwickelt und bewertet (Kebschull et al., 2017). In einem integrativen Beteiligungsprozess werden betroffene Akteure der Region in den Entwicklungsprozess einbezogen, um

die Anpassungsmaßnahmen zu bewerten und zu priorisieren. Das Potential ausgewählter Anpassungsmaßnahmen wird durch eine modellgestützte Szenarioanalyse quantifiziert und bewertet.

2. Rahmenbedingungen der Zielregion

Das Verbandsgebiet des I. EVE liegt im Nordwesten Niedersachsens in der Region Ostfriesland. Es wird meerseitig durch die Emsmündung, den Dollart und die Nordsee sowie landseitig durch den Ems-Jade-Kanal und durch die Entwässerungsverbände Aurich und Norden begrenzt (Abb. 1). Die Größe des Verbandsgebiets beträgt 465 km² und weist einen Anteil von 78% landwirtschaftlicher Fläche auf. Derzeit ca. 17% entfallen auf Siedlungs- und Wirtschaftsfläche. Insgesamt 1/3 der Verbandsfläche liegt unter Normalhöhennull (NHN).

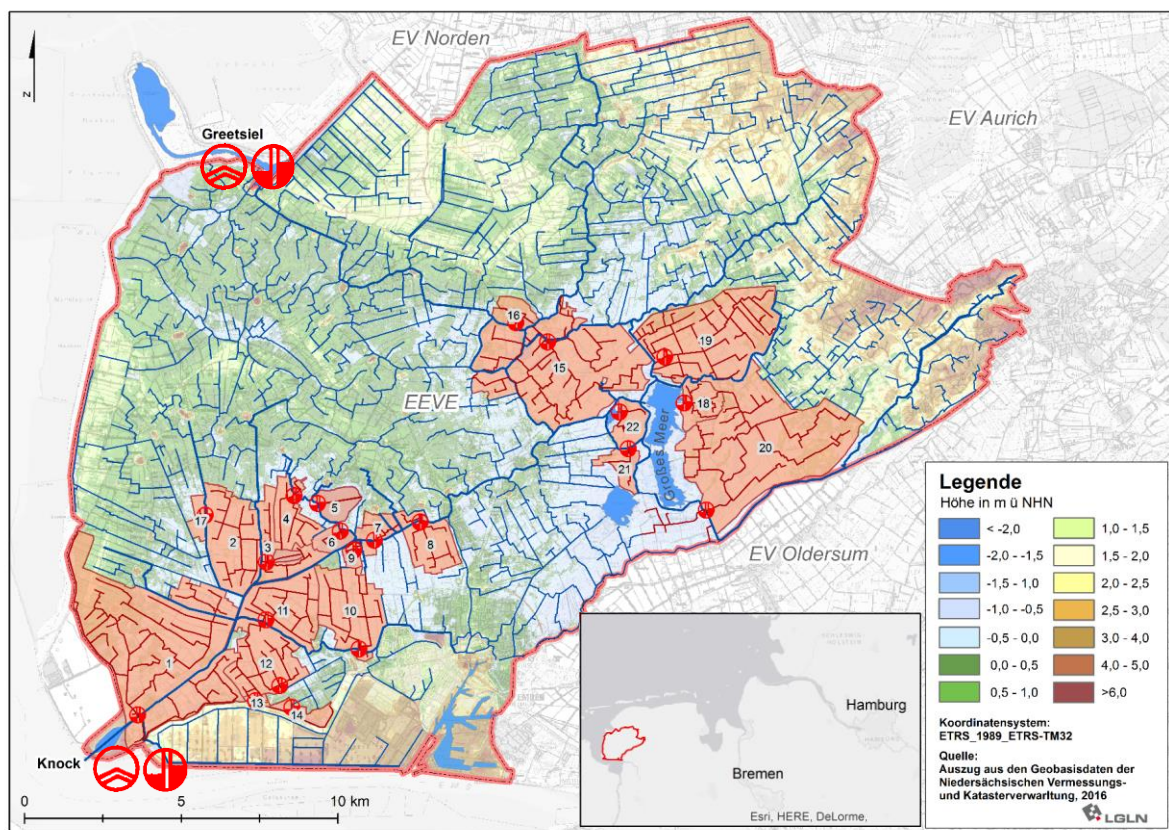


Abb. 1: Verbandsgebiet des I. EVE; dargestellt sind neben der Topographie die Verbands-grenze (rote Linie), die Gewässer (dunkelblau), die Unterschöpfwerksgebiete (orange, nummeriert), sowie die Siel- und Schöpfwerke Knock und Greetsiel.

Voraussetzung für die Besiedlung und die landwirtschaftliche und gewerbliche Nutzung des Verbandsgebiets ist eine dauerhafte und zuverlässige Entwässerung. Derzeit unterhält der I. EVE ein Gewässernetz von 1.100 km Länge, davon 940 km Gewässer 2. Ordnung und 160 km Gewässer 3. Ordnung. Sie leiten den Abfluss zu den zwei Siel- und Schöpfwerken Knock und Greetsiel, wo je nach Außenwasserstand entweder gesielt werden kann (freier Sielzug, wenn der Binnenwasserstand über dem Außenwasserstand liegt; derzeit ca. 1/3 des überschüssigen Wassers) oder in Ems und Nordsee gepumpt werden muss (derzeit ca. 2/3 des überschüssigen Wassers) (Details siehe Kebschull et al., 2017).

In den Unterschöpfwerksgebieten liegt aufgrund der topographischen Lage deutlich unter NHN die besondere Situation vor, dass das überschüssige Wasser in jedem Fall in die höhergelegenen Sieltiefs gepumpt werden muss, um dort dann je nach Außenwasserstand entweder über die Siele in Ems und Nordsee entwässert oder ein zweites Mal gepumpt zu werden.

Für die zukünftige Entwässerung der Küstenniederungen stehen die regionalen Akteure vor mehreren Herausforderungen:

- 1) Die globalen Klimamodelle projizieren einen signifikanten Meeresspiegelanstieg (IPCC 2013), der die Möglichkeiten des freien Sielzugs einschränken wird, um den Status quo der Entwässerung zu halten.
- 2) Der Meeresspiegelanstieg wird durch Senkungsprozesse der Geländeoberfläche verstärkt, die an der Norddeutschen Küste relativ zum Meeresspiegel ca. 1mm/a betragen (Storch & Claussen 2011).
- 3) Globale und regionale Klimamodelle projizieren eine Verschiebung der Saisonalität des Niederschlages in Richtung höherer Winterniederschläge (IPCC 2013, Kunz et al. 2017, UBA 2007). Dies hat zur Folge, dass v.a. im Winter größere Abflussmengen entstehen und abgeführt werden müssen.
- 4) Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die beobachtete Zunahme der Versiegelung (MUEK, 2011) im Verbandsgebiet des I. EVE in einem gewissen Maße auch in Zukunft fortsetzen wird. Eine Zunahme der versiegelten Fläche ist mit einer Zunahme der Abflussbildung verbunden.

Vor diesem Hintergrund ist zukünftig von einem größeren Entwässerungsbedarf bei geringen Sielzugmöglichkeiten auszugehen. Da das Entwässerungssystem bei Extremereignissen bereits heute an seine Kapazitätsgrenzen stößt, ist eine strategische Anpassung erforderlich, um insgesamt die Resilienz des Küstenraums gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels zu erhöhen.

3. Methodik

Die grundlegende Vorgehensweise bei der Entwicklung von Anpassungsoptionen basiert auf zwei Schwerpunkten:

- 1) Die modellbasierte Quantifizierung von zu erwartenden Veränderungen der Wasserbilanz. Hierbei werden potenzielle Risiken der Überlastung des bestehenden Entwässerungssystems identifiziert und die Dringlichkeit der Anpassung an Klimafolgen hervorgehoben.
- 2) Die Identifizierung und Konkretisierung von Anpassungsoptionen in einem Beteiligungsprozess mit regionalen Akteuren. Diese Vorgehensweise berücksichtigt sowohl die regionalen Kenntnisse und Interessen der Akteure, eröffnet einen Diskussionsprozess im Falle divergierender Vorstellungen und führt im Erfolgsfall zu einer gesteigerten Akzeptanz identifizierter Anpassungsoptionen. Der Zeithorizont der Anpassungsplanung beträgt etwa 60 Jahre, was dem Umsetzungszeitraum eines aktualisierten Generalentwässerungsplans für das Verbandsgebiet des I. EVE entspricht.

Abschließend ist die Wirksamkeit der identifizierten Lösungsoptionen zu quantifizieren und mit den Herausforderungen des Wandels abzugleichen. Auf dieser Grundlage können die regionalen Akteure abschätzen, ob das vorgeschlagene Maßnahmenpaket ausreicht, um den Klimafolgen erfolgreich zu begegnen.

3.1 Modellkonzept

Die Quantifizierung der Effekte der projizierten Veränderungen erfolgt mit dem physikalisch basierten Wasserhaushaltsmodell SIMULAT (Diekkrüger & Arning 1995, Bormann 2008). SIMULAT basiert auf der Richards-Gleichung zur Darstellung des Bodenwasserflusses sowie auf der Penman-Monteith-Gleichung für die Berechnung der Evapotranspiration. Mithilfe des Modells werden kontinuierliche Simulationen der vertikalen Wasserflüsse von homogenen hydrologischen Einheiten (HRU) durchgeführt und auf das Verbandsgebiet bzw. relevante Unterschöpfwerksgebiete hochgerechnet (Details der Modellanwendung und Parametrisierung siehe Kobschull et al., 2017). Laterale Flüsse werden als Quellen bzw. Senken berücksichtigt. SIMULAT wird sowohl zur Simulation der näheren Vergangenheit (Kalibrierung und Validierung) als auch der Abschätzung der zukünftigen Folgen von Klimawandel und Versiegelung eingesetzt (Projektionen). Aufgrund der limitierten Verfügbarkeit von Klima- und wasserwirtschaftlichen Daten (Sielzeiten und -mengen, Pumpzeiten und -mengen) werden Kalibrierung und Validierung für den Zeitraum 2002 bis 2007 durchgeführt, für den der umfangreichste Datensatz vorliegt. Da im Untersuchungsraum aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten und der starken anthropogenen Beeinflussung keine Abflussmessungen vorliegen, werden die simulierten Abflüsse im Rahmen von Kalibrierung und Validierung mit der Summe aus Siel- und Pumpmengen an den Mündungsschöpfwerken und Sielen verglichen.

3.2 Szenarioauswahl und -definition

Für die Quantifizierung potenzieller Folgen des Wandels ist die Definition bzw. Auswahl von geeigneten Szenarien erforderlich. Die Szenarien müssen sowohl dem aktuellen Stand des Wissens entsprechen als auch Akzeptanz bei den regionalen Akteuren finden, damit darauf basierende Folgenabschätzungen eine ausreichende Berücksichtigung im Beteiligungsprozess finden.

Als geeignete Klimaszenarien werden vor diesem Hintergrund basierend auf dem Globalen Modell ECHAM sowohl aktuelle, regionalisierte Klimaszenarien des 5. Sachstandsberichts des IPCC (RCP-Szenarien) als auch die bei den Akteuren bekannteren, regionalen Modellrechnungen auf Basis der SRES-Szenarien des IPCC verwendet:

- RCP4.5- und RCP8.5-Szenarien des regionalen Klimamodells XDS;
- A1B-, B1- und A2-Szenarien der regionalen Klimamodelle REMO und WETTREG.

Als Szenarien des Meeresspiegelanstiegs werden die regionalisierten Modellrechnungen aus IPCC (2013) für die Szenarien RCP4.5 und RCP8.5 verwendet, um auf Basis der neuesten Erkenntnisse eine maximale Konsistenz mit den ausgewählten Klimaszenarien herzustellen. Die Streuung der Modellsimulationen wird berücksichtigt, indem die Auswirkungen für das 50%- und das 95%-Perzentil bestimmt werden (Abb. 2). Dadurch wird auch erreicht, dass sich die Akteure mit dem Thema der Risikoakzeptanz auseinandersetzen.

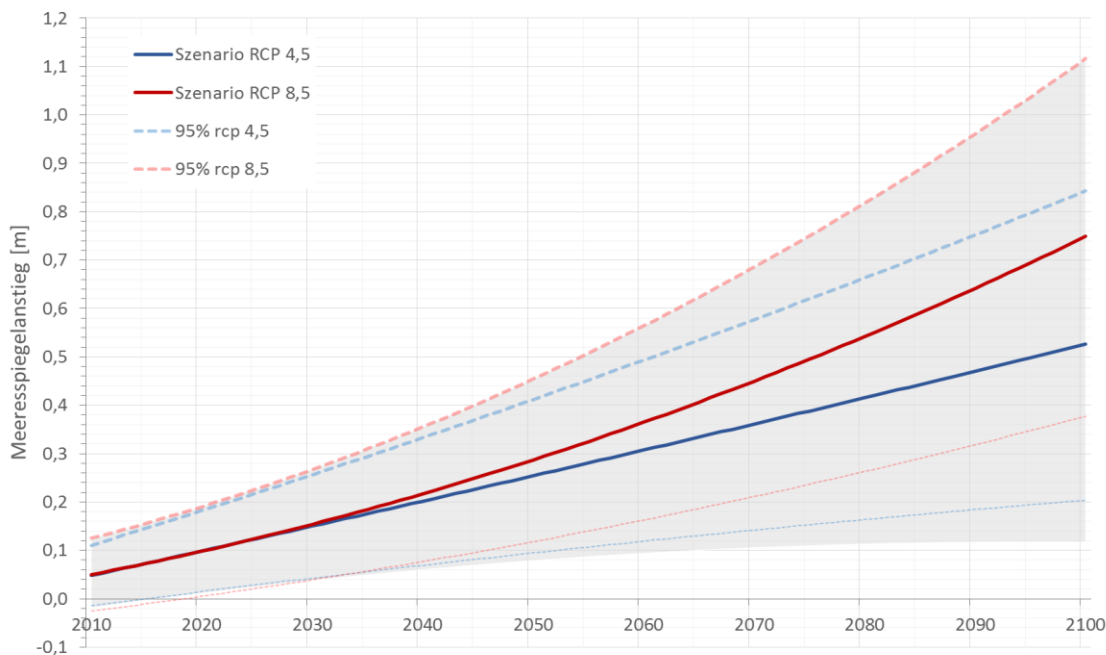


Abb. 2: Regionale Szenarien des Meeresspiegelanstiegs für die Deutsche Bucht basierend auf IPCC (2013).

Zur Bestimmung der Entwicklung zukünftiger Sielzeiträume werden die Projektionen des regionalen Meeresspiegelanstiegs mit einem wiederkehrenden 5-Jahres-Zeitraum hochaufgelöster Wasserstandsdaten des Siel- und Schöpfwerks Knock überlagert. Anschließend wird die jährliche Summe der Sielzeiten aus dem Abgleich jeder einzelnen Tide mit dem Binnen-Zielwasserstand berechnet.

In Bezug auf die fortschreitende Flächenversiegelung werden 3 Szenarien angenommen:

- Linear zunehmende Flächenversiegelung (ca. 5% in 35a); Fortsetzung des seit 1980 beobachteten Trends;
- Umsetzung des Ziels der Niedersächsischen Landesregierung, die Versiegelungsrate bis 2030 auf 3 ha/Tag zu reduzieren;
- Umsetzung des Ziels der Europäischen Kommission, die Versiegelungsrate bis 2050 auf 0 ha/Tag zu reduzieren (Netto-Null).

3.3 Beteiligungsprozess

Die Binnenentwässerung hat für die meisten regionalen Akteure eine essentielle Bedeutung. Sie ist historisch wie aktuell die Grundvoraussetzung, die Küstenniederungen als gesellschaftlichen Lebensraum nutzen zu können. Allerdings muss die Multifunktionalität der Gewässer bei der Entwicklung von Anpassungsstrategien berücksichtigt werden. Daher werden alle Akteure mit wasserwirtschaftlichem Interesse in den Planungs- und Entwicklungsprozess einbezogen. Für das Verbandsgebiet des I. EVE sind das die Bereiche Wasserwirtschaft, Naturschutz, Landwirtschaft, Raumplanung, Tourismus, Fischerei und Katastrophenschutz. Folgende Schritte werden im Rahmen des Beteiligungsprozesses durchlaufen:

- 1) Identifizierung der Anforderungen der unterschiedlichen Gruppen an die Binnenentwässerung im Rahmen von Einzelgesprächen;

- 2) Sammlung von Maßnahmevorschlägen der unterschiedlichen Gruppen für eine Klimaanpassung der Binnenentwässerung im Rahmen von Einzelgesprächen;
- 3) Identifikation von Synergien und Konflikten der Maßnahmenoptionen im Rahmen von Akteursforen;
- 4) Priorisierung von Maßnahmenoptionen durch eine multikriterielle Bewertung, basierend auf dem Prometheus-Verfahren (Brans & Vincke 1985). Bei dieser Methode bewerten alle Akteure bzw. institutionellen Akteursgruppen verschiedene Kriterien in folgenden Bereichen und gewichten deren Bedeutung:
 - Wasserwirtschaftliche Relevanz (Teilkriterien: Wasserstandsregulierung, Verminderung der Abflussspende, Reduktion des Schadenspotenzials),
 - Umsetzungswahrscheinlichkeit (Teilkriterien: Kosten, normativer und administrativer Rahmen, gesellschaftliche Akzeptanz) und
 - Effekte auf andere Anforderungsbereiche (Teilkriterien: Landwirtschaft, Ökosystemschutz, Tourismus und Freizeit).
- 5) Konkretisierung der Möglichkeit der regionalen Umsetzung der priorisierten Maßnahmen im Hinblick auf Dimensionierung und Verortung im Rahmen mehrerer Akteursforen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Modellkalibrierung und -validierung

Anhand der verfügbaren Daten zu Siel- und Pumpmengen können die von SIMULAT in täglicher Auflösung simulierte Abflüsse für wöchentliche und monatliche Entwässerungsvolumina kalibriert und validiert werden. Die simulierte Abflussdynamik gibt sowohl die saisonale Dynamik als auch Abflussspitzen wieder (Abb. 3). Das Bestimmtheitsmaß beträgt für den Kalibrierungszeitraum (2002-2004) für monatliche Abflüsse 0,90 (0,84 für den Validierungszeitraum 2005-2007), für wöchentliche Abflüsse 0,84 (0,75 für den Validierungszeitraum).

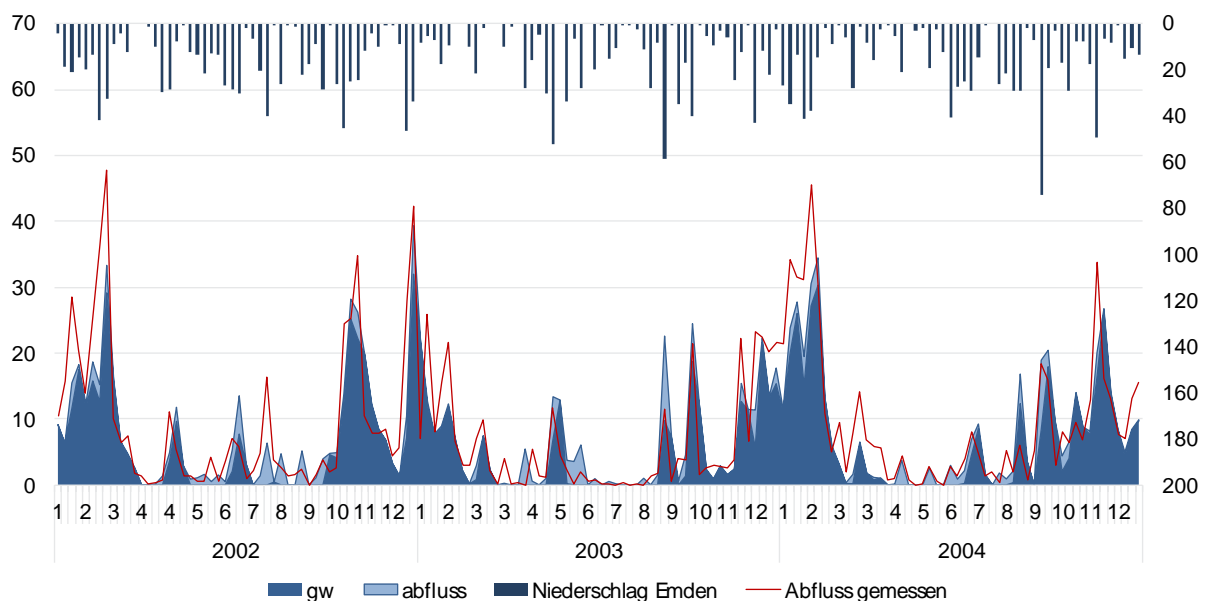


Abb. 3: Kalibrierungszeitraum der von SIMULAT berechneten Abflüsse (gw = langsame Abflusskomponenten, abfluss = schnelle Abflusskomponente) anhand der wöchentlichen Siel- und Pumpratzen („Abfluss gemessen“) für die Jahre 2002-2004.

Auf Basis der Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass SIMULAT die Variabilität des Abflussverhaltens des Untersuchungsgebiets für die untersuchte Zeitskala (Wochen, Monate) hinreichend gut abbilden kann und damit auch für die Szenarioanalysen anwendbar ist.

4.2 Modellbasierte Szenarioanalyse

Die Auswertung der mit SIMULAT durchgeführten Szenariorechnungen fokussiert v.a. auf die Analyse jahreszeitlicher Trends sowie auf Veränderungen in der simulierten Wasserbilanz. Die Auswertung der berechneten Effekte durch den Klimawandel wird für das Ensemble der in Abschnitt 3.2 beschriebenen Modell-Szenario-Kombinationen durchgeführt.

- Änderungssignale in der jährlichen Wasserbilanz: Auf Basis des verwendeten Ensembles ist mit einer leichten Zunahme der jährlichen Abflussspende von etwa 12% bis Ende des 21. Jahrhunderts auszugehen (Ensemble-Mittelwert);
- Änderungssignale in der saisonalen Abflussbildung: Eine Zunahme der Abflussbildung aufgrund des Klimawandels ist v.a. im Winter zu erwarten. In der abflussreichen Jahreszeit ist bis Ende des 21. Jahrhunderts mit einem Anstieg der Abflussbildung um ca. 26% zu rechnen (Ensemble-Mittelwert), während die Abflussbildung im Sommer abnimmt (Abb. 4);
- Änderungssignale einzelner Wintermonate: Die Zunahme des Abflusses in einzelnen Wintermonaten kann die saisonalen Änderungssignale noch übertreffen (Abb. 4).

Diese Angaben beziehen sich auf mittlere Verhältnisse, nicht aber auf Extremereignisse. Änderungssignale extremer Abflusssituationen können noch über den genannten Werten liegen. Eine diesbezügliche Auswertung der Modellrechnungen steht noch aus. Die Muster der Änderungssignale sind mit vorausgegangenen Studien in ähnlichen Regionen konsistent, vgl. Bormann et al. (2012) für die Wesermarsch.

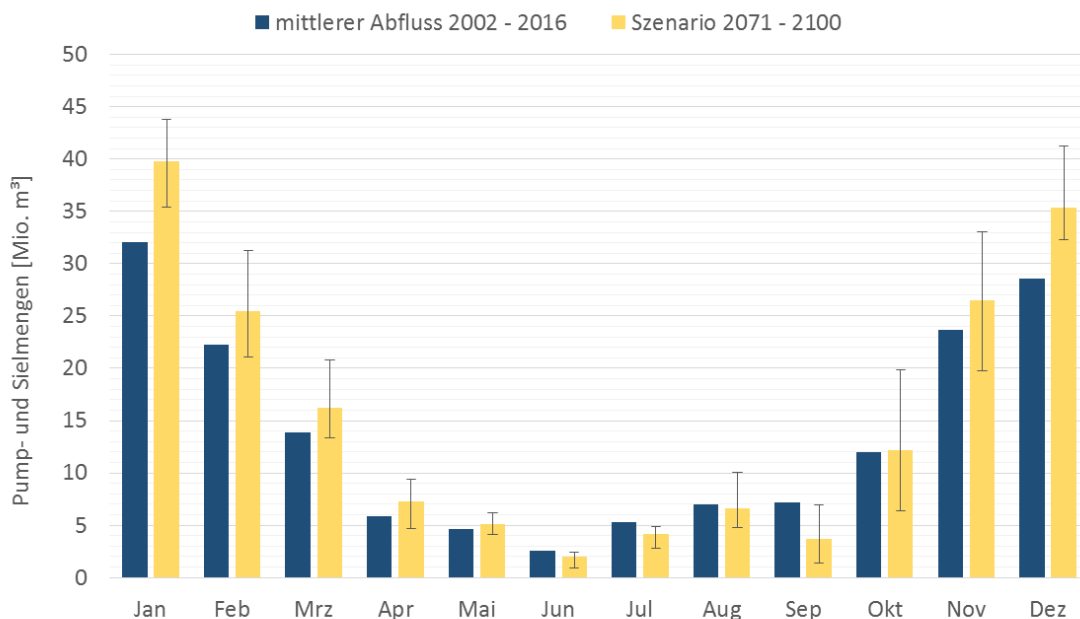


Abb. 4: Vergleich der gemessenen monatlichen Siel- und Pumpmengen des Zeitraums 2002-2016 mit den mit SIMULAT berechneten monatlichen Abflüssen für das Ende des 21. Jahrhunderts (2071-2100) basierend auf dem Ensemble der verwendeten Szenario- und Modellkombinationen.

Die Effekte der berechneten Szenarien für eine Zunahme der Versiegelung sind im Vergleich zu den Klimaeffekten zwar von untergeordneter Bedeutung, können aber gerade in den Wintermonaten die zukünftige Entwässerungsproblematik noch verschärfen. Infolge der zunehmenden Versiegelung ist im Verbandsgebiet des I. EVE mit einer Zunahme der Abflussbildung von monatlich bis zu 5% zu rechnen (Ensemble-Mittelwert). Im Falle einer linear fortschreitenden Versiegelung wäre bis Ende des Jahrhunderts mit einem Anstieg der Abflussbildung von 12% zu rechnen. Während diese Zunahme das Abflussdefizit in den Sommermonaten überwiegend kompensieren kann, ist von November bis Mai damit zu rechnen, dass sowohl der Klimawandel (Abb. 3) als auch die zunehmende Versiegelung die Abflussbildung erhöht.

Für eine Bestimmung der zukünftigen Sielkapazitäten wird in der Regel der mittlere Tideniedrigwasserstand (MTNW) der Meeresspiegelanstiegs-Szenarien mit dem Binnenwasserstand verglichen. Sobald das MTNW diesen übersteigt, wird davon ausgegangen, dass das Sielen nicht mehr möglich ist. Je nach Szenario würde bei dieser Annahme zwischen 2040 (95% Perzentil des RCP 8.5) und 2060 (50%-Perzentil des RCP 4.5) im Verbandsgebiet des I. EVE keine Sielkapazität mehr bestehen. Da aber in der Realität Tideniedrigwasserstände aufgrund der äußeren Einflüsse (Sonnen-/Mondtide, Wind- und Strömungsverhältnisse) variabel sind, werden im Rahmen von KLEVER die Szenarien des Meeresspiegelanstiegs mit einer 5-jährigen hochaufgelösten Tidekurve überlagert (siehe Abschnitt 3.2). Die Auswertung dieses Ansatzes ergibt, dass sich die potenziellen Sielzeiten je nach Szenario bis 2040/2060 halbieren werden, und dass bis spätestens 2060/2080 kaum noch Sielkapazitäten bestehen werden (Abb. 5). Vor dem Hintergrund des Zeithorizonts der Anpassungsplanung dürfen Anpassungsoptionen damit nicht mehr auf Entwässerung über die Siele vertrauen.

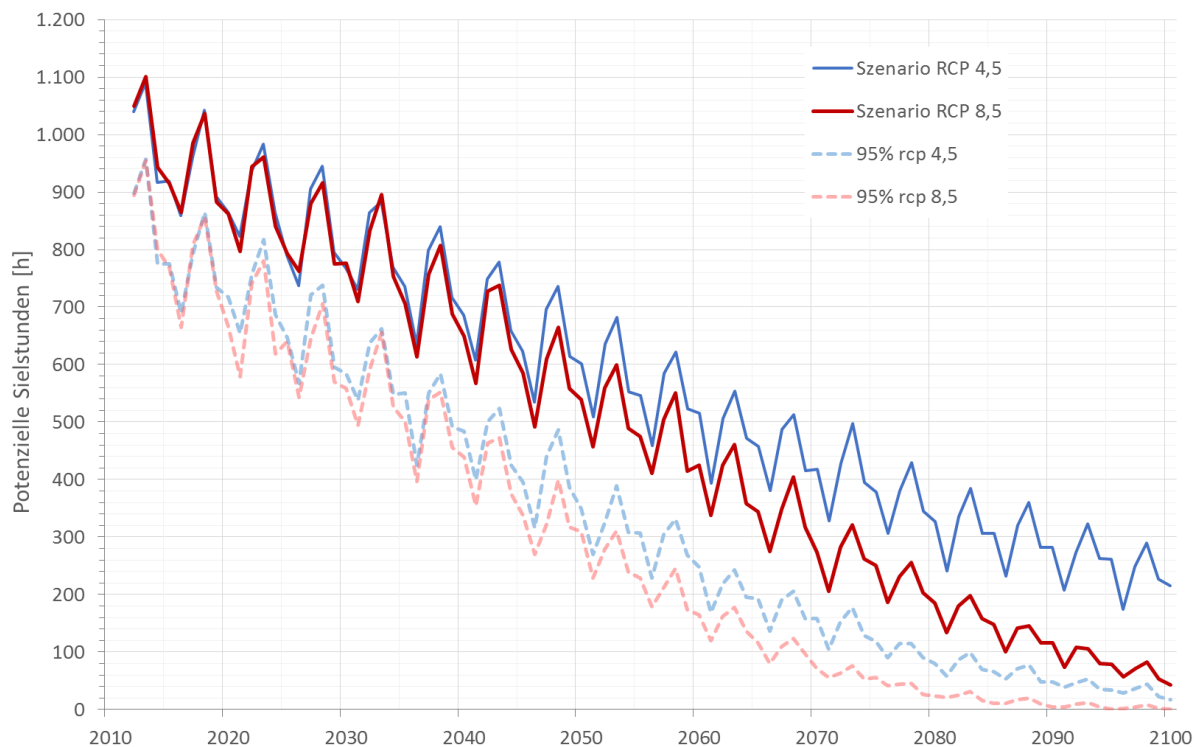


Abb. 5: Potenzielle Sielzeiten am Schöpfwerk Knock für vier verschiedenen Szenarien des Meeresspiegelanstiegs.

4.3 Beteiligungsprozess

Aus den Einzelgesprächen mit den regionalen Akteuren ergeben sich folgende Anforderungen der jeweiligen Akteursgruppen an die Binnenentwässerung:

- Hochwasserschutz: Schutz von Siedlungen, baulichen Anlagen und Infrastrukturen vor Schäden durch zu hohe Wasserstände und Überschwemmungen;
- Landwirtschaft: Schaffung der wasserwirtschaftlichen Voraussetzungen für eine optimale Bewirtschaftung und Ertragsfähigkeit der Böden;
- Tourismus und Freizeit: Freizeitnutzung der Gewässer, Erhaltung der Gewässer als regionaltypische Landschaftselemente;
- Ökosystemschutz: Schutz von Gewässern, Biotopen, Arten, organischen Böden und Klima.

Die genannten Anforderungen spielen eine wichtige Rolle bei der Identifizierung von Synergien und Konflikten bei der später folgenden Diskussion und Analyse von Anpassungsoptionen.

Aus den Einzelgesprächen ergibt sich darüber hinaus eine Sammlung potenzieller Anpassungsoptionen aus Sicht der Akteure. Diese werden in vier Gruppen eingeteilt:

- 1) Maßnahmen, die die wasserwirtschaftliche Infrastruktur betreffen (z.B. Siele, Schöpfwerke und Gewässersystem);
- 2) Maßnahmen, die das Wasserstandsmanagement (z.B. die Regelung der Zielwasserstände) sowie die Wasserspeicherung in Böden, Gewässern oder Poldern betreffen;
- 3) Maßnahmen, die dem Hochwasserrisikomanagement dienen (z.B. Flächenvorsorge, Bauvorsorge, Katastrophenschutz);
- 4) Maßnahmen, die die Kommunikation und die Kooperation fördern und zur Sensibilisierung der Bevölkerung beitragen.

Auf der Grundlage einer qualitativen Diskussion von Synergien und Konflikten der in den Akteursforen vorgeschlagenen Maßnahmen gewichten die Akteure individuell die drei für die multikriterielle Maßnahmenbewertung ausgewählten Bewertungskriterien:

- Wasserwirtschaftliche Relevanz;
- Umsetzungswahrscheinlichkeit;
- Effekte auf andere Anforderungsbereiche.

Die Gewichtung dieser drei Kriterien durch die Akteure zeigt deutlich, dass sie sich alle der Bedeutung der Wasserwirtschaft bewusst sind, da die wasserwirtschaftliche Relevanz von Maßnahmen mit 87% insgesamt die höchste Bewertung erhält. Die Auswirkung auf andere Anforderungsbereiche wird mit einer Gewichtung von 82% ebenfalls hoch bewertet. Die Umsetzungswahrscheinlichkeit folgt mit einer Gewichtung von 67%. Die Gewichtung ist derart zu interpretieren, dass zwar die wasserwirtschaftliche Relevanz bei der regionalen Klimaanpassung grundsätzlich an erster Stelle stehen muss, von den Akteuren aber eine integrative Vorgehensweise präferiert wird.

Die multikriterielle Bewertung auf Basis der in Abschnitt 3.3 genannten Teilkriterien gibt wichtige Hinweise hinsichtlich der Priorisierung von Maßnahmenoptionen durch die Akteure. So erhalten in der Summe aller Akteure vor allem bewährte Maßnahmen und No/Low-Regret-Maßnahmen die höchste Zustimmung, wie z.B. die Gewässerunterhaltung, das dezentrale Regenwassermanagement, die Erhaltung der Retentionskapazität des Bodens oder das Anlegen von Speicherpoldern. Im Gegenzug erhalten Maßnahmen wie die Aufspülung von Flächen,

der Objektschutz oder die Reorganisation von Schöpfwerksgebieten die geringste Zustimmung. Bekannte, technische Maßnahmen werden gegenüber innovativen Maßnahmen bevorzugt. Während der Informationsbedarf sehr hoch ist, bleibt die Bereitschaft zur Eigeninitiative noch auf einem relativ geringen Niveau.

Große Differenzen in der Bewertung treten dort zu Tage, wo es um Planungs- oder Nutzungsrestriktionen geht, sei es vor dem Hintergrund der Umsetzung naturschutzfachlicher Ziele oder der Minimierung des Hochwasserrisikos. In einigen Fällen wird schließlich auch deutlich, dass Differenzen in der Bewertung hauptsächlich durch Missverständnisse zwischen den Akteuren verursacht sind, und dass durch eine Kombination verschiedener Maßnahmen und eine angepasste Regelung durchaus Synergien für verschiedene Akteursgruppen erzielt werden können. Ein prominentes Beispiel dafür ist die Wiedervernässung, die vom Naturschutz in vielen Fällen gefordert wird, der Binnenentwässerung aber traditionell ein Dorn im Auge ist. Durch die in der Diskussion vorgeschlagene Verknüpfung der Wiedervernässung von Flächen mit dem Anlegen von bewirtschaftbaren Speicherpoldern ist Bewegung in die Diskussion der Akteure gekommen.

Die konkreten Vorschläge für Anpassungsoptionen aus Sicht der Akteure umfassen aktuell

- die Steigerung der Pumpkapazitäten an den Hauptschöpfwerken,
- die Bewirtschaftung von Stillgewässern als Pumpspeicher,
- das Anlegen zusätzlicher Speicherpolder.

Eine abschließende Quantifizierung dieser Maßnahmen wird zeigen, ob diese Maßnahmen ausreichen, um den Folgen des Wandels begegnen zu können.

5. Schlussfolgerungen

Die modellbasierten Szenarioanalysen machen deutlich, dass die Veränderungen hinsichtlich Klima, Flächennutzung und Meeresspiegel in Zukunft höchstwahrscheinlich die bestehenden Probleme der Binnenentwässerung verstärken werden. Der I. Entwässerungsverband Emden und die regionalen Akteure haben das Problem erkannt und setzen sich intensiv mit den zukünftigen Herausforderungen auseinander. Ihr Ziel ist, auf Basis der Ergebnisse und Empfehlungen des KLEVER-Projekts einen neuen Generalentwässerungsplan für die kommenden Jahrzehnte erarbeiten zu können. Die Quantifizierung belastbarer, regionaler Szenarien ist dabei eine wesentliche Grundlage und Motivation. Der Beteiligungsprozess der regionalen Akteure dokumentiert einerseits das Spektrum der Interessen hinsichtlich der Entwicklung der Gewässer sowie der gesamten Landschaft, zeigt aber andererseits auch das Bewusstsein der Akteure, dass Anpassungsmaßnahmen unausweichlich sein werden. Ein gewisser Handlungsdruck ist gegeben, ein frühzeitiges Handeln ist von Vorteil. Bei der Identifizierung und Auswahl von Anpassungsoptionen setzen die Akteure aber schwerpunktmäßig immer noch auf bekannte und altbewährte Lösungen. Die Quantifizierung der Effizienz der vorgeschlagenen Maßnahmen, die im Rahmen einer Reihe von Akteursforen gemeinsam erarbeitet wurden, wird zeigen, ob diese in Kombination für die Klimaanpassung ausreichen. Gegebenenfalls wird deutlich werden, dass weitere, innovativere Maßnahmen erforderlich sein werden, die in einem erneuten Diskussionsprozess gemeinsam erarbeitet werden müssen.

6. Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesamt für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit für die Förderung des KLEVER-Projektes sowie den Kooperationspartnern des KLEVER-Projekts: dem Ersten Entwässerungsverband Emden, dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, dem Landkreis Aurich und der Stadt Emden für die gute Zusammenarbeit, die Bereitstellung von Daten und Expertenwissen und ihren finanziellen Beitrag zum Projekt.

Literatur

- Bormann, H., 2008. Sensitivity of a regionally applied soil vegetation atmosphere scheme to input data resolution and data classification. In: *Journal of Hydrology* 351, S. 154-169.
- Bormann, H., Ahlhorn, F., Klenke, T., 2012. Adaptation of water management to regional climate change in a coastal region – hydrological change vs. community perception and strategies. *Journal of Hydrology* 454-455, S. 64-75.
- Brans, J.P., Vincke P., 1985. A Preference Ranking Organisation Method. *Manage. Sci.*, 31/6, 647–657.
- Bundesregierung, 2008. Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Beschlossen vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008. Die Bundesregierung. Berlin.
- Dieckrüger, B., Arning, M., 1995. Simulation of water fluxes using different methods for estimating soil parameters. In: *Ecological Modelling* 81 (1-3), S. 83–95.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (Ed.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Großbritannien, und New York, NY, USA, 1535 S.
- Kebuschull, J., Bormann, H., Spiekermann, J., Ahlhorn., F., Schaal, P., 2017. Entwicklung nachhaltiger Strategien zum Entwässerungsmanagement an der Nordseeküste unter Berücksichtigung langfristiger klimatischer Veränderungen. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 38.17, 317-326.
- Kunz, M., Mohr, S., Werner, P., 2017. Niederschlag. In: Brasseur, G.P., Jacob, D., Schmuck-Zöller, S. (Ed.) *Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken, und Perspektiven*. SpringerOpen. 57-66.
- MUEK, 2011. Abschlussbericht des Arbeitskreises „Flächenverbrauch und Bodenschutz“. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz. Dezember 2011.
- Storch, H., Claussen, M., 2011. *Klimabericht für die Metropolregion Hamburg*. Springer, Berlin Heidelberg.
- UBA, 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: „Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland - Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland“ des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen 204 41 138. Endbericht.

Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung - Kolmation als bedeutsamer Störfaktor bei der Umsetzung der EG-WRRL

Thomas Zumbroich, Hans-Jürgen Hahn

Zusammenfassung

Kolmation, die Verstopfung der Lückensysteme von Fließgewässersedimenten, ist ein flächendeckendes Problem. Kolmation hat ihre Ursachen meist im Eintrag von Feinsedimenten aus dem Einzugsgebiet, vor allem aus Bodenerosion und Siedlungsentwässerung.

Folge der Kolmation ist die Verstopfung der Bachsohle „Hyporheische Zone“ und damit der Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer. Durch die Kolmation degenerieren die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer. Der von der EG-Wasserrahmenrichtlinie bis 2017 geforderte „Gute Ökologische Zustand“ wird deshalb bei den meisten Fließgewässern kaum erreicht werden.

Die quantitative mobile Erfassung der Kolmation war bisher nicht möglich. Die zur Erfassung der Kolmation verfügbaren Messgeräte sind oft aufwändig und teuer in der Handhabung. Meist liefern sie keine quantitativen Ergebnisse, und kleinräumige Heterogenitäten lassen sich kaum erfassen.

Ein neues Verfahren ermöglicht das Kolmometer®, bei dem es sich um ein Messgerät handelt, mit dessen Hilfe Kolmation über das Injizieren von Wasser in poröse Medien quantitativ, kostengünstig und minimalinvasiv ermittelt werden kann.

1. Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zielt darauf ab, bis spätestens zum Jahre 2027 bei der Mehrzahl der Fließgewässer den sogenannten guten ökologischen Zustand zu erreichen. Der ökologische Zustand wird mit der Besiedlung durch Wasserorganismen nachgewiesen, die entsprechende Lebensbedingungen vorfinden müssen.

Viele der anspruchsvollen, Festsubstrate bevorzugenden (lithophilen) Fischarten und Taxa des Makrozoobenthos (Wirbellosenfauna) sind auf gut durchströmte Sedimente der Gewässerbetten angewiesen. Dort, im Kieslückensystem, finden sie Schutz vor der Strömung und ideale Laichbedingungen vor. Lachse und Forellen z.B. sind ausgesprochene Kieslaicher.

Durch Bodenabtrag in den Einzugsgebieten gelangen große Mengen an Feinsedimenten in die Gewässer, wo sie das Kieslückensystem verstopfen. Dieser an sich natürliche Prozess der „Kolmation“ wird durch die Intensivierung der Landnutzung, diffuse Feststoffeinträge und Direkteinleitungen aus der Siedlungsentwässerung dramatisch verstärkt. Diese unnatürliche Kolmation könnte ein Grund dafür sein, dass viele Gewässerstrecken den guten ökologischen Zustand verfehlen, obwohl die Gewässerstruktur und die Wasserqualität als gut eingestuft werden (Von Bertrab et al. 2013).

2. Hyporheisches Interstitial – das „Lückensystem unter der Strömung“

Für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern ist ein intaktes Hyporheisches Interstitial essentiell. Darunter versteht man die Überganszone zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser in den Fließgewässersedimenten. Das durchströmte Hohlraumsystem zwischen den Steinen besitzt insbesondere in grobmaterialreichen Fließgewässern wichtige Funktionen als Brut- und Rückzugsbiotop für Fische und Makroinvertebraten. Zur Gruppe der Interstitiallaicher gehören beispielsweise Äsche, Lachs und Bachforelle (Salmoniden). Auch finden hier, die wichtigsten Stoffumsätze im Fließgewässer statt.

Deshalb funktioniert das Hyporheische Interstitial als hocheffizienter Biofilter: Die hier lebenden Biofilme dienen wiederum anderen Organismen als Nahrung. Fließgewässer verfügen deshalb über eine große „Selbstreinigungskraft“, die insbesondere auf die Fähigkeit der im Interstitial lebenden Organismen zurückzuführen ist (Brunke 2015a).

Dabei kann die Erscheinungsform des Kieslückensystems je nach petrographischen Bedingungen im Einzugsgebiet sehr unterschiedlich sein – von organisch, über tonig, sandig, kiesig bis hin zu grobmaterialreich. Es wird auch stark von den hydrologischen Verhältnissen und hydraulischen Umlagerungsbedingungen geprägt.

Je nach Fließgewässertyp erstreckt sich das Hyporheische Interstitial wenige Zentimeter bis zu 2 m in die Tiefe und bis zu mehreren hundert Metern lateral in die Talau.

3. Dekolmation

Bei hohen Abflüssen und Bewegung des Interstitialssedimentes können kolmatierte Gewässerstrecken auch wieder „dekolmatieren“. Bedingung ist das Erreichen einer bestimmten Sohlschubspannung und damit das Aufbrechen der eingeregelter Deckschicht des Sedimentes und seine Umlagerung.



Abb. 1: Eingeregelter Sedimente einer Kiesbank der Sieg im Sommer bei Niedrigwasser. Bei Hochwasser kommen die Kiese in Bewegung und das darin befindliche Feinsediment kann ausgewaschen werden

Im Jahresverlauf wechseln sich im Idealfall Kolmation und Dekolmation nach Niedrig- und Normalwassersituationen und Hochwasserereignissen phasisch ab, sodass sich eine Kolmationsganglinie entwickeln lässt, die den Verlauf der Sohldurchlässigkeit, der abgelagerten Kolmationsmasse und des Sickervolumens beschreibt (Schälchli 2002).

4. Unnatürliche Kolmationsprozesse in Fließgewässern

Erhöhter Feinsedimenteintrag aus den Einzugsgebieten kann aus diffusen Einträgen, wie Abschwemmung von Feldern und versiegelten Flächen stammen. Verstärkter Maisanbau und andere „Energiepflanzen“, das Unterpflügen von naturbelassenen Ackerrandstreifen aber auch traditionell der Weinbau sind hier als besonders problematisch anzusehen, insbesondere, wenn mit der Bodenkrume auch Chemikalien und Düngestoffe eingetragen werden.



Abb. 2: Die verschmutzten Schneehaufen machen offensichtlich, dass Straßen erhebliche Stoffeintragspfade für die Gewässer sein können.



Abb. 3: Hinweis auf Kolmation: Feinsedimentfahne bei Lösen der Deckschicht durch Betreten der Gewässersohle.

In Siedlungsbereichen können direkte Schmutzwasserabschläge aus der Mischkanalisation (sog. „Entlastungsereignisse“ bei Starkregen) bedeutende Stoffmengen sein (Zumbroich et al. 2017). Auch die Straßenentwässerung kann bei fehlender Zwischenschaltung entsprechender Kläreinrichtungen (Bodenfilter o.ä.) erhebliche Stoffbelastungen verursachen. Durch die Verstopfung des hyporheischen Interstitials werden die Lebens- und Entwicklungsräume von Fischen, des Makrozoobenthos und der Mesofauna gestört, die Diversität und Abundanz der Fauna nimmt ab und der Laicherfolg von Salmoniden verringert sich oder bleibt völlig aus (Brunke 1999, Schälchli 1993).

Zusammenhänge zwischen dem Ausfall ganzer Artengruppen und der Verstopfung der Kieslückensysteme sind aus limnologischer Sicht naheliegend und sozusagen der Umkehrschluss zur Aussage, dass verschiedene Arten das Kieslückensystem als Lebensraum haben. Damit kann konstatiert werden, dass Kolmation das Erreichen der Qualitätsziele der EG-WRRL verhindern kann, auch wenn alle anderen Qualitätskomponenten erfüllt sind.

Obwohl diese Zusammenhänge seit langem formuliert und wissenschaftlich diskutiert werden, fehlen bis dato großräumige wissenschaftliche, gewässertypbezogene Untersuchungen zu diesem Thema. Einer der Gründe dafür dürfte in der Schwierigkeit liegen, Kolmation wissenschaftlich korrekt, d. h. quantitativ und reproduzierbar, zu erfassen

5. Messmethoden

Die Wirkungen der Kolmationsprozesse auf die Fließgewässerbiozönosen werden bereits seit den 90er Jahren wissenschaftlich diskutiert. Insbesondere SCHÄLCHLI (1993) hat mit seinen Arbeiten hier wertvolle Impulse gegeben und die Zusammenhänge auch methodisch bearbeitet.

Zur Untersuchung der Kolmation kommen in den unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen verschiedene Messmethoden zum Einsatz. Zum Teil ähneln sich zwar die Messprinzipien, jedoch sind die jeweiligen Versuchsaufbauten in der Regel unterschiedlich. Nicht alle Methoden können in sämtlichen zu untersuchenden Medien und zur Klärung der verschiedenen Fragestellungen angewandt werden und nicht immer kommen die etablierten Methoden an derselben Lokalität zu demselben Ergebnis. Weiter unterscheiden sich die etablierten Methoden stark in der räumlichen Auflösung und der Möglichkeit der Erfassung kleinräumiger Heterogenitäten (Planungsbüro Zumbroich und FH Köln 2011).

Bis heute sind das Bewertungsverfahren und die Kartiermethode nach SCHÄLCHLI, bei der trockengefallene Kiesbänke im Gewässer haptisch-visuell untersucht werden, als „state of the art“ etabliert. Stärke und zugleich Schwäche des Verfahrens ist, dass die Beurteilung auf Basis subjektiver Eindrücke erfolgt. Wie oft bei der Geländearbeit im Gewässer zu beobachten, kann der geübte Wissenschaftler aus seiner Erfahrung heraus ein besseres Ergebnis gewinnen, als die genaueste Messeinrichtung.

Objektiv ausgerichtete messtechnische Verfahren ex- oder in-situ, zu denen unter anderem sog. Sedimentfallen, Siebanalysen auf Grundlage von Gefrierkernentnahmen, Resuspensionsverfahren (Hüsener 2016) und die Messung von Druckdifferenzen zählen, gehen häufig mit einem hohen technischen Aufwand einher und benötigen teils sehr viel Zeit, um eine Abschätzung zum Grad der Kolmation abgeben zu können.

Eine Zusammenschau bestehender Methoden können in der Literatur im Detail nachgelesen werden (Schälchli 2002, Ökon GmbH/Geo Team 2014).

Studien, bei denen ein Methodenvergleich vorgenommen wird, zeigen jedoch, dass unterschiedliche Methoden nicht immer zu demselben Ergebnis für eine bestimmte Lokalität kommen (z.B. Duerdoth et al. 2015, Hüsener 2016, Planungsbüro Zumbroich und FH Köln 2010/2011; Thurmann und Zumbroich 2013). Neben der nicht immer gegebenen Vergleichbarkeit zeigen sich weitere Schwächen der einzelnen Methoden. So geht die Durchführung komplexer Sedimententnahmen oder größerer Pumpversuche oft über den vorgegebenen zeitlichen und finanziellen Rahmen von Gewässerentwicklungsprojekten hinaus. Andere Methoden sind ungenau oder gehen mit einer erheblichen Störung des Sedimentkörpers einher, sodass die Ergebnisse einerseits zwischen verschiedenen Anwendern schwanken oder durch die Probenahme an sich verfälscht werden können.

Daher besteht nach wie vor Bedarf nach reproduzierbaren, schnell und einfach anwendbaren in-situ Messverfahren zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit des Hyporheischen Interstitials. Von den Autoren wurde eine messtechnische Lösung gesucht, die einerseits die Erfahrungheit gewässerkundlicher Kartierer und andererseits die mit einer technischen Messung verbundene Transparenz und Nachvollziehbarkeit in sich vereint. Außerdem sollte die Methode minimalinvasiv arbeiten, also keine Schadstoffe freisetzen oder Schäden im Gewässersgrund verursachen und von nur einer Person anwendbar sein.

Einen möglichen Lösungsansatz bietet das sogenannte Kolmameter.

5.1 Das Kolmameter®

Beim Kolmameter handelt es sich um ein mobiles Messgerät zur Messung der Durchströmbarkeit von porösen Umweltmedien.



Abb. 4: Links: Prototyp 1 mit Druckanzeige und Messeinheit, rechts: Perforierte Spitze beim Messen „an Luft“.

Durch das Injizieren von Wasser unter definiertem Druck kann auf den Feinsedimentanteil rückgeschlossen werden. Damit ist eine reproduzierbare, quantitative und leicht anwendbare

in-situ-Messung von Kolmationserscheinungen bzw. Durchströmbarkeitseigenschaften poröser Medien möglich.

Grundannahme ist, dass sich in gut durchlässige, poröse, nicht kolmatierte Materialien unter gleichen Druckbedingungen größere Wassermengen injizieren lassen als in schlecht durchlässige, kolmatierte Materialien.

5.2 Entwicklung einer Verfahrensanweisung

Im Rahmen eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes (Az 33590/01) führte das Planungsbüro Zumbroich im Jahr 2017 Labor- und Feldversuche mit dem Kolmameter durch und entwickelte einen Ansatz für eine standardisierte Verfahrensanleitung.

Da sich die zu betrachtenden Kolmationsprozesse vorwiegend nachteilig auf die im Interstitial beheimateten Organismen des Makrozoobenthos auswirken, wird die (vorläufige) Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmameter-Messungen in Anlehnung an das im Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung (Meier et al., 2006) vorgeschlagene Beprobungsschema zur Durchführung von PERLODES-Beprobungen („Multi-Habitat-Sampling“) entwickelt. Es werden an kleinen Fließgewässern 20 – 50 m lange Abschnitte, an großen Fließgewässern längere Abschnitte beprobt. Die Messung erfolgt nur in durchwatbaren Bereichen.

Zunächst wird das Kolmameter auf der Sohle „an fließender Welle“ zur Ableitung jeweiliger Referenzwerte ausgelöst. Der in der fließenden Welle gemessene Wert entspricht dem Befund „keine Ausflussreduktion“ bzw. steht für vollkommene Durchströmbarkeit. Anschließend werden die Teilproben im Bachsubstrat durchgeführt und die jeweils gemessenen Werte mit dem ermittelten Referenzwert verglichen. Er ergibt sich der „Kolmameter-Messwert“ (als % Ausflussreduktion gegenüber Referenz) (Zumbroich et al. 2018).

Eine Untersuchung beinhaltet bis zu 10 Einstiche mit der Lanze, verteilt auf den Bachabschnitt. Dabei werden möglichst die repräsentativen Habitatbereiche erfasst. Zu jedem Einstich erfolgen drei Messungen, die als arithmetischer Mittelwert erfasst werden.

5.3 Ableitung von Referenzwerten an Normsubstraten

Zunächst wurden im Labor Messreihen an Luft zur Ableitung von Referenzwerten durchgeführt. Der in Luft gemessene Referenzwert entspricht im Labor dem Befund „keine Ausflussreduktion“ bzw. steht für vollkommene Durchströmbarkeit. Im Folgenden wurden Mehrfachmessungen in Normsubstraten mit verschiedenen, bekannten k_f - Werten durchgeführt und die jeweils gemessenen Werte mit dem in Luft ermittelten Referenzwert verglichen. Als Kolmameter-Messwert wird somit ein prozentualer Anteil des in Luft gemessenen Ausflusses angegeben. Ziel dieses Arbeitsschrittes war die Erstellung reproduzierbarer Messreihen, aus denen sich wiederum Grenzwerte für die mittlere zu erwartende Ausflussreduktion in verschiedenen Substraten ableiten lassen.

Die Ergebnisse des Untersuchungsprogramms im Labor zeigen, dass die ermittelten Messwerte der Ausflussreduktion gut mit den empirisch ermittelten k_f -Werten der untersuchten Normsubstrate Sand und Kies korrelieren. Auch in Tonen ließen sich im Labor mittlere Werte der Ausflussreduktionen ermitteln, die sich deutlich von den in Kiesen und Sanden gemessenen Werten unterscheiden.

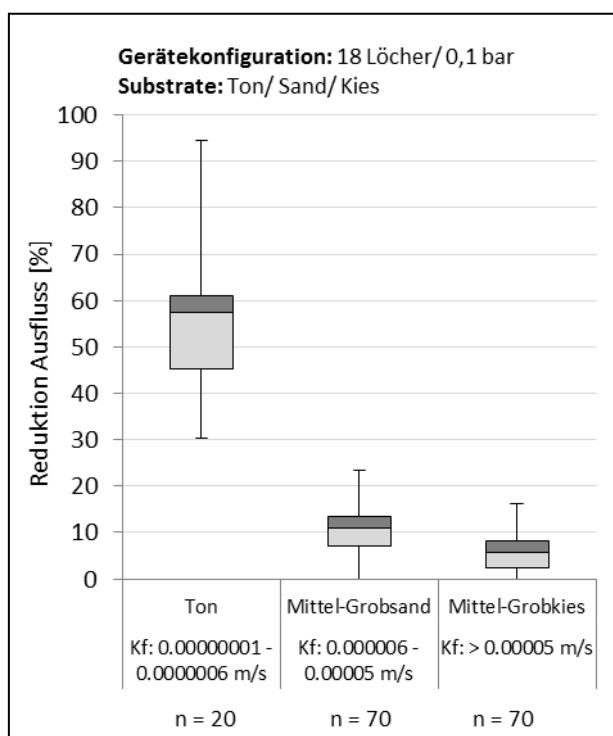


Abb. 5: Mittlere, in Normsubstrat ermittelte Ausflussreduktion (Zumbroich et al. 2018)

Aus den im Labor in den unterschiedlichen Normsubstraten ermittelten Messwerten lässt sich analog zu den Skalen nach Schälchli (2002) und Meier et al. (2006) vorläufig eine fünfstufige Ordinalskala ableiten.

Abflussreduktion [%]	Kolmameter-Klasse
≤ 5	Klasse 1
≤ 25	Klasse 2
≤ 42.5	Klasse 3
≤ 60	Klasse 4
> 60	Klasse 5

Abb. 6: Klassifizierung der Abflussreduktion in Kolmameter®-Klassen

5.4 Ableitung Von Referenzwerten in der Natur

Die im vorangegangenen Kapitel ermittelten Referenzwerte sind auf Normsubstrate generell anwendbar. Eine Aussage über den Kolmationsgrad eines realen Gewässergrundes ist jedoch nur in Abgleich mit einem Referenzwert desselben Gewässerabschnittes im unkolmatierten Zustand möglich. So dürften die Kolmameter-Messwerte in unkolmatierten Gewässerbetten mit hohem Lehmanteil weit höher liegen als in grobmaterialreichen Gewässerbetten.

Für die Ermittlung gewässertypabhängiger Referenzwerte zur Durchströmbarkeit des hyporheischen Interstitials besteht ein hoher Forschungsbedarf. Ebenso offen sind Fragen zur meso- und mikroskaligen Betrachtung, wie z.B.:

- welche Bedeutung haben die hydraulischen Verhältnisse innerhalb des Gewässerbettes für die Kolmation?
- gibt es Kolmationsmuster, gibt es Kolmationsstockwerke?

5.5 Feldversuche

Nach Durchführung des Laborprogramms wurden mit dem Kolmameter Feldmessungen in 10 cm Tiefe in Gewässersohlen an den WRRL-Monitoringstellen verschiedener Fließgewässertypen durchgeführt. Folgendes Bild zeigt beispielhaft eine Bachstrecke.

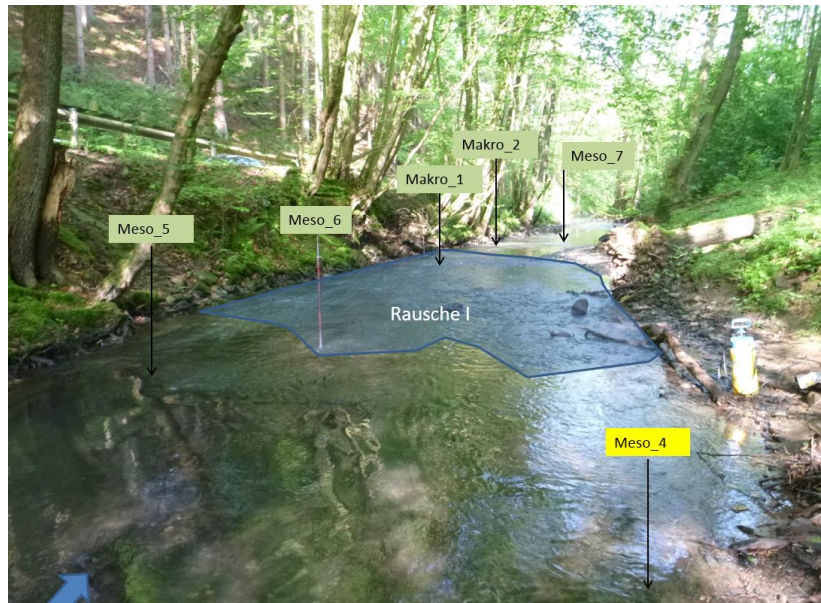


Abb. 7: Messergebnisse in einem Bachabschnitt (Mesolithal und Makrolithal). Die Farben entsprechen den Kolmameterklassen gem. Abb. 6

Beim Vergleich der im Gelände ermittelten Kolmameter-Messwerte mit den biologischen Monitoringdaten der WRRL (Allgemeine Degradation) wird deutlich, dass die Ergebnisse der Kolmameter-Klassifizierung mit den Ergebnissen des biologischen Monitorings in den untersuchten grobmaterialreichen Bachläufen positiv korrelieren, obwohl sie nicht gewässertypbezogen referenziert sind.

Hohe Werte der allgemeinen Degradation gehen also mit hohen Werten der Kolmameter-Klasse, also einer starken Ausflussreduktion einher, wohingegen an WRRL-Monitoringstellen mit guter „allgemeiner Degradation“ der Organismenbesiedlung geringe Kolmameterklassen festgestellt wurden.

An 54 % der beprobten Messstellen wurde eine mit der Allgemeinen Degradation übereinstimmende Klassifizierung der Kolmation ermittelt (Zumbroich et al. 2018).

Ähnlich eindeutig und aussagekräftig waren auch die Zusammenhänge zwischen der innerhalb des Lückensystems der Sedimente lebenden Fauna. Diese war stark negativ mit der Kolmation korreliert: Je stärker die Kolmation, desto dünner war die Besiedlung (Stein et al. 2018, siehe hierzu auch von Bertrab et al. 2013)

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die ökologische Funktionsfähigkeit des Interstitials als bedeutender Lebensraum für Fließgewässerorganismen (u.a. Laichhabitat für Großsalmoniden) wird durch Verschlammung, Versandung und Kolmation des Sohlsubstrats beeinträchtigt. Eine Ursache hierfür ist der anthropogene Feinsedimenteintrag aus der Siedlungsentwässerung (punktuell) und aus landwirtschaftlichen Nutzflächen (diffus). Betroffen sind davon auch kostenintensiv umgestaltete „renaturierte“ Strecken, die zwar naturnah aussehen, wegen der Kolmation den guten Zustand jedoch oft nicht erreichen dürften.

Für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement und eine ökologische Sanierung von Salmonidenlaichgewässern ist ein Verständnis der Zusammenhänge zwischen Herkunft und Eintragspfaden von Feinsediment und Belastungsschwerpunkten im Fließgewässersystem notwendig. Mit dem neuen Kolmimeter® nach Hahn & Zumbroich ist nunmehr ein Messgerät in Erprobung, das die Kolmation kleinräumig und quantitativ erfasst. Auf diese Weise trägt es zu einem besseren Verständnis der zeit-räumlichen Verteilung und Intensität der Kolmation bei. Kleinräumigere Kolmationsmessungen können helfen, Besiedlungsmuster in Gewässerabschnitten und lokale Habitatdefizite zu erklären (Stichwort: Lachslaichgruben). Vertikale Messungen erlauben Hinweise auf die Strömungsmuster innerhalb des Interstitials. Zeitlich gestaffelte Messungen an denselben Stellen können das biologische Monitoring sinnvoll ergänzen (Erfolgskontrolle).

Danksagung

Unser Dank gilt der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), die die Arbeit des Projektes „Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensweisung“, (Az 33590/01) fördert.

Literatur

- Brunke, M., 1999. Colmation and Depth Filtration within Streambeds: Retention of Particles in Hyporheic Interstices. *Int. Rev. of Hydrobiology* 84 (2).
- Brunke, M., 2015a. Struktur und Funktion der Fauna des hyporheischen Interstitials. In: Brendelberger et al. (Hrsg.): *Limnologie Aktuell*, Band 14: Grundwassergeprägte Lebensräume. Stuttgart. S. 188-195
- Brunke, M., 2015b. Gewässermanagement des hyporheischen Interstitials. In: Brendelberger, H.; Martin, P.; Brunke, M. und H.J. Hahn (Hrsg.): *Limnologie Aktuell*, Band 14: Grundwassergeprägte Lebensräume. Stuttgart. S. 188-195.
- Duerdoth, C. P., A. Arnold, J. F. Murphy, P. S. Naden, P. Scarlett, A. L. Collins, D. A. Sear And J. I. Jones, 2015. Assessment of a rapid method for quantitative reach-scale estimates of deposited fine sediment in rivers. *Geomorphology* 230.
- Hüsener, J., 2016. Untersuchungen zur Vergleichbarkeit unterschiedlicher Kolmationsmessmethoden durch Anwendung von Korngrößenanalyse und Resuspensionsmethode, Masterarbeit TH Köln, unveröff.

- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & D. Hering, 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Abrufbar unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/forschung/projekte/bewertung-mzb/> Letzter Aufruf: 23.05.2017
- ÖKON GmbH/Geo Team GmbH, 2014. Anleitung zur Erhebung der Kolmation im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung (GSK), <https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserstruktur/index.htm>, abgerufen am 18.3.2016
- Planungsbüro ZUMBROICH und FH Köln, 2011. Untersuchungen zum Feinsedimenthaushalt des Morsbaches. Forschungsprojekt im Auftrag des Wupperverbandes. Unveröffentlicht.
- Schälchli, U., 1993. Die Kolmation von Fließgewässersohlen – Prozesse und Berechnungsgrundlagen, Zürich.
- Schälchli, U., 2002. Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich.
- Stein, H., Schindler, H., Zumbroich, Th. & H.J. Hahn, 2018. Quantitative Kolmationsmessungen und ökologische Untersuchungen von Fließgewässersedimenten, Tagungsbericht 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hardeggen.
- Thurmann, Ch. & Th. Zumbroich, 2013. Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. Umweltbundesamt Berlin. 2013.
- von Bertrab, M. G., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F., Hering, D., 2013. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? *Ecological Indicators* 24
- Zumbroich, Th., Lamberty, G., Röhrig, J. & Ch. Thurmann, 2017. Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Salmonidenlaichgewässern, in: Leser, H. & J. Löffler, J.: *Landschaftsökologie*, 5. Auflage, Stuttgart 2017.
- Zumbroich, Th., Thurmann, Ch. & H.J. Hahn, 2018. Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmationsmessungen, Tagungsbericht 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hardeggen.

Risikomanagement von Dürren in Deutschland: von der Messung von Auswirkungen zur Modellierung

Veit Blauhut, Kerstin Stahl

Zusammenfassung

Das Dürrierisiko, die Wahrscheinlichkeit des Auftretens negativer Auswirkungen durch Dürre, ist ein in Deutschland weitgehend unterschätztes und wenig beachtetes Phänomen. Während es für Hochwasser meist eindeutige Schadensstatistiken gibt, sind die Effekte von Dürre nur schwer zu quantifizieren, genaue Schadensinformationen, welche direkt auf Dürre zurückgeführt werden können, sind selten. Weiterhin sind die direkten Auswirkungen von Dürre weniger sichtbar als beispielsweise diejenigen von Hochwasser, und bedrohen nicht die Existenz der deutschen Bevölkerung. Anhand des ‚European Drought Impact report Inventory‘ wurde ein Weg gefunden, Auswirkungsberichte der gesamten Bandbreite von negativen Auswirkungen zu standardisieren und quantifizieren. Auf der Grundlage dieser Datenbank lassen sich die Schäden der betroffenen Sektoren in der Vergangenheit qualitativ messen mittels einer Logistischen Regression eine Art Schadenskurve modellieren. Diese mittlerweile bewährte Methode zur Modellierung des sektorspezifischen Dürrierisikos kombiniert Informationen über die Auswirkungen mit Dürreindizes und Vulnerabilitätsfaktoren. Die präsentierten Dürrierisikokarten für die deutschen Bundesländer und für drei Dürreindexszenarien, die eine schwache, mittlere und außergewöhnlich starke meteorologische Dürre repräsentieren zeigen Gemeinsamkeiten und Unterschiede des Dürrierisikos. Darin bildet sich vornehmlich eine regional relevante sektorspezifische Vulnerabilität ab, wie z.B. die Landwirtschaften in Norddeutschland und die Schifffahrt der Rheinanliegerländer. Damit verdeutlicht die Anwendung das Potential und den informativen Charakter für überregionale Entscheidungsträger. Trotz derzeitiger Limitierungen zeigen die Risikomodelle die Notwendigkeit zu einem in Deutschland noch wenig systematisierten, sektorübergreifenden Dürremanagement. Zukünftige Ergänzungen sollten jedoch auch dynamischer Prozesse wie z.B. die Anwendung von Maßnahmen im Rahmen eines Dürremanagements berücksichtigen.

1. Einführung

Trockenheit ist ein unregelmäßig wiederkehrendes Naturphänomen, das zur Naturgefahr werden kann. Ein temporäres Niederschlagsdefizit, die meteorologische Trockenheit, kann sich dabei je nach Dauer und Intensität des Auftretens als landwirtschaftliche-, hydrologische-, Grundwasser- und sozioökonomische Dürre fortsetzen (EEA, 2012). Während im Deutschen der Begriff „Trockenheit“ lediglich die physischen Eigenschaften des Niederschlagsdefizits charakterisiert, spricht man von Dürre sobald die zu Grunde liegende Trockenheit negative Auswirkungen hervorruft (Bernhofer et al., 2015). Aufgrund der räumlich und zeitlich weitreichenden Eigenschaften von Dürre, können diese Auswirkungen sämtliche regionalen, sozioökonomischen und ökologischen Systeme direkt oder indirekt betreffen. Das potentielle Auftreten solcher Auswirkungen wird dabei als Resultat des Zusammenspiels der klimatologischen bzw. hydrologischen Eigenschaften der Dürre, und der zu Grunde liegenden sozioökonomischen und ökologischen Vulnerabilität, also als Dürrierisiko, verstanden (Blauhut et al. 2015). Während die Trockenheit of große, oft sogar kontinentale, Regionen betrifft, ist jedes Dürreereignis demnach doch einzigartig.

Zur Minderung der negativen Effekte von Dürre empfiehlt sich eine Implementierung eines Dürrierisikomanagements auf nationaler, mit Umsetzung auf Einzugsgebiets- bzw. regionaler Ebene (UN-ISDR 2009). Im Rahmen der Umsetzung der Internationalen Strategie zur Vermeidung von Katastrophen der Vereinten Nationen („Hyogo Framework for Action“), wurden seitens der Vereinten Nationen allgemeine Leitlinien zur Reduzierung des Dürrierisikos entwi-

ckelt (UNISDR, 2009). Die Analyse des Dürrierisikos bildet dabei die Grundlage des Dürremanagements auf dessen Ergebnissen die Ableitung kurz- und langfristiger Maßnahmen zur Dürrierisikoreduzierung beruht. Demnach sollte eine Dürrierisikoanalyse folgende Schwerpunkte untersuchen: Beurteilung negativer Auswirkungen in der Vergangenheit, die Bewertung der Vulnerabilität, die Abschätzung potentieller Auswirkungen sowie die Entwicklung eines adäquaten Dürre- Überwachungs- und Frühwarnsystems. Abhängig vom Ziel der Studie sollte die Analyse des Dürrierisikos sektorspezifisch erfolgen. Um eine objektive und transparente Einschätzung des Risikos, unter Berücksichtigung der soziökonomischen und ökologischen Hauptursachen und klimatischen Treibern, zu generieren, sollte diese auf einer empirischen Verknüpfung von Dürreindikatoren, Vulnerabilitätsfaktoren und negativen Auswirkungen der Vergangenheit beruhen (Blauhut et al., 2016).

Da es in Deutschland kaum gesetzliche Regelungen zum Umgang mit Dürre gibt, sind detaillierte, sektorspezifische Untersuchungen des Dürrierisikos wichtig. Vielfältige Informationen zur Charakterisierung der Naturgefahr sind auch flächendeckend für sämtliche Dürretypen vorhanden. Monitoringsysteme wie z.B. die des Deutschen Wetterdienstes, der Deutsche Dürremonitor des UfZ sowie internationale und globale Systeme (z.B. European Drought Observatory, Global Drought Information System) decken eine Bandbreite von Variablen, Indices und somit Dürre-Typen ab. Ebenso gibt es eine Vielzahl an verschiedenen Informationen, welche zur Charakterisierung der Vulnerabilität genutzt werden können. Deren Aussagekraft zu bewerten ist jedoch schwierig, da Auswahl und Anwendung solcher Vulnerabilitätsfaktoren überwiegend auf Expertenwissen, weniger jedoch auf statistischen Zusammenhängen beruht (Gonzales Tanago et al., 2016). Das fehlende Puzzleteil ist der grundlegende Mangel an systematisierten Informationen über Dürreauswirkungen der Vergangenheit. Einerseits gibt es zwar viel dezentrales Wissen über Auswirkungen welches nicht standardisiert oder flächendeckend ist (z.B. Datenbanken, Wissenschaftliche Publikationen, Expertenwissen), andererseits gibt es verschiedene flächendeckende Zeitreihen wie z.B. landwirtschaftliche oder wasserwirtschaftliche Erträge (statistische Zeitreihen der Länder) deren Schwankungen sich jedoch oft nicht eindeutig auf Dürre zurückzuführen lassen.

Dieser Beitrag zeigt auf, wie auf der Grundlage des European Drought Impact report Inventory (EDII), das eine Vielzahl verschiedener Informationsquellen nutzt, negative Auswirkungen von Dürre charakterisiert, also gemessen, werden kann. Am Beispiel einer sektorspezifischen statistischen Modellierung des Dürrierisikos für Deutschland auf Länderebene wird der Mehrwert dieser Informationsquelle gezeigt. Auf Basis dieser Modelle erstellte Risikokarten können schließlich einen wichtigen Baustein im Dürremanagement bieten.

2. Dürre messen

2.1 Auswirkungsinformationen – European Drought Impact report Inventory - EDII

Im Rahmen des EU FP7 Drought R&SPI Projektes wurde auf europäischer Ebene die textbasierte Datenbank EDII zu Dürreauswirkungen entwickelt. Dürreauswirkungen sind dabei negative Effekte durch Dürre auf sozioökonomische und ökologische Systeme (Stahl et al., 2016). Berichte über negative Auswirkungen können dabei von einer Vielzahl verschiedener Quellen stammen. Für Deutschland stammt ungefähr die Hälfte der Informationen aus den

Medien und ein weiterer großer Anteil aus behördlichen Berichten. Alle Berichte werden derzeit manuell eingelesen und durch eine zweite Person verifiziert. Jeder Bericht wird einer räumlichen sowie zeitlichen Skala zugewiesen. Räumlich wird auf die administrative Einteilung der Europäischen Union, die NUTS-Regionen, Bezug genommen bzw. kann direkt auf Gewässer verwiesen werden. Zeitlich muss jeder Eintrag mindestens dem Jahr des Auftretens zugeordnet werden, aber auch Jahreszeiten und Monate sowie das Ende des Auftretens können genauer bestimmt werden. Anhand eines Beschreibungstextes der Dürreauswirkung (in Englischer Sprache), wird jede Auswirkung einer bestimmten Auswirkungskategorie (Anzahl) und verschiedenen Auswirkungstypen (~105 verschiedene) zugewiesen. Zusätzlich können entstandene ökonomische Schäden, die Anzahl der betroffenen Personen, die Größe der betroffenen Fläche, sekundäre Auswirkungen sowie ergriffene Handlungsmaßnahmen eingetragen werden.

Aus dem aktuellen Stand der Datenbank vom 31.1.2018 lassen sich die Verteilungen der Wirkungsberichte für die verschiedenen NUTS-Ebenen zusammenfassen (Abbildung 1). Es zeigt sich dass, während die Anzahl Daten für die grobe Länder und Bundesländeraufteilung beachtlich ist, für die kleineren politischen Einheiten teilweise jedoch nur wenige Wirkungsberichte vorliegen. Wie schon von Stahl et al. (2016) für eine frühere Version beschrieben, sind auf allen Skalen viele verschiedene Sektoren betroffen. Auf der Europakarte dominiert klar die Landwirtschaft und die öffentliche Wasserversorgung, in Deutschland kommt hierzu noch Forst und Wasserqualität, bzw. Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme. Die bekannten Dürrejahre 1976, 2003 und 2015 unterscheiden sich dabei in der großen Vielfalt ihrer Auswirkungen von anderen Jahren, die spezifischere Auswirkungsprofile zeigen (Abbildung 1, rechts unten). Räumlich sowie zeitlich unterliegen die Auswirkungsinformationen der EDII quantitativen Trends, daher werden für diese Untersuchung alle Informationen auf die jährliche, binäre Information (Auswirkung ja oder nein) auf NUTS-1 Ebene generalisiert.

2.2 Physische Dürreindikatoren

Für diese Untersuchung wurden der Standardisierte Niederschlags Index (SPI) (McKee et al. 1993) und der Standardisierte Niederschlags und Evapotranspiration Index (SPEI) (Vincente–Serrano et al. 2010) auf Grund der langen existierenden Niederschlagszeitreihen (>1950) gewählt. Der SPI (SPEI) vergleicht die Niederschlagsmengen (klimatische Wasserbilanz) einer bestimmten Lokalität über einen bestimmten Zeitraum von n-Monaten (SPI-n, SPEI-n) mit dem Mehrjahresdurchschnitt. Negative Indikatorwerte weisen auf trockenen Zustände, positive Werte auf feuchtere Zustände als „normal“ hin. Beide Indizes beruhen auf dem E-OBS Datensatz von gerasterten Niederschlägen und Temperaturen (v12.0) und wurden mit dem „SCI“-R-Paket von Gudmundsson und Stagge für 1 bis 6, 9, 12, und 24- Monate Akkumulationsperioden und für die Referenzperiode von 1970-2012, generiert. Zur Berechnung des SPI wurde die Gammaverteilung angewandt, der SPEI beruht auf der Allgemeinen Extremwertverteilung, die Berechnung des Evapotranspiration folgt Hargreaves und Samani (1982). Für die weitere Anwendung wurden die Indizes auf Bundeslandebene gemittelt.

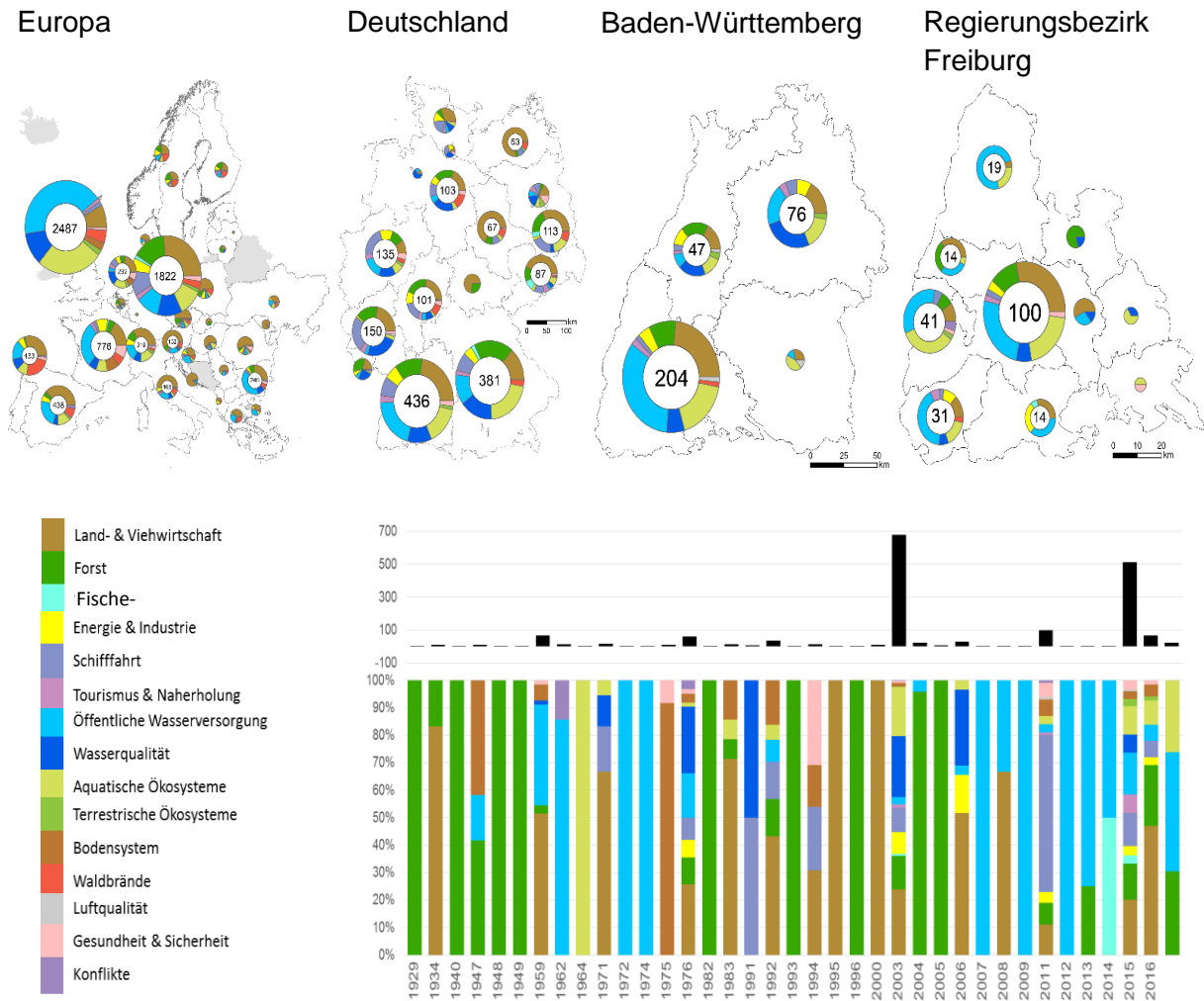


Abb. 1: Verteilung der nach Hauptkategorien codierten Wirkungsberichte in der EDII Datenbank auf verschiedenen Skalen: räumlich (oben) und zeitlich (unten).

2.3 Vulnerabilitätsfaktoren

Zur Bestimmung der Vulnerabilität verwendet man gewöhnlicher Weise eine Kombination verschiedener Proxy-Faktoren, welche verschiedene Eigenschaften des untersuchten Systems beschreiben. Allgemein können diese Faktoren den Bereichen Exposition, Sensitivität und Anpassungsfähigkeit zugeordnet werden. Je nach Datenverfügbarkeit, angewandter Methodik, Fokus der Untersuchung sowie fachlichen Hintergrund der Untersuchenden unterscheidet sich die Anwendung der Vulnerabilitätsfaktoren (Gonzales Tanago et al. 2015). Die in dieser Arbeit verwendeten Vulnerabilitätsfaktoren stammen aus Untersuchungen von Blauhut et al. (2016), detaillierte Informationen finden sich in den entsprechenden Publikationen. Die Vulnerabilitätsfaktoren stammen aus internationalen Datenbanken wie AquaStat, der Europäischen Umweltagentur, dem Eurobarometer, der Europäischen Kommission, der Weltbank, FAO sowie aus der Literatur. Sämtliche Indikatoren wurden auf Werte zwischen 0 und 1 normalisiert. Der angewandte Vulnerabilitätsindex sowie seine Hauptkomponenten beruhen auf Gleichgewichtung. Die Zeitreihen der Vulnerabilitätsfaktoren wurden entsprechend Blauhut et al. (2016) für

jährliche Auflösung erstellt. Für die weitere Anwendung wurden die Faktoren auf Bundeslandebene gemittelt.

3. Statistische Modellierung des Dürrierisikos

Laut Definition ist Risiko die Wahrscheinlichkeit des Auftretens negativer Auswirkungen oder Schäden durch eine Naturgefahr. Zur Bestimmung des Dürrierisikos wurden in mehreren Studien Auswirkungsberichte mit Dürreindizes für verschiedene räumliche und zeitliche Auflösungen und mittels verschiedener Ansätze verknüpft (u.a. Stagge et al. (2015), Blauhut et al. (2015)). Da die Auswirkungen z.B. im Vergleich zu Hochwasser vielfältiger und schwerer quantifizierbar sind, wird dabei anstatt monetärer Schadensdaten die Wahrscheinlichkeit des Auftretens negativer Auswirkungen modelliert (Bachmair et al., 2017). Unter den vielen getesteten Methoden hat sich die logistische Regression mit multiplen Prädiktoren als tauglichstes statistisches Modell herausgestellt. Unter der Anwendung multivariabler logistische Regression bestimmten Blauhut et al. (2016) so auf europäischer Skala die sektorspezifische Wahrscheinlichkeit des Auftretens jährlicher negativer Auswirkungen (likelihood of impact occurrence: LIO) durch die Kombination von Auswirkungsinformationen und verschiedener Prädiktoren (Dürreindizes und Vulnerabilitätsfaktoren). Blauhut et al. (2016) folgend, werden in dieser Arbeit jährliche, kategoriespezifische Auswirkungsinformationen mit monatlich separierten Dürreindizes (z.B. SPEI-3_3: SPEI für März mit Akkumulationszeitraum Januar-März) und jährlichen Vulnerabilitätsinformationen auf NUTS-Ebene (ohne Stadtstaaten) verknüpft. Zur Auswahl bester Prädiktoren folgt das multivariable logistische Modell einem schrittweisen Ansatz. Dabei werden erst maximal zwei Dürreindizes danach maximal drei Vulnerabilitätsfaktoren bestimmt. Beginnend mit dem besten Dürreindex (Kriterium ist die größte Fläche unter der ROC-Kurve: A-ROC) wird ein weiterer Dürreindex getestet, welcher nicht mit dem vorher ausgewählten Index korreliert ist. Wenn dieser das Modell verbessert (größere A-ROC bzw. gleich bleibende A-ROC mit niedrigerem ‚Bayesian Information Criteria‘: BIC), wird er dem Modell hinzugefügt. Wenn keiner die Indizes die Kriterien erfüllt, wird ohne einen zweiten Dürreindex weiterverfahren. Die Auswahl von maximal drei Vulnerabilitätsfaktoren folgt demselben Verfahren.

Für jede Auswirkungskategorie wurde so das beste Modell bestimmt. Die gewählten Prädiktoren erlauben es, auf die Relevanz unterschiedlicher Ausprägungen von Trockenheit für einen Sektor zu schließen. Die Modelle können dann dazu verwendet werden für bestimmte Annahmen von Dürreindexkombinationen die zugehörigen LIO, also das Risiko, zu berechnen. Analog zu Blauhut et al. (2016) werden in dieser Studie solche Szenarien als Karten dargestellt, um regionale und sektorale Ausprägungen zu vergleichen und so zu einer Bewertung des Dürre-Risikos zu kommen.

4. Ergebnisse

4.1. Die dienlichsten Indizes

Tabelle 1 zeigt die Auswahl von Prädiktoren der besten Modelle. Im Allgemeinen verbessert das Hinzufügen von Prädiktoren die Modelleistung. Für alle Auswirkungskategorien wurden zwei Dürreindizes (DI-1/2) und ein Vulnerabilitätsfaktor (VI-1/2/3), für ca. 50% ein weiterer Vulnerabilitätsfaktor, und lediglich für ‚Land- & Viehwirtschaft‘ sowie ‚Schifffahrt‘ erhöht ein dritter Vulnerabilitätsfaktor die Modelleistung. Ausgenommen von ‚Konflikte‘ konnte sich SPEI als

besserer DI-1 behaupten, für DI-2 ist dies variabler. Als beste Akkumulationszeiträume für DI-1 wurden überwiegend mittelfristige Indizes (4-9 Monate) ausgewählt, welche mit überwiegend kurzfristigen Dürreindizes kombiniert wurden (1-3 Monate). Eine optimale Kombination bestehend aus kurz- und längerfristigen Indizes bestätigt frühere Anwendungen von Stagge et al. (2015) und Blauhut et al. (2016). Die gewählten DI-1 decken hierbei meist die Zeiträume Frühjahr bis Spätsommer ab. Ungefähr die Hälfte der DI-2 charakterisieren kurzfristige Ereignisse im Hochsommer, weitere kurzfristige Verhältnisse im Winter. Hierbei ist aber zu beachten, dass diese Selektion von der definierten Variablenunabhängigkeit als Auswahlkriteriums beeinflusst ist. Eine Erweiterung der Auswahl an Dürreindizes auf nicht- niederschlagsbasierte Indizes könnte hierfür in Zukunft Abhilfe schaffen. Lediglich für ‚Land- & Viehwirtschaft‘ sowie ‚Bodensysteme‘ wurden auch langfristige Dürreindizes (12 & 24 Monate) verwendet. Für die Auswirkungskategorie ‚Land & Viehwirtschaft‘ steht dies in Kontrast zu anderen Studien (Lei et al. 2011, Potopová et al. 2015) welche für Maisanbau Indizes empfehlen, welche die Saatzeit bis zur Ernte umfassen. Eventuell würde ein Aufschlüsseln der Auswirkungskategorien auf seine Untertypen (z.B. ‚Auswirkungen auf einjährige Pflanzen‘, ‚Reduzierung in der Futterproduktion‘, ‚Reduktion des Viehbestandes‘) deutlichere Ergebnisse liefern. Weiterhin unterscheiden sich die Modelleleistungswerte der verschiedenen Indizes nur geringfügig. Die leistungsfähigsten Vulnerabilitätsfaktoren quantifizieren überwiegend die Landnutzung, insbesondere den ‚Anteil landwirtschaftlicher Fläche‘ und der ‚Anteil der Siedlungsfläche‘, aber auch die Charakterisierung der Wasservorräte im Untersuchungsgebiet (‚Seenfläche‘, ‚Speicherkapazität von Staudämmen‘, ‚Anteil Feuchtgebietsflächen‘) sowie soziökonomische Faktoren spielen eine Rolle. Im Vergleich zur Modellierung der korrespondierenden ‚Maritimen Region‘ als Teil Europas in Blauhut et al. (2016) zeigt sich eine deutlich höhere Bedeutung der Landnutzung und geringere der Wasserressourcen. Sicherlich sind auch einige der verwendeten Faktoren, insbesondere die politisch-gesellschaftlichen, auf der Ebene der deutschen Bundesländer wenig differenzierter als in der Original-Anwendung auf Europaebene.

Tab. 1: Auswahl bester Prädiktoren (DI: Dürreindex, VF: Vulnerabilitätsfaktor, A.: Anteil, Ökon.: Ökonomisch)

Auswirkungskategorie	DI-1,-2	DI-1,2,3
Land- & Viehwirtschaft	SPE-09_12, SPI_24_10	A. landwirtschaftliche Fläche, Seenfläche, A. Feuchtgebiete
Forst	SPE-05_6, SPE-01_1	A. Siedlungsfläche, Seenfläche
Fischerei	SPE-06_7, SPI-09_1	Strafvollzug und Korruption, A. Siedlungsfläche
Energie & Industrie	SPE-06_7, SPE-01_6	A. Waldfläche
Schifffahrt	SPE-06_7, SPI-02_1	A. Siedlungsfläche, Ökon. Wohlstand, Bevölkerungsdichte
Tourismus & Naherholung	SPE-05_6, SPE-01_1	A. Siedlungsfläche
Öffentliche Wasserversorgung	SPE-09_10, SPE-01_6	Innovationskapazität, Sozioökon. Relevanz der Industrie
Wasserqualität	SPE-05_10, SPE-01_2	A. landwirtschaftliche Fläche
Aquatische Ökosysteme	SPE-09_10, SPI-01_3	A. landwirtschaftliche Fläche, Anpassungsfähigkeit
Terrestrische Ökosysteme	SPE-06_7, SPI-04_3	Sozioökon. Relevanz der Industrie, A. Siedlungsfläche
Bodensysteme	SPE-24_10, SPE-01_2	A. unbewässerter Landwirtschaft
Waldbrände	SPE-05_8, SPI-02_1	A. unbewässerter Landwirtschaft
Luftqualität	SPE-05_7, SPI-02_9	Dürrebewusstsein
Gesundheit & Sicherheit	SPE-06_7, SPE-02_1	Speicherkapazität von Staudämmen, A. Waldfläche
Konflikte	SPI-09_11, SPI-01_9	Ökon. Ressourcen und Gleichheit

4.2. Karten für Risikoszenarien

Für alle Auswirkungskategorie konnten robuste Modelle zur Vorhersage der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Dürreauswirkungen (LIO) ermittelt werden. Die Abbildungen 2&3 stellen diese LIO für eine Auswahl an Auswirkungskategorien für drei Gefahrenstufen (Standardabweichung der jeweiligen Dürreindizes D-1 und D-2 von -0,5: ‚annähernd normal‘, -1,5: ‚trocken‘ und -2,5: ‚extrem trocken‘) dar. Allgemein zeigt sich, dass mit zunehmender Dürreintensität die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von negativen Auswirkungen auch ansteigt. Die LIOs unter ‚annähernd normalem‘ Zustand sind generell gering, nehmen aber kategoriespezifisch unterschiedlich schnell zu. Die größten Unterschiede der Dürreerisiken zeigen sich, wenn extreme Trockenheit vorherrscht; zwischen den Auswirkungskategorien selbst, aber auch zwischen den untersuchten Regionen. Lediglich ‚Tourismus‘ und ‚terrestrische Ökosysteme‘ zeigen nur eine geringe Reaktion auf Dürre. Dies sind ebenfalls Indizes mit nur wenigen Jahren mit berichteten Dürreauswirkungen (lediglich drei). Eventuell müsste ‚Tourismus & Naherholung‘ in Auswirkungen auf Winter- sowie Sommertourismus unterteilt, und mit entsprechenden Dürreindizes verknüpft werden.

Die auftretenden raum-zeitliche Muster der kategoriespezifischen LIO unterscheiden deutlich zu den Ergebnissen von Blauhut et al. (2016). Aufgrund des aktuelleren, umfassenderen Datensatzes sowie dem kleineren Modellierungsgebiet (nur Deutschland anstatt ‚Maritimes Europa‘) wird von, für das Untersuchungsgebiet, verbesserten Ergebnissen durch diese Arbeit ausgegangen. Das Risiko für die ‚Land- & Viehwirtschaft‘ im Norden Deutschlands setzt schon bei moderater Dürre ein und die Region ist daher wohl vulnerabler gegenüber Dürre. Dies könnte an dem hohen Prozentsatz landwirtschaftlicher Nutzfläche im Allgemeinen, aber auch den vorwiegend sandigen Böden und daher geringeren Wasserrückhalt in der Fläche, begründet liegen. Obwohl beide Bundesländer ähnlich viele gemeldete Aquakulturbetriebe haben, scheint die Fischerei Sachsens sensibler, während in Nordrhein-Westfalen keine Gefährdung durch Dürre existiert. Die Kategorie ‚Energie & Industrie‘ Bayerns weist ebenfalls ein erhöhtes Dürreerisiko auf, wobei unter extremer Dürre für gesamt Deutschland hohe LIOs bestehen. Diese zeigt den hohen Stellenwert der Wassernutzung in dem Sektor, sowie das Bewusstsein des Sektors in der Gesellschaft. Ein erhöhtes Dürreerisiko für ‚Schifffahrt‘ gibt es vor allem für die Anliegerländer des Rheins, der bedeutendsten deutschen Wasserstraße. Die geringen Risikowerte für die Elbeanliegenden Bundesländer könnten darin begründet sein, dass im Modell mit Zuständen aus den Untersuchungsgebieten der Auswirkungen gerechnet wird, für solche hydrologischen Dürreeffekte wahrscheinlich aber das gesamte oberliegende Einzugsgebiet berücksichtigt werden müsste.

Im Bereich ‚Öffentliche Wasserversorgung‘ stechen die hohen LIOs für Baden-Württemberg unter ‚trockenen‘ Zuständen hervor. Ein hoher Anteil an Wassernutzung von eigenen Quellen im Schwarzwald, welche trocken fallen können, könnte für dieses Ergebnis verantwortlich sein. Hier muss gesagt werden, dass intensive Interviews und Umfragen zur Gewinnung von Auswirkungsdaten in dieser Kategorie aber nur in diesem Bundesland unternommen wurden und somit die Relationen verschieben mögen. Auch aus Bayern wurden ja u.a. im Sommer 2015 Engpässe der Wasserversorgung im höhergelegenen ländlichen Raum bekannt. ‚Wasserqualitätsprobleme‘ treten eher in Norddeutschland auf, hier kommt es zu Problemen durch Versal-

zungerscheinungen, aber auch Probleme mit Badewasserqualität, Wassertemperaturen sowie Algenwachstum. Unter extremer Dürre, ist für gesamt Deutschland mit Auswirkungen auf die Wasserqualität zu rechnen. Das Dürrierisiko für ‚Aquatische Ökosysteme‘ folgt keinem klaren Muster.

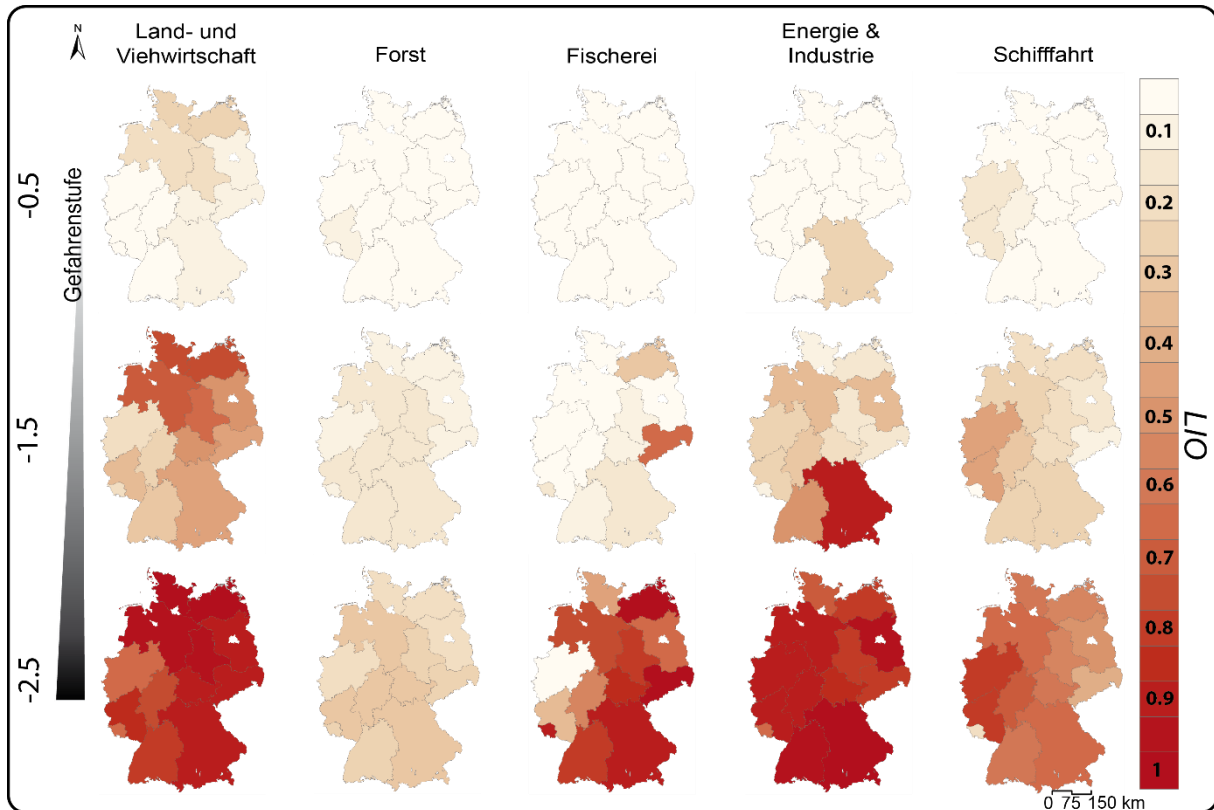


Abb. 2: Dürrierisikokarten mit der ‚likelihood of impact occurrence‘ (LIO) für drei ausgewählte Gefahrenstufen der Dürreindexstandardabweichung -0,5: ‚annähernd normal‘, -1,5: ‚trocken‘ und -2,5: ‚extrem trocken‘.

Es gilt zu berücksichtigen, dass die derzeit im EDII gesammelten Auswirkungsberichte nur beschränkt repräsentativ sind. Die Abwesenheit von Auswirkungen muss nicht bedeuten, dass es keine negativen Auswirkungen gab, Berichte können schlichtweg nicht gefunden bzw. Auswirkungen nicht berichtet worden sein. Weiterhin besteht die Gefahr, dass sehr lokale Auswirkungsberichte durch Skalentransfer und Mittelwertbildung für die Bundeslandebene unpassend repräsentiert sind. Eine höhere räumliche aber auch zeitliche Auflösung ist daher wünschenswert, jedoch bei der momentanen Datenlage nicht möglich. Abschließend soll angemerkt werden, dass die angewandten Gefahrenstufen in Anlehnung an McKee (1998) willkürlich festgelegt wurden. Unter Berücksichtigung vorrangegangener Studien (Blauhut et al. 2015 & 2016, Stagge et al. 2015, Bachmair et al., 2017) zeigt auch diese Arbeit das sektorspezifische Verhalten des Dürrierisikos und damit die Untauglichkeit allgemeiner Dürregrenzwerte bzw. Gefahrenstufen.

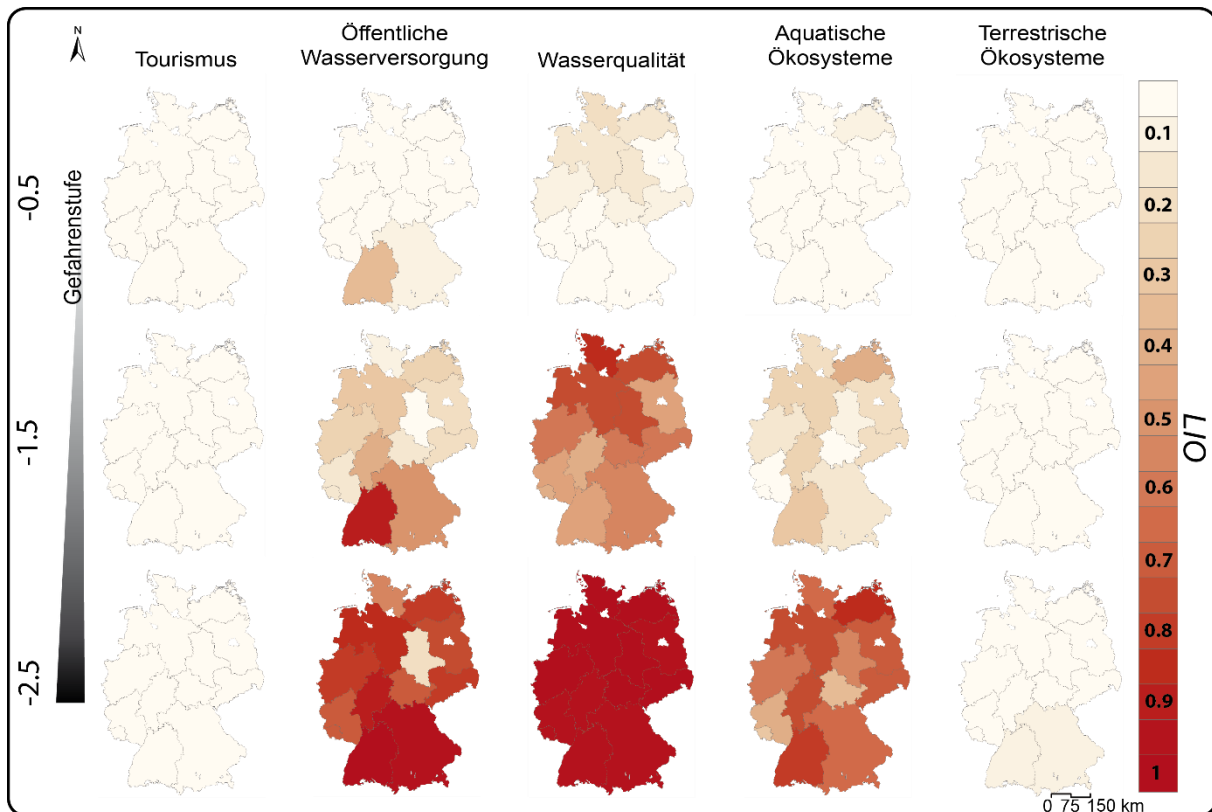


Abb. 3: Dürrierisikokarten mit der ‚likelihood of impact occurrence‘ (LIO) für drei ausgewählte Gefahrenstufen der Dürreindexstandardabweichung -0,5: ‚annähernd normal‘, -1,5: ‚trocken‘ und -2,5: ‚extrem trocken‘.

5. Potential für das Dürremanagement

Die durch die Untersuchung gewonnenen Dürrierisikokarten sind ein einfaches Werkzeug um das Potential der negativen Auswirkungen durch Dürre Entscheidungsträgern aber auch über-regionalen Akteuren näherzubringen. Die schlichte Darstellungsform als Karten für unterschiedliche Gefahrenstufen ermöglicht ein schnelles Wahrnehmen des Dürrierisikos in Abhängigkeit von der Naturgefahr und der zugrundeliegenden, regionalen Vulnerabilität. Damit erlauben sie u.a. eine Priorisierung genauerer sektorspezifischer Analysen. Die räumlichen Unterschiede unterstreichen den Bedarf an räumlich und zeitlich höher aufgelösten Untersuchungen. Methodisch führt der gezeigte Ansatz zwei meist voneinander entfernte Untersuchungsmethoden Risikoanalyse und Vulnerabilitätsbewertung zusammen und integriert die häufig geforderten Auswirkungen der Vergangenheit. Die Offenheit bezüglich Eingangsdaten dieser Methode ermöglicht eine Vielzahl an Prädiktoren, aber auch Auswirkungsinformationen, in verschiedensten raum-zeitlichen Auflösungen anzuwenden. So könnten verschiedene Managementstrategien (Änderung der Vulnerabilität) im Rahmen zukünftiger klimatischer Verhältnisse getestet und der potentielle Mehrwert eines Dürrierisikomanagements aufgezeigt werden.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch das DRIfR- Projekt im Rahmen des Forschungsnetzwerkes Baden-Württemberg finanziert. Wir danken allen Personen für Ihre Beiträge zur EDII. Wir der Bereitstellung des E-OBS Datensatzes durch das ‚EU-FP6 project ENSEMBLES‘ (<http://ensembles-eu.metoffice.com>) und dem ‚ECA&D project‘ (<http://www.ecad.eu>) sowie Sophie Bachmair für die Berechnungen der Dürrindizes auf der Grundlage von Gudmundsson und Stagge (2015). Weiterhin danken wir Lucia De Stefano, Itziar González Tánago, Mario Ballesteros and Julia Urquijo für die wertvolle Sammlung an Vulnerabilitätsfaktoren.

Literatur

- Bachmair, S., Svensson, C., Prosdocimi, I., Hannaford, J. & Stahl, K., 2017. Developing drought impact functions for drought risk management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 17(11), p.1947
- Bernhofer, C., Hänsel, S., Schaller, A., Pluntke, T., 2015. Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Untersuchungen zur Erfassung und Charakterisierung von meteorologischer Trockenheit. Schriftenreihe des Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen (7).
- Blauhut, V., Gudmundsson, L. & Stahl, K., 2015. Towards pan-European drought risk maps. Quantifying the link between drought indices and reported drought impacts. *Environ. Res. Lett.* 10 (1), 14008.
- Blauhut, V., Stahl, K., Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., De Stefano, L. & Vogt, J., 2016. Estimating drought risk across Europe from reported drought impacts, drought indices, and vulnerability factors. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20 (7), 2779–2800.
- EEA, 2012. Water resources in Europe in the context of vulnerability. EEA Report No 11/2012, European Environmental Agency (EEA), Copenhagen.
- González-Tánago, I., Urquijo, J., Blauhut, V., Villarroya, F. & De Stefano, L., 2015. Learning from experience: a systematic review of assessments of vulnerability to drought. *Nat. Hazards*: 1-23, doi:10.1007/s11069-015-2006-1.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A., 1982. Estimating potential evapotranspiration, *J. Irrig. Drain. Eng.*, 108, 225–230.
- Lei, Y., Wang, J. & Luo, L., 2011. Drought risk assessment of China's mid-season paddy, *Int. J. Disaster Risk Sci.*, 2(2), 32–40, doi: 10.1007/s13753-011-0009-4.
- McKee, Thomas B., Nolan J. Doesken, & Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*, vol. 17(22), pp. 179-183. Boston, MA, USA: American Meteorological Society.
- Potopová, V., Štěpánek, P., Možný, M., Türkott, L., & Soukup, J., 2015. Performance of the standardised precipitation evapotranspiration index at various lags for agricultural drought risk assessment in the Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, 26–38.
- Stagge, J. H., Kohn, I., Tallaksen, L. M. & Stahl, K., 2015. Modelling drought impact occurrence based on climatological drought indices for four European countries, *J. Hydrol.*, 530, 37–50, doi:10.1016/j.jhydrol.2015.09.039.
- Stahl, K., Kohn, I., Blauhut, V., Urquijo, J., De Stefano, L., Acácio, V., Dias, S., Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., Kampragou, E., Van Loon, A. F., Barker, L. J., Melsen, L. A., Bifulco, C.,

- Musolino, D., De Carli, A., Massarutto, A., Assimacopoulos, D., & Van Lanen, H. A. J., 2016. Impacts of European drought events: insights from an international database of text-based reports, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 16, 801-819, doi:10.5194/nhess-16-801-2016.
- UNISDR, 2009. Terminology on Disaster Risk Reduction (Report). Geneva: United Nations secretariat of the International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR). Retrieved from http://www.unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologyEnglish.pdf
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S. & López-Moreno, J. I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index, *J. Clim.*, 23(7), 1696–1718, doi:10.1175/2009jcli2909.1.

ReArMo – Ein Modellverbund zur Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit

Beate Klöcking, Dieter Wenske, Gerd Knab, Bernd Pfützner, Frank Reinicke, Heiko Ihling,
Andreas Rost, Ulrike Haferkorn

Zusammenfassung

Der Modellverbund ReArMo hat die Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers nach Menge und Beschaffenheit unter geänderten Randbedingungen (Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung) zum Ziel. Er besteht aus den Komponenten REPRO, ArcEGMO-PSCN, MODFLOW und MT3D-FL. Pilotstudien mit ReArMo erfolgten in den zwei Sächsischen Trinkwasserschutzgebieten Jahnaue 2 und Diehsa. In Zusammenarbeit mit Landwirten und Wasserversorgern wurden für die beiden Pilotstudiengebiete unterschiedliche Bewirtschaftungsszenarien entwickelt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Dabei wurde auch die mögliche Klimaentwicklung in der nahen Zukunft durch Nutzung des WETTREG-2010-Klimaszenarios berücksichtigt.

1. Einleitung

Im Ergebnis der Bewertung des Zustandes der Grundwasserkörper (GWK) in Deutschland nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mussten vielerorts GWK wegen hoher Nitratbelastung in den schlechten chemischen Zustand eingestuft werden. Die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffbelastungen erfordert das Verständnis der Eintragungspfade und der Stickstoffausbreitung in der ungesättigten und gesättigten Zone. Dazu wurde vom Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) ein Konzept für die gekoppelte Stofftransportmodellierung im Boden und im GWK besonders belasteter Gebiete erstellt (Pfützner et al., 2011). Kern war die Entwicklung des Modellverbundes ReArMo als Werkzeug für die Abschätzung künftiger Entwicklungen von GWK nach Menge und Beschaffenheit unter geänderten Randbedingungen (Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung) in besonders belasteten Trinkwassereinzugsgebieten.

2. Der Modellverbund ReArMo

2.1 Struktur

Der Modellverbund ReArMo besteht aus den Komponenten

- REPRO für die Auswertung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten auf Betriebsebene und Bilanzierung der Stickstoffsalden auf Teilschlagebene,
- ArcEGMO-PSCN für die deterministische Simulation der Sickerwasserbildung und des daran geknüpften Stoffaustrags aus der Bodenzone sowie der Abflusskonzentration in den Fließgewässern in Wechselbeziehung mit dem Grundwasser,
- MODFLOW/MT3D-FL für die Abbildung der zeitlichen Entwicklung und räumlichen Verteilung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser.

Das Modell REPRO (Hülsbergen, 2003) ist ein Instrument zur Abbildung eines landwirtschaftlichen Betriebes als Gesamtsystem und zur Bewertung der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion in Bezug auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft. Im Mittelpunkt steht die detaillierte Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse auf verschiedenen Ebenen. Die benötigten Produktionsdaten ergeben sich aus den konkreten Betriebsdaten der zu betrachtenden Bereiche des Pflanzenbaus, der Tierhaltung und

der Lagerwirtschaft und umfassen alle zeitlich konkret definierten Bewirtschaftungsmaßnahmen incl. der Abbildung der Mengen (Düngung, Energie, Pflanzenschutz und Ertrag). Im Rahmen der Modellkopplung dient REPRO primär der Bereitstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten an das Modell ArcEGMO-PSCN (offline Kopplung) sowie zur Prüfung der simulierten Stickstoff- und Humusbilanzen.

Mit dem GIS-gestützten ökohydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN (PFÜTZNER, 2002, Becker et al. 2002, Klöcking, 2009) können räumlich und zeitlich hoch aufgelöst alle wesentlichen Komponenten des Gebietswasser- und C/N-Haushaltes von den Wechselbeziehungen zwischen Atmosphäre-Vegetation-Boden bis hin zu den ober- und unterirdischen Abflusskonzentrationsprozessen bei Berücksichtigung von anthropogenen Steuerungen und natürlichen Störungen beschrieben werden. Innerhalb des Modellverbundes ReArMo übernimmt ArcEGMO-PSCN die Simulation der Wasser-, Wärme-, Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im System Pflanze-Boden in täglicher Auflösung.

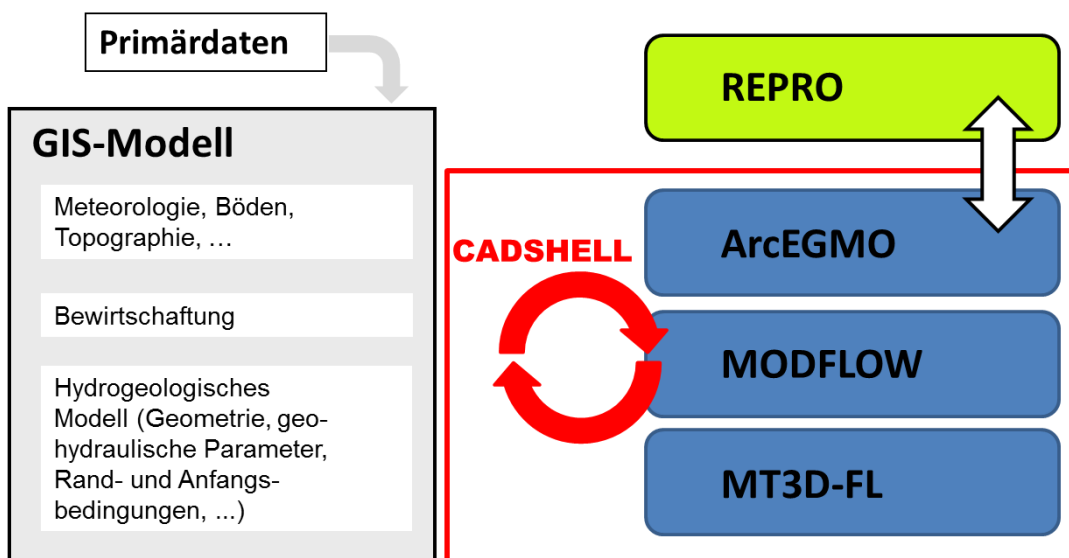


Abb. 1: Schema des Modellverbunds ReArMo

Zur Simulation der 3D-Grundwasserströmung wird das Programmsystem MODFLOW (MC DONALD & HARBAUGH, 1988) eingesetzt. MODFLOW basiert auf der Finite-Differenzen-Methode zur räumlichen Diskretisierung der systembeschreibenden Differentialgleichung. MODFLOW ist das mit Abstand am häufigsten eingesetzte Programmsystem zur Simulation der Grundwasserströmung weltweit und weist einen entsprechend hohen Verifizierungsgrad auf. Die Modellierung des Stofftransports im Grundwasser unter Berücksichtigung der Dispersion, von hydrochemischen Wechselwirkungen sowie Abbau/Zerfall erfolgt mit dem Programm MT3D-FL, welches auf dem Programmcode MT3D (ZHENG, 1992) basiert. Der Programmcode wurde um eine Randbedingung zur Abbildung des Stoffrückhaltes in der ungesättigten Zone (Transitschichten) erweitert. Die Transitschichten verbinden im gekoppelten Modellsystem im Bereich des Grundwasserströmungsmodells die ungesättigten Bodenschichten mit dem Grundwasserleiter. Diese Schichten stellen bezüglich der Wasserbewegung rein vertikale Versickerungsstrecken dar. Die Wasser- und Stoffströme in den obersten Bodenschichten (ca. 2 m Mächtigkeit) werden mit dem Programm ArcEGMO-PSCN u. a. auf Basis der REPRO-

Daten simuliert. Die Ergebnisse dieser Modellberechnungen sind Sickerwasserraten und Stoffkonzentrationen (Nitrat und Ammonium), die in Tagesschrittweiten an die Programme MODFLOW und MT3D-FL übergeben werden. Hier werden diese Volumen- und Stoffströme über Transitschichten bis in den Grundwasserleiter weiterverfolgt. Die Transitschichten im Grundwasserströmungsmodell bewirken, dass die täglichen Sickeraten von ArcEGMO, welche häufig sehr starke Spitzen aufweisen, durch die Transformation stark gedämpft und in ihrer Wirkung auf das Grundwasser zeitlich verzögert werden. Um den Prozess der Stickstoffspeicherung in den unteren Bodenschichten im Programmsystem MODFLOW/MT3D-FL zu erfassen, wurde den Transitschichten ein Stickstoffspeicher zugeordnet und dessen Parameter zur Modellkalibrierung identifiziert. Eine Stoffumwandlung der verschiedenen Stickstoffkomponenten im Grundwasser wird in MT3D-FL nicht berücksichtigt.

Die Kopplung der hydro- bzw. hydrogeologischen Modelle (ArcEGMO, MODFLOW und MT3D-FL) erfolgt online. Der grafische Prä- und Postprozessor CADSHELL (ROST & WENSKE, 2015) integriert die Steuerung der beiden Programmsysteme und kontrolliert gleichzeitig deren gekoppelte Abarbeitung mit ArcEGMO. Die Programme werden innerhalb eines Rechenlaufes abwechselnd aufgerufen und ausgeführt (Abb. 1). Details zu den einzelnen Modellansätzen mit ihren Ein- und Ergebnisgrößen sind in Pfützner et al. (2011) beschrieben.

2.2 Räumliche und zeitliche Auflösung, Eingangsdaten

Die Simulation erfolgt in täglicher Auflösung für einen unbegrenzten Zeitraum (z. B. 10 – 100 Jahre). Die räumliche Auflösung hängt von den räumlichen Gegebenheiten und der Datenverfügbarkeit ab. Die Rastergröße sollte eine Abbildung der Teilschlagkonturen erlauben. In den bisherigen Pilotstudien wurde mit Auflösungen von 9 – 25 m gearbeitet. Für jeden Teilschlag können pro Jahr drei Fruchtarten und maximal zehn Düngergaben berücksichtigt werden.

2.3 Simulationsergebnisse

Durch ReArMo werden die üblichen Simulationsergebnisse der einzelnen Modelle des Verbundes bereitgestellt (z.B. Verdunstung, Sickerwassermengen mit Stickstofffrachten aus der Bodenzone, Gewässerabflüsse, landwirtschaftliche Erträge, C- und N-Gehalte im Boden- und im Grundwasser, s. Pfützner et al., 2011). Der Schwerpunkt liegt auf den Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den einzelnen Grundwasserleitern.

3. Modellentwicklung und -testung

Zur Realisierung der Modellkopplung zwischen ArcEGMO-PSCN und MODFLOW/MT3D-FL waren umfangreiche Änderungen in allen Teilprogrammen notwendig. Insbesondere wurde ein internes Datenmanagement konzipiert und eine Programmsteuerung entwickelt, die einen effektiven Datenaustausch und eine schnelle Berechnung ermöglichen.

Zwischen 2011 und 2017 wurde dieser Modellverbund in zwei Sächsischen Trinkwasserschutzgebieten (WSG), Jahnaue 2 und Diehsa getestet. In beiden WSG erfolgt aufgrund der kritischen Nitratkonzentrationen an den Brunnenstandorten ein intensives Monitoring durch das LfULG (u. a. DILBAT, et al. 2011, DILBAT & IHLING, 2014).

Ein wichtiger Bestandteil des Projektes war die Parametrisierung und Validierung des Bodenmodells anhand der Messdaten der von der BfUL betriebenen Großlysimeteranlage Brandis (LfUG, 2001, Klöcking et al., 2013). Hier wird seit 1980 kontinuierlich der Wasser- und Stoffhaushalt acht regionstypischer Böden in 24 wägbaren Lydimetern beobachtet. Brandis und die Herkunftsflächen der Lydimeterböden liegen in der mitteldeutschen Trockenregion des Norddeutschen Tieflandes (Jahresmitteltemperatur 9.3°C; korrigierter Jahresniederschlag 673 mm/a). Sechs der untersuchten Bodenformen finden sich mit hohem Flächenanteil in den untersuchten WSG.

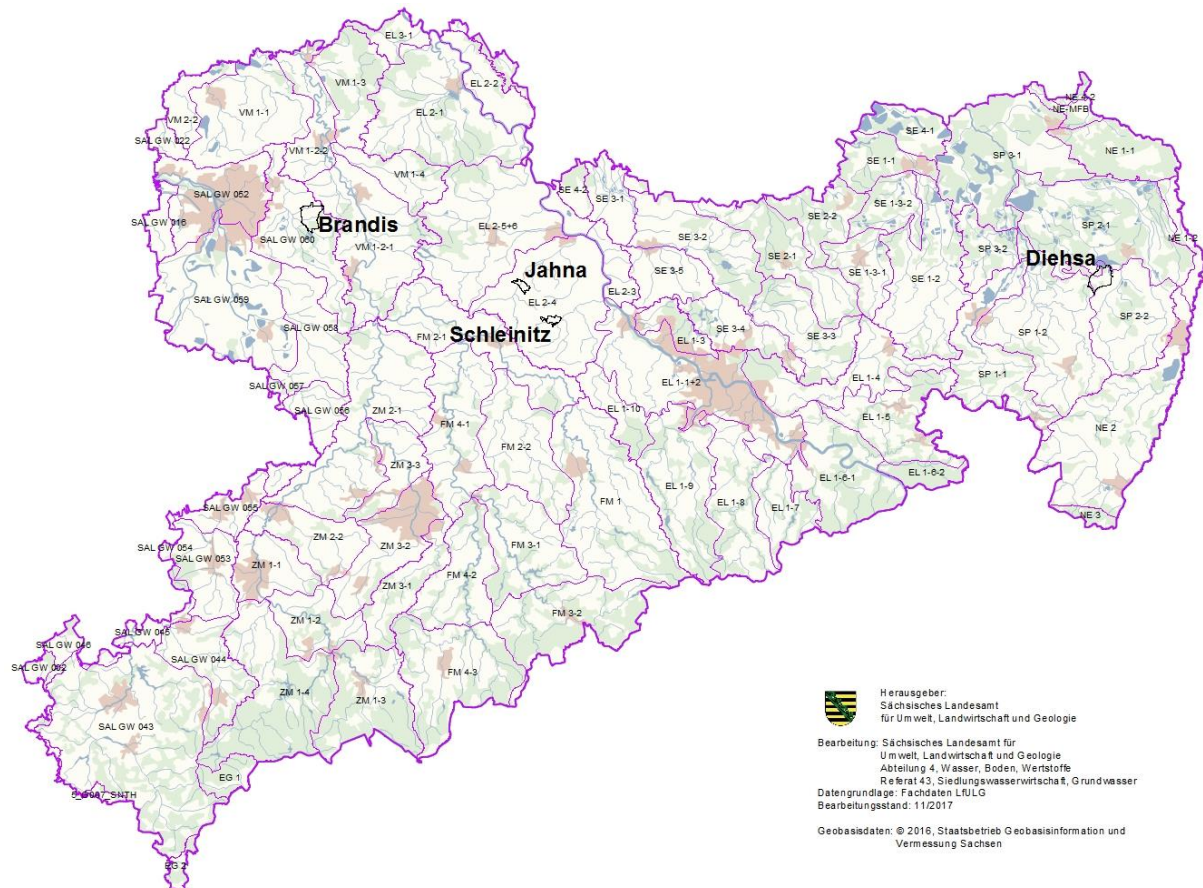


Abb. 2: Freistaat Sachsen mit Grundwasserkörpern und Pilotanwendungen von ReArMo

Unterschiedliche Bewirtschaftungsszenarien wurden in Zusammenarbeit mit den Landwirten und Wasserversorgern für die beiden Pilotstudiengebiete entwickelt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Dabei wurde auch die mögliche Klimaentwicklung in der nahen Zukunft (2021-2050) durch Nutzung des WETTREG-2010-Klimaszenarios berücksichtigt.

4. Beispiel Wasserschutzgebiet Diehsa

4.1 Naturräumliche und hydrogeologische Verhältnisse

Das WSG Diehsa liegt im Osten Sachsens in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Regionalgeologisch gehört das Gebiet zum Lausitzer Granodiorit-Massiv an der Grenze zum Görlitzer Schiefergebirge (Ihling et al., 2009). Trockenheitsanfällige, wenig fruchtbare Sandflächen aber auch vernässte und vermoorte Mulden sind bestimmende Naturmerkmale. Die

Forstwirtschaft stellt mit 68 % die Hauptlandnutzungsform im Einzugsgebiet dar (Kiefernreinbestände, Kiefern-Eichenmischbestände), gefolgt von den landwirtschaftlichen Flächen (28 %), Feuchtwiesen (3 %) und Siedlungsflächen (1 %).

Geomorphologisch wird das Einzugsgebiet im Nordwesten durch den Höhenzug der Grundgebirgsauftragung Hohe-Dubrau sowie Kollmer-Dubrau (Grauwacke der proterozoischen Wüstenberg-Folge), östlich durch den Biotitgranit der Königshainer Berge und südlich durch die oberflächennah anstehende Grauwackehochlage des Eichberges begrenzt. Zwischen den Grundgebirgsauftragungen erstreckt sich eine präpleistozän angelegte Schmelzwasserrinne. Hydrogeologisch relevant sind im Einzugsgebiet bzw. WSG Diehsa in erster Linie die quartären Lockergesteine, welche von gering durchlässigen tertiären Lockergesteinen und Festgesteinen unterlagert werden. Eine detaillierte Beschreibung der geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten im WSG Diehsa wird durch Dilbat & Ihling (2014) gegeben. Die NO_3^- Konzentrationen liegen vor allem im obersten Grundwasserleiter im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Flächen und im Brunnen 1 teilweise über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

4.2 Modellaufbau

Das 3,53 km² große Modellgebiet wurde in 200x200 Modellelemente auf 6 Schichten unterteilt. Die horizontale Elementabmessung beträgt einheitlich 15.8x9.3 m. Das Modellgebiet schließt das gesamte Einzugsgebiet des im Gebiet liegenden Flussabschnittes des Diehsaer Wassers ein.

Das GIS-Datenmodell ReArMo – WSG Diehsa enthält alle Eingangsdaten für die Modellierung in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Das sind im Einzelnen:

- Standortdaten,
 - Topographie (Basis: Digitales Höhenmodell 2 m),
 - Bodeneigenschaften (Bodenkarte des Freistaates Sachsen 1 : 25 000),
 - Landnutzung (BTLNK: Biotoptypen- und Landnutzungskartierung 1 : 50 000, Teilschlaggliederung),
 - Witterungsdaten und atmosphärische N-Einträge (Deposition);
- Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlich genutzten Flächen,
 - Fruchtfolge mit Saat- und Ernteterminen,
 - N-Düngung (Art, Termin und N-Menge),
 - Verbleib der Erntereste;
- Bestandescharakteristik der forstlich genutzten Flächen,
- Fließgewässer mit ihren oberirdischen Einzugsgebieten,
- Hydrogeologie (Grundwasserströmung und Stofftransport)
 - Geometrie der Schichten (Oberkanten, Unterkanten, Mächtigkeiten),
 - geohydraulische Parameter (Durchlässigkeitsbeiwerte, Porositäten, Speicherkoeffizienten),
 - hydraulische Randbedingungen (Fließgewässer, Brunnen),
 - Anfangsbedingungen (Startwerte der Grundwasserstände),
 - Parameter Stofftransport (Dispersivitäten, Porositäten, Retardationsfaktoren),

- Randbedingungen Stofftransport (Konzentrationen Fließgewässer, Brunnen),
- Anfangsbedingungen Stofftransport (Startwerte der Konzentrationen).

Alle Modellparameter wurden diskretisiert und den jeweiligen Modellelementen zugewiesen.

4.3 Modellkalibrierung

Im Rahmen der Modellkalibrierung wurden die relevanten Wasserstandsmessungen von 24 Messstellen verwendet. Ausgehend von der vorgegebenen Parameterverteilung für das WSG Diehsa wurde durch Variation der Durchlässigkeitsbeiwerte (horizontale und vertikale Richtung) die Modellkalibrierung anhand der Grundwasserstände durchgeführt. Der ausgewiesene Wert des relativen Modellfehlers von 3,1 % unterschreitet den angestrebten Zielwert des Modellfehlers von 5 % deutlich. Es konnte insgesamt eine gute Abbildung der Messdaten durch die Modellergebnisse erreicht werden. Die Genauigkeit des Modells der Grundwasserströmung ist für die Durchführung der weiteren Berechnungen als gut einzustufen. Die erzielte Modellanpassung ist hinreichend genau, um die Strömungsrichtungen und –gradienten abzubilden und damit die Grundwasserdynamik sowie die strömenden Grundwassermengen zu erfassen.

Neben dem Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände wurden die Nitrat-Konzentrationen für die Modellkalibrierung des Stofftransportmodells herangezogen. Tendenziell entsprechen die auf Basis der gekoppelten Modellierung berechneten Nitrat-Konzentrationen in ihrer Gesamtheit den beobachteten Werten.

4.4 Modellergebnisse und Prognosen

Die Erarbeitung praxisorientierter, optimaler Bewirtschaftungsszenarien erfolgte auf der Basis des umfangreichen Datenpools der Dauertestflächen (DTF) des Sächsischen LfULG (Reinicke & Wurbs 2012). Im Ergebnis standen für konventionelle Anbausysteme jeweils eine viehlose und eine viehhaltende Fruchtfolge zur Verfügung. Für den ökologischen Landbau wurde nur eine viehhaltende Fruchtfolge abgeleitet. Es wurden folgende Varianten über einen Zeitraum von 1994 bis Ende 2014 untersucht:

- Grundvariante basierend auf der gegenwärtigen Bewirtschaftung,
- Prognosevariante einer konventionellen optimierten Landbewirtschaftung mit viehloser Fruchtfolge (Variante FF1),
- Prognosevariante einer konventionellen optimierten Landbewirtschaftung mit viehhaltender Fruchtfolge (Variante FF2),
- Prognosevariante für den ökologischen Landbau mit nur einer viehhaltenden Fruchtfolge (Variante „Ökologisch“).

Das Ergebnis der Modellrechnungen zeigt mit Ausnahme des viehlosen Szenarios FF1 eine deutliche Reduzierung der Stickstoff-Auswaschung (Abb. 3).

Die von ArcEGMO-PSCN berechneten Neubildungsraten betragen im Mittel 3.01 l/(s km²). Die Ganglinie der Grundwasserneubildungsraten zeigt starke zeitliche Schwankungen (Abb. 4).

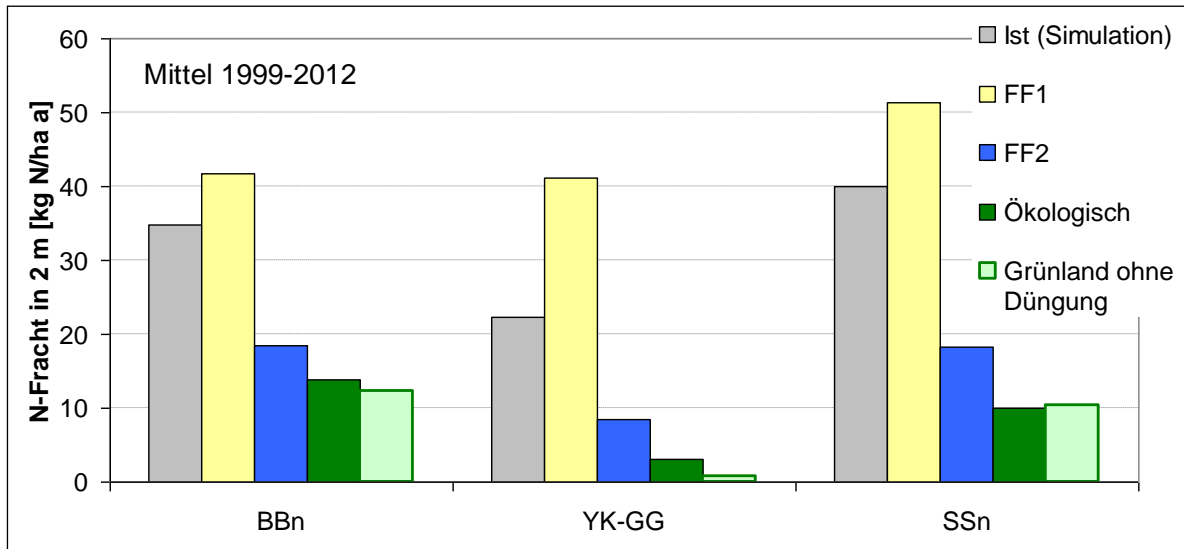


Abb. 3: Simulierte N-Frachten differenziert nach den dominierenden Böden (BBn: Braunerde, YK-GG: Kolluvisol-Gley, SSn: Pseudogley)

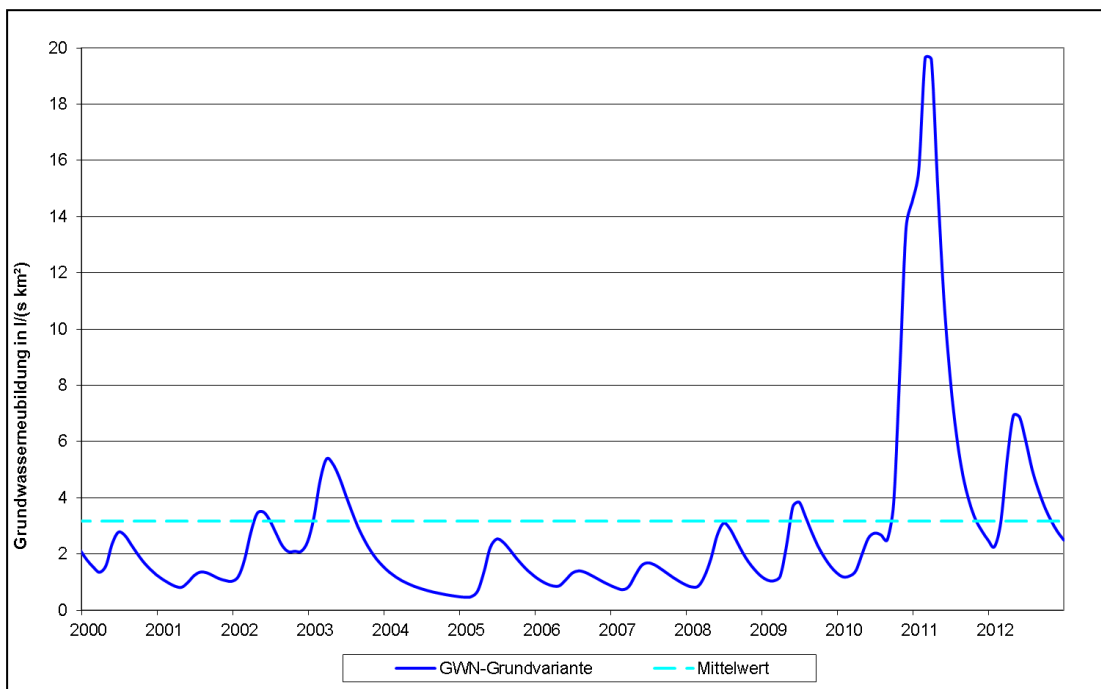


Abb. 4: Mittlere Grundwasserneubildungsraten für das Gesamtgebiet Diehsa

Die Strömungs- und Stofftransportmodellierung liefert die räumlich-zeitlichen Veränderungen der NO_3 -Konzentrationen in den Grundwasserleitern. Damit ist es möglich, verschiedene Standortbedingungen, wie veränderte Landwirtschaften oder Klimaveränderungen, mit dem gekoppelten Modellsystem zu simulieren und zu bewerten.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Stickstoffverbindungen im Grundwasser sind in erster Linie deren Konzentrationen relevant. Generell sind zwei inhaltliche Komplexe wichtig:

- Darstellung der räumlichen Verteilung der Stoffkonzentration im Grundwasser zu einem ausgewählten Zeitpunkt,
- Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Stoffkonzentration im Grundwasser an einem ausgewählten Ortspunkt.

Die Darstellung der räumlichen Verteilung der simulierten Stoffkonzentration im Grundwasser zu einem ausgewählten Zeitpunkt kann, basierend auf der Gitter- bzw. Elementstruktur des MODFLOW-Modells (analog zur ArcGMO-Struktur) als Matrixdarstellung, d. h. als Konzentrationswert pro Modellzelle oder auch in Form von Isolinien der Konzentration erfolgen. Zum Beispiel können an Brunnenstandorten Ganglinien erstellt werden (Abb. 5), die die Auswirkungen der verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten auf die Qualität der Brunnenwässer anzeigen.

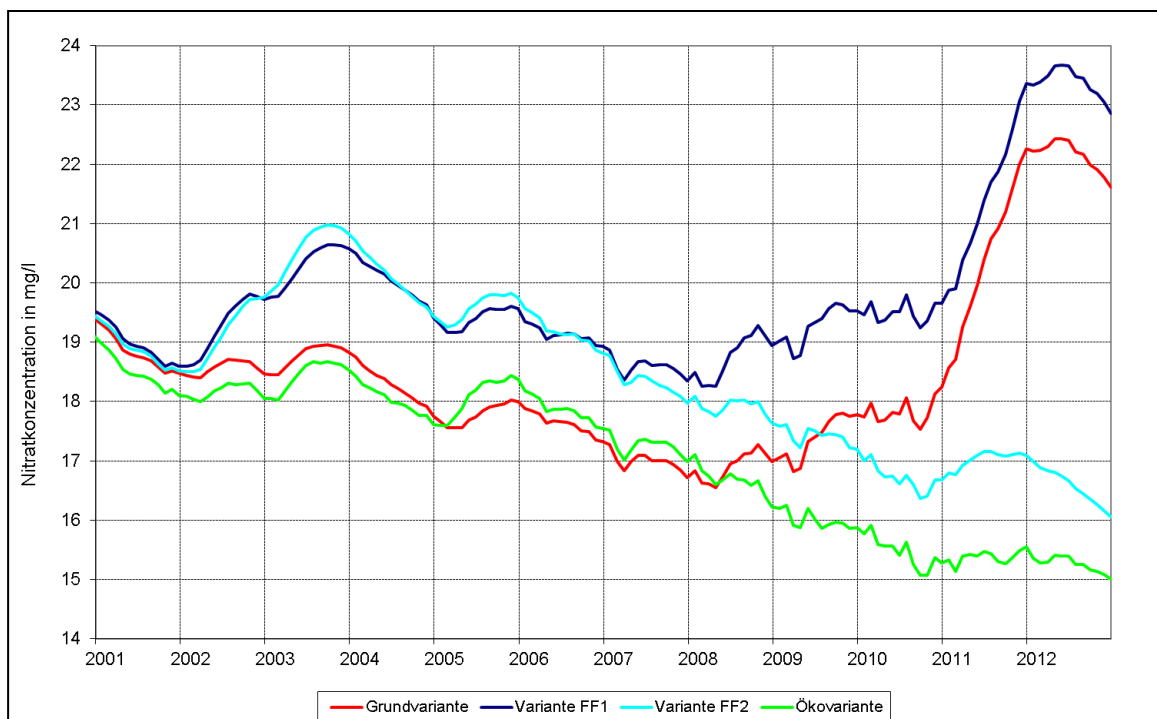


Abb. 5: Ganglinien der NO_3 -Konzentration am Standort Brunnen 2

Einen Vergleich anhand der NO_3 -Konzentrationsverteilungen zwischen dem Ist-Zustand und einem Szenarium mit ökologischem Landbau zeigt Abb. 6.

Während die Nachrechnung der gemessenen Grundwasserstände meist gut gelingt, ist dies für die Konzentrationswerte oft nur eingeschränkt möglich. Dies liegt schon allein in den starken zeitlichen Schwankungen der Ergebnisse von Konzentrationsmessungen begründet, die vielfältige natürliche und technische (Probenahme, Analytik) Ursachen haben können. Der Vergleich Messwerte – Modellergebnisse ist somit anhand von Stoffbilanzen wesentlich aussagekräftiger möglich. Durch die hierbei realisierte integrale Bewertung können kurzfristige Schwankungen der Messwerte hinsichtlich ihres Einflusses nivelliert werden. Möglichkeiten der Bewertung über Stoffbilanzen bestehen z. B. durch kumulative Erfassung der dem Grundwasser zugetretenen Stickstofffrachten und der ausgetragenen Stoffmengen an den Randbedingungen (Brunnen, Oberflächengewässer).

Die Ergebnisse der Bearbeitung zeigten, dass mit der gekoppelten Modellierung eine detaillierte modelltechnische Abbildung der komplexen Prozesse der Stickstoffbilanz und des Nitrattransports mit der Sicker- und Grundwasserströmung möglich ist. Die Qualität der Abbildung der realen Vorgänge durch die eingesetzten Modelltools hängt naturgemäß stark von der Qualität der zur Verfügung stehenden Daten ab. Hier werden in der Zukunft die Bemühungen noch weiter intensiviert, um noch bestehende Kenntnislücken zu schließen.

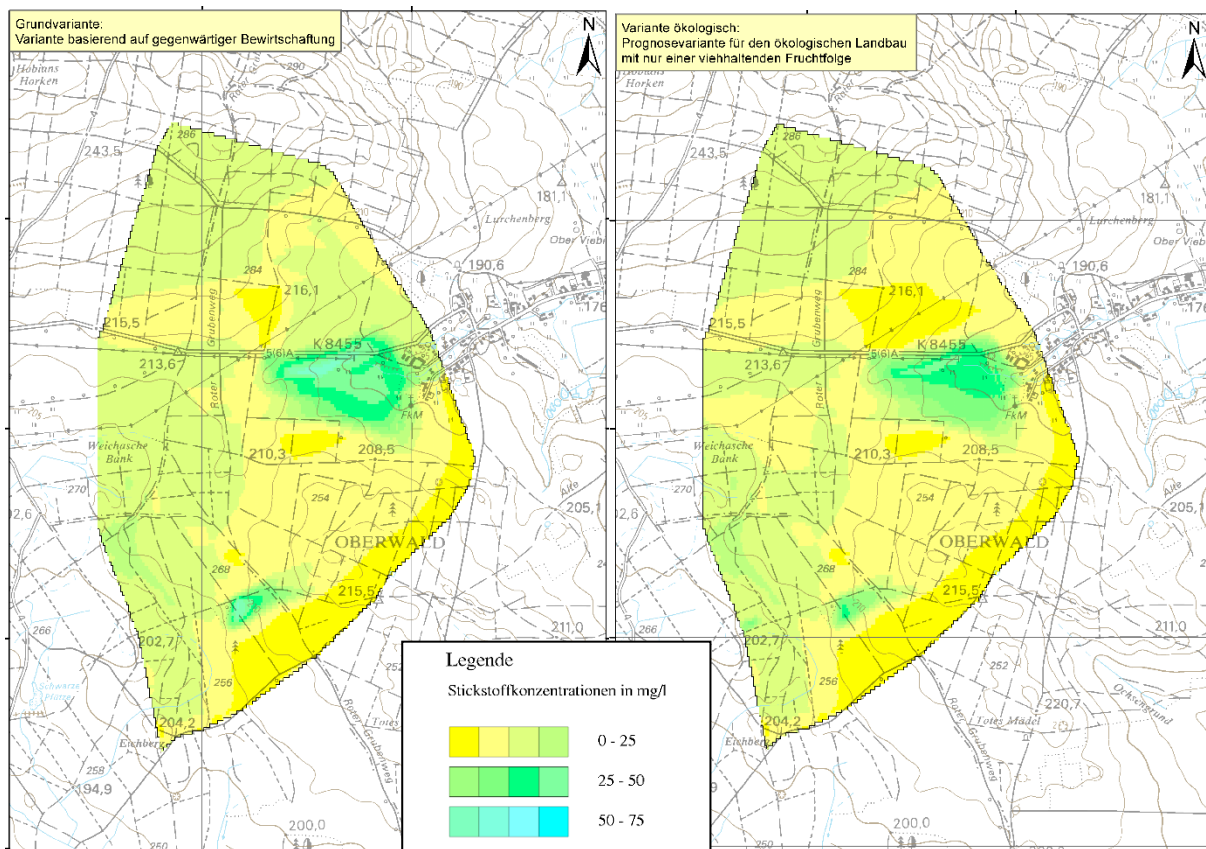


Abb. 6: Variantenvergleich auf Basis der NO_3 -Konzentrationsverteilungen

5. Ausblick

Auf Grundlage der Ergebnisse der gekoppelten Modellsimulationen können Empfehlungen zur umweltgerechten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung abgeleitet werden. Geplant sind für die WSG Diehsa und Jahnaue 2 weitere Prognoserechnungen mit den an realen Bewirtschaftungsänderungen auf den Ackerschlägen oder Teilflächen angepassten Szenarien.

Ein weiteres Ziel ist die Erstellung eines gekoppelten Modells für das WSG „Quellfassung Schleinitz“. Dieses Projekt dient der Verifizierung der Modellgrundlagen und stellt eine weitere Möglichkeit zum umfangreichen Test des gekoppelten Programmsystems dar. Schwerpunkte sind dabei die Prognosevarianten und die Speicherfunktion in der Transitschicht.

Danksagung

Das Projekt ReArMo wird vom Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie finanziert. Besonders soll auch den Landwirtschaftsbetrieben in den

untersuchten Gebieten und den zuständigen Wasserversorgern (OEWA Döbeln und Trinkwasserzweckverband „Neiße-Schöps“) für die Bereitstellung der benötigten Daten und ihre konstruktive Mitarbeit bei der Projektbearbeitung gedankt werden.

Literatur

- Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W., Pfützner, B., 2002. The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- Boy, S., Haefner, F., 1998. Dokumentation zum Teilprogramm MT3DFL des Strömungs- und Stofftransport-Simulationsmodells MODFLOW, MT3D - Lösung des Transportproblems durch FRONT-LIMITATION. - Unveröff. Bericht, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg. 1998.
- Dilbat, M., Knöller, K., Ihling, H., 2011. Hydrochemische und isopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Jahnaue 2. „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 45/2011, 38-51.
- Dilbat, M., Ihling, H., 2014. Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa im Landkreis Görlitz, „Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 38/2014, 5-17.
- Hülsbergen, K.J., 2003. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitation. shaker Verlag, Aachen.
- Ihling, H.; Knöller, K., Dilbat, M., 1999. Hydrochemische und isopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa / Niederschlesischer Oberlausitzkreis. *Grundwasser – Altlasten – aktuell*. LfULG. 1-16.
- Klöcking, B. (Hrsg.), 2009. Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, 53 S., [online verfügbar: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>].
- Klöcking, B., Haferkorn, U., Reinicke, F., Ihling, H., 2013. Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit - Modellierung und Lysimeterbeobachtungen, 15. Gumpensteiner Lysimetertagung, ISBN-13: 978-3-902559-90-6.
- LfUG, 2001. Bodenmonitoring in Sachsen, Materialien zum Bodenschutz 2001, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, S. 58-72.
- McDonald, M. G., Harbaugh, A. W., 1988. MODFLOW - A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. - U.S. Geological Survey.
- Pfützner, B. (Hrsg.), 2002. Dokumentation ArcEGMO. Online 2002. ISBN 3-00-011190-5.
- Pfützner, B., Klöcking, B., Knab, G., Wenske, D., Rost, A., Wagner, B., Steininger, M., Ihling, H., Kuhn, K., 2011. Konzept zur Erstellung eines gekoppelten Stofftransportmodells als Prognoseinstrumentarium für die Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser, Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011 (<http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/52971.pdf>).

- Reinicke, F., Wurbs, D., 2012. Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen, Schriftenreihe des LfULG (Hrsg), Heft 40/2012.
- Rost, A., Wenske, D., 2015. Cadshell - Ein grafischer Post- und Präprozessor für MODFLOW und MT3D-FL- Programmbeschreibung: IHU-GmbH Nordhausen
- Zheng, C., 1993. A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems. - S.S.Papadopoulos & Associates Inc., Maryland.

Wie kann die hydrologische Komplexität von Städten hinreichend in einem Wasserhaushaltsmodell abgebildet werden?

Hannes Leistert, Andreas Steinbrich, Tobias Schütz, Markus Weiler

Zusammenfassung

In Städten herrscht Chaos – auch hydrologisch. Die verschiedensten Oberflächen, Gebäude, Bäume, Versickerungsanlagen und Gründächer stellen ein sehr komplexes System dar, dessen interne Wechselwirkungen den urbanen Wasserhaushalt steuern. Für langfristige, prozessnahe und räumlich verteilte Untersuchungen dieses Systems gibt es bisher nur wenige Modellansätze. Im BMBF Verbund-Projekt WaSiG wurde das ereignisbasierte, nicht kalibrierte Niederschlag-Abflussmodell RoGeR (Steinbrich et al. 2016) für die spezielle Fragestellung der Beschreibung des urbanen Wasserhaushaltes weiterentwickelt. Dazu wurden Prozesse, die im ereignisbasierten Modell nicht berücksichtigt sind, wie etwa die Verdunstung, oder die Abgabe von Oberflächenabfluss in die Kanalisation in das Modell integriert. Damit das Modell über lange Zeiträume (z.B. 30 Jahre) auch kurze Niederschlagsereignisse mit hohen Intensitäten adäquat abbilden kann, wechselt der Modellzeitschritt abhängig von der Intensität des Niederschlags zwischen 10 Minuten, einer Stunde und einem Tag. Das Modell berücksichtigt besonders die Infiltrations- und Speichereigenschaften der verschiedenen urbanen Oberflächen, die Auswirkungen von Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung, wie z.B. Gründächer und Versickerungsanlagen und die laterale Umverteilung von Wasser von versiegelten Flächen auf unversiegelte Flächen. Es berücksichtigt außerdem die Wirkung der Beschattung durch Gebäude auf die räumliche Verteilung der Verdunstung, sowie die Verdunstung und Interzeption von Stadtbäumen. Das unkalibriert einsetzbare Modell UrbanRoGeR wurde aufgrund von eigens initiierten Messkampagnen zu Speicher- und Versickerungsleistungen urbaner Oberflächen sowie der Beschattungswirkung von Gebäuden auf die Verdunstung und auf der Basis von Literaturwerten parametrisiert. Die hier vorgestellten Anwendungen von UrbanRoGeR für einen Stadtteil in Freiburg, sowie die Modellierung der Sickerwassermengen eines Lysimeter, zeigen das hohe Potential des Modells den urbanen Wasserhaushalt ohne vorherige Kalibrierung abzubilden. Damit ist es auch möglich die Auswirkung von Maßnahmen zur Steuerung des urbanen Wasserhaushalts zu quantifizieren und Planungsvarianten gegenüberzustellen.

1. Einleitung

Die Flächenstruktur in urbanen Räumen ist vielfältig und reicht von komplett versiegelten, wasserundurchlässigen Flächen wie asphaltierten Straßen und Parkplätzen bis hin zu natürlichen oder naturnahen Flächen wie Wiesen und Parks. Auch Straßen und Parkplätze müssen nicht komplett versiegelt sein, wie im Falle von Pflaster-Belägen, die zum Teil nennenswerte Mengen an Wasser versickern können (Scholz & Grabowiecki, 2006; Alsubih et al. 2017). Der Grad der Wasserdurchlässigkeit von Flächen beeinflusst die Abflussbildungsprozesse durch die entsprechend resultierende verminderte Retention und Infiltration. Meist sind versiegelte Flächen an die Kanalisation angeschlossen, welche den anfallenden Oberflächenabfluss konzentriert und schnell zum Vorfluter transportiert. Durch diesen Abtransport kann es im Vorfluter zu einer Erhöhung der Abflussspitzen kommen (Kim et al., 2003). Gleichzeitig steht weniger Wasser für die Wasserhaushaltskomponenten Verdunstung und Grundwasserneubildung zur Verfügung. Dies kann auch negative Auswirkungen auf den durch die langsameren Abflusskomponenten generierten Basisabfluss haben (Fletcher et al., 2013; Bhaskar et al., 2015). Zentrale und dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (RWB) zur Versickerung und zur Retention, wie z. B. Versickerungsanlagen und Gründächer können dem entgegenwirken (Dietz, 2007).

Neben der Abflussbildung hat die kleinräumige Variabilität des Energiehaushalts aufgrund der urbanen Strukturen einen wesentlichen Einfluss auf den Wasserhaushalt. Die eingehende,

jahreszeitlich variierende Strahlung, die ein maßgeblicher Steuerungsfaktor der Verdunstung im urbanen Raum ist (Koelbing et al., 2017), kann durch die Beschattung von Gebäuden und Stadtvegetation gemindert werden. Andererseits können sich Gebäudewände durch die Strahlung erwärmen und diese als Wärmestrahlung für die Verdunstung verzögert wieder freigeben (Oke, 1982). Im Vergleich zu ländlichen Gebieten mit mehr Vegetation und weniger bebauter Fläche, kann die aktuelle Verdunstung in Städten geringer ausfallen (Chen et al., 2009), allerdings ist der Bebauungsgrad von Stadt zu Stadt und Stadtviertel zu Stadtviertel sehr unterschiedlich, weswegen eine räumlich detaillierte Modellierung der vorherrschenden Speicher und Vegetationseigenschaften notwendig ist.

Um die urbane Komplexität hinreichend in einem Wasserhaushaltsmodell abzubilden, ist daher eine flächenhaft und zeitlich detaillierte Modellierung notwendig. Hierfür wurde im BMBF geförderten Verbund-Projekt WaSiG das ereignisbasierte nicht kalibrierte Niederschlag-Abflussmodell RoGeR (Steinbrich et al. 2016) für die spezielle Fragestellung der Beschreibung des urbanen Wasserhaushaltes weiterentwickelt, getestet und validiert.

2. Methoden

2.1 Modell

Das weiterentwickelte Modell UrbanRoGeR bildet die relevanten Abflussbildungsprozesse in gleicher detaillierter Weise ab wie das N-A Modell RoGeR. Folgende abflussrelevanten Prozesse sind in RoGeR implementiert:

- Interzeption der Vegetation
- Infiltration von der Bodenoberfläche in die Bodenmatrix
- Infiltration durch Makroporen in den Boden
- Infiltration durch Trockenrisse in den Boden
- Bildung von Horton'schem Oberflächenabfluss
- Bildung von Sättigungsflächenabfluss
- Wasserhaushalt des Bodenspeichers
- Tiefenperkolation
- Schneller Zwischenabfluss in präferenziellen Fließwegen
- Langsamer Zwischenabfluss in der Bodenmatrix

Für eine genaue Beschreibung der einzelnen Prozesse von RoGeR wird auf Steinbrich et al. (2016) verwiesen.

Zusätzlich wurden Verdunstungsprozesse und stadtspezifische Prozesse implementiert. Für die Ermittlung der aktuellen Verdunstung wird das Interzeptionsverhalten der verschiedenen Oberflächen sowie unterschiedliche Boden- und Vegetationseigenschaften zeitlich und räumlich berücksichtigt. Das Interzeptions- und Transpirationsverhalten von Stadtbäumen sowie die Beschattung durch diese, gehen explizit in die Modellierung ein und werden durch den jahreszeitlich variierenden Blattflächenindex parametrisiert.

Der Einfluss der Beschattung auf die Verdunstung und somit die Ausrichtung der Geländeoberfläche bzw. der urbanen Strukturen (Gebäude) wird mit jahreszeitabhängigen Gewichtungsrastern für Strahlungstage und einem jahreszeitenunabhängigem Gewichtungsraster für Tage ohne direkte Sonneneinstrahlung (diffuse Strahlung) abgebildet. Abb. 1 zeigt einen

Ausschnitt des Gewichtungsrasters für die Wintermonate und des Gewichtungsrasters für die diffuse Strahlung eines Stadtteils von Freiburg. Eine horizontale nicht beschattete Fläche hat die Wichtung 100%. Werte über 100% findet man zum Beispiel auf nicht beschatteten nach Süden ausgerichteten Flächen. Die Gewichtung in beschatteten Bereichen liegt unter 100%.

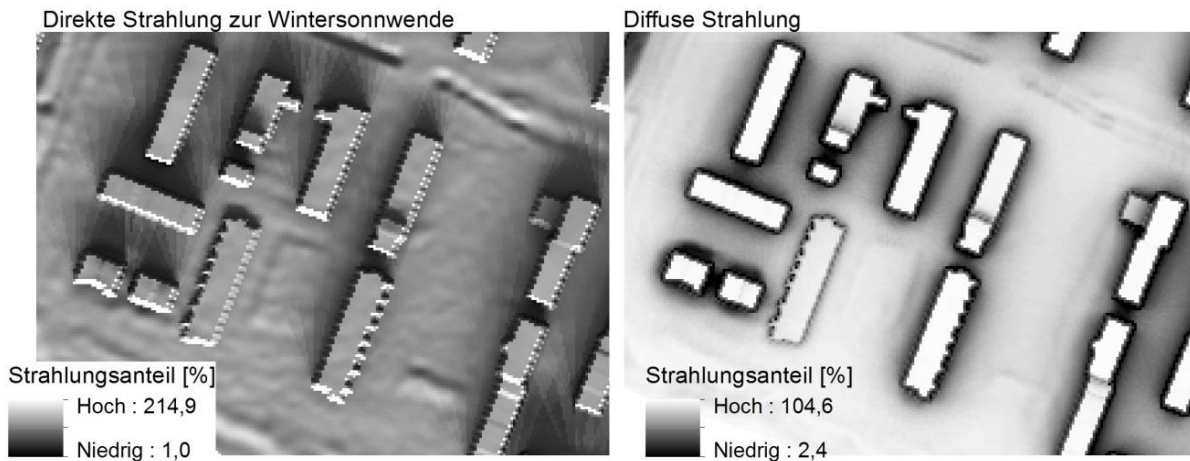


Abb. 1: Beispiele für Gewichtungsraster die in die Berechnung der Verdunstung eingehen. Links: Gewichtungsraster der direkten Strahlung für die Wintermonate, rechts: Gewichtungsraster der diffusen Einstrahlung für Tage ohne direkte Sonneneinstrahlung.

Weitere urbane Prozesse, die implementiert wurden, sind die laterale Umverteilung von Oberflächenabfluss, der auf ganz oder teilweise versiegelten Flächen entsteht und statt in die Kanalisation auf benachbarte nicht versiegelte Flächen oder in Versickerungsanlagen geleitet wird. Diese laterale Umverteilung wird über die räumliche Definition von zugehörigen Quell- und Zielflächen realisiert – der Oberflächenabfluss, der in einer Quellfläche gebildet wird, wird gleichmäßig zum Niederschlag der gesamten Zielfläche addiert. Erst wenn in der Zielfläche Oberflächenabfluss gebildet wird, entsteht per Definition Oberflächenabfluss der gemeinsamen Quell- und Zielfläche. Diese Flächenpaare können aus städtebaulichen Unterlagen oder der Topographie abgeleitet werden.

Die Funktion von Versickerungsflächen und -anlagen wird genauso abgebildet wie die Auswirkung verschiedener urbaner Oberflächen (Pflaster, Rasengittersteine, etc.) oder der Wirkung von Kies- und Gründächern. Das Zusammenspiel o. g. Prozesse erlaubt es nun kontinuierlich die Auswirkungen verschiedener RWBs (einzeln und in Kombination) auf den Wasserhaushalt von Siedlungsräumen zu simulieren.

Damit das Modell über lange Zeitreihen (z.B. 30 Jahre) auch kurze Niederschlagsereignisse mit hohen Intensitäten adäquat abbilden kann, wechselt der Modellzeitschritt abhängig von der Intensität der Niederschläge zwischen 10 Minuten bei hohen Intensitäten, einer Stunde bei geringeren Intensitäten und einem Tag, wenn kein Niederschlag beobachtet wurde. Die Aufteilung in die entsprechenden Zeitschritte kann somit zu Beginn bestimmt werden.

Das Modell Urban RoGeR wurde aufgrund von eigens initiierten Messkampagnen zu Speicher- und Versickerungsleistungen urbaner Oberflächen sowie der Beschattungswirkung von

Gebäuden auf die Verdunstung und aufgrund von extern veröffentlichten Forschungsergebnissen parametrisiert und muss nicht kalibriert werden.

Validierung

Urban RoGeR wurde unter anderem mit Daten eines nicht urbanen, wägbaren Lysimeters (Rietholzbach, CH) validiert. Das Lysimeter ist einen Meter tief und mit gleyiger Braunerde (Germann, 1981) gefüllt. Die Vegetationsform ist Gras.

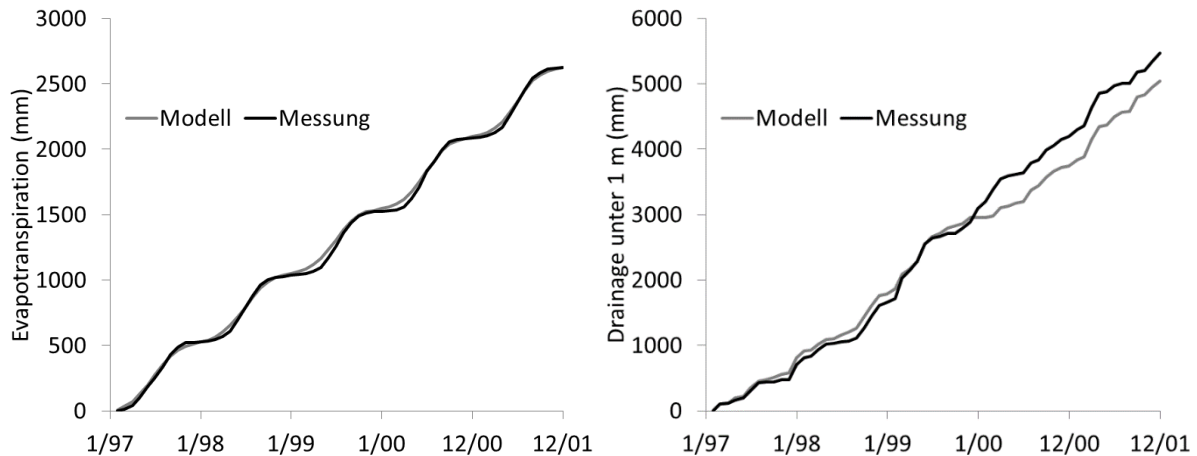


Abb. 2: Modellvalidierung mit Lysimeterdaten. Links: gemessene und simulierte kumulierte Evapotranspiration; rechts: gemessener und simulierter kumulierter Drainagen-Abfluss

Während des Validierungszeitraums (1997 bis einschließlich 2001) konnten die kumulierten täglich gemessenen Drainageraten und die Verdunstung des Lysimeters zufriedenstellend abgebildet werden (siehe Abb. 2). Die gemessene Verdunstung über 5 Jahre (2624 mm) konnte von dem Modell annähernd perfekt simuliert werden (2627 mm). Der Drainagen-Abfluss wird über den Zeitraum vom Modell um etwa 430 mm unterschätzt (Messung: 5472 mm, Modell: 5042 mm). Hier ist anzumerken, dass im Winter 1999/2000 die Summenkurve der gemessenen Drainage einen Anstieg aufweist, der nicht durch das Modell wiedergegeben wird. Zur gleichen Zeit gibt es eine Lücke in den Niederschlagsaufzeichnungen und die Fünfjahresbilanz der gemessenen Werte weist eine Bilanzlücke von 442 mm auf (N: 7654, ET: 2624, Drainage: 5472). Damit dürfte die Abweichung nicht in einem Fehler des Modells begründet sein, sondern im Fehlen von Niederschlagsaufzeichnungen.

Modellgebiet

In dieser Studie werden exemplarisch Modellergebnisse für einen Stadtteil in Freiburg im Br. für den Zeitraum November 2007 bis November 2017 in einer räumlichen Auflösung von 1m² vorgestellt. Die Modellierung geht von einem statischen Zustand des Stadtteils in dieser Zeit aus, d.h. es liegt die Annahme vor, dass es keine Infrastrukturumbauten gab und der Baumbestand erhalten blieb (mit jahreszeitlich variierendem Interzeptionsverhalten). Der mittlere Jahresniederschlag betrug 850 mm und die mittlere potentielle Verdunstung (Gras Referenz Verdunstung nach dem DWD Verfahren) 710 mm. Der Stadtteil erstreckt sich über eine Fläche von 30,784 ha und ist durch verschiedenen RWBs charakterisiert. 26 % der Gesamtfläche sind

voll-versiegelt (Straßen und konventionelle Bedachungen), 11 % teilversiegelt (Pflasterflächen), 10 % Dächer mit RWB (Kies- und Gründächer) und 63 % der Fläche sind unversiegelt (Wiesen, Gärten u. ä., sowie ein zentrales Mulden-Rigolen-System). Etwa 36 % des Gebiets sind an die Mischkanalisation angeschlossen und 56 % entwässern in das zentrale Mulden-Rigolen-System, dessen Überlauf direkt in den naheliegenden Vorfluter entwässert. Um die Wirkung dieser Maßnahmen zu quantifizieren, wurde der Stadtteil mit und ohne Berücksichtigung der genannten RWBs modelliert.

3. Ergebnisse

Durch die hochaufgelöste Modellierung ist es möglich die Wasserhaushaltskomponenten ebenso für einzelne Zellen ($1 \times 1 \text{ m}^2$) oder zusammengefasste Flächen zu bestimmen und darzustellen, sowie Gesamtbilanzen für den Zeitraum und das Gesamtgebiet zu bestimmen. In den folgenden Abbildungen ist ein Ausschnitt des Gebietes mit verschiedenen urbanen Strukturen dargestellt (siehe Abb. 3). Es werden die mittleren jährlichen Wasserhaushaltskomponenten (Abfluss, Verdunstung und Tiefenperkolation), sowie die Oberflächenart und die mittleren jährlichen Infiltrationsmengen dargestellt.

3.1 Verdunstung (ET):

Das Modellergebnis der mittleren jährlichen aktuellen Verdunstung über den Zeitraum von 10 Jahren (Abb. 3c) zeigt, dass auf vollversiegelten Oberflächen und Pflasterflächen die Verdunstung im Vergleich zu unversiegelten Oberflächen mit höheren Speichereigenschaften und Vegetation eine untergeordnete Rolle spielt. Deutlich erkennbar sind die vergleichsweise hohen Verdunstungsraten der Bereiche auf denen Bäume wachsen, die sich durch eine hohe Interzeptionsverdunstung und hohe Transpiration, aber vergleichsweise niedrige Boden-Evaporation (Beschattung des Untergrunds durch den Baum) im Sommer erklärt. Die Verdunstungshöhe auf Dächern mit RWB liegt bei etwa 407 mm pro Jahr, während auf konventionelle Dächern nur etwa 77 mm pro Jahr über die Interzeption verdunsten. Durch die dem Mulden-Rigolen-System lateral zugeführten Wassermengen, weisen diese Flächen eine mittlere Verdunstung von 626 mm pro Jahr auf. In der Szenarien-Simulation ohne RWBs verdunsten dieselben Flächen nur 480 mm pro Jahr.

Vergleicht man die Flächen der Mulden-Rigolen-Systeme (1.072 m^2) und der Dächer mit RWB (30.836 m^2), zeigt sich, dass die Verdunstung von Grün- und Kiesdächern einen deutlich größeren Einfluss auf die Gesamtbilanz hat als die Verdunstung der Mulden-Rigolen-Systeme.

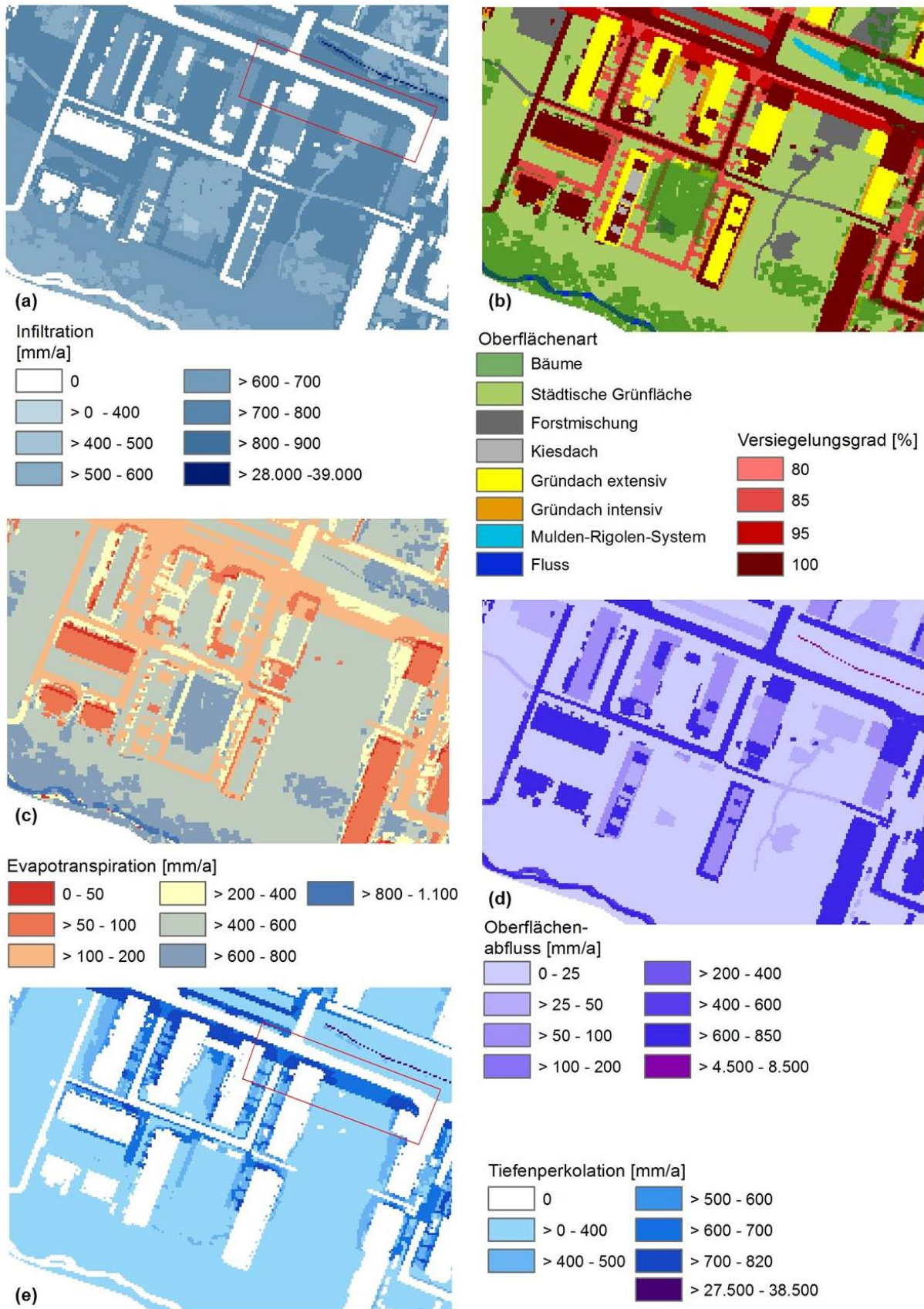


Abb. 3: Mittlere jährliche Wasserhaushaltskomponenten (Zeitraum) und Oberflächenarten: (a) Infiltration, (b) Oberflächenart, (c) aktuelle Verdunstung, (d) Abfluss und (e) Tiefenperkolation.

Der rote Rahmen (in den Bildern oben und unten links) zeigt die Ausdehnung der in Abb. 4 dargestellten Teilfläche.

3.2 Tiefenperkolation (TP)

Erwartungsgemäß zeigt die Modellierung, dass es unter vollversiegelten Flächen keine TP gibt (Abb. 3e). Andererseits weisen teilversiegelte Pflasterflächen nach den Versickerungsgräben mit die höchsten TP-Werte auf (im Jahresmittel 632 mm). Auf unversiegelten Flächen variiert dieser Wert aufgrund der Vegetation und liegt im Jahresmittel bei vergleichbarer Geologie bei ca. 184 mm. Grund für die hohe TP unter Pflaster ist die dort verminderte Verdunstung und nicht vorhandene Transpiration. Abb. 4 zeigt die in Abb. 3 rot markierten Ausschnitte der Infiltration und TP. In Abb. 4 sind ein Teil der unversiegelten Fläche mit einem roten Kreis und ein Teil einer Pflasterfläche (95% versiegelt) mit einem roten Rechteck hervorgehoben. Die Abbildung veranschaulicht, dass die Infiltrationsmengen sich zwischen Pflaster und unversiegelter Fläche nicht wesentlich unterscheiden. Aber aufgrund der verminderten Evaporation unter den Pflasteroberflächen perkoliert ein deutlich größerer Anteil des infiltrierten Wassers in die Tiefe.

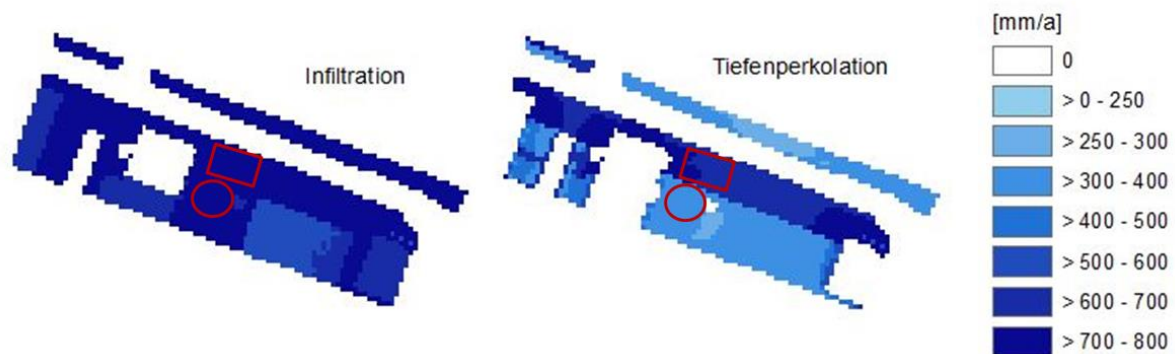


Abb. 4: Detail-Ausschnitt aus Abb. 3 – Infiltration und Tiefenperkolation. Rotes Rechteck: Pflaster (95% versiegelt), roter Kreis: unversiegelte Fläche.

3.3 Oberflächenabfluss (OA)

Auf vollversiegelten Flächen wie z. B. asphaltierten Straßen bilden sich etwa 680 mm und auf konventionellen Dächern 772 mm Oberflächenabfluss pro Jahr (siehe Abb. 3d). Der Unterschied begründet sich dadurch, dass für die Straßenflächen aufgrund der höheren Rauigkeit des Asphalts ein höherer Muldenspeicher angenommen wird als auf glatten und geneigten Dachflächen. Der generierte OA auf den nicht versiegelten und teilversiegelten Flächen spielt nur bei Niederschlägen mit hoher Intensität oder langandauernden Niederschlägen mit großen Mengen eine Rolle. Über 10 Jahre hinweg tragen diese Flächen nur wenig zum OA mit insgesamt ca. 20 mm für nicht versiegelte und 119 mm für teilversiegelte Flächen.

3.4 Auswirkungen der RWB

Im Vergleich der Simulationen mit RWB und ohne RWB wird deutlich, dass die TP aufgrund der Versickerungsgräben und der Pflasterflächen im Jahresmittel deutlich höher für die Modellierung mit RWB ausfällt (36 % von Niederschlag (N) im Vergleich zu 17 % von N). Noch

deutlicher fällt der Unterschied des anfallenden OAs aus, der aus dem Gesamtgebiet abfließt. Während für die RWB Modellierung 14 % OA anfallen, sind es für die Modellierung ohne RWB 39 % OA. Die Verdunstung verringert sich um etwa 5 % von 45 % mit RWB auf 40 % ohne RWB. Diese recht geringe Reduzierung ergibt sich aus den insgesamt recht geringen Flächenanteilen (10 %) der Kies- und Gründächer, wo die Verdunstung am stärksten reduziert wird. Die Zwischenabflusskomponente (ZA) verringert sich von 6 % mit RWB auf 4 % ohne RWB.

Tab. 1: Mittlere jährliche modellierte Wasserhaushaltsgrößen in mm und in % vom mittleren Jahresniederschlag für den Zeitraum: Nov. 2007-Nov 2017 für einen Freiburger Stadtteil mit und ohne RWB (Szenario).

	N (mm)	TP (mm / %)	ET (mm / %)	OA (mm / %)	ZA (mm / %)
Mit RWB	850	310 / 36	379 / 45	119 / 14	48 / 6
Ohne RWB	850	143 / 17	343 / 40	334 / 39	34 / 4

4. Fazit

Auf die Frage, wie die hydrologische Komplexität von Städten hinreichend in einem Wasserhaushaltsmodell abgebildet werden kann, haben die Autoren als Antwort ein Modell und dessen Anwendung vorgestellt, dass die speziellen hydrologischen Anforderungen in Städten räumlich und zeitlich hochaufgelöst berücksichtigt. Das Modell Urban RoGeR berücksichtigt verschieden Oberflächen und Strukturen, wie beispielsweise Gebäude, Bäume, Versickerungsanlagen oder Gründächer und ihre Wirkungen auf die Wasserhaushaltskomponenten. Es ist möglich mit Urban RoGeR den Einfluss von städtebaulichen Maßnahmen auf den Wasserhaushalt darzustellen und wie in der Modellierung eines Freiburger Stadtteils dargestellt zu quantifizieren. Somit bietet es die Möglichkeit bei der Planung oder Umgestaltung von Stadtteilen Fragen hinsichtlich der Stadtentwässerung zu beantworten und auf eine Annäherung des Wasserhaushaltes der Siedlungsfläche an den potentiell natürlichen Wasserhaushalt hin zu arbeiten.

Literatur

- Alsubih, M., Arthur, S., Wright, G., Allen, D., 2017. Experimental Study on the Hydrological Performance of a Permeable Pavement. *Urban Water Journal* Vol. 14, Iss. 4, 2017
- Bhaskar, A.S., Beesley, L., Burns, M.J., Fletcher, T.D., Hamel, P., Oldham, C.E., Roy, A.H., 2015. Will It Rise Or Will It Fall? Managing the Complex Effects of Urbanization on Base Flow. *Freshwater Sci.*, 35 (1) (2015), Pp. 293-310
- Chen, J., Arleen, A.H., Lensy, D.U., 2009. La Gis-Based Model for Flood Inundation. *J. Hydrol.*, 373 (1–2) (2009), Pp. 184-192
- Dietz, M.E., 2007. Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. *Water Air Soil Pollut.*, 186 (2007), Pp. 351-363
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, Management and Modelling of Urban Hydrology and its Consequences for Receiving Waters: A State Of The Art. *Adv. Water Resour.*, 51 (2013), Pp. 261-279, 10.1016/J.Advwatres.2012.09.001

- Germann, P., 1981. Untersuchungen über den Bodenwasserhaushalt im Hydrologischen Einzugsgebiet Rietholzbach. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Nr. 51, Zürich, 1981
- Kim, H., Seagren, E.A., Davis, A.P., 2003. Engineered Bioretention for Removal of Nitrate from Stormwater Runoff. *Water Environ. Res.* (2003), Pp. 355-367
- Koelbing, M., Schuetz, T., Weiler, M., 2017. Steuerungsmechanismen der klein-Skaligen Variabilität der urbanen Verdunstung, In Casper, M. Et Al. (Ed.): Den Wandel Messen – Wie gehen wir mit der Nicht-Stationarität in der Hydrologie um. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23/24 März 2017 an der Universität Trier, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 38.17, S. 63-74.
- Oke, T.R., 1982. The Energetic Basis of Urban Heat Island. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 108 (455) (1982), Pp. 1-24
- Scholz, M., Grabowiecki, P., 2007. Review of Permeable Pavement Systems. *Building and Environment*, Volume 42, Issue 11, November 2007, Pages 3830-3836
- Steinbrich, A., Leistert H., Weiler, M., 2016. Model-Based Quantification of Runoff Generation Processes at High Spatial and Temporal Resolution. *Environmental Earth Sciences* (2016) 75:1423. Doi:10.1007/S12665-016-6234-9

Storylines von Klima- und Landnutzungsänderung und deren Einfluss auf den Wasserhaushalt im Gebirge – Eine Synthese aus Messkampagnen, Stakeholderworkshops und Modellierungen

Kristian Förster, Herbert Formayer, Florentin Hofmeister, Thomas Marke, Gertraud Meißl, Imran Nadeem, Markus Schermer, Marcel Siegmann, Rike Stotten, Ulrich Strasser

Zusammenfassung

Der vorliegende Beitrag fasst die Ergebnisse eines transdisziplinären Forschungsprojekts zusammen, welches die komplexen Wechselwirkungen von Klima, Gesellschaft und Landnutzung integrativ untersucht und quantifiziert. Das Untersuchungsgebiet ist das 322 km² große Brixental in Tirol (Österreich). Im Rahmen des Projekts wurden hydrologische Simulationen auf Basis unterschiedlichster Informationen durchgeführt: (i) Das Wasserhaushaltsmodells WaSiM wurde um den Prozess der Schneeeinterzeption erweitert. (ii) Zur Validierung der Simulationen wurde ein Netzwerk von Wildkameras installiert. (iii) Es wurden Klimaszenarien auf der Skala des Einzugsgebiets bereitgestellt. (iv) In einem transdisziplinären Prozess unter Berücksichtigung von Fragebögen, Interviews und Stakeholderworkshops wurden Storylines aus gekoppelten Klima- und Landnutzungsentwicklungen entwickelt. (v) Auf dieser Grundlage wurde das erweiterte WaSiM-Modell für die transdisziplinär entwickelten Storylines angewendet.

1. Einleitung

In Gebirgsregionen hat der Wasserhaushalt nicht nur eine lokale Bedeutung, sondern steuert mit seinem Abfluss-Überschuss auch den Wasserreichtum der Einzugsgebiete der großen Flüsse und damit des Gebirgsvorlandes (Viviroli et al. 2011). Die jahreszeitliche Verfügbarkeit von Wasser ist wichtig für Fragen der Speicherbewirtschaftung, des Tourismus sowie letztendlich auch der Trinkwasserversorgung (Kromp-Kolb et al. 2014). Besonders in inneralpinen Trockengebieten wird zudem bereits seit Jahrhunderten in erheblichem Umfang Bewässerungslandwirtschaft betrieben. Bei abnehmender Wasserverfügbarkeit im Frühjahr nimmt die Notwendigkeit dafür auch in Gebieten zu, die bisher genügend Niederschlag hatten.

Szenarien zukünftiger Klimaentwicklung sind für den Niederschlag mit hohen Unsicherheiten behaftet, sowohl was seine Menge, als auch seine räumliche und zeitliche Verteilung angeht (Gobiet et al. 2014). Anders verhält es sich mit der Temperatur: hier zeigen die heute gängigen Szenarien zukünftiger Temperaturentwicklung alle einen relativ einheitlichen Trend mäßiger Erwärmung bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts, und ab dann eine weitere - vom jeweiligen Szenario abhängige - Erwärmung bis zu dessen Ende. Hydrologisch gesehen wäre eine der wichtigsten Konsequenzen, dass die Niederschläge viel öfter als Regen und nicht mehr als Schnee fallen würden. Damit sind die Regimes der Flüsse stärker mit dem Flüssigregengeschehen im Jahresverlauf gekoppelt (Hanzer et al. 2017).

Eine weitere wichtige, unter Klimawandel-Bedingungen zu erwartende hydrologische Veränderung ist eine Zunahme der Evapotranspiration. Zwar ist auch noch Gegenstand von Forschung, welche Arten mit den zu erwartenden wärmeren und ggf. trockeneren Bedingungen am besten zurechtkommen könnten, aber es wird umfangreicher Maßnahmen zu Anpassung an die kommenden Verhältnisse bedürfen, um die ansonsten wahrscheinlichen Einbußen in Produktivität und Ertrag wirtschaftlich genutzter landwirtschaftlicher Flächen ausgleichen zu können. Dies gilt auch für den Wald, der in vielen Gebirgstälern einen erheblichen Anteil im Bereich der Landnutzung ausmacht, v.a. in den steilen Bereichen, in welchen eine andere

Nutzung nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich wäre. Dazu ist mit dem Klimawandel eine weitere Verschiebung der potentiellen Waldgrenze zu erwarten (Köplin et al. 2013).

Landnutzungsänderungen können somit einen großen Einfluss auf den Wasserhaushalt von Einzugsgebieten haben (Bormann & Elfert 2010; Natkhin et al. 2012). Gegenüber Grünland weisen beispielsweise Wälder höhere Jahresmittel der Interzeption auf. Dieser Effekt führt insbesondere auch in Verbindung mit der i.A. höheren Speicherwirkung des Bodens von Wäldern (Bormann et al. 2007) zu geringeren Hochwasserabflüssen von bewaldeten Einzugsgebieten (Wahren et al. 2012). Auch andere Verdunstungskomponenten, wie z.B. die Transpiration, können in Wäldern höher sein als auf angrenzenden Freiflächen (Brown et al. 2005).

Diese Aussagen gelten aber im Besonderen für heutige Klimaverhältnisse mit vielerorts entsprechend ergiebigen Jahresniederschlägen und sind in einer Szenarienabschätzung, einer erneuten Prüfung zu unterziehen. Ein weiterer, möglicherweise wichtiger Prozess besteht darin, dass im Winter (noch) erhebliche Anteile des Niederschlags als Schnee fallen, welcher in den Bäumen interzipiert und von dort auch wieder sublimiert werden kann. Durch die hohe aerodynamische Kopplung eines Baumbestandes kann dieser Prozess eine wichtige Rolle spielen, d.h. eine Senke für den Wasserhaushalt darstellen (Strasser et al. 2008).

Im hier vorgestellten Projekt STELLA (**S**torylines of **S**ocio-**E**conomic and **C**limatic drivers for **L**and use and their hydrological impacts in **A**lpine Catchments) geht es darum, für ein typisches alpines Einzugsgebiet eine Szenarienmodellierung mit veränderter Klima-, aber auch Landnutzungsentwicklung durchzuführen, um das Wechselspiel und den Effekt der beschriebenen Prozesse auf den Wasserhaushalt abzuschätzen. Dazu wurden sog. "Storylines" gekoppelter Entwicklung zukünftigen Klimas sowie damit abgestimmte Entwicklungen möglicher zukünftiger Landnutzung entwickelt. Da das Untersuchungsgebiet zu einem großen Teil bewaldet ist, beziehen sich Landnutzungsänderungen v.a. auf Aspekte möglicher, zukünftige Nutzung der Waldflächen. Dabei spielen neben der Klimaänderung die politischen Rahmenbedingungen und wirtschaftlichen Entwicklungsstrategien eine wichtige Rolle. Die Storyline-Entwicklung wurde in einem inter- und transdisziplinären Prozess mit lokalen AkteurInnen in einer Reihe von Workshops und Gesprächen abgestimmt, sodass plausible (überzeugende Annahmen) und konsistente (widerspruchsfreie Annahmen) Entwicklungen zukünftiger Waldbewirtschaftung mit den Szenarien zukünftigen Klimas kombiniert werden konnten. Letztlich führte dies zu 6 Storylines, welche als Eingabe für die hydrologische Modellierung dienen.

Da Landnutzungsänderungen und der Wasserhaushalt im Gebirge untersucht werden, sollten in der Modellierung insbesondere auch Wechselwirkungen zwischen der Vegetation und der Schneedecke genauer erfasst werden. Dazu wurde zusammen mit dem ursprünglichen Modellentwickler (Jörg Schulla in Zürich) eine neue Modellversion von WaSiM entwickelt, welche nun ein Modul zur *snow-canopy interaction* enthält. Diese neue Modellversion steht der Community zur Anwendung und Weiterentwicklung als *open-source code* zur Verfügung.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und lokale Messungen

Als Untersuchungsgebiet wurde das Einzugsgebiet der Brixentaler Ache (322km², Pegel in Bruckhäusl) mit seinen Teileinzugsgebieten der Kelchsauer Ache (134km², Pegel in Hörbrunn), der Windauer Ache (82km², Pegel in Unterwindau) und des Brixenbachs (9km²,

Pegel in Brixen im Thale) gewählt (Abb. 1(a)). Im letztgenannten Teileinzugsgebiet wurde darüber hinaus noch ein Messnetz mit Wildkameras und Schneestangen aufgestellt, um Modellierungen mit zusätzlichen Erhebungen von Messdaten absichern zu können (Abb. 1(b)). Die zusätzliche Installation von Messlaten im Sichtbereich der Kameras erlaubte eine einfache Registrierung von Schneehöhen. Außerdem konnten aus den Bildern auch abgeleitet werden, ob in der Szene Schnee auf den Bäumen abgelagert war. In der Zusammenschau ergab sich daraus ein guter Überblick über die Akkumulation von Schnee und der Einfluss der Vegetation (siehe auch Abb. 5).

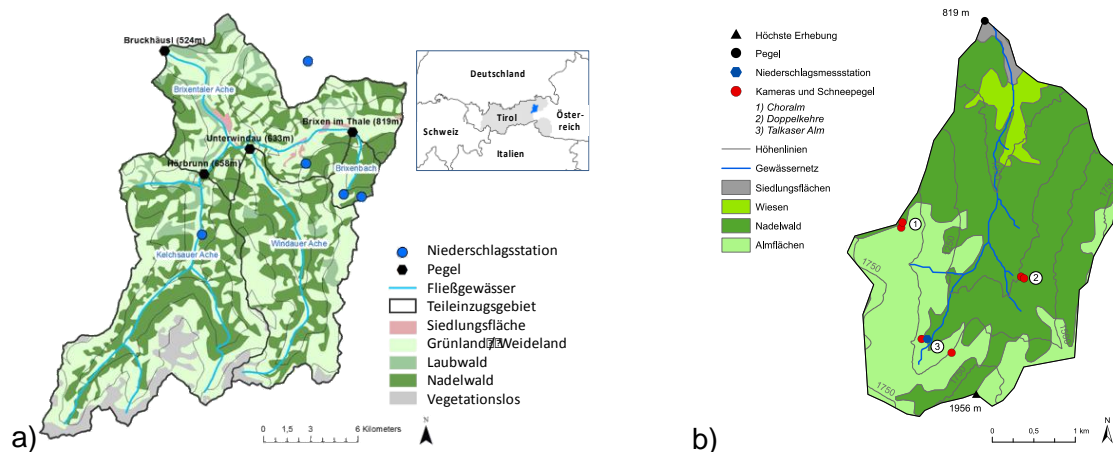


Abb. 1: (a) Karte des Untersuchungsgebiets mit Angaben zur Landnutzung und zu Teileinzugsgebieten. (b) Teilgebietskarte für das Einzugsgebiet des Brixenbach mit Lage der Messstationen.

2.2 Klimadaten und Szenarien

Zur Beschreibung von meteorologischen Feldern in Raum und Zeit für vergangene Zeiträume wurden Stationsdaten mit den Analysen des Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA)-Systems (Haiden et al. 2011) verwendet, um Stundenwerte auf einem Quadratkilometerraster für die Wasserhaushaltssimulationen bereitstellen zu können. Für die zukünftige Klimaentwicklung wurden zwei repräsentative Szenarien genauer untersucht und für die Anwendung im Gebiet entsprechend aufbereitet:

1. A1B-Szenario: Regionales Klimamodell ALADIN angetrieben durch das globale Klimamodell ARPEGE; Auflösung 25 km
2. RCP8.5-Szenario: Regionales Klimamodell WRF angetrieben durch das globale Klimamodell GFDL-CM3; Auflösung 10 km

Die Daten wurden Bias-korrigiert mit Hilfe von Beobachtungsdatensätzen (INCA). Im Ergebnis lagen Rasterdatensätze für die Variablen Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit mit stündlicher Auslösung auf einem Quadratkilometerraster vor. Die Daten wurden nicht nur für Modellierungszwecke ausgewertet, sondern auch zur Entwicklung der gekoppelten Storylines herangezogen, um den beteiligten Akteurinnen und Akteuren einen Überblick über die möglichen zu erwartenden Klimaentwicklungen geben zu können. Das A1B-Szenario projiziert eine Zunahme der Temperatur von 3°C bis zum Ende des 21. Jahrhunderts, wohingegen das RCP8.5-Szenario eine deutliche höhere Zunahme von bis

zu 8°C nahe legt. Für den transdisziplinären Projektansatz wurden sie daher als „Meran“- und „Bologna“-Szenario gekennzeichnet, um anschaulich darzustellen, welcher Ort heute einer solchen mittleren Temperatur entsprechen würde.

2.3 Partizipation von Akteurinnen und Akteuren

Lokale Akteurinnen und Akteure wurden zur Überprüfung und Anpassung der sogenannten Storylines in das Projekt eingebunden. Dafür wurden zunächst sozioökonomische Szenarien entwickelt. Diese bauen einerseits auf den Ergebnissen von qualitativen Interviews mit lokalen und regionalen Expertinnen und Experten auf, aus deren Transkriptionen 140 Annahmen herausgearbeitet wurden. Andererseits wurde darauf aufbauend eine quantitative Online-Befragung unter den lokalen WaldbesitzerInnen durchgeführt und statistisch ausgewertet.

Die sozioökonomischen Szenarien wurden dann anhand des Modells der *Community Resilience* (Wilson 2012) entwickelt. Resilienz beschreibt dabei die Fähigkeit eines Systems (hier lokaler Gemeinschaften) auf abrupte Wechsel durch ein gewisses Maß der Neuorganisation zu reagieren. Einflussgrößen sind dabei nicht nur die Globalisierung, sondern auch das verfügbare ökologische, soziale und ökonomische Kapital der lokalen Gemeinschaft. Die jeweilige Kombination dieser Kapitalien ergibt nach Wilson (2012) einen resilienten oder einen vulnerablen Entwicklungsweg. Inwieweit und in welcher Stärke das System, also die lokale Gemeinschaft, an die Globalisierung gekoppelt ist, wird durch die sozioökonomischen Szenarien ‚re-localized‘, ‚glocal‘ und ‚super-globalized‘ abgebildet (siehe Abb. 2).

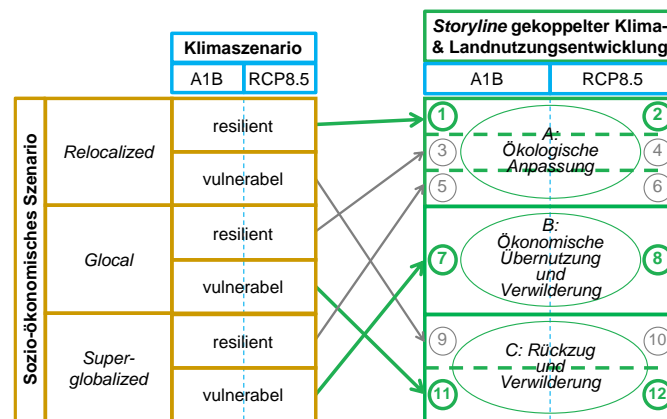


Abb. 2: Entwicklung von Storylines auf Grundlage von Interviews und Stakeholder-Workshops auf Basis des Konzepts der sog. „Community Resilience“ (Wilson 2012).

Diese sozioökonomischen Szenarien wurden mit den Klimaszenarien für das Brixental kombiniert, und den lokalen Akteurinnen und Akteuren beim ersten Stakeholderworkshop am 25.11.2015 in Kirchbichl präsentiert. Aufgeteilt in zwei Gruppen, hat eine Gruppe die jeweiligen Szenarien für „Meran“, die andere Gruppe für „Bologna“ auf ihre Plausibilität und Konsistenz hin diskutiert. Anmerkungen der lokalen Akteure und Akteurinnen wurden dann in die sozioökonomischen Szenarien eingebaut. Die sechs sozioökonomischen Szenarien kombiniert mit den zwei jeweiligen Klimaszenarien wurden entsprechend ihrer zugrundeliegenden Auswirkungen auf Landnutzung und Waldbewirtschaftungsstrategien reduziert, und schließlich zu drei allgemeinen Strategien verdichtet. Diese stellen sich wie folgt dar (Abb. 2):

- A - Ökologische Anpassung (resilient): Das Waldmanagement erfüllt politische Vorgaben und der Wald setzt sich aus standortgerechten, angepassten Arten zusammen.
- B - Ökonomische Übernutzung und Verwilderung (vulnerabel): Die Zusammensetzung des Waldes ist durch Gewinnmaximierung gesteuert, z.T. werden auch nicht-einheimische Arten gepflanzt.
- C - Rückzug und Verwilderung (vulnerabel): Das Waldmanagement ist kaum relevant, die BesitzerInnen sind an der Waldbewirtschaftung nicht mehr interessiert. Der Wald ist anfälliger im Hinblick auf mögliche Schäden.
- Anschließend wurden diese drei Strategien dann mit zwei lokalen Experten der Waldbewirtschaftung diskutiert und in Landnutzungskarten übersetzt (Abb. 3).

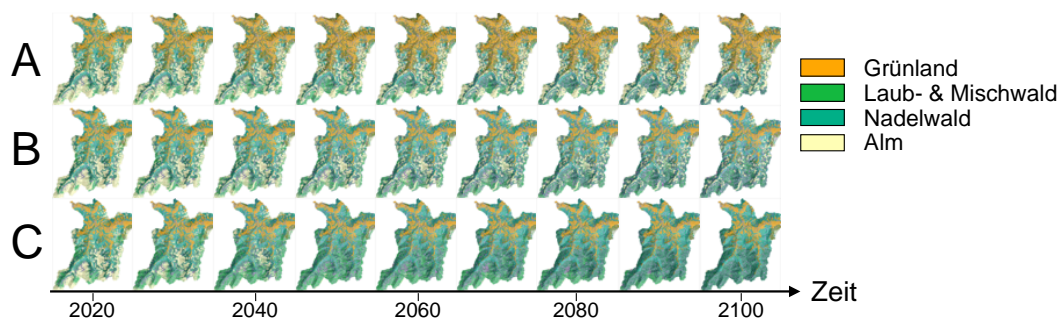


Abb. 3: Übertragung der gemeinsam entwickelten Storylines A, B und C unter Annahme des RCP8.5-Klimaszenarios in vom Modell lesbare Landnutzungskarten und Darstellung als Zeitreihe mit einem Zeitschritt von 10 Jahren.

2.4 Hydrologische Modellierung

Für die hydrologische Modellierung wurde das Wasserhaushaltssimulationsmodell WaSiM verwendet (Schulla 1997), da es sich besonders gut für die Untersuchung von sich ändernden Klima- (Schulla 1997) und Landnutzungsänderungen (Niehoff et al. 2002; Bormann et al. 2007; Bormann & Elfert 2010; Natkhin et al. 2012) eignet. Das Modell wurde darüber hinaus in den letzten Jahren für Prozesse im Gebirge und für subarktische Klimabedingungen erweitert (Daanen & Nieber 2009; Warscher et al. 2013). Lediglich die Wechselwirkungen zwischen Schneedecke und Vegetation sind noch nicht in der aktuellen Version des Modells vorhanden. Aus diesem Grund wurde ein bestehendes Prozessmodell, das (i) die Interzeption von Schnee, (ii) die Sublimation im Kronenraum sowie (iii) die modifizierten mikrometeorologischen Bedingungen innerhalb des Bestands erfasst (Strasser et al. 2008; Strasser et al. 2011; Marke et al. 2016), als Erweiterung des bestehenden Interzeptionsmodells in WaSiM implementiert (Förster et al. eingereicht). Dabei wird ein zusätzlicher Interzeptionsspeicher für Schnee im Modell vorgesehen und es werden modifizierte meteorologische Bedingungen an das Schneemodell übermittelt, um die veränderte Mikrometeorologie unterhalb von Bäumen modelltechnisch besser abbilden zu können (Abb. 4). Mit der beschriebenen, erweiterten WaSiM-Version wurde für das Einzugsgebiet der Brixentaler Ache ein detailliertes Wasserhaushaltsmodell aufgebaut. Die räumliche Auflösung beträgt 100 m x 100 m, die zeitliche Auflösung eine Stunde. Die Kalibrierung an Pegeldaten erfolgte mit einem lexikographischen Ansatz (Gelleszun et al. 2015).

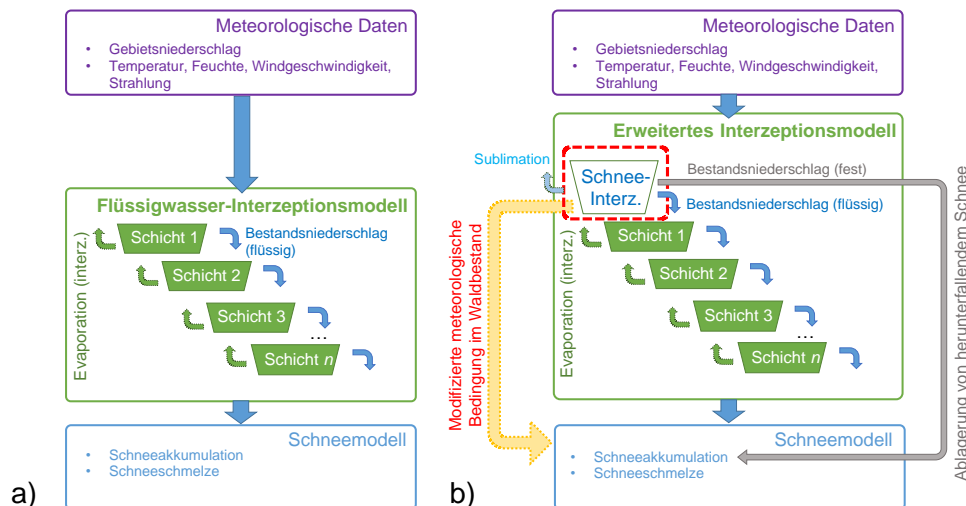


Abb. 4: Anordnung des Interzeptionsmodells in WaSiM. (a) Original-Modellversion mit ausschließlicher Betrachtung der Flüssigwasserinterzeption (b) Neue und erweiterte Modellversion mit zusätzlicher Schneeinterzeption (Förster et al. eingereicht).

3. Ergebnisse und Diskussion

Zunächst stand die Überprüfung der neu entwickelten Modellerweiterung im Vordergrund. Dazu wurden die aus den Wildkamera-Fotos abgeleiteten Schneehöhedaten und dichotomen Informationen über das Vorhandensein von Schnee im Interzeptionsspeicher herangezogen. Der Vergleich dieser Erhebungen im Feld mit Simulationsergebnissen ist in Abbildung 5 dargestellt.

Die Dynamik der Schneeinterzeption konnte mit Hilfe des Modells an allen drei in Abbildung 1 gekennzeichneten Standorten wiedergegeben werden. Eine größere Abweichung zwischen Modell und Beobachtung ist nur im Falle der Station Choralm (Abb. 5(a)) im März 2016 ersichtlich. Auch für die Schneehöhen unter den Bäumen und im freien Feld (hier nicht dargestellt) ergab sich eine zufriedenstellende Abbildung durch das Modell. Damit eignet sich das Modell sehr gut dazu, interne Zustandsvariablen der Schneedynamik zu erfassen. Dies ist auch insofern sinnvoll, da Simulationen nicht nur anhand der Variable Abfluss überprüft werden sollen.

Für den Pegel Bruckhäusl ergab sich die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz von 0,63 für den Kalibrierungs- (2008-2012) bzw. 0,70 für den Validierungszeitraum (2013-2015). Auf Grundlage dieser Modellüberprüfung wurde das Modell schließlich auch mit den oben beschriebenen Storylines in Form wechselnder Landnutzungskarten und den dazugehörigen Randbedingungen aus den Klimaszenarien angetrieben. Das Modell wurde dabei alle 10 Jahre mit den jeweils letzten gültigen Speicherzuständen, aber mit einer neuen Landnutzungskarte neu initialisiert. In diesem Beitrag werden aus Platzgründen nur die Ergebnisse für die Variable spezifischer Abfluss dargestellt (Abb. 6), da sie ein Maß für die Entwicklung der Wasserverfügbarkeit in der Zukunft darstellen können. Für den Zeitraum 1981-2005 lässt sich einerseits erkennen, dass alle Storylines den gleichen Jahresdurchschnitt aufweisen und andererseits auch eine relativ gute Übereinstimmung mit den Beobachtungsdaten erkennbar ist. Der erste Punkt ist bedingt dadurch, dass die Storylines pro Klimaszenario erst bei dem erstmaligen Wechsel der Landnutzung im Jahr 2020 eine andere Entwicklung verursachen. Im Rahmen des Projekts konnten

rezente Landnutzungsänderung in dieser Periode nicht zuverlässig ermittelt werden, da unterschiedliche Erhebungen nur für unterschiedliche Jahre vorlagen. Die relativ gute Übereinstimmung mit Beobachtungsdaten zeigt, dass, obwohl das Modell nur für einen relativ kurzen Zeitraum kalibriert und validiert werden konnte (2008-2015), die Periode 1981-2005 vor diesem Hintergrund mit den Daten der regionalen Klimamodelle relativ gut wiedergegeben wurde (die Simulationen weichen nur geringfügig von den Beobachtungen ab). Der Hintergrund der kurzen Überprüfungszeiträume ist u.a. die limitierte Verfügbarkeit des INCA-Datensatzes.

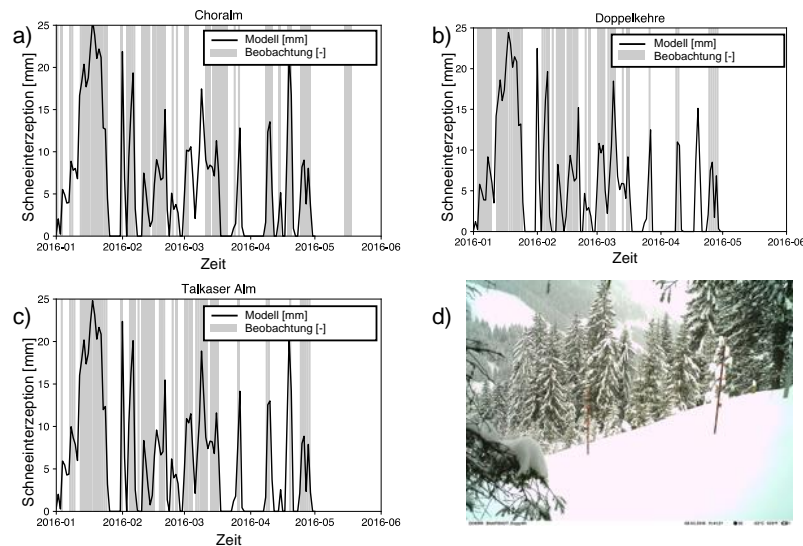


Abb. 5: Vergleich der simulierten Schneeinterzeption mit Beobachtungen aus den Kamerabilddern an den Stationen (a) Choralm, (b) Doppelkehere und (c) Talkaser Alm (Förster et al. eingereicht). (d) Beispielaufnahme einer Kamera zur Bestimmung der Schneehöhe und -interzeption am Standort Doppelkehere.

Vergleicht man die Entwicklung der Storylines unter der Annahme des A1B-Szenarios mit vergleichbaren Entwicklungen für RCP8.5, so kann gefolgert werden, dass der Einfluss des unterschiedlichen Klimasignals einen größeren Einfluss hat als die Landnutzungsentwicklung. Der ausgeprägte Temperaturanstieg des RCP8.5-Szenarios, welcher auch mit einem Niederschlagsrückgang im Winter einhergeht, führt hier den Simulationen zufolge zu einem starken Rückgang des Abflusses. Die Simulationen legen darüber hinaus eine Zunahme dieses Effekts bis zum Ende des 21. Jahrhunderts nahe.

Die unterschiedlichen Storylines beeinflussen den Simulationen zufolge den Wasserhaushalt ebenfalls. Die Storyline A (ökologische Anpassung) weist ähnliche Werte des spezifischen Abflusses (Abflusshöhen) auf, wie sich aus einer Simulation mit statischer Landnutzung ergeben. Demgegenüber berechnet das Modell für die Storylines B und C übereinstimmend für A1B und RCP8.5 und für alle Perioden der Klimaszenarien geringe Abflusshöhen. Außerdem ist der Rückgang im Szenario C am stärksten ausgeprägt. Die Unterschiede zwischen den Storylines können somit bis zu 25% gegen Ende des 21. Jahrhunderts ausmachen (Abb. 6). Die Analyse von verschiedenen Verdunstungskomponenten (einschließlich der Sublimation von Schnee aus dem erweiterten Interzeptionsspeicher, hier nicht dargestellt) legt nahe, dass

das Modell als Folge der (teilweisen) Auflassung der Almen in den Storylines B und C, jeweils eine höhere Verdunstung und damit weniger Abfluss berechnet.

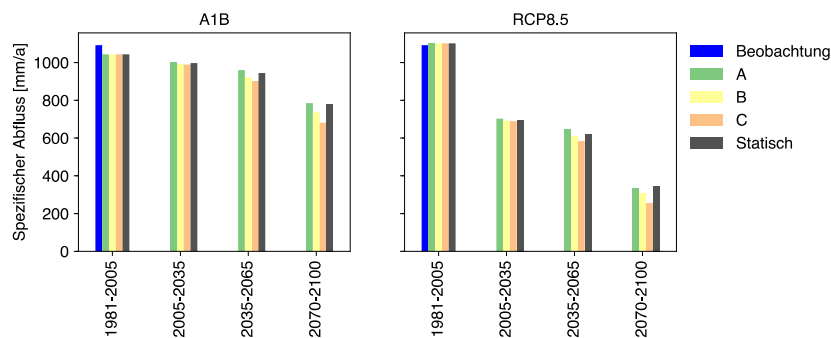


Abb. 6: Ergebnisse der Langzeitsimulationen des Wasserhaushalts für den spezifischen Abfluss in Millimeter pro Jahr differenziert nach Zeitraum und Storyline (Statisch=Landnutzung wird nicht verändert).

Dieses Auflassen der Almen geht mit einem Zuwachsen durch Pionierpflanzen wie Grünerle und später zum Teil Hochwald einher (siehe Abb. 3). Modelltechnisch steht dieser Effekt auch durch eine erhöhte Durchwurzelung des Bodens in den Storylines B und C im Zusammenhang und deckt sich mit Beobachtungen aus umfangreichen Vergleichsstudien sog. „paired catchment studies“ mit je einem Wald- und einem Freiflächengebiet (Brown et al. 2005). Dieses Modellergebnis mit geringeren Abflüssen durch die zunehmende Bewaldung legt einerseits nahe, dass die Almen eine begünstigende Rolle für die Wasserverfügbarkeit einnehmen können. Auf der anderen Seite zeigen Auswertungen der Direktabflusskomponente, dass der zunehmende Bewuchs in den Storylines B und C auch zu geringen Werten des Direktabflusses führt. Diese Modellergebnisse unterstreichen den Wasserrückhalt durch Wälder (Brown et al. 2005) und wurden im Rahmen eines zweiten Stakeholderworkshops am 30.05.2017 in Kirchbichl vorgestellt und mit den lokalen Akteurinnen und Akteuren diskutiert.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Der vorliegende Artikel fasst die Ergebnisse eines transdisziplinären Projekts unter Beteiligung von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus den Bereichen Hydrologie, Geographie, Meteorologie und Soziologie zusammen. Der transdisziplinäre Charakter des Projekts wurde insbesondere durch die Beteiligung der lokalen Akteurinnen und Akteure bei der Entwicklung der gekoppelten Storylines deutlich. Durch den Aufbau eines Messnetzes von Wildkameras konnten zudem Modellergebnisse eines im Projekt erweiterten Wasserhaushaltsmodells besser abgesichert werden. Der Vergleich mit den Beobachtungen zeigt, dass die erweiterte Modellversion von WaSiM eine verbesserte Abbildung der Dynamik von Schnee in Wäldern ermöglicht. Diese erweiterte Modellversion wurde bereits dem Autor von WaSiM, Jörg Schulla, übergeben. Es ist vorgesehen, dass diese Erweiterung Bestandteil eines zukünftigen Release sein wird.

Die Ergebnisse legen nahe, dass der Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt eines alpinen Einzugsgebietes unter Annahme eines Extremszenarios deutlich größer ist als entsprechende Änderungseffekte durch eine veränderte Landnutzung. Gleichzeitig wird aber

auch deutlich, dass Landnutzungseinflüsse keinesfalls vernachlässigbar sind, was anhand der ermittelten Differenz von ca. 25% zwischen den Storylines A und C beim Klimaszenario RCP8.5 deutlich wird. Zu betonen ist in diesem Zusammenhang, dass durch die Partizipation lokaler Akteurinnen und Akteure ein detailliertes Bild über mögliche zukünftige Storylines entwickelt werden konnte. Die gekoppelten Storylines stellen damit keine üblicherweise durchgeführten Sensitivitätsstudien mit kompletter Bewaldung oder Entwaldung dar, sondern enthalten plausible und konsistente mögliche Entwicklungspfade auf Basis des „Community Resilience“-Modells und lokalen Wissens. Damit erlauben die Ergebnisse auch mögliche Anpassungen an den Klimawandel und deren Wirksamkeit abzuschätzen zu können. Solche gekoppelten Ansätze können in vielversprechende Weise weiterentwickelt werden, da sie über die reine Interdisziplinarität hinaus weiteres Wissen bereitstellen können (Strasser et al. 2014).

Danksagung

STELLA wurde gefördert durch das Austrian Climate Research Programme (ACRP), 6. Ausschreibung, 2013 (Klimafonds-Nr. KR13AC6K11109).

Literatur

- Bormann, H., Breuer, L., Gräff, T. & Huisman, J. A., 2007. Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. *Ecological Modelling* 209, 1, 29–40.
- Bormann, H. & Elfert, S., 2010. Application of WaSiM-ETH model to Northern German lowland catchments: model performance in relation to catchment characteristics and sensitivity to land use change. *Advances in Geosciences* 27, 1–10.
- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W. & Vertessy, R. A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 1–4, 28–61.
- Daanen, R. P. & Nieber, J. L., 2009. Model for Coupled Liquid Water Flow and Heat Transport with Phase Change in a Snowpack. *Journal of Cold Regions Engineering* 23, 2, 43–68.
- Förster, K., Garvelmann, J., Meißl, G. & Strasser, U., eingereicht: Modelling forest snow processes with a new version of WaSiM. *Hydrological Sciences Journal*.
- Gelleszun, M., Kreye, P. & Meon, G., 2015. Lexikografische Kalibrierungsstrategie für eine effiziente Parameterschätzung in hochaufgelösten Niederschlag-Abfluss-Modellen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59, 3, 84–95.
- Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J. & Stoffel, M., 2014. 21st century climate change in the European Alps - a review. *Science of the Total Environment* 493, 1138–1151.
- Haiden, T., Kann, A., Wittmann, C., Pistotnik, G., Bica, B. & Gruber, C., 2011. The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) System and Its Validation over the Eastern Alpine Region. *Weather and Forecasting* 26, 2, 166–183.
- Hanzer, F., Förster, K., Nemeč, J. & Strasser, U., 2017. Projected cryospheric and hydrological impacts of 21st century climate change in the Ötztal Alps (Austria) simulated using a physically based approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, accepted.

- Köplin, N., Schädler, B., Viviroli, D. & Weingartner, R., 2013. The importance of glacier and forest change in hydrological climate-impact studies. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 2, 619–635.
- Kromp-Kolb, H., Nakicenovic, N., Steininger, K., Gobiet, A., Formayer, H., Köppl, A., Prettenhaler, F., Stötter, J. & Schneider, J. (Eds.), 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 - Austrian assessment report 2014 (AAR14), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 1096 p.
- Marke, T., Mair, E., Förster, K., Hanzer, F., Garvelmann, J., Pohl, S., Warscher, M. & Strasser, U., 2016. ESCIMO.spread (v2): parameterization of a spreadsheet-based energy balance snow model for inside-canopy conditions. *Geoscientific Model Development* 9, 2, 633–646.
- Natkhin, M., Steidl, J., Dietrich, O., Dannowski, R. & Lischeid, G., 2012. Differentiating between climate effects and forest growth dynamics effects on decreasing groundwater recharge in a lowland region in Northeast Germany. *Journal of Hydrology* 448–449, 245–254.
- Niehoff, D., Fritsch, U. & Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology* 267, 1, 80–93.
- Schulla, J., 1997. Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Dissertation, ETH Zürich.
- Strasser, U., Bernhardt, M., Weber, M., Liston, G. E. & Mauser, W., 2008. Is snow sublimation important in the alpine water balance? *The Cryosphere* 2, 1, 53–66.
- Strasser, U., Vilsmaier, U., Prettenhaler, F., Marke, T., Steiger, R., Damm, A., Hanzer, F., Wilcke, R. A. I. & Stötter, J., 2014. Coupled component modelling for inter- and transdisciplinary climate change impact research. Dimensions of integration and examples of interface design. *Environmental Modelling & Software*, 60, 180–187.
- Strasser, U., Warscher, M. & Liston, G. E., 2011. Modeling Snow–Canopy Processes on an Idealized Mountain. *Journal of Hydrometeorology* 12, 4, 663–677.
- Viviroli, D., Archer, D. R., Buytaert, W., Fowler, H. J., Greenwood, G. B., Hamlet, A. F., Huang, Y., Koboltschnig, G., Litaor, M. I., López-Moreno, J. I., Lorentz, S., Schädler, B., Schreier, H., Schwaiger, K., Vuille, M. & Woods, R., 2011. Climate change and mountain water resources: overview and recommendations for research, management and policy. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 2, 471–504.
- Wahren, A., Schwärzel, K. & Feger, K.-H., 2012. Potentials and limitations of natural flood retention by forested land in headwater catchments: evidence from experimental and model studies. *Journal of Flood Risk Management* 5, 4, 321–335.
- Warscher, M., Strasser, U., Kraller, G., Marke, T., Franz, H. & Kunstmann, H., 2013. Performance of complex snow cover descriptions in a distributed hydrological model system: A case study for the high Alpine terrain of the Berchtesgaden Alps. *Water Resources Research* 49, 5, 2619–2637.
- Wilson, G. A., 2012. Community resilience, globalization, and transitional pathways of decision-making. *Geoforum* 43, 6, 1218–1231.

Datenbeschaffung sowie Aufbau und Integration eines hydro(geo)logischen Modellsystems in die alltäglichen wasserwirtschaftlichen Planungsaufgaben nationaler und regionaler Wasserbehörden in Brasilien

S. Schimmelpfennig, G. Meon, M. Schöniger, F. Walter, G. Gerold, B. Rusteberg, C. Almeida

Zusammenfassung

Das in deutsch-brasilianischer Kooperation durchgeführte multi-disziplinäre Forschungsvorhaben BRAMAR des BMBF ist auf die Beispielregion Paraíba fokussiert. Ziel ist es, durch die Integration regionaler hydro(geo)logischer Modellsysteme wasserwirtschaftliche Strategieentwicklung zu erleichtern, Wasserressourcen effizient zu nutzen und die Region im Wassersektor nachhaltiger zu entwickeln. Im Vorhaben werden hydro(geo)logische Modellsysteme als interdisziplinäres Planungsinstrumentarium eingesetzt und ein modellgestütztes Expertentool in Anwendung auf das Flusssystem Paraíba - Gramame entwickelt. Das Flusssystem steht hierbei als Beispiel für eine typische semiaride Region im Nordosten Brasiliens, die zunehmend von Wasserknappheit durch Übernutzung der Wasserressourcen und unzureichender Abwasserbehandlung betroffen ist.

1. Einleitung

Die Sicherstellung der nachhaltigen Versorgung der Bevölkerung mit Wasser ausreichender Qualität und Quantität ist eines der Grundziele jeglichen wasserwirtschaftlichen Handelns (UN, 2017). Der Nordosten Brasiliens, insbesondere das semi-aride Inland ist eine Region, deren Wasserversorgung im überwiegenden Maße durch Oberflächenwasser gedeckt wird. In den vergangenen Jahren kam es durch ausbleibende Niederschläge, hohe Evapotranspirationsraten und unzureichende Abwasserbehandlung verstärkt zu Problemen durch Wasserknappheit. Zuletzt 2016 fiel der Speicherinhalt 41% aller im Einzugsgebiet vorhandenen Reservoirs unter 5% (Datenquelle AESA, 2016) (Abbildung 1). Die Versorgungssicherheit der Stadt Campina Grande mit einer Einwohnerzahl von ca. 410.000 (IBGE, 2018) konnte nur durch eine kontrovers diskutierte Überführung von Wasser aus anderen Einzugsgebieten aufrechterhalten werden (Transposition São Francisco, Fertigstellung in 2017; Pontes, 2017, OECD, 2015, WWF, 2007, Roman, 2017). Auch in Zukunft werden Klimawandel (Marengo et al., 2016), ansteigendes Bevölkerungs- und Industriewachstum und die zunehmende Fokussierung der Landwirtschaft auf bewässerungsintensive Monokulturen wie Zuckerrohr die massive Wassermangelsituation verschärfen (Falck, 2015). Auch um Konfliktpotentiale verschiedener Stakeholder zu entschärfen, rückt die Fragestellung nach einem integralen nachhaltigen Wassermanagementsystem verstärkt in den Vordergrund. Die schrittweise Entwicklung eines modellgestützten Expertentools zur Unterstützung der integrierten wasserwirtschaftlichen Planung ist Teil des BMBF-Projektes BRAMAR und soll anhand dieses Beitrages vorgestellt werden. Dabei wird zunächst der Weg von der Bestandsaufnahme der vorhandenen Messnetze, der Analyse der verfügbaren Daten und ihrer Qualität, der Planung und Umsetzung der Rehabilitation und Erweiterung der Messnetze bis hin zur hydro(geo)logischen Modellierung beschrieben. Durch die Überführung des Modellsystems in die alltägliche Praxis der nationalen und regionalen Wasserbehörden soll die wissenschaftliche Kooperation langfristig gesichert und die Wasserbehörden, vor allen durch prozessbasierte Datenanalyse, nach Projektabschluss weiterhin unterstützt werden.

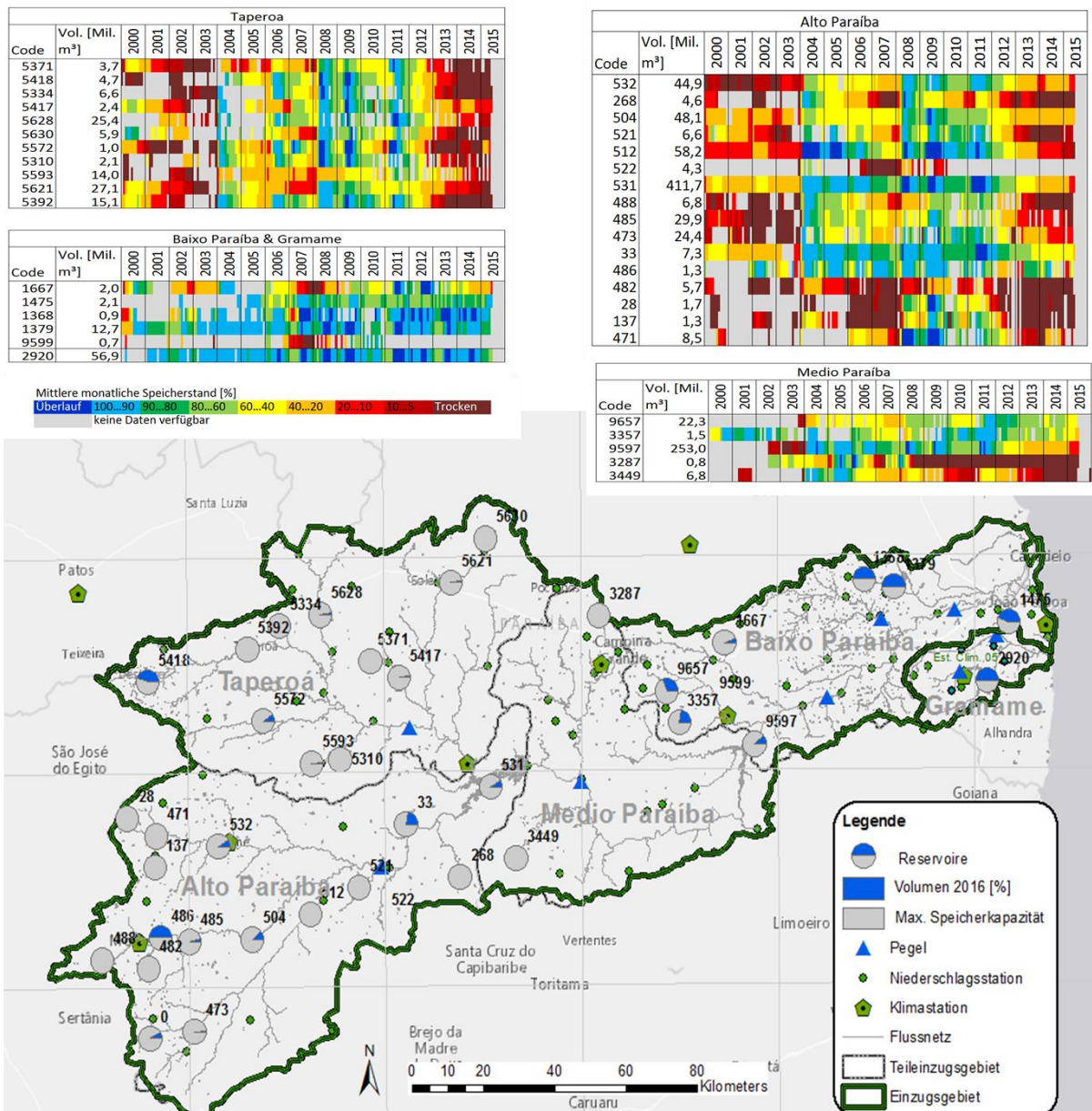


Abb. 1: Untersuchungsgebiete Paraíba und Gramame (unten). Das Einzugsgebiet ist stark anthropogen überprägt. Monitoring existiert an ca. 38 Reservoiren, 8 Pegeln und 100 Niederschlagsstationen. 2016 lag der Speicherinhalt 41% aller Reservoiren unter 5%. Die mittleren Reservoirspeicherstände kennzeichnen die Trockenperioden (oben).

2. Material und Methoden

2.1 Entscheidungsunterstützungssystem

Das Management natürlicher Ressourcen und die damit verknüpfte Entwicklung von Strategien und Steuerungsverfahren in Hinblick auf Wasserbewirtschaftung wie Wasserversorgung, Wasserwiederverwendung und Umweltverträglichkeitsprüfung ist ein komplexer Prozess, der insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern eine Reihe von Herausforderungen mit sich bringt. Insbesondere bei der Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen, bei der unterschiedliche Institutionen und Akteure räumliche und zeitliche Daten erhalten, sind integrierte Systeme

für den Informationszugang und die Entscheidungsunterstützung notwendig. Der Aufbau und die Anwendung eines solchen Systems fordern verstärkt:

- ein effektives, transparentes und zuverlässiges Management meteorologischer und hydro(geo)logischer Daten und deren Messsysteme,
- ein fundiertes Verständnis regionaler Prozesse zum Wasserumsatz und deren Nachbildung durch hydro(geo)logische Modelle und Prognosetools,
- einen partizipativen Entscheidungsprozess zur Definition von Ansprüchen und Bedürfnissen der unterschiedlichen Nutzergruppen (regionaler und föderaler Entscheidungsträger). Ziel ist hierbei die Gewinnung von lokaler Akzeptanz zur Sicherstellung einer nachhaltigen Verwendung der zu entwickelnden Tools.

Das unter der Federführung von Rusteberg Water Consulting (RWC) sowie der Bundesuniversität von Paraíba (UFBP) entwickelte Informations- und Decision Support System (BRAMAR-IDSS) soll unterstützend zur Entscheidungsfindung im Hinblick auf die wasserwirtschaftliche Planung beitragen. Die Programmierung des innovativen Systems erfolgte durch die brasilianische IT-Unternehmung I3Systems Ltda. Die wesentlichen Elemente des modular aufgebauten Entscheidungsunterstützungssystems, welches auf ESRI-Technologien basiert, umfassen: Projektdatenbank, Geoprocessing Tools, Decision Support (DS) Tool Box sowie Webbasierte GIS- und Informationsplattform (Abbildung 2). Gekoppelt an dem Ausbau der Datenbank wurden zwischen 2014 und 2016 durch das Leichtweiß-Institut für Wasserbau (LWI) der TU Braunschweig und das Geographische Institut der Universität Göttingen eine umfassende Bestandsaufnahme und Analyse der vorhandenen Daten und Messnetze durchgeführt sowie erste Rehabilitierungs- bzw. Erweiterungsmaßnahmen initialisiert.

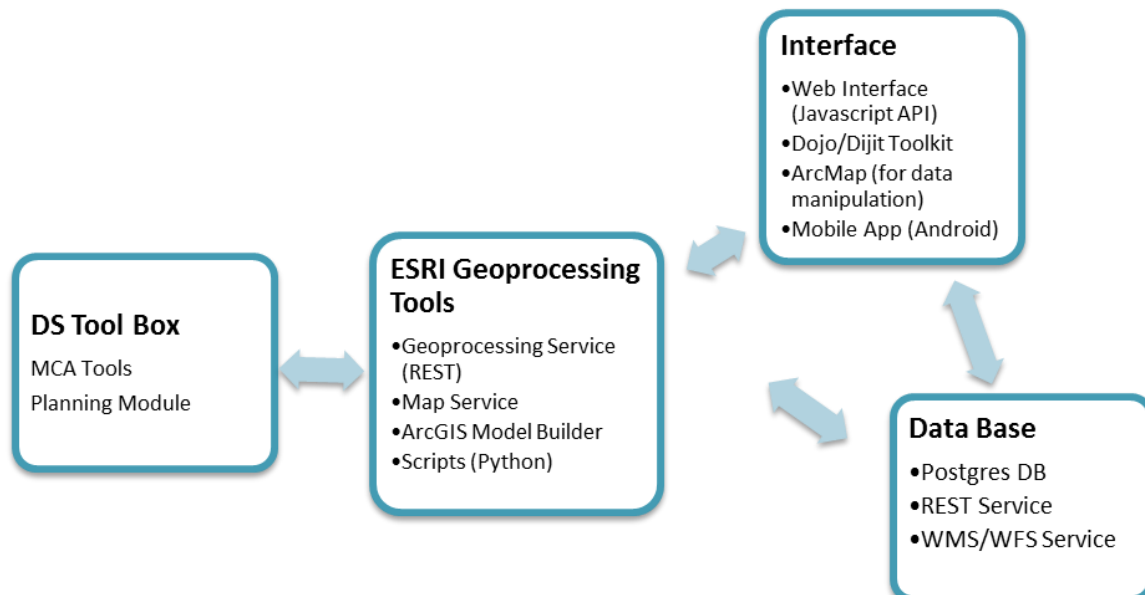


Abb. 2: Modularer Aufbau des BRAMAR-IDSS.

2.2 Hydro(geo)logische Modellierungswerkzeuge

Hydro(geo)logische Modellrechnungen ermöglichen die Quantifizierung und Bilanzierung systemrelevanter Prozesse und geben somit einen Überblick über die Wasserverfügbarkeit. Die Entwicklung des Modells erfolgt federführend durch das LWI der TU Braunschweig. Eine direkte Kopplung des Entscheidungsunterstützungssystems mit dem Grundwasserströmungsprogramm FEFLOW (Diersch, 2016) und dem hydrologischen, deterministischen Modellsystem PANTA RHEI (LWI-HYWAG & IfW, 2012) wurde zunächst angestrebt, konnte im Rahmen des Vorhabens aber nicht realisiert werden. Diesbezügliche Ergebnisse werden in die Datenbank des Expertensystems übernommen bzw. als Kartenmaterial eingepflegt. Das regionale hydrologische Modell wurde auf Planungsebene für ein ca. 20.500 km² großes Flusseinzugsgebiet entwickelt und validiert (Kalibrierungszeitraum 01.2004 – 12.2008, Validierungszeitraum 01.2009 – 12.2014). Für einen ca. 1.000 km² großen Küstenstreifen besteht zudem eine lose Kopplung mit einem dreidimensionalen stationären Grundwasserströmungsmodell über die flächendifferenzierte simulierte Grundwasserneubildung (Kalibrierungszeitraum 2016). Ziel der Modellierung war die flächendifferenzierte und zeitlich hoch aufgelöste Abschätzung der für ein Planungsinstrumentarium wichtigen Komponenten zur Quantifizierung der historischen, aktuellen und zukünftigen Wasserverfügbarkeiten: Wasserhaushaltskomponenten insbesondere Niederschlag und Evapotranspiration, Speicherinhalt der Reservoirs und Abflüssen, Grundwasserneubildung, Dürreindex z.B. SPI, Flurabstände und Grundwasserganglinien, Grundwasserströmungsfeld sowie zukünftige Informationen aus Klimaszenarienrechnungen.

2.3 Untersuchungsgebiete

Die Flusseinzugsgebiete Paraíba (20.000 km²) und Gramame (590 km²) decken zusammen ca. 45% des Bundesstaates Paraíba im Nordosten Brasiliens ab. Hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschläge sowie hohe Evapotranspirationsraten zusammen mit regelmäßigen Trockenperioden charakterisieren diese Region (Marengo et al., 2017). Im Bereich der Küstenregion liegen ausgedehnte Grundwasserleiter mit Mächtigkeiten bis zu 250 m vor, im semi-ariden Inland findet der Grundwasserumsatz dominant in den schmalen alluvialen Sedimentkörpern entlang der Flüsse statt. Über 40 Oberflächenreservoirs und bis zu 1.000 Kleinstspeicher versorgen die Region mit Trink- und Bewässerungswasser (Abbildung 1).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bestandsaufnahme und Rehabilitierung der Messnetze

Eine erste Besichtigung der hydrometeorologischen Messnetze in 2014 und eine umfassende Analyse der Datenverfügbarkeit mit Hinblick auf eine Wasserhaushaltsmodellierung und eine anschließende Modellkopplung offenbarte strukturelle Defizite. Der Umfang der meteorologischen Messnetze umfasst aktuell ca. 110 meteorologische Stationen (davon 10 Klimastationen, Betreiber AESA, INMET, UFPB, UFCG), sowie 8 hydrometrische Stationen (Betreiber ANA) (Abbildung 1). Insbesondere die Pegeldichte unter 0,5 Station/1.000 km² ist zur Quantifizierung des Abflussregimes des stark anthropogen überprägten Einzugsgebietes mit zum Teil intermittierenden Flussläufen unzureichend. Daten werden derzeit manuell zweimal täglich erfasst. Insbesondere Klimastationen sind Vandalismus und Diebstahl ausgesetzt, wel-

ches eine kontinuierliche Messdatenerfassung erschwert. Insgesamt 38 großteils ungesteuerte Reservoirs (Speicherinhalt zwischen 0,8 und 411 Mil. m³) werden im Einzugsgebiet durch die regionale Wasserbehörde AESA betreut. Seit ca. 1995 werden meist monatlich, vereinzelt täglich Speicherwasserstände aufgenommen und in Speicherinhalte transformiert. Reservoirs dienen in erster Linie der Trinkwasserversorgung über den regionalen Wasserversorger CACEPA. Die Entnahmeraten sowie Zuflüsse und Hochwasserentlastungen sind nicht bekannt. Für zahlreiche kleinere Reservoirs existiert kein Monitoring.

Im Hinblick auf eine Grundwassermodellierung wurde ein ca. 1.000 km² großes Einzugsgebiet im Küstenbereich analysiert. Zu Beginn des Projektes lag keine kontinuierliche Messdatenerfassung vor. Monatliche Stichpunktmessungen wurden 2009/2010 durch die örtliche Universität UFPB durchgeführt (Coelho, 2011). Auch im Bereich Grundwasser kann von einem hohen anthropogenen Einfluss ausgegangen werden. Die Anzahl der privaten (teils legalen) Förderbrunnen wird auf mehr als 1.000 geschätzt. Ca. 600 sind von der AESA erfasst, sodass Wasserentnahmelizenzen sowie Brunnenausbau teilweise bekannt sind. Für den Aufbau des hydrogeologischen Strukturmodells lagen ca. 83 Bohrprofile (Quelle AESA, CACEPA) in Papierformat vor.

Auf Grund der großen Defizite im Bereich Grundwasser lag die Fokussierung auf der Einrichtung von automatisierten „low-cost“ Messstellen im oberen ungespannten Grundwasserleiter (unter 1.000 EUR pro Messstelle). Dazu wurde bereits vorhandene Infrastruktur durch private Förderbrunnen genutzt sowie eigene Bohrungen abgeteuft.

Folgende Maßnahmen wurden ergriffen:

- Auswahl geeigneter Standorte durch Voruntersuchungen. Dazu mussten in aufwendigen Voruntersuchungen private Brunnen (oft ohne Datenerhebungen) lokalisiert werden, Daten zu Brunnenausbau, Förderraten, Nutzung, Sicherheit und Grundwasserstände erhoben werden. Eine heterogene Verteilung über das Untersuchungsgebiet musste sichergestellt werden.
- Einrichtung eines Messsystems zur monatlichen Stichpunktmessung an ca. 36 Standorten durch Studenten der UFPB (Abbildung 5).
- Implementierung von ca. 15 automatisierten Messsensoren. Hierfür wurde das Absolutdruckmessverfahren mit nachträglicher Druckkompensierung verwendet (Aufnahme von Druck und Temperatur, Messintervall 15-30 Minuten).
- Fortschreitende Betreuung der Messstationen, sowie Analyse der ersten Zeitreihen und ggf. Anpassung der Standorte. Schulung des Personals vor Ort.
- Abteufung von 9 Beobachtungsbrunnen im direkten Küstenbereich und Ausstattung mit automatisierten Sensoren zu Druck, Temperatur und zur elektrischen Leitfähigkeit.

Neben der Einrichtung eines Grundwassermessnetzes wurde der Ausbau der hydrometeorologischen Messnetze an ausgewählten Standorten vorangetrieben. Die nachfolgenden Stationen werden durch die Universitäten UFPB und UFCG betreut:

- Installation von 4 Niederschlagsstationen und 2 Klimastationen.
- Installation von 2 automatisierten „low-cost“ Oberflächenpegeln (Prinzip der kommunizierenden Röhren).

3.2 Hydro(geo)logische Modellrechnungen

Die hydrologische Modellkalibrierung erfolgte manuell nach dem „try and error“-Verfahren, wobei die statistischen Kriterien Nash-Koeffizient E und Korrelationskoeffizient R^2 zur Bewertung der Modellgüte herangezogen wurden. Ziel war die Abbildung der Wasserhaushaltsbilanzen sowie die Nachbildung der Ganglinien Abfluss und Speicher auf Monatsbasis als Kalibrierungs-/Validierungsgröße. Die Modellergebnisse zeigen, dass eine erste Annäherung an die realen Abflussverhältnisse trotz der großen Schwächen in der Datenlage möglich ist (Abbildung 3). Die Güte der Modellierung nimmt von oberstrom nach unterstrom ab. Es konnten Gütemaße von $R^2 = 0,93$ und $E = 0,75$ (Pegel Caraúbas oberstrom) bis $R^2 = 0,95$ und $E = 0,54$ (Pegel Guarita unterstrom) erreicht werden. Die Simulationsergebnisse zeigen tendenziell eine Überschätzung des gemessenen Abflusses. Dieses betrifft insbesondere niederschlagsreiche Jahre (z.B. 2004 oder 2008), in denen es vermehrt zu Überläufen der Reservoirs kommt. Die unkontrollierten Abgaben konnten wegen kaum vorhandener Mess- und Bauwerksdaten nur grob abgeschätzt werden (Formel nach Poleni).

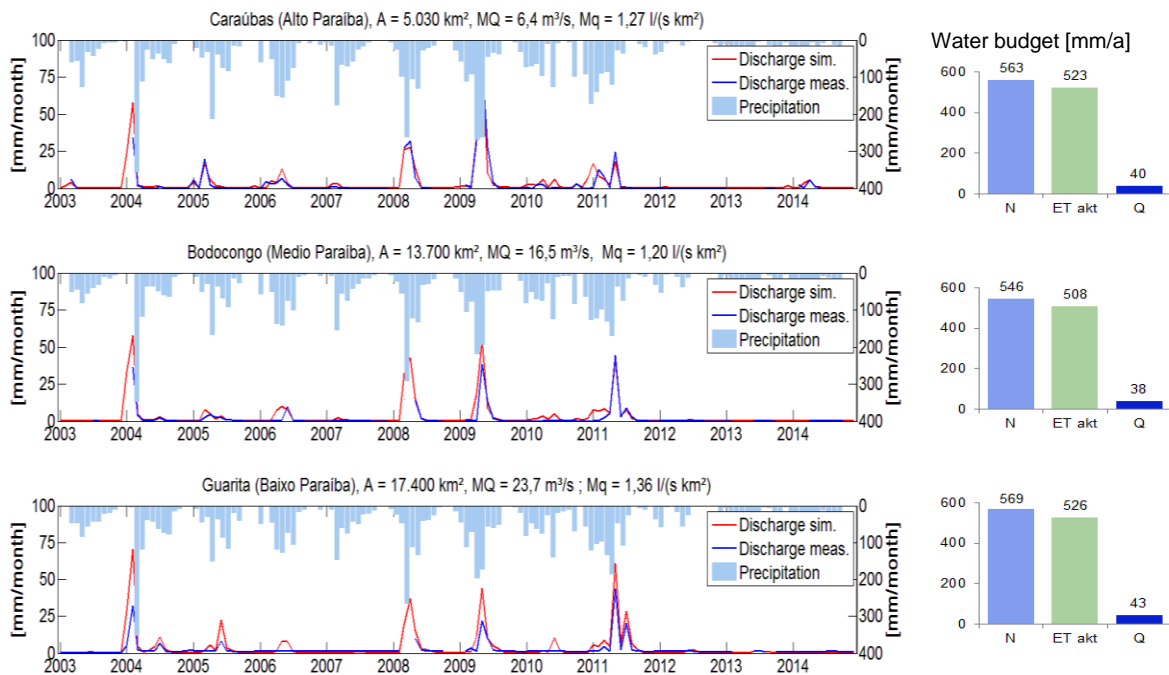


Abb. 3: Kalibrierung und Validierung des Abflusses beispielhaft für die drei Pegel Caraúbas (oben), Bodocongo (Mitte) und Guarita (unten). Angegeben sind neben dem mittleren jährlichen simulierten Abfluss MQ [m³/s] die mittleren jährlichen Wasserbilanzen [mm/a] am Pegel als Simulationsergebnis (Q = Abfluss, N = Niederschlag, ETakt = aktuelle Evapotranspiration)

Ausgehend von den Simulationsergebnissen konnte eine erste Bilanzierung der räumlich- und zeitlich stark variierenden Verteilung der Wasserverfügbarkeit aufgestellt werden. Insgesamt wurden 3.356 Teilflächen auf Monatsbasis ausgewertet. In Abbildung 4 sind beispielhaft die Schwankungsbereiche des Niederschlages abgebildet. Die mittleren Jahresniederschläge reichen von 380 mm / Jahr im semiariden Inland bis 1.900 mm / Jahr in der Küstenregion. Die zeitliche Differenzierung ergab eine ausgeprägte Regenzeit zwischen Januar bis Juni im se-

miariden Landesinneren und April bis August an der Küste. Niederschlagsdefizite in der Trockenperiode mit im Mittel 22% des Jahresniederschlages können bei nicht ausreichender Wasservorhaltung zu Versorgungsengpässen insbesondere im Landesinneren führen. 40% der Niederschläge gehen im Mittel durch Evapotranspiration „verloren“, wobei potentielle Evapotranspirationsraten von 2.300 mm/a erreicht werden. Die hohen Verdunstungsraten in Zusammenspiel mit starken anthropogenen Eingriffen führen zu stark verringerten Abflüssen mit sehr kleinen Abflussbeiwerten unter 0,1. Die Grundwasserneubildung wird im Mittel zu 15% des Niederschlages abgeschätzt. Für eine qualifizierte Aussage zur Versorgungssicherheit wurde die modellierte Verfügbarkeit des Oberflächenwassers für einzelne Regionen dem Wasserbedarf aus Bewässerungsbedarf und Trink- und Brauchwasserversorgung gegenübergestellt. Dieser Schritt ist in der Bearbeitung.

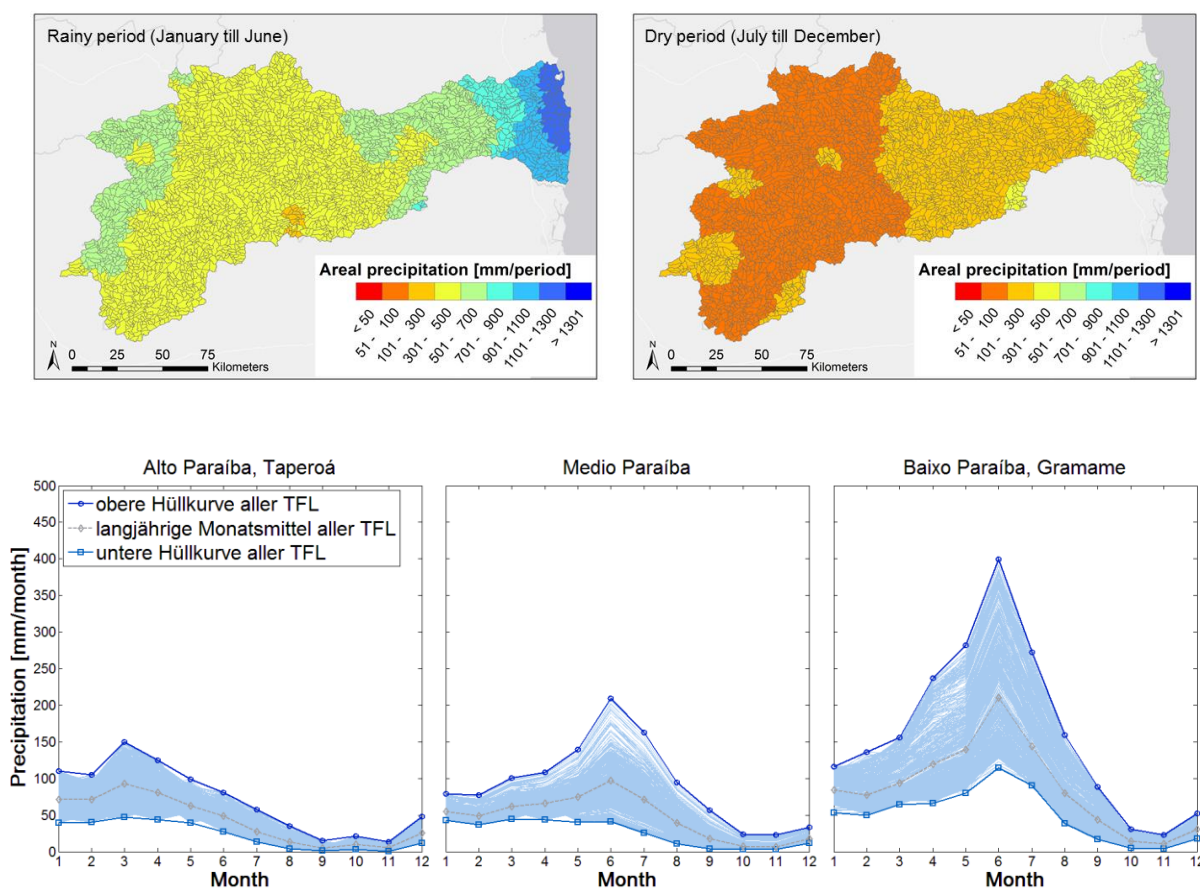


Abb. 4: Oben: Mittlere langjährige Summe des Gebietsniederschlages [mm/Periode] für den erweiterten Simulationszeitraum 2000 – 2016 für jede Teilfläche im Modellgebiet. Dargestellt ist die Niederschlagssumme pro Regenzeit (hier angenommen für die Monate Januar bis Juni) (links) und Trockenzeit (rechts) (hier angenommen für die Monate Juli bis Dezember). Unten: Mittlere monatliche Niederschläge [mm/Monat] für den erweiterten Simulationszeitraum 2000 – 2016 für jede Teilfläche im Modellgebiet. Die Teilflächen sind hier regional gegliedert in semi-arides Inland (links), Übergang (Mitte) und Küstenbereich (rechts). Insgesamt wurden 3.356 Teilflächen modelliert.

Das Grundwassermanagement ist in der Gesamtregion Paraíba von untergeordneter Bedeutung, muss allerdings bei einem ganzheitlichen integralen Wassermanagement vor allen im Küstenbereich betrachtet werden. Die Kalibrierung des stationären Modells für den Zeitraum 2015/16 zeigt erste gute Ansätze (Abbildung 5). Insgesamt konnte eine zufriedenstellende Nachbildung des ungespannten (oberen) Grundwasserspiegels (RMSE = 3,5 m bei 36 Beobachtungsbrunnen) und eine ausgeglichene Modellwasserbilanz erreicht werden. Die Annahme einer Dirichlet-Randbedingung für die Interaktion Meer/Aquifer sowie die Annahme einer Cauchy-Randbedingung für die Interaktion Fluss/Aquifer konnte bestätigt werden. Die Hauptströmungsrichtung des Grundwassers verläuft von Südwesten nach Nordosten in Richtung Küste mit maximalen Grundwasserständen von ca. 177 müNN im Inland. Regional wird die Grundwasserdynamik durch eine starke Wechselwirkung zwischen Talsedimentgrundwasserleitern und Flüssen dominiert, während die Festgesteinsbereiche aufgrund ihrer geringen Gebirgsdurchlässigkeit eher in den Hintergrund treten. Die derzeit noch stark vereinfachte Parametrisierung des sehr komplexen Untergrundes (unterschiedliche geologische Schichten und Festgesteinskomplexe) sowie die sehr eingeschränkten Messdatenreihen führen dazu, dass die Simulationsergebnisse nur als erste „vorläufige“ Abschätzungen des natürlichen Grundwasserumsatzes angesehen werden können, sodass die Fragestellung zur Grundwasserbilanzierung als nicht abgeschlossen betrachtet werden muss.

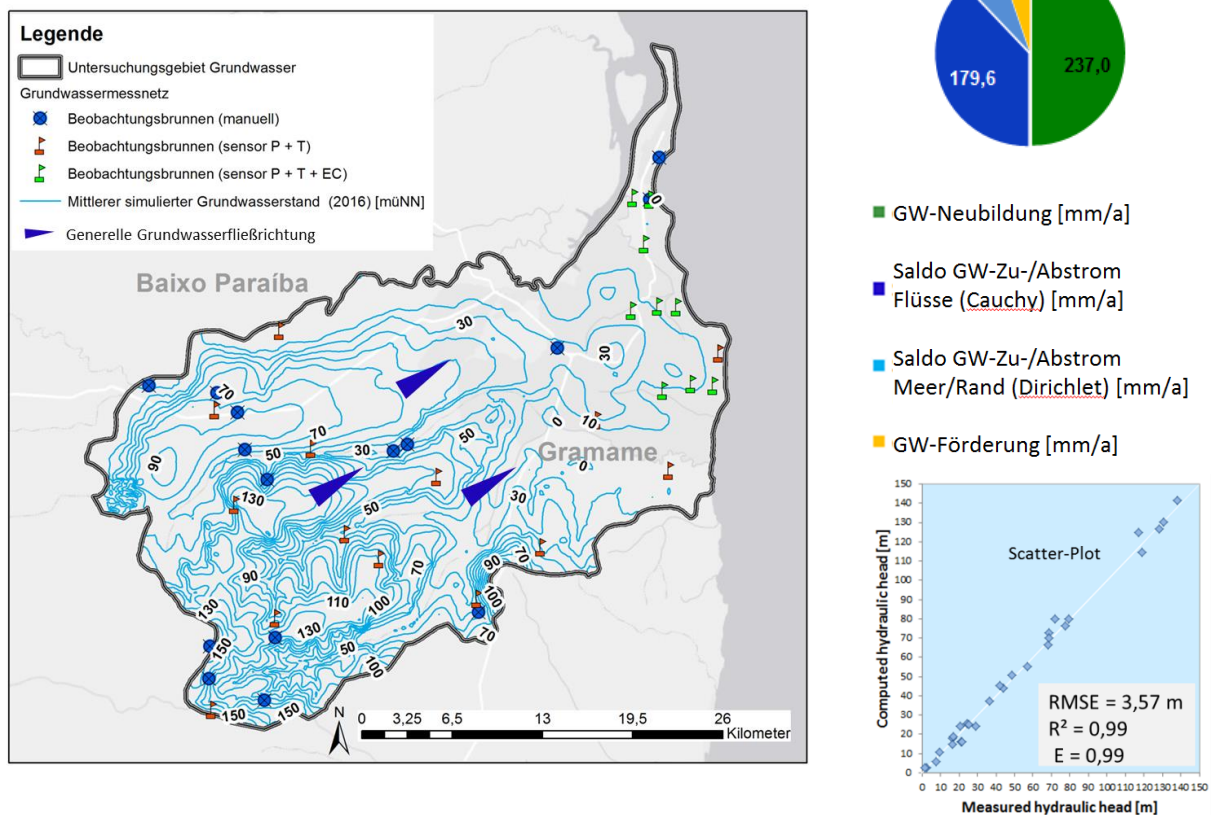


Abb. 5: Links: Mittlere simulierte Grundwassergleichen (müNN) für den Küstenbereich (Zeitraum 2016) sowie eingerichtetes Grundwassermessnetz, Rechts: Gegenüberstellung der gemessenen und simulierten Grundwasserstände im Scatterplot sowie Modellwasserbilanz.

3.4 Entscheidungsunterstützungssystem BRAMAR-IDSS

Das BRAMAR-IDSS wird auf der Grundlage des in Abbildung 2 dargestellten modularen Konzeptes entwickelt, wobei ArcGIS API für JavaScript™ und ArcGIS für Server Services zur Anwendung kommen.

Webbasierte GIS- und Informationsplattform: Die Online Plattform stellt Kartenmaterial zu geografischen und Wasserressourceninformationen zur Projektregion bereit. Zusätzlich wurden wichtige Funktionen für die Datenvisualisierung implementiert. Die Plattform stellt die wichtigsten wasserwirtschaftlichen Herausforderungen und die Wasserbudgets der entsprechenden Flusseinzugsgebiete dar. Die GUI des BRAMAR-IDSS verfügt über ein Hauptmenu am oberen Rand und ein Feld am linken Rand des Bildschirms, ähnlich wie bei ARcGIS Desktop Anwendungen, in dem das Kartenmaterial (Layers) gelistet wird. Dienstprogramme (widgets), Geoprocessing und DS Tools werden im rechten Bereich des Bildschirms geladen. Im zentralen Bereich des Bildschirms werden die Karten geladen (Dojo Foundation, 2016) (Abbildung 6).

Aufbau einer Projektdatenbank als Kernmodul: In der Projektdatenbank sind alle wasserwirtschaftlich relevanten Daten eines Einzugsgebietes in unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Auflösung integriert. Es wird unterschieden zwischen hydrologischen, hydrogeologischen und sozio-ökonomischen Daten, sowie Klimadaten und spezifischen Daten zur Wasserwiedernutzung der kontrollierten Grundwasseranreicherung sowie den Daten zu den BRAMAR-Fallstudien. Somit enthält die Projektdatenbank alle wesentlichen Daten und Ergebnisse aus den hydro(geo)logischen Monitoring und den Modellen. Über den ArcGIS Server und REST Services kann auf sämtliche Daten der Projektdatenbank extern zugegriffen werden. Die Visualisierung kann über BRAMAR-IDSS, ArcGIS-Online, Google Earth, ArcGIS Desktop etc. erfolgen. Ergänzt wird hier eine Applikation (APP) für Mobiltelefone mit dem Android-Betriebssystem entwickelt, mit der Daten (auch Fotos oder geographische Position von Messstationen) im Feld erhoben werden, offline abgespeichert und später online an die Datenbank übertragen werden können. Damit können beispielsweise auch Daten und Informationen zu Wassernutzungsrechten im Feld erhoben bzw. geprüft werden, wodurch die Attraktivität des BRAMAR-IDSS hinsichtlich der späteren Nutzung durch Wasser- und Umweltbehörden erheblich gesteigert wird. Die APP befindet sich in der Entwicklung.

Geoprocessing Tools: Diese Tools erlauben die Analyse sowie Verknüpfung der räumlichen Daten, beispielsweise die Aggregation von Informationen auf Bezirksebene oder für bestimmte hydrologische Einzugsgebiete. Das BRAMAR-IDSS ermöglicht z.B. die automatisierte Generierung der Einzugsgebietsgrenzen, die hydrologische Regionalisierung zur Ermittlung des Wasserdargebots, die Generierung von Abflussdauerlinien sowie von Wasserbilanzen für beliebige Teileinzugsgebiete, auch unter Berücksichtigung von Klimawandelszenarien.

Decision Support (DS) Tool Box: Durch das BRAMAR-IDSS werden verschiedene Werkzeuge zur Entscheidungsunterstützung (DS-Tools) bereitgestellt. Dazu zählen Tools zur Unterstützung spezieller Aufgaben der wasserwirtschaftlichen Planung, z.B. zur Bewertung sowie zum Vergleich alternativer struktureller wasserwirtschaftlicher Maßnahmen über Performance Matrizen oder zur Unterstützung bei der Implementierung von IWRM-Maßnahmen, wie zum

Beispiel der kontrollierten Grundwasseranreicherung. Letzteres DS-Tool basiert auf einer Weiterentwicklung des von Rusteberg et al. (2012) vorgestellten Verfahrens. Im Rahmen der Entwicklung des Entscheidungsunterstützungssystems wurde ein enger Austausch sowohl mit lokalen (AESA, CAPEGA) als auch nationalen Entscheidungsträgern und Stakeholdern (ANA) betrieben, um sicherzustellen, dass mit dem BRAMAR-IDSS auch der Bedarf dieser Institutionen im Hinblick auf die Entscheidungsunterstützung in wasserwirtschaftlichen Fragestellungen abgedeckt wird. Ein besonderer Bedarf an Entscheidungsunterstützung bestand z.B. seitens der Umweltbehörde AESA in Bezug auf die Vergabe von Wassernutzungslizenzen, die Aufnahme relevanter Nutzerdaten und deren Kontrolle. Aus diesem Grund werden ebenfalls Entscheidungen zur Vergabe von Wassernutzungslizenzen unterstützt.

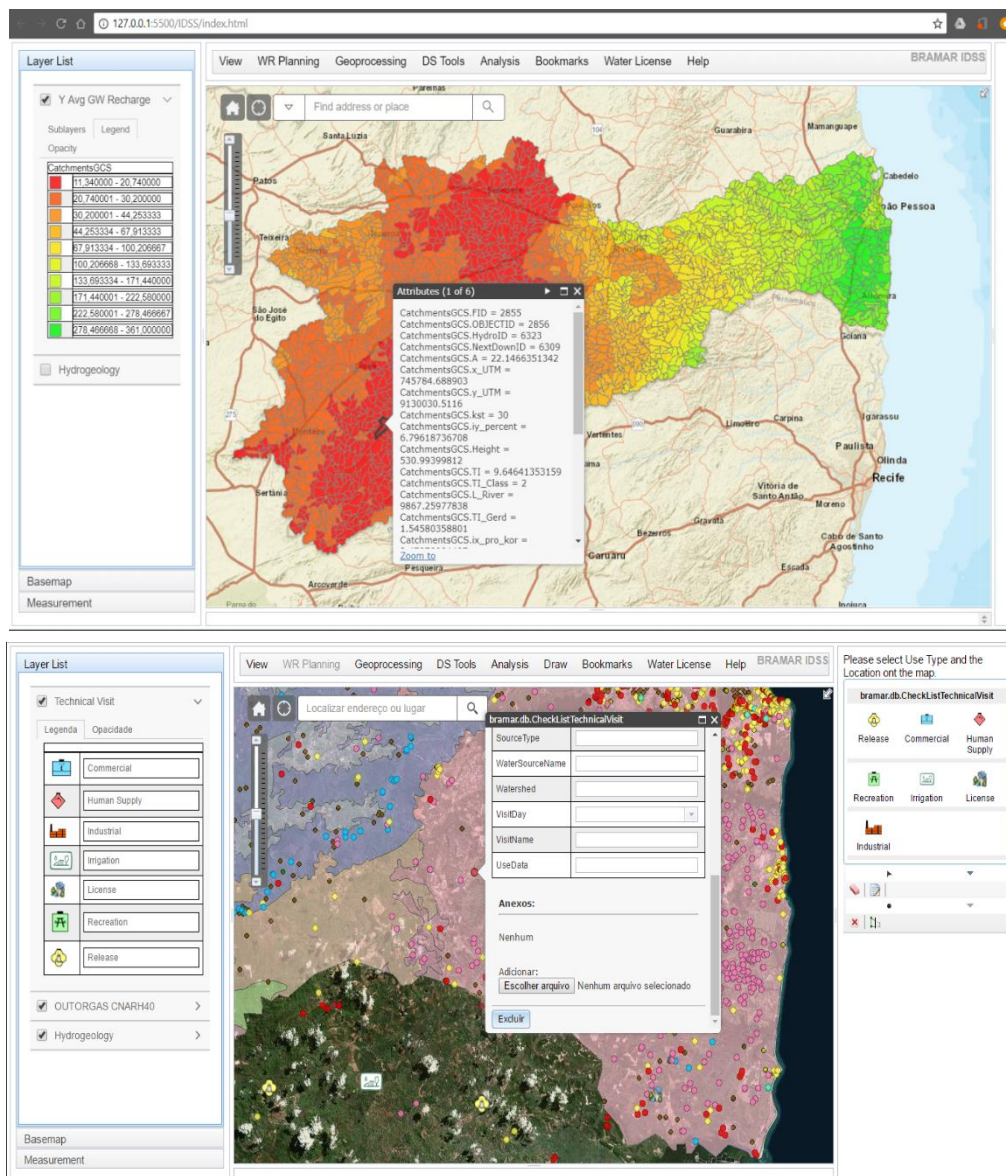


Abb. 6: Oben: GUI des BRAMAR-IDSS am Beispiel Dateneingabe zu Wassernutzungslizenzen. Unten: Darstellung des simulierten langfristigen Mittels der jährlichen natürlichen Grundwasseranreicherung (mm/a) in den Projektgebieten im BRAMAR-IDSS.

4 Schlussfolgerung

Für die Entwicklung und Einsatz eines modellgestützten Entscheidungsunterstützungssystems für die wasserwirtschaftliche Planung werden zuverlässige hydrometeorologische Daten benötigt. Im Rahmen des Projektes konnte durch den Aufbau eines ersten rudimentären Grundwassermessnetzes ein großer Schritt in Richtung eines nachhaltigen Managementsystems erreicht werden. Es wird davon ausgegangen, dass zumindest die automatisierten Messstationen auch zukünftig betreut und die Kontinuität der Messdaten aufrechterhalten werden kann. Der dringend notwendige Ausbau des Pegelnetzes konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Ebenso konnte eine direkte Kopplung der hydrologischen Modelle mit dem BRAMAR-IDSS im Rahmen des Vorhabens nicht realisiert werden und verbleibt als Aufgabe für Nachfolgevorhaben. Erste vielsprechende Teilergebnisse in der hydro(geo)logischen Modellierung können nicht darüber hinwegtäuschen, dass die vorhandenen Defizite im Monitoring und in der Parametrisierung weiterhin eine große Herausforderung bleiben, um die dringenden Zukunftsfragen des Wassersektors durch Einwirkungen des Klima- und Demografie-Wandels zu beantworten. Im Rahmen des Projektes wurde ein erstes Entscheidungsunterstützungssystem aufgebaut und angewendet. Dieser Prozess verläuft insofern erfolgreich, als dass das System seit kurzem bereits bei der Umweltbehörde AESA des Bundesstaates Paraíba zur Anwendung kommt, obwohl sich das BRAMAR-IDSS noch in der Entwicklung befindet.

5. Danksagung

Diese Arbeit wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Rahmen des Verbundprojekts BRAMAR (Strategien und Technologien zur Verminderung der Wasserknappheit in Nordost-Brasilien; Laufzeit 2014 bis 2018; Fördermaßnahme CLIENT). Daten entstammen der nationalen Wasserbehörde Brasiliens ANA, der regionalen Wasserbehörde des Bundesstaates Paraíba AESA, des meteorologischen Instituts INMET, des geologischen Service CPRM sowie aus dem Monitoring durch die Universität Campina Grande UFCG und der Universität des Bundesstaates Paraíba UFPB.

Literatur

- AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), 2016. Volume dos Açudes. Online verfügbar unter <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>, zuletzt geprüft am 30.01.2017.
- Coelho, 2011. Monitoramento e análise da variação do nível d'água para estimativa da recarga do aquífero livre da bacia do Rio Gramame – PB. Master thesis, UFPB, João Pessoa.
- Dojo Foundation, 2016. Dojo Toolkit. Retrieved from Dojo Toolkit: <https://dojotoolkit.org/>
- Diersch, H-J.G., 2016. FEFLOW Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media.-Springer Verlag, Heidelberg.
- Falck, M., 2015. die dunkle Seite des Zuckers. Frankfurter Allgemeine Zeitung. Natur und Wissenschaft. Online verfügbar unter: www.faz.net/Zucker, zuletzt geprüft am 31.01.2018.

- IBGE (Insituto Brasileiro de Geografia e Estatistica), 2018. População. Online verfügbar unter: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>, zuletzt geprüft am 31.01.2018.
- LWI-HYWAG, IfW, 2012. Panta Rhei Benutzerhandbuch - Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröffentlicht), Braunschweig.
- Marengo, J.A., Alves, L.M., Alvala, R. C.s, Cunha, A.P., Brito, S., Moraes, O.I.I., 2017. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, doi: 10.1590/0001-3765201720170206.
- Marengo, J. A., Torres, R. R., and Alves, L. M., 2016. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future, *Theor Appl Climatol*, pp. 1–12, doi:10.1007/s00704-016-1840-8, <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1840-8>, 2016.
- OECD, 2015. *Water Resources Governance in Brazil*, OECD Studies on Water, OECD publishing, Paris.
- Pontes, N.C, Artaxo,P., 2017. The Sao Francisco water transfer project and its governance challenge (Poster). Online verfügbar unter: http://www.incline.iag.usp.br/data/spsas_docs/posterPDF/Nadia%20Pontes_Poster.pdf, zuletzt geprüft am 31.01.2018.
- Rusteberg, B., Rahman, M.A., J. Bear, J. Bensabat, R.C. Gogu, S. Brouyere, P. Wojda, M.A. Sadah, J.P. Lobo-Ferreira, Sauter, M., 2012: Decision support for MAR planning in the context of integrated water resources management, Chapter 23 in: *Advances in Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge* - Christian Kazner, Thomas Wintgens, Peter Dillon - ISBN – 9781843393443.
- Roman, P., 2017. The São Francisco interbasin water transfer in Brazil: Tribulations of a megaproject through constraints and controversy. *Water Alternatives* 10(2): 395 -.419.
- United Nations (UN), 2017. Progress towards the Sustainable Development Goals. Report of the Secretary-General. Online verfügbar unter: http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=E/2017/66&Lang=E, zuletzt geprüft am 31.01.2018.
- WWF, 2007. *Pipedreams? Interbasin water transfers and water shortages*. Online verfügbar unter http://www.panda.org/wwf_news/press_releases/?107300/Pipedreams-River-basin-transfers-threaten-worlds-most-vitalresource_, zuletzt geprüft am 31.01.2018.

Herausforderungen bei der Entwicklung eines modellbasierten Managementsystems für die Wasserqualität eines tidegeprägten Einzugsgebietes in einem Schwellenland

Stephanie Zeunert, Huyen Le, Malte Lorenz, Günter Meon

Zusammenfassung

Das Thi-Vai-Ästuar liegt in einer der ökonomischen Hauptentwicklungszonen Vietnams. Im Ästuar haben zahlreiche anthropogene Einflüsse, insbesondere die Einleitung von ungenügend gereinigtem Abwasser, in der Vergangenheit zu einer starken Verschlechterung der Wasserqualität geführt. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes EWATEC-COAST wurde für das Einzugsgebiet des Thi-Vai-Ästuars unter anderem ein Wassermanagementsystem für den nachhaltigen Gewässerschutz entwickelt. Das System basiert auf einem gekoppelten Modellsystem zur Simulation der Wasserqualität, welches mit Hilfe von im Projekt aufgenommenen Daten kalibriert und anschließend für Szenarienrechnungen verwendet wurde. Die bei Beginn vorliegende mangelnde Datenverfügbarkeit und -qualität, die lokale Infrastruktur, die anfangs schwache administrative Unterstützung vor Ort sowie der verhältnismäßig kurze Bearbeitungszeitraum stellten die Bearbeiter dabei während der Projektlaufzeit vor zahlreiche Herausforderungen, auf deren Bewältigung in diesem Beitrag eingegangen wird.

1. Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten ist es weltweit zu einer zunehmenden Verschmutzung der Gewässer gekommen. Gründe hierfür sind unter anderem das rasche Bevölkerungswachstum, die zunehmende Urbanisierung und Industrialisierung, Landnutzungsänderungen sowie der Klimawandel, die zu einer zunehmenden Belastung vorhandener Gewässer führen (Zimmerman et al., 2008). Für einen nachhaltigen Gewässerschutz sind integrierte Planungsinstrumentarien erforderlich, die die Entscheidungsträger im Management unterstützen. In Schwellen- und Entwicklungsländern fehlen solche Instrumentarien oftmals. Hier setzt das abgeschlossene deutsch-vietnamesische BMBF-Verbundvorhaben EWATEC-COAST (Environmental and Water Protection Technologies of Coastal Zones in Vietnam) an. Im Rahmen des Vorhabens wurde für das Thi-Vai-Ästuar und sein Einzugsgebiet, das in einer der ökonomischen Hauptentwicklungszonen Vietnams liegt, eine erste Basisversion eines Wassermanagementsystems entwickelt und bei den lokalen Umweltbehörden implementiert. Das Wassermanagementsystem beinhaltet die Hauptergebnisse des Verbundprojektes, die im Rahmen von Monitoring und Modellanwendungen gewonnen wurden und stellt diese den Anwendern visuell aufbereitet zur Verfügung. Mit Hilfe des Managementsystems haben die lokalen Behörden die Möglichkeit, Quellen und Belastungsschwerpunkte im Einzugsgebiet zu lokalisieren, zukünftige Entwicklungen der Wasserquantität und -qualität aufgrund von Klimawandel und anthropogenen Entwicklungen abzuschätzen und darauf aufbauend das Wassermanagement des Einzugsgebietes und der am Ästuar liegenden Industriezonen zu verbessern.

Die Entwicklung eines solchen modellbasierten Managementsystems stellt eine große Herausforderung dar. Insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern erschweren die oftmals mangelnde Datenverfügbarkeit und -qualität, die lokale Infrastruktur, die administrative Unterstützung vor Ort sowie der verhältnismäßig kurze Bearbeitungszeitraum von Forschungsprojekten den Aufbau und die erfolgreiche Implementierung eines solchen Systems. Die Herausforderungen, begonnen von der Planung des Monitorings über die Entwicklung der

Modelle bis hin zur finalen Implementierung des Wassermanagementsystems bei den örtlichen Behörden sollen in diesem Beitrag am Beispiel des Wassermanagementsystems des Projektes EWATEC-COAST beschrieben werden.

2. Projektgebiet

Das Einzugsgebiet des Thi-Vai-Ästuars hat eine Größe von 625 km² und liegt in den Provinzen Dong Nai, Ba Ria-Vung Tau und Ho-Chi-Minh-Stadt in Südvietnam (Abb. 1). Das Ästuar besitzt nach dem Zusammenfluss mehrerer kleiner Zuflüsse eine Länge von etwa 32 km und steht unter dem Einfluss halbtägiger Gezeiten, die mit einem Tidehub von 2-3 m einhergehen. Im Unterlauf vereinigt sich der Thi Vai mit dem Fluss Go Gia und mündet in das Südchinesische Meer. Zu den wichtigsten Zuflüssen zählen die Flüsse Bung Mon, Suoi Ca und Cau Vac. Das Abflussregime der Zuflüsse wird durch das vorherrschende tropische Monsunklima geprägt, das das hydrologische Jahr in eine Regenzeit (Mai bis November) und eine Trockenzeit (Dezember bis April) teilt.

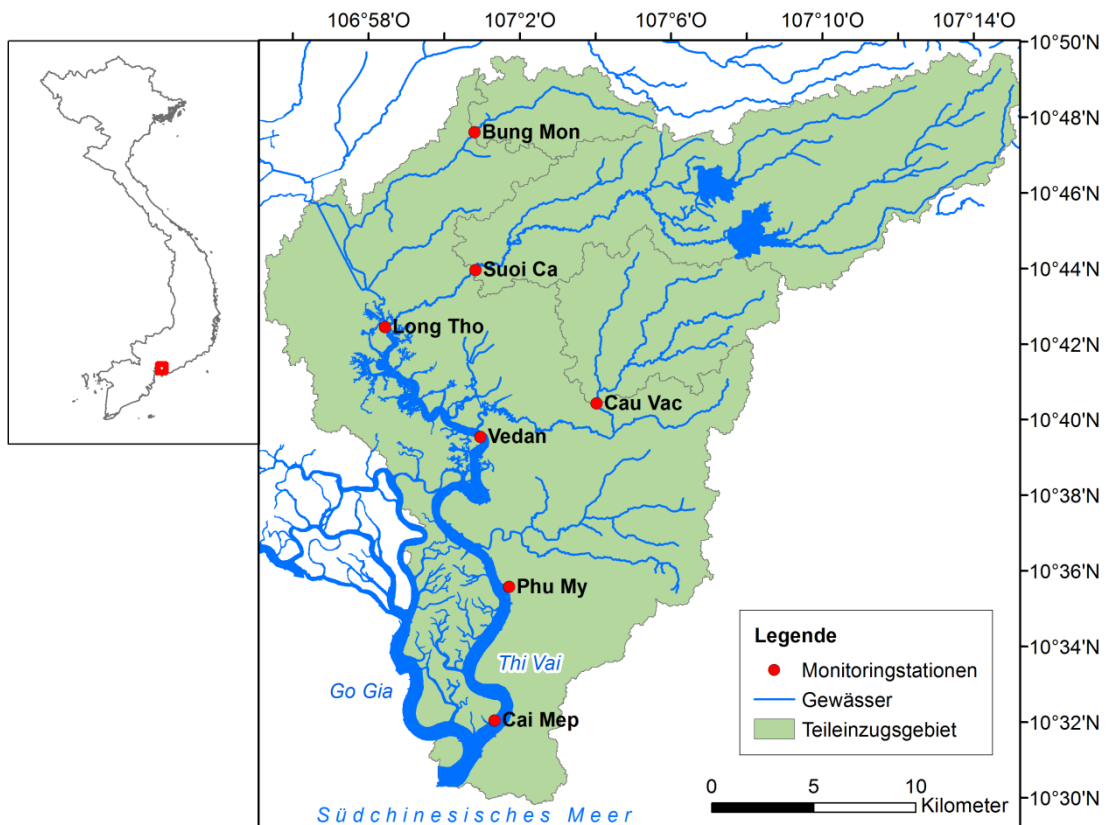


Abb. 1: Lage und detaillierte Darstellung des Thi-Vai-Einzugsgebietes in Südvietnam (Meon et al., 2017).

Das Einzugsgebiet ist durch eine intensive Landwirtschaft geprägt, die mit einem Flächenanteil von 46% durch Kautschukplantagen dominiert wird. Entlang des Thi-Vai-Ästuars sind 14 Industriezonen angesiedelt (Stand 2014), in denen jeweils zahlreiche Firmen betrieben werden, deren Abwasser nach einer Vorbehandlung in der jeweiligen Firma an eine Gemeinschaftskläranlage zur Reinigung weitergeleitet wird. Diese Anlagen funktionieren häufig nicht oder

sind ausgeschaltet, so dass das Abwasser oftmals praktisch ungereinigt in das Ästuar geleitet wird. Die Einleitung von ungereinigtem Abwasser aus den Industriezonen hat in der Vergangenheit zu einer starken Beeinträchtigung der Wasserqualität des Ästuars geführt. Als Hauptverursacher gilt die Firma Vedan, die über mehr als 10 Jahre hinweg illegal stark belastetes Abwasser in das Ästuar geleitet hat, ohne dass die Behörden eingegriffen haben (Nguyen & Pham, 2012). Auch wenn sich die Wasserqualität heutzutage verbessert hat, kann immer wieder eine deutliche Grenzwertüberschreitung zahlreicher Wasserqualitätsparameter beobachtet werden (Le et al., 2017). Der bereits geplante Bau weiterer Industriezonen und die zunehmende Belastung aus dem Einzugsgebiet werden zusätzlich zu einer steigenden Beeinträchtigung der Wasserqualität des Gewässersystems führen (Lorenz et al., 2017; Zeunert et al., 2017). Im Austausch mit den Umweltbehörden im Zuge der Projektbeantragung und während der Projektbearbeitung zeigte sich immer deutlicher, dass die Behörden dringend ein Instrumentarium benötigen, mit dem sie zum Beispiel Einleiterforderungen bewerten und Verursacher von Gewässerverschmutzungen identifizieren können.

3. Methodisches Vorgehen

3.1 Planung und Durchführung des Monitorings

Aufgrund kaum vorhandener Daten zur Wasserquantität und –qualität wurde zu Beginn des Projektes EWATEC-COAST ein eigenes Monitoringprogramm initialisiert. Ziel des Monitorings war es, den hydrologischen und chemischen Gewässerzustand im Untersuchungsgebiet zu quantifizieren und Daten für die Modellkalibrierung und -validierung zur Verfügung zu stellen. Hierfür wurden entlang des Thi-Vai-Ästuars und an seinen bedeutendsten Zuflüssen 7 Monitoringstationen errichtet (Abb. 1). Die geodätisch eingemessenen Stationen an den Zuflüssen wurden mit Drucksonden ausgestattet, die den Wasserstand und die Temperatur in einem Intervall von 10 min automatisch aufzeichnen. An den Stationen entlang des Ästuars wurde zusätzlich die Leitfähigkeit durch die Drucksonden erfasst. Im März 2013 wurde parallel ein Wasserqualitätsmonitoring initialisiert, welches im Januar 2014 beendet wurde. Einmal pro Woche wurden an den Stationen der Zuflüsse und im Ästuar die Wasserqualitätsparameter Wassertemperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit mittels einer Multiparametersonde (V2 6600, YSI) gemessen. Zusätzlich wurden Wasserproben genommen, die innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme in einem eigens dafür eingerichteten Labor vor Ort analysiert wurden. Im Labor wurden zusätzlich die Wasserqualitätsparameter Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$), Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), Gesamtstickstoff (TN), gelöstes Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), Gesamtphosphor (TP) und Eisen (II, III) photometrisch und die gesamten suspendierten Feststoffe (TSS) gravimetrisch bestimmt. Für Ergebnisse und eine Auswertung der im Rahmen des Projektes aufgenommenen Monitoringdaten wird auf Le et al. (2017) verwiesen. Zusätzlich wurden Felduntersuchungen durchgeführt, um die Informationen vorhandener Boden- und Landnutzungskarten zu verbessern.

3.2 Erstellung und Anwendung des Modellsystems

Das Modellsystem zur Simulation der Wasserquantität und Wasserqualität des Ästuars und seines Einzugsgebietes besteht zum einen aus dem institutseigenen ökohydrologischen Modell PANTA RHEI-WQ (LWI-HYWAG & IfW, 2012; Lorenz et al., 2015), das zur Berechnung

des Wasserhaushaltes und der Stofffrachten des Einzugsgebietes verwendet wird. Das ökohydrologische Modell liefert die zeitlich variierenden Abfluss- und Konzentrations-Randbedingungen der oberen Zuflüsse an das hydrodynamische Wasserqualitätsmodell. Dieses bildet die Hydrodynamik (Delft3D-Flow) und Wasserqualität (Delft3D-WAQ) im tidebeeinflussten Thi-Vai-Ästuar ab (Deltares, 2014a, 2014b). Abbildung 2 gibt einen Überblick über die notwendigen Eingangsdaten des Modellsystems. Für eine detaillierte Beschreibung des Aufbaus und der Kalibrierung der Modelle wird auf Lorenz et al. (2017) und Zeunert et al. (2017) verwiesen. Die Modelle wurden mit Hilfe der im Rahmen des Monitoringprogramms gesammelten Messdaten kalibriert.

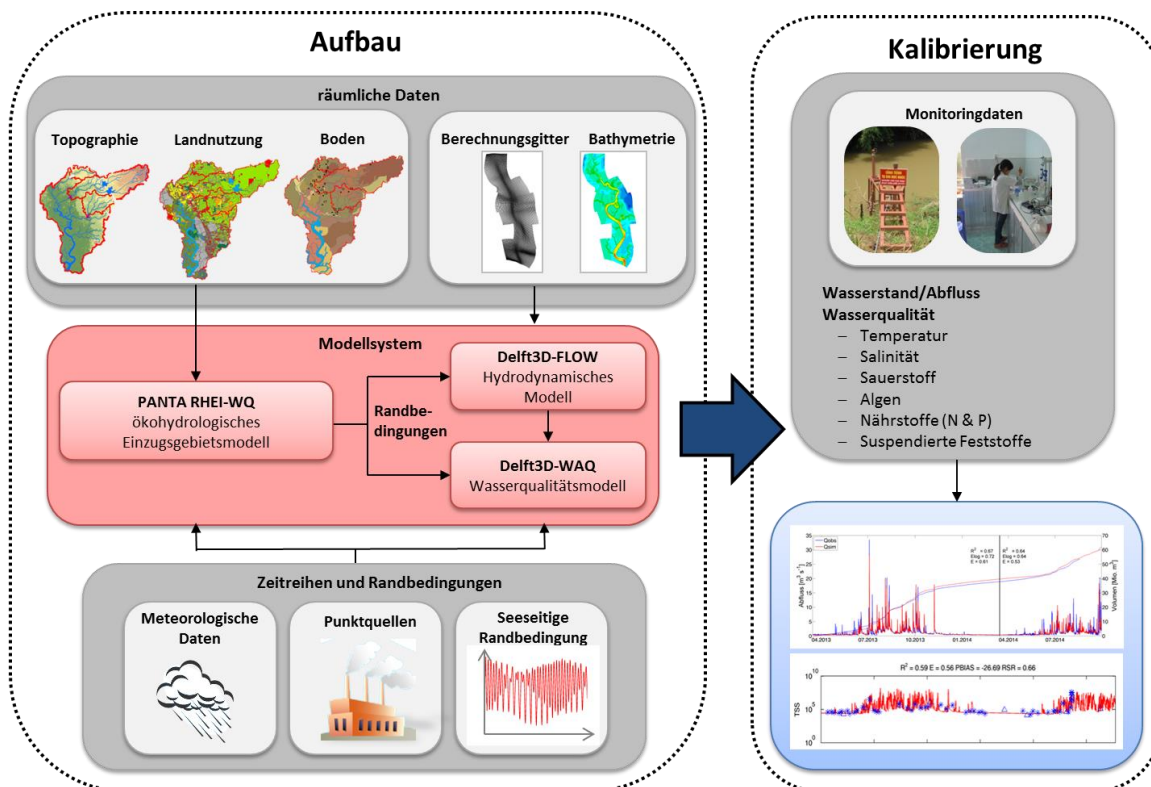


Abb. 2: Eingangsdaten zum Aufbau und zur Kalibrierung des Modellsystems.

Der kurze Kalibrierungszeitraum reichte jedoch nicht aus, um die Gewässersituation der Vergangenheit bis heute repräsentativ abzubilden. Deshalb wurde das für den Monitoringzeitraum kalibrierte Modellsystem in einem ersten Schritt mit verfügbaren langjährigen meteorologischen Zeitreihen als Antrieb in die Vergangenheit erweitert. Danach wurde in einem zweiten Schritt eine Simulation mit einem bias-korrigierten Ensemble-Mittel über den gleichen Zeitraum der Vergangenheit (1986-2005) durchgeführt und mit der realen historischen Simulation abgeglichen. Modelleingangsdaten in Bezug auf Klima- und Meeresspiegelprojektionen wurden hierzu im Rahmen von Teilprojekten des Verbundvorhabens EWATEC-COAST entwickelt (Fehler et al., 2017; Schubert et al., 2017). Im dritten Schritt wurde eine Simulation für die Zukunft (2046-2065), basierend auf dem RCP8.5-Szenario, mit den Ergebnissen des 20C-Laufs verglichen, um den Einfluss des Klimawandels zu quantifizieren. Die Ergebnisse zum

Einfluss des Klimawandels sowie in Kopplung mit einer fortschreitenden Entwicklung von Bevölkerung und Industrie sowie einer sich ändernden Landnutzung fließen anschließend in das nachfolgend beschriebene Wassermanagementsystem ein.

3.3 Entwicklung und Implementierung des Wassermanagementsystems

Die Basisversion des Wassermanagementsystems für das Thi-Vai-Ästuar beinhaltet die aufbereiteten Hauptergebnisse der einzelnen Teilprojekte des Verbundforschungsvorhabens E-WATEC-COAST. Das Wassermanagementsystem setzt sich aus einer zentralisierten Datenbank und einer Client-Software zusammen. In der Datenbank werden sowohl thematisch aufbereitete Karten als auch aufbereitete Ergebnisse des Monitorings und der Modellierungen der Teilprojekte abgelegt. Die Datenbank wurde mit Hilfe des frei verfügbaren relationalen Datenbankmanagementsystems PostgreSQL aufgebaut (PostgreSQL, 2011). Die Client-Software ermöglicht dem Anwender den Zugriff, die Visualisierung und die Bearbeitung der in der Datenbank gespeicherten Daten. Sie stellt in ihrem Kern ein geografisches Informationssystem (GIS) dar, welches auf der GIS-Software Gecko (GeodataCore; entwickelt von der Ingenieure für Wasser, Umwelt und Datenverarbeitung IWUD GmbH, siehe Koch, 2016) basiert. Einen Ausschnitt der Benutzeroberfläche des Wassermanagementsystems ist in Abbildung 3 dargestellt. Das Wassermanagementsystem wurde zum Projektende im Rahmen eines intensiven Trainings bei den örtlichen Umweltbehörden und Projektpartnern in Vietnam implementiert (Lorenz et al., 2016). Für eine detaillierte Beschreibung der implementierten Funktionen und von Anwendungsbeispielen des Wassermanagementsystems wird auf Meon et al. (2017) verwiesen.

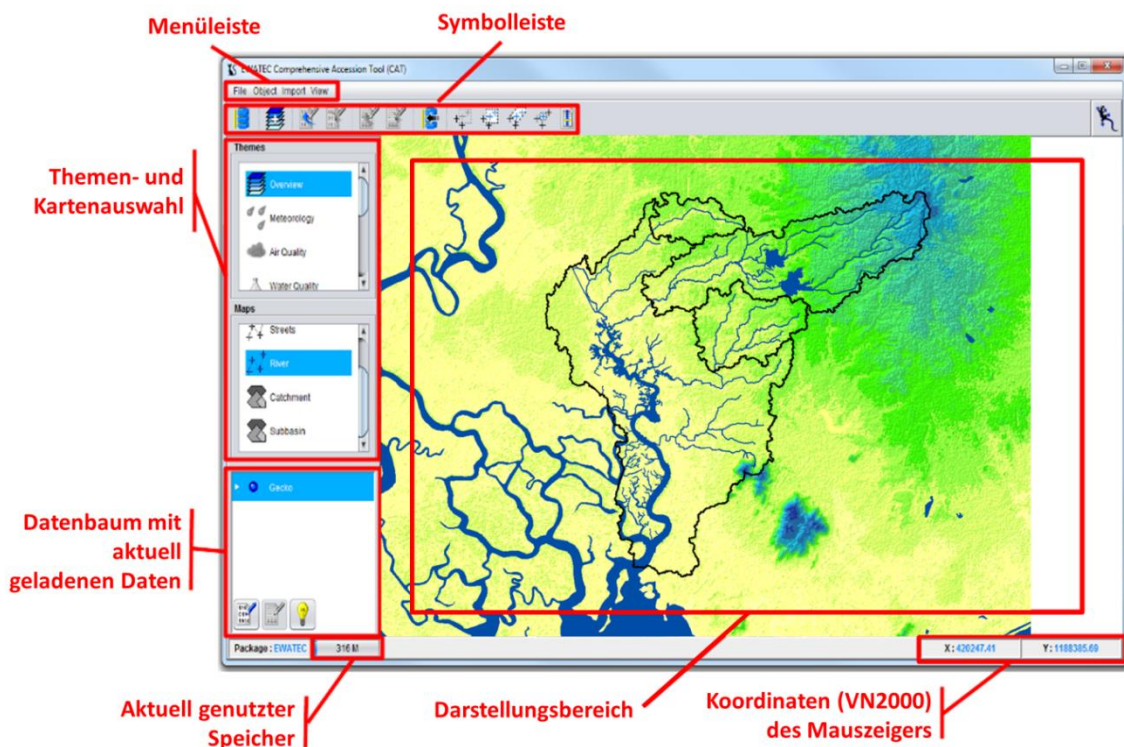


Abb. 3: Ansicht des Hauptfensters der Basisversion des Wassermanagementsystems mit ergänzenden Erläuterungen zum Aufbau (Meon et al., 2017).

4. Herausforderungen im Projekt EWATEC-COAST

4.1 Herausforderungen im Rahmen des Monitorings

Zum Aufbau und zur Kalibrierung eines Modellsystems zum Gewässerschutz sind eine Vielzahl an unterschiedlichen Eingangsdaten erforderlich. Die Datenakquise stellt in Schwellen- und Entwicklungsländern dabei eine besondere Herausforderung dar. Räumliche Daten wie die Bathymetrie des Flusslaufes, Höhendaten, Landnutzungs- und Bodenkarten wurden im Projekt EWATEC-COAST von unterschiedlichen Behörden zur Verfügung gestellt und mussten unter großem Aufwand homogenisiert und plausibilisiert werden.

Grundlegende Monitoringdaten zur Wasserquantität und -qualität lagen zu Beginn des Projektes nicht oder in nur ungenügender Qualität vor. So wird die Wasserqualität im Untersuchungsgebiet nur etwa vier Mal pro Jahr an einzelnen Messstellen erfasst, eine zeitliche Auflösung, die für die Kalibrierung eines Modellsystems nicht genügt. Um die hydrologische und chemische Charakteristik des Einzugsgebietes zu erfassen und die Daten für die Modellanwendung zur Verfügung zu stellen, wurde im Zuge des Projektes daher ein Monitoringprogramm für das Thi-Vai-Einzugsgebiet entwickelt. Bei der Planung des Monitoringprogramms spielten die zur Verfügung stehenden, begrenzten Finanzmittel des Projektes und die schwach entwickelte Infrastruktur des Einzugsgebietes die entscheidenden Faktoren. Die Stationen mussten so positioniert werden, dass sie relativ leicht zu erreichen sind. Außerdem durften die Stationen an den Zuflüssen, an denen Abflusskurven erstellt wurden, nicht durch die Tide oder andere störende Rückstauereffekte beeinflusst werden. So wurden entlang des Thi-Vai-Ästuars 4 Messstationen und an seinen wichtigsten Zuflüssen 3 Stationen eingerichtet. An allen Stationen wurde das Messprogramm im März 2013 gestartet. Während die Aufzeichnung des Wasserstandes bis September 2014 fortgeführt wurde, musste das Monitoring der Wasserqualität aus finanziellen Gründen im Januar 2014 beendet werden. Dies führte dazu, dass eine Validierung der Modellergebnisse bezüglich der Wasserqualität nicht durchgeführt werden konnte. Aus logistischen Gründen und wegen des zweifachen Ausfalls des Schlauchboots, das für das Monitoring angeschafft wurde, konnte das wöchentliche Probeintervall (siehe Kapitel 3.1.) nicht immer eingehalten werden. Neben lokalen personellen Engpässen vor Ort kam es immer wieder zu Geräteausfällen. Ein großes Problem für die Labor- und Feldgeräte stellte die Korrosion von empfindlichen Elektrobauteilen dar, was wiederholt zum Ausfall der Geräte führte. Als Ursache konnten periodisch auftretende Säuredämpfe identifiziert werden, die von einer Industrieanlage in unmittelbarer Nähe des ursprünglichen Laborstandortes stammten. Im Laufe des Monitorings musste daher der Laborstandort gewechselt werden. Ein weiteres Problem war der Diebstahl von Messgeräten, trotz vorhandener Sicherheitsvorkehrungen und Einbezug von Anwohnern als Wächter.

Zusätzlich haben die deutschen Projektbearbeiter in Kooperation mit den vietnamesischen Partnern Felduntersuchungen durchgeführt, um die Informationen der vorhandenen Boden- und Landnutzungskarten zu verbessern. Im Rahmen der Felduntersuchungen wurden Befragungen zu gängigen Anbaupraxisen, insbesondere von Reis und Kautschuk, im Einzugsgebiet durchgeführt. Im Teileinzugsgebiet Bung Mon wurden Laubfallen aufgestellt, um den Streufall der ausgedehnten Kautschukplantagen besser quantifizieren zu können. Diese wurden jedoch, trotz Einwilligung der Plantagenbesitzer, nach kurzer Zeit zerstört.

Die Beispiele aus dem Projekt zeigen, dass die Datenakquise im Vergleich zu Industrieländern mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist. Basisdaten durch amtliche Vermessungen oder staatliche Monitoringprogramme stehen kaum zur Verfügung. Die Infrastruktur ist vergleichsweise schlecht, so dass die Implementierung und Durchführung eines Monitoringprogramms mit enormen Problemen einhergeht und hohe Anforderungen an das Personal stellt. Insgesamt geht die Datenaufnahme mit einem hohen personellen, zeitlichen und auch finanziellen Aufwand einher, der bei der Antragsstellung und Projektbearbeitung zu berücksichtigen ist.

4.2 Herausforderungen bei der Erstellung und Anwendung des Modellsystems

Die Datenverfügbarkeit und Datenqualität ist eines der wichtigsten Kriterien für den Aufbau und die erfolgreiche Kalibrierung eines Modellsystems für die Wasserquantität und -qualität. In Schwellen- und Entwicklungsländern stehen die nötigen Eingangsdaten häufig gar nicht oder in einer nur eingeschränkten räumlichen und zeitlichen Auflösung zur Verfügung, was den Aufbau der Modelle deutlich erschwert. Auch im Projekt EWATEC-COAST stellte die geringe Datenverfügbarkeit eine der größten Herausforderungen beim Aufbau und der Kalibrierung des gekoppelten Modellsystems dar. Zu den Eingangsdaten (siehe Abb. 2) gehören zum einen räumliche Daten, die ein digitales Geländemodell, die Landnutzung und Bodentypen im Einzugsgebiet sowie die Bathymetrie des Ästuars einschließen. Desweiteren sind Zeitreihen zur Definition der Randbedingungen, zu denen Daten zur Meteorologie, zu punktuellen und diffusen Eintragspfaden sowie zur Hydrologie und Wasserqualität der offenen Modellränder erforderlich. Weiterhin werden Daten zur Kalibrierung und Validierung des Modellsystems benötigt.

Da die das Modellsystem steuernden Randbedingungen deutliche Änderungen im täglichen bzw. saisonalen Verlauf aufzeigen, sollten für diese Daten möglichst zeitlich konsistente durchgehende Zeitreihen über mehrere Jahre verfügbar sein. Diese sind in Entwicklungs- und Schwellenländern oftmals nicht vorhanden. Als Beispiele seien im Folgenden die Daten zur Meteorologie und zu den diffusen und punktuellen Quellen für das Thi-Vai-Einzugsgebiet beschrieben. So war direkt im Einzugsgebiet des Thi-Vai-Ästuars keine meteorologische Station lokalisiert. Die nächste meteorologische Station Bien Hoa lag etwa 25 km nordwestlich vom Einzugsgebiet entfernt. Die zeitliche Auflösung der vorhandenen Messdaten lag bei einem Tag. Innerhalb der Einzugsgebietsgrenzen des Thi-Vai-Ästuars stand außerdem nur eine einzige Niederschlagsstation zur Verfügung, die ebenfalls eine zeitliche Auflösung von einem Tag besaß. Bei der Kalibrierung des Abflusses mit dem ökohydrologischen Modell zeigte sich, dass kleinräumige konvektive Niederschläge, die das Untersuchungsgebiet betreffen und in den gemessenen Abflussganglinien abgebildet werden, nicht immer von den vorhandenen Niederschlagsstationen erfasst werden. Die vorhandenen Daten können weiterhin insbesondere die hohe zeitliche Variabilität des Niederschlags in der Regenzeit nicht korrekt abbilden. Zur zeitlichen Disaggregation des Stationsniederschlags wurden daher satellitenbasierte Niederschlagsdaten (TRMM) verwendet (Lorenz, 2015), wodurch die Kalibrierungsergebnisse des Abflusses deutlich verbessert werden konnten.

Auch Informationen zu punktuellen und diffusen Quellen waren für das Thi-Vai-Einzugsgebiet nur eingeschränkt verfügbar. Diffuse Belastungen im Einzugsgebiet resultieren hauptsächlich aus der übermäßigen Düngung landwirtschaftlicher Flächen für Kautschuk, Mais und Reis. Zu

den punktuellen Einleitern gehören Haushalte, Betriebe und Firmen, die oftmals in Industriezonen angesiedelt sind. Daten zu punktuellen Einleitungen aus Betrieben und Industriezonen lagen ausschließlich aus dem Jahr 2009 vor und stellten nur einen Mittelwert aus vereinzelt Messungen dar. Die fehlende zeitliche Dynamik stellte einen Unsicherheitsfaktor bei der Modellierung dar. Für Haushaltsabwasser mussten Abschätzungen der Abwasserfrachten unter Nutzung lokaler Untersuchungen bezüglich Wasserverbrauch und Abwasserkonzentrationen von VKHT (2010) und statistischen Jahrbüchern mit der bekannten Bevölkerungsanzahl durchgeführt werden. Für die Kalibrierung der Stoffumsätze im Boden wurden Boden- und Landnutzungskarten sowie Management- und Düngepläne im Einzugsgebiet benötigt. Von den vietnamesischen Projektpartnern und der lokalen Umweltbehörde wurden verschiedene Boden- und Landnutzungskarten zur Verfügung gestellt, die unter großem Aufwand homogenisiert und plausibilisiert werden mussten. Management- und Düngepläne lagen nicht vor und mussten anhand von Feldbefragungen, regionalen Empfehlungen und Literaturdaten für die Anbaupraktiken der jeweiligen Landnutzungs-kategorie durch die Projektbearbeiter aufgestellt werden.

Aus den genannten Beispielen kann geschlossen werden, dass durch die fehlenden bzw. lückenhaften Eingangsdaten bereits beim Aufbau des Modellsystems die Ziele der Kalibrierung den vorhandenen Daten anzupassen waren. So war es im Projekt EWATEC-COAST bei der Kalibrierung nicht das Ziel, jeden einzelnen Messwert zu treffen, sondern die saisonale und räumliche Variabilität der Wasserqualität korrekt darzustellen. Unter der Fragestellung, für die das Modellsystem entwickelt wurde, nämlich der Quantifizierung der Auswirkungen von Klimawandel und einer fortschreitenden anthropogenen Entwicklung im Einzugsgebiet, war diese Annahme ausreichend, da hier aufgrund der bereits bestehenden hohen Unsicherheiten die täglichen Schwankungen eine untergeordnete Rolle spielen. Im Zuge der Kalibrierung konnten für das gekoppelte Modellsystem gute bis zufriedenstellende Anpassungen an die gemessenen Daten erreicht werden. Aktuellere und zeitlich bzw. räumlich höher aufgelöste Eingangsdaten könnten die Modellkalibrierung und damit auch die Modellvorhersagen in der Zukunft wahrscheinlich zusätzlich verbessern (Lorenz et al., 2017; Zeunert et al., 2017).

4.3 Herausforderungen bei der Entwicklung und Implementierung des Wassermanagementsystems

Ziel eines Wassermanagementsystems ist es im Allgemeinen, den Anwendern einen ganzheitlichen Einblick über die oftmals komplexen Zusammenhänge im Einzugsgebiet zu geben und sie im Entscheidungsprozess zu unterstützen (Meon et al., 2017). Auch das im Projekt EWATEC-COAST entwickelte Wassermanagementsystem wurde primär dazu entwickelt, den Anwendern einen Überblick über die im Rahmen des Projektes erhobenen Monitoring- und Modelldaten zu geben, die in diesem visuell aufbereitet zur Verfügung stehen und das Gewässermanagement des Thi-Vai-Einzugsgebietes unterstützen sollen. Wichtig war es den Entwicklern, dass das Managementsystem auch nach Ablauf der Projektlaufzeit in den Praxiseinsatz gelangt und weiterhin durch die Behörden angewendet wird, was ein häufiges Problem solcher Systeme darstellt (Giupponi & Sgobbi, 2013; Mysiak et al., 2005). Im Projekt EWATEC-COAST wurde die Entwicklung des Systems daher während der gesamten Projektlaufzeit

durch einen fortlaufenden intensiven Austausch zwischen den Teilprojekten und den vietnamesischen Partnern begleitet, die durch eine intensive Schulung in der Anwendung des Systems vor Ort zum Projektende komplementiert wurde (Lorenz et al., 2016). Der Aufbau des Kontaktes zu den richtigen Behörden und Institutionen stellt dabei einen nicht zu vernachlässigenden zeitlichen und personellen Aufwand dar und erfordert viel Einfühlungsvermögen, um das Interesse der entsprechenden Institutionen zu wecken. Die spezifischen Bedürfnisse und Anforderungen der Behörden an ein Wassermanagementsystem sind zu erfragen und durch die Entwickler iterativ unter fortlaufenden Gesprächen umzusetzen.

Damit ein solches System tatsächlich in den Praxiseinsatz gelangt ist es erforderlich, dass Kosten für Lizenzgebühren so weit wie möglich reduziert werden. Daher wurde im Projekt EWATEC-COAST darauf geachtet, dass die verwendete Software so weit wie möglich aus Eigenanwendungen resultiert bzw. als Open-Source-Software vorliegt. Dies gilt unter anderem für das Modellsystem zur Simulation der Hydrologie, Ökohydrologie, Hydrodynamik und Wasserqualität des Ästuars und des dazugehörigen Einzugsgebietes. Hierfür wurden das instituts-eigene ökohydrologische Modell PANTA RHEI-WQ und das Open-Source-Modell Delft3D verwendet, welche weder Investitions- noch Betreiberkosten für die Endnutzer verursachen. Die Software des Managementsystems wurde ebenfalls direkt durch die Bearbeiter entwickelt und den Endnutzern zur Verfügung gestellt.

Das momentane Managementsystem wurde zunächst als reines Visualisierungs- und Vergleichstool konzipiert. Weitere Funktionen, die bereits von den Behörden angefragt wurden, sollen aufgrund der begrenzten Projektlaufzeit in einer zweiten Projektphase implementiert werden. Hierauf wird in Kapitel 5 eingegangen.

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Erfahrungen aus dem Projekt EWATEC-COAST zeigen, dass die Entwicklung eines praxistauglichen Wassermanagementsystems insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern aufgrund der Ausgangssituation, der Datenverfügbarkeit, der lokalen Infrastruktur und administrativen Unterstützung sowie des knappen vorgegebenen Bearbeitungszeitraumes eine große Herausforderung darstellt. Mit dem beschriebenen Wassermanagementsystem wurde in dem stark industrialisierten und landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet Pionierarbeit geleistet. Auch in der weiteren Region sind solche modellbasierten Managementsysteme zum Gewässerschutz bisher nicht implementiert worden. Daher sind die Ergebnisse und das wissenschaftliche Niveau eines solchen Forschungsvorhabens immer in Bezug zu der Ausgangssituation und den lokalen Gegebenheiten zu sehen und können nicht mit der Situation und Datenlage in Industrieländern wie Deutschland verglichen werden.

Die mit dem Modellsystem gewonnenen Ergebnisse geben eine erste Einschätzung der prognostizierten zukünftigen Entwicklungen im Einzugsgebiet und Ästuar an. Eine eingehende Unsicherheitsanalyse ist notwendig, um die Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen quantifizieren zu können. Diese ging über die Anforderungen und den knappen Zeitrahmen der ersten Projektphase hinaus und soll in einer bereits beantragten zweiten Projektphase durchgeführt werden.

Die entwickelte Basisversion soll in dieser zweiten Projektphase zusätzlich um zahlreiche Funktionen erweitert werden. Hierzu zählen die Integration von Online-Monitoring-Stationen

sowie Early-Warning-Funktionen und Simulationen zur Schadstoffausbreitung. Bei Realisierung kann das Instrumentarium auch für Einleitergenehmigungen herangezogen werden. Weiterhin wird ein Konzept entwickelt, dass die Übertragung des Wassermanagementsystems auf weitere Bereiche des Dong-Nai-Einzugsgebietes regelt, wie es von den örtlichen Nutzern bereits gewünscht wird. Auch hier wird eine intensive Zusammenarbeit mit den örtlichen Nutzern angestrebt um eine langfristige und nachhaltige Verwertung des Managementsystems zu garantieren.

Literatur

- Deltares, 2014a. Delft3D-FLOW, Simulation of multi-dimensional flows and transport phenomena, including sediments. User Manual Version 3.15.36498. Delft, The Netherlands.
- Deltares, 2014b. D-Water Quality, Versatile water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes. User Manual Version 4.99.36208. Delft, The Netherlands.
- Fehler, K., Jensen, J., Bender, J., Dangendorf, S., Nguyen, H.Q., 2017. Ermittlung von Bemessungswasserständen im Thi Vai Ästuar in Südvietsnam unter Berücksichtigung des Klimawandels. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 397-407.
- Giupponi C., Sgobbi, G., 2013. Decision Support Systems for Water Resources Management in Developing Countries: Learning from Experiences in Africa. *Water* 5 (2), 798-818.
- Koch, A., 2016. Schlussbericht Teilprojekt 9 „Struktur des Managementsystems einschließlich Datenbank“. BMBF Verbundvorhaben EWATEC-COAST, Förderkennzeichen 02WCL1217H.
- Le, T.T.H., Lorenz, M., Zeunert, S., Nguyen, C.V., Meon, G., 2017. Räumliche und zeitliche Variabilität der Wassermenge und Wasserqualität des Thi-Vai-Einzugsgebietes in Südvietsnam – Datenanalyse eines Monitoringprogramms. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 370-382.
- Lorenz, M., 2015. Entwicklung eines ökohydrologischen Modellsystems auf der Einzugsgebietsskala und Anwendung in den sommerfeuchten Tropen. Dissertation. Leichtweiß-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig.
- Lorenz, M., Meon, G., Nguyen, H.Q., Nguyen, V.P., 2016. Training on water management system within the EWATEC-COAST research project. Press review, MOST/BMBF-Office for research cooperation on water and sustainability, June 2016.
- Lorenz, M., Zeunert, S., Nguyen, H.Q., Meon, G., 2017. Ökohydrologische Modellierung eines Einzugsgebietes in den sommerfeuchten Tropen im Kontext von Klimawandel und anthropogener Entwicklung. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 408-423.
- LWI-HYWAG, IfW, 2015. Panta Rhei Benutzerhandbuch – Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröffentlicht). Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig in Kooperation mit dem Institut für Wassermanagement IfW GmbH. Braunschweig.
- Meon, G., Lorenz, M., Koch, A., Zeunert, S., Le, T.T.H., Pättsch, M., Nguyen H.Q., 2017. Entwicklung einer Basisversion eines Managementsystems für die regionale Wasserwirtschaft einer Küstenzone in Vietnam. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 437-449.

- Mysiak, J., Giupponi, C., Rosato, P., 2005. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modelling & Software* 20 (2), 203-214.
- Nguyen, H.P., Pham, H.T., 2012. The Dark Side of Development in Vietnam: Lessons from the Killing of the Thi Vai River. *Journal of Macromarketing* 32 (1), 74-86.
- PostgreSQL, 2010. The PostgreSQL Global Development Group, PostgreSQL 9.0.4 Documentation. <http://www.postgresql.org/docs/manuals>
- Schubert, D., van der Linden, R., Fink, A.H., Katzfey, J., Phan-Van, T., Maßmeyer, K., Pinto, J.G., 2017. Klimaprojektionen für die hydrologische Modellierung in Südvietnam. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 383-396.
- VKHT, 2010. Nghien cuu danh gia anh huong cua qua trinh phat trien kinh te xa hoi toi moi ruong song thi vai va vung lan can de xuat giai phap bao ve moi truong (in Vietnamese). Hanoi.
- Zeunert, S., Lorenz, M., Nguyen, H.Q., Meon, G., 2017. Modellgestützte Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels und fortschreitender anthropogener Entwicklungen auf die Wasserqualität des tropischen Thi-Vai-Ästuars. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 61 (6), 424-436.
- Zimmerman, J.B., Mihelcic, J.R., Smith, J., 2008. Global stressors on water quality and quantity. *Environmental Science and Technology* 42 (12), 4247-4254.

Abflussverhältnisse steuern die Retention von Pestiziden und hydrologischen Tracern in Feuchtfleichen

Jens Lange, Jan Greiwe, Birgit Müller, Birte Hensen, Klaus Kümmerer, Oliver Olsson

Zusammenfassung

Bei verschiedenen Abflussverhältnissen wurde die Effizienz eines Feuchtfleichen-systems (Bach/Schilffläche/Teich) hinsichtlich der Retention von Pestiziden und deren Transformationsprodukten (TPs) untersucht. Dabei kam der Referenztraceransatz zusammen mit dem Stofftransportmodell OTIS zum Einsatz. Zeitgleich wurde eine Input-Output-Beprobung auf Pestizide und TPs bei Basis- und Ereignisabfluss durchgeführt. Bei Basisabfluss konnte keine eindeutige Retentionswirkung hinsichtlich der gemessenen Pestizidkonzentration im Feuchtfleichen-system festgestellt, über modellierte Szenarien und hydrologische Tracer jedoch speziell der Retentionsteich als potentiell wirksamstes Feuchtfleichen-element identifiziert werden. Bei Ereignisabfluss führten zeitlich variable Abflüsse und Stoffkonzentrationen zu einer unterschiedlichen aber größtenteils wirksamen Retentionsleistung des Feuchtfleichen-systems.

1. Einleitung

Die positiven Auswirkungen von Feuchtfleichen auf die Gewässerqualität sind seit vielen Jahren wissenschaftlich belegt. Technisch werden künstliche Feuchtfleichen als Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung eingesetzt, da sie, je nach Auslegung, effektiv und nachhaltig organisches Material, Nährstoffe, Schwermetalle und auch pathogene Keime zurückhalten können (Kadlec & Wallace, 2009). Auch eine Revitalisierung von natürlichen Feuchtfleichen verringert die Sediment- und Nährstofffracht (Richardson et al., 2011). Neuere Forschungsergebnisse zeigen, dass Feuchtfleichen auch Pestizide zurückhalten können (Imfeld et al., 2009, Gregoire et al., 2009; Tournebize et al., 2012). Da die meisten Erkenntnisse jedoch einfachen Massenbilanzen entstammen, ist über interne Prozesse relativ wenig bekannt. Eine Versuchsfleiche in Frankreich zeigte z.B. komplexe interne Muster der Retention, welche für verschiedene Pestizide und deren Transformationsprodukte (TPs) in Abhängigkeit ihrer physikochemischen Eigenschaften völlig unterschiedlich waren (Maillard & Imfeld, 2014). Grundsätzlich unterliegen Pestizide und deren TPs in Oberflächengewässern einer Vielzahl zeitgleich ablaufender Prozesse, wie zum Beispiel Sorption, Verflüchtigung, Hydrolyse, Photolyse oder Bioabbau (Hoevoet et al., 2007). Lösliche Substanzen dominieren bei Basisabfluss, wohingegen bei kurzen Hochwasserereignissen die Hauptfracht wasserunlöslicherer Pestizide mobilisiert werden kann. Beide Arten der Exposition müssen betrachtet werden (Tlili & Montuelle, 2011), da eine langanhaltende Exposition in geringen Konzentrationen schädlicher auf Ökosysteme wirken kann als eine kurzzeitige Belastung mit höheren Konzentrationen (Dorigo et al., 2010). Zusammenfassend gilt, dass alle erwähnten Prozesse und somit auch die Gesamtwirkung von Feuchtfleichen unterschiedlich für jede betrachtete Substanz sind.

In diesem Zusammenhang ermöglichen hydrologische Tracer wertvolle Einblicke in in-situ ablaufende Prozesse. Da die Stoffeigenschaften verschiedener Tracer bekannt sind, kann aus

ihrem Verhalten auf das Verhalten von Pestiziden in Bezug auf Dispersion, Sorption oder Photolyse geschlossen werden. So können auch völlig unterschiedliche Feuchtflächensysteme verglichen werden (Lange et al., 2011). Dieser sogenannte Referenztraceransatz wurde auch in einem Langzeitversuch in Laborsäulen (Durst et al., 2013) erfolgreich angewendet. Die ermittelten Tracerdurchgangskurven können auch zur Parametrisierung von Stofftransportmodellen dienen, wobei in Oberflächengewässern vor allem das OTIS-Modell (Runkel, 1998) geeignet ist. Es wird mit Hilfe von konservativen Tracern parametrisiert und dient so der Beschreibung von konservativem Stofftransport (Keefe et al., 2010). Durch eine Anpassung an nicht-konservative Tracer kann darüber hinaus die Beschreibung von Sorption (Gooseff et al., 2005) oder Photolyse (Schuetz et al., 2012) erfolgen.

Die vorliegende Studie wendet den Referenztraceransatz auf ein neuangelegtes Feuchtflächensystem an und erforscht seine Effizienz hinsichtlich der Retention von Pestiziden und deren TPs. Dabei werden verschiedene Feuchtflächentypen (geradliniger Bachlauf/Schilffläche/Retentionsteich) unterschieden und Untersuchungen bei Basis- und Ereignisabfluss durchgeführt. Sämtliche Tracerdurchgänge werden mit dem Stofftransportmodell OTIS simuliert und umfangreiche Monte-Carlo-Simulationen zur Parameterfindung eingesetzt. OTIS dient hierbei auch zum Vergleich der unterschiedlichen Feuchtflächentypen. Parallel werden Input-Output-Beprobungen auf Pestizide und TPs bei Basis- und Ereignisabfluss durchgeführt. Dafür wurden zwei Fungizide (Boscalid und Penconazol) und zwei Herbizide (Metazachlor und Flufenacet) als Zielsubstanzen ausgewählt.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich unmittelbar unterhalb des Löchernbacheinzugsgebiets im Nordosten der Gemeinde Eichstetten am Kaiserstuhl (Abb. 1). Bachabwärts des Gebietsauslasses (oberer Pegel; P_1) durchläuft der Löchernbach einen 200 m langen geradlinigen und befestigten Bachlauf und erreicht anschließend das Hochwasserrückhaltebecken Breitenweg. Hier fließt er nacheinander durch eine Schlufffläche und einen Retentionsteich, bevor er den unteren Pegel (P_2) am Beckenauslass passiert. Das Einzugsgebiet des Löchernbachs umfasst $1,8 \text{ km}^2$ (Schuetz et al., 2012) und ist durch einen hohen Flächenanteil von Weinbau auf fruchtbaren Lössböden geprägt. Die Schilffläche existiert in ihrer heutigen Ausdehnung seit 2010. Bei ihrem Bau besaß sie eine Fläche von ca. 258 m^2 , eine mittlere Wassertiefe von ca. $0,4 \text{ m}$, ein Volumen von ca. 103 m^3 und wurde mit 60% *Phragmites australis*, 20% *Typha latifolia* und 20% *Juncus conglomeratus* bepflanzt (Schuetz et al. 2012). Diese Werte dürften sich aber mittlerweile durch fortschreitende Sukzession und Sedimentation geändert haben. Der Retentionsteich wurde im Frühjahr 2016 neu angelegt. Er besitzt eine Fläche von 115 m^2 und eine maximale Tiefe von $1,5 \text{ m}$. Sowohl Schilffläche als auch Teich sind durch ton- und schluffreiche Sedimente abgedichtet, wodurch eine nennenswerte Grundwasserinteraktion auszuschließen ist.

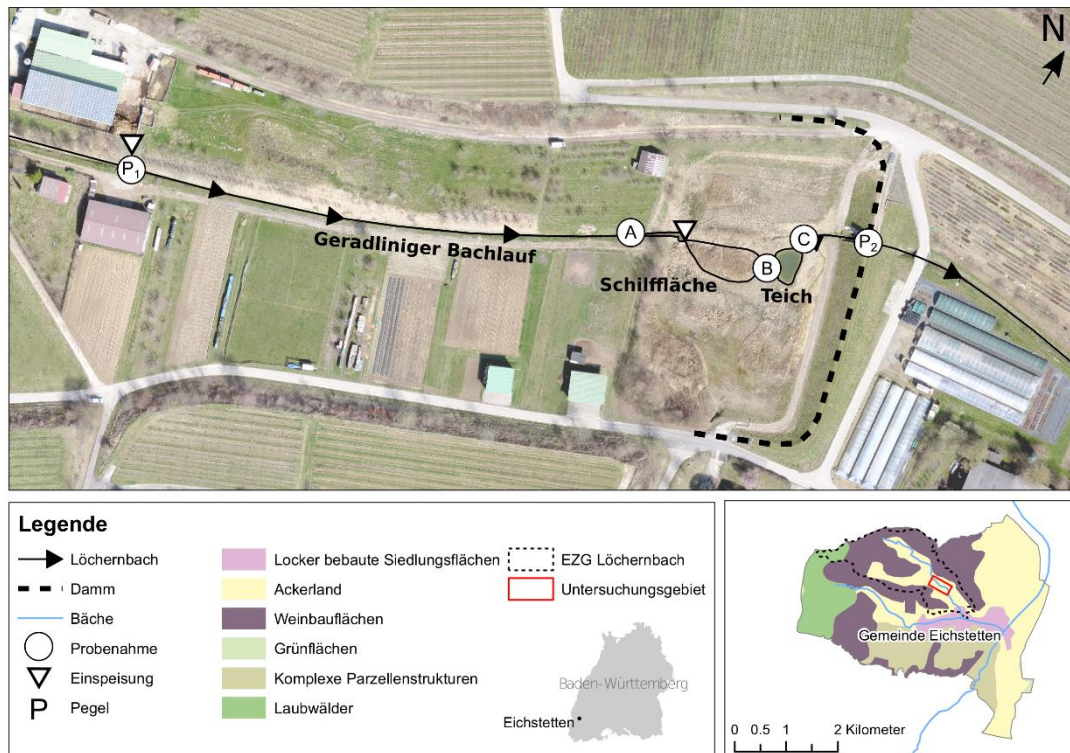


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit Feuchtsystem und Einspeise- bzw. Probenahmestellen.

3. Methodik

Von Mai 2014 bis Dezember 2016 wurden insgesamt 6 Tracerversuche bei Basisabflussbedingungen durchgeführt. Die Einspeisung der Tracer in das Untersuchungssystem erfolgte oberhalb der Schilffläche bzw. im Bach unterhalb des oberen Pegels (Abb. 1). Dabei sollte Bromid die Hydraulik des Systems darstellen, während die Fluoreszenztracer Uranin und Resazurin als Referenz für den Abbau durch Licht und biochemische Prozesse dienten. Die Probenahmestellen lagen zwischen den Abschnitten Bach und Schilffläche (A), Schilffläche und Teich (B) bzw. im Auslauf des Teiches (C), sodass jeweils die Veränderung der Tracerkonzentration bestimmt werden konnte. Ein weiterer Tracerversuch erfolgte während eines Abflussereignisses am 10.08.2017. Diesmal wurde Bromid zusammen mit Uranin und Sulforhodamin über eine abflussgesteuerte Einspeisevorrichtung in den ansteigenden Ast eines Abflussereignisses injiziert. Sulforhodamin (SRB) diente zur Beschreibung der Sorption, Resazurin konnte dabei nicht verwendet werden, da sein konservatives Verhalten in der Einspeisevorrichtung (langes Verweilen in gelöstem Zustand) nicht gewährleistet war. Bromid wurde in den Wasserproben über Ionenchromatographie (Dionex ICS-1100) gemessen und die Fluoreszenztracer über Fluoreszenzspektroskopie (Perkin-Elmer LS-50B). Tracerkonzentrationen wurden mit zeitgleichen Abflusswerten multipliziert und über die Ereignisdauer integriert, um Ereignisfrachten zu bestimmen und im Vergleich zur eingespeisten Menge den prozentualen Rückerhalt (Wiederfindung) auszurechnen. Details zur Traceranalytik finden sich auch bei Lange et al. (2011).

Sämtliche Tracerdurchgänge wurden mit dem Stofftransportmodell OTIS simuliert. Über das OTIS-Modell (Runkel, 1998) können getrennte Massenbilanzen für einen Hauptfließweg und eine Speicherzone formuliert werden. Im Hauptfließweg dominieren Advektion und Dispersion den Transport in Fließrichtung. Dabei kann der betrachtete Stoff zu jedem Zeitpunkt mit der Speicherzone ausgetauscht und dort vorübergehend zurückgehalten werden. In beiden Kompartimenten können physikalisch-chemische Reaktionen (z.B. Sorption, Elimination durch Ab-, bzw. Umbau) stattfinden und getrennt parametrisiert werden. OTIS beschreibt den Verlauf eines Gewässers als Abfolge diskreter Segmente. Die zugrundeliegenden Gleichungen enthalten zeitlich und räumlich variable Parameter und werden mit einer Finite-Differenzen-Methode gelöst. Im gegenwärtigen Feuchtlächensystem erfolgte die Modellierung in mehreren Schritten. In Schritt 1 wurde OTIS in 5000 Monte-Carlo-Läufen an die Durchgangskurven des konservativen Tracers (Bromid) angepasst und nur die Advektions- und Dispersionsparameter des Hauptfließwegs bestimmt. In Schritt 2 wurden diese Parameter auf den Wertebereich der besten 10% der Simulationen beschränkt und in 5000 weiteren Monte-Carlo-Läufen die Parameter der Speicherzone bestimmt. In Schritt 3 erfolgte die Bestimmung der Eliminationsparameter über die Modellanpassung an die Durchgänge der Fluoreszenztracer (1000 Monte-Carlo-Läufe). Um die drei unterschiedlichen Feuchtlächentypen (Bach/Schilffläche/Teich) vergleichbar zu machen, wurden die jeweiligen Abschnitte des Untersuchungssystems zusätzlich in einem Szenario durch Anpassung der Fließlänge auf eine einheitliche Wasseroberfläche von 500 m² normiert. Alle übrigen Modellparameter wurden beibehalten.

Zur Untersuchung der Fungizide Boscalid und Penconazol, der Herbizide Metazachlor und Flufenacet sowie deren Sulfonyl- und Oxalsäure TPs Metazachlor ESA/OA und Flufenacet ESA/OA wurden im Zeitraum der Tracerversuche an den Probenahmestellen 1 I Braunglasflaschen per Hand gefüllt. Zusätzlich fand bei 14 Abflussereignissen eine automatische, abflussgesteuerte Ereignisbeprobung (ISCO 3700 full-size) am oberen und unteren Pegel statt. Alle Proben erreichten ohne Unterbrechung der Kühlkette das Labor des Instituts für Nachhaltige Chemie der Leuphana Universität Lüneburg. Nach Filtrierung und Festphasenextraktion erfolgte dort die Messung in einem LC-MS/MS-Messsystem (Agilent 1200 Infinity LC-System, Agilent 6430, Triple Quad). Ereignisfrachten wurden analog zu den Tracern berechnet.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Basisabfluss

Bei der Hydraulikmodellierung zeigte sich, dass die Aktivierung der Speicherzone (Modellschritt 2) im Bach und in der Schilffläche nur einen geringen Einfluss hatte, während sie im Teich zu einer deutlichen Verbesserung der Modellanpassung führte (Abb. 2). In Bach und Schilffläche war der Hauptfließweg besser bestimmbar als im Teich, bei der longitudinalen Dispersion wurde genau das entgegengesetzte beobachtet.

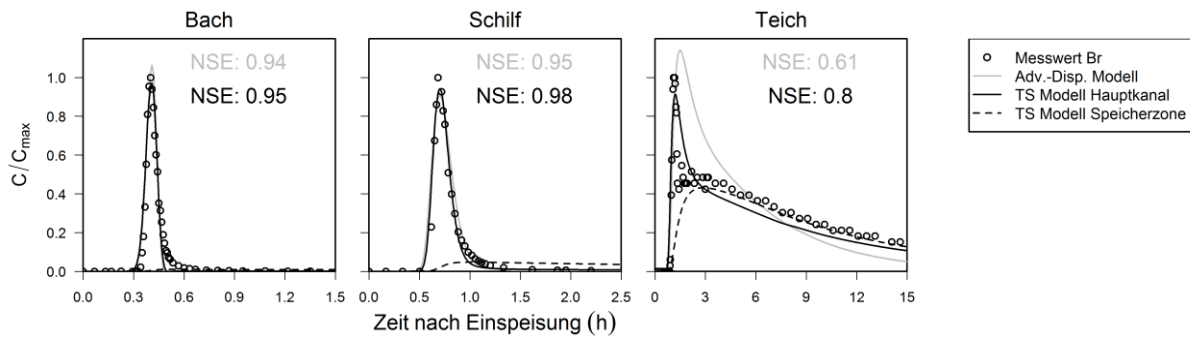


Abb. 2: Tracerversuch am 25.07.2016 mit Bromiddurchgängen an den Probenahmestellen; die Punkte stellen die gemessenen Konzentrationen dar, die Linien die OTIS-Modellläufe; grau: Simulation ohne Speicherzone (Modellschritt 1); schwarz: Simulation mit Speicherzonenaustausch im Hauptkanal (MC) und in der Speicherzone (SZ) (Modellschritt 2).

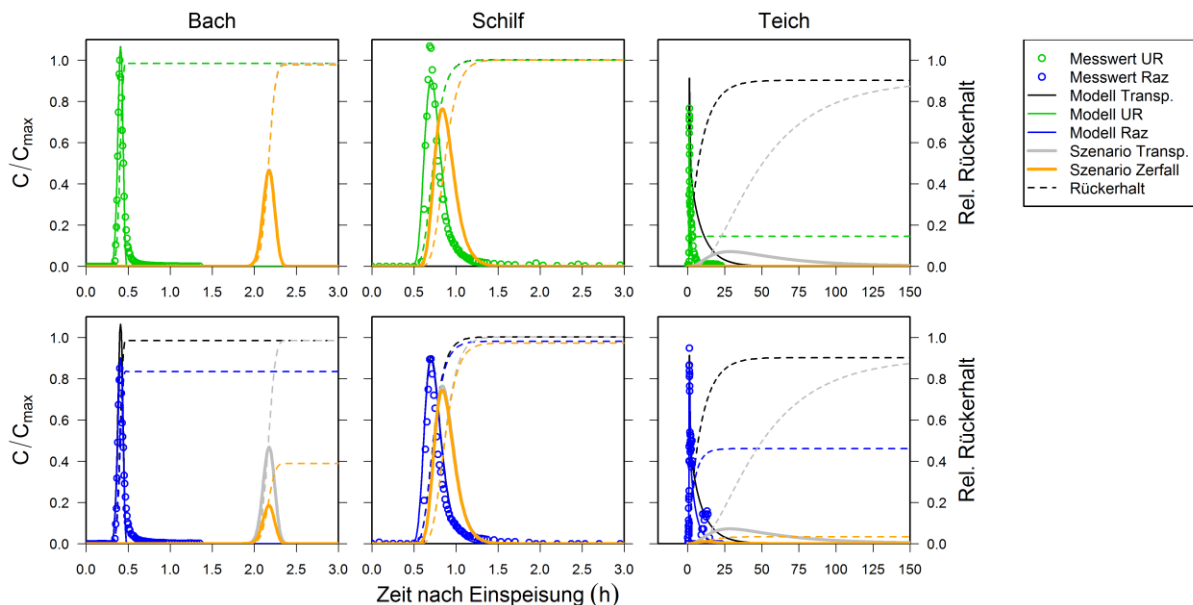


Abb. 3: Tracerversuch am 25.07.2016 mit beobachteten und simulierten Tracerdurchgängen an den Probenahmestellen; oben Uranin, unten Resazurin; dargestellt sind die Messwerte, das Modell im Istzustand (Modellschritt 2: schwarz; Modellschritt 3: grün, blau) sowie das flächennormierte Szenario; die gestrichelten Linien kennzeichnen die jeweilige Rückerhalte.

Die reaktiven Tracer Uranin und Resazurin zeigten für Bach und Schilffläche im Istzustand ein ähnliches Eliminationsverhalten, während der Teich durch höhere Eliminationsraten auffiel (Abb. 3). Dies wurde noch deutlicher beim vergleichenden 500 m² Modellszenario: Hier wurden beide Tracer im Teich vollständig eliminiert. Im Bach trat bei diesem Szenario vor allem eine Verzögerung und Dispersion des Durchgangs auf, die Elimination veränderte sich aber nur geringfügig. In der Schilffläche waren die Änderungen durch das Szenario fast nicht erkennbar. Die geringe Retention in der Schilffläche lässt vermuten, dass die Fläche bei Basisabflussbedingungen nicht komplett durchströmt war, sondern sich das Wasser in präferentiellen Fließwegen konzentrierte und ein großer Teil des Systems ungenutzt blieb. Im Teich hingegen war zu jeder Zeit ein großes Wasservolumen am Transport und Rückhalt der Tracer

aktiv beteiligt. So konnte der Teich über die reaktive Stofftransportmodellierung als effizienteste Feuchthflächenvariante hinsichtlich von Stoffretention bei Basisabfluss identifiziert werden.

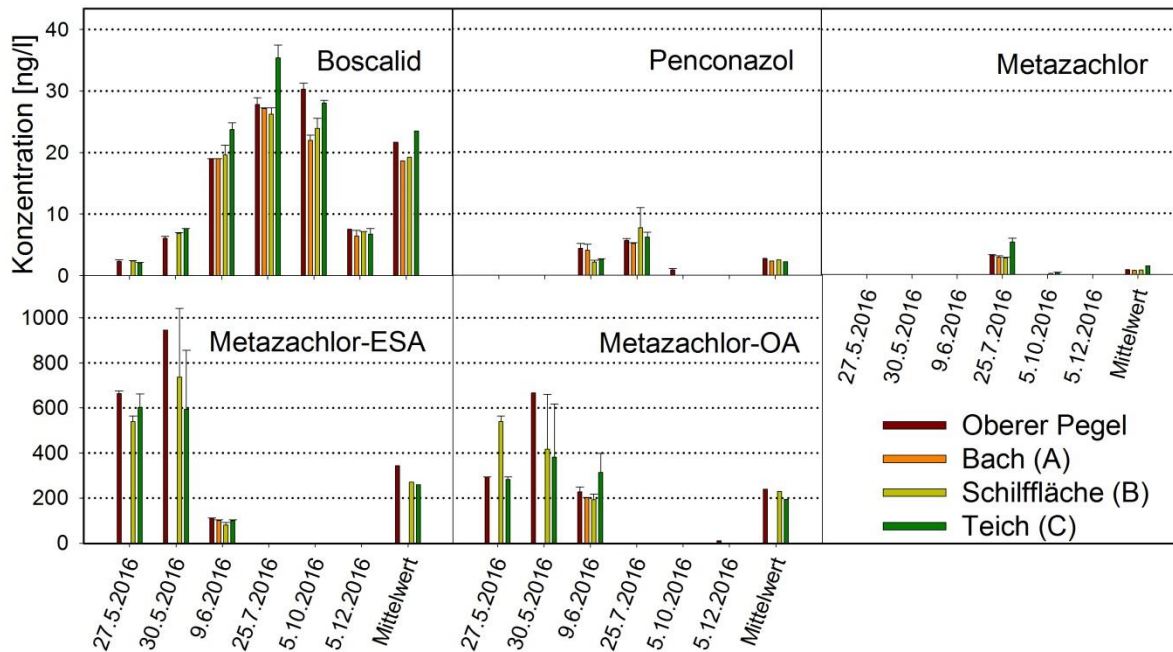


Abb. 4. Konzentrationen der Fungizide Boscalid, Penconazol und des Herbizids Metazachlor sowie dreier TPs am oberen Pegel und an den Probenahmestellen bei Basisabfluss. Zu beachten ist die 25-fache Ordinaten-skala der TPs im Vergleich zu den Muttersubstanzen.

Alle untersuchten Pestizide zeigten bei Basisabfluss geringe Konzentrationen im Bereich von 10 - 30 ng/l (Abb. 4). Flufenacet wurde nur in einer einzigen Probe gefunden. Boscalid wies im Vergleich zu den anderen Substanzen die höchsten Konzentrationen auf und folgte in seinem Konzentrationsverlauf seiner Applikationsperiode im Sommer. Es war aber auch noch im Dezember (ca. 3 Monate nach Ende der Applikationszeit) nachweisbar. Penconazol und Metazachlor waren hingegen nur während der Applikationszeit nachweisbar. Die TPs von Metazachlor zeigten die höchsten Konzentrationen aller analysierten Stoffe und dies bereits im Frühjahr bevor die Muttersubstanz appliziert wurde. Die Konzentrationsunterschiede an den Probenahmestellen bewegten sich für alle Stoffe im Bereich von wenigen ng/l und zeigten keine klare Systematik, weshalb eine Retentionswirkung des Feuchthflächen-systems bei Basisabflussbedingungen nicht nachweisbar war. Dies wird vor allem auf die konstante Belastung mit geringen Pestizidkonzentrationen bei Basisabfluss zurückgeführt. Im Gegensatz zu den Tracern (hier lag eine plötzliche Stoßbelastung vor), konnten sich Sorptions- bzw. Eliminationsgleichgewichte in den konstant durchflossenen Systemen einstellen und eine kontinuierliche Elimination (z.B. durch Licht) schien entlang der Fließwege keine Rolle zu spielen. Die TPs von Metazachlor traten zwar im Vergleich zu ihrer Muttersubstanz in zehnfach höheren Konzentrationen auf, zeigten aber wie ihre Muttersubstanz keine Retention im Feuchthflächen-

system. Jedoch wurde durch die vergleichsweise hohen Metazachlor-ESA- und -OA-Konzentrationen am oberen Pegel deutlich, dass sie im Einzugsgebiet (z.B. in der ungesättigten Bodenzone) und nicht im Feuchtsflächensystem gebildet wurden.

4.2 Ereignisabfluss

Bei Ereignisabfluss wurde die Reaktion des gesamten Feuchtsflächensystems durch automatische, abflussgesteuerte Einspeisung und Beprobung am oberen und unteren Pegel (Abb. 1) charakterisiert. Zu Beginn des Tracerversuchs am 10.08.2017 nahm der Rückerhalt für alle Tracer gleich schnell zu (Abb. 5). Nach dem Durchgang der ersten, großen Konzentrationspeaks blieb der Rückerhalt für Bromid und Uranin zunächst bei ca. 51%, während er durch eine erneute kurzzeitige Konzentrationszunahme bei Sulforhodamin (SRB) nochmals auf ca. 60% anstieg.

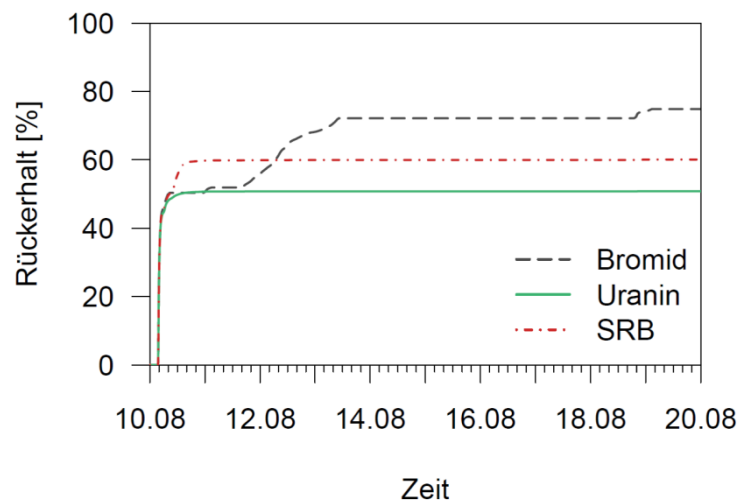


Abb. 5: Rückerhalt in Prozent der eingespeisten Tracermenge beim Multitracerversuch während des Abflussereignisses am 10.08.2017.

Aufgrund der erhöhten Bromidkonzentrationen in Proben bei darauffolgenden Abflussereignissen stieg der Rückerhalt für Bromid noch zweimal an und belief sich schließlich auf ca. 75%. Diese Ergebnisse weisen auf eine Speicherung von Tracern im Feuchtsflächensystem hin, die für den konservativen Tracer Bromid temporär, für die nichtkonservativen Fluoreszenztracer Uranin und SRB hingegen entweder permanent (z.B. durch Sorption) oder von Ab- bzw. Umbauprozessen beeinflusst war.

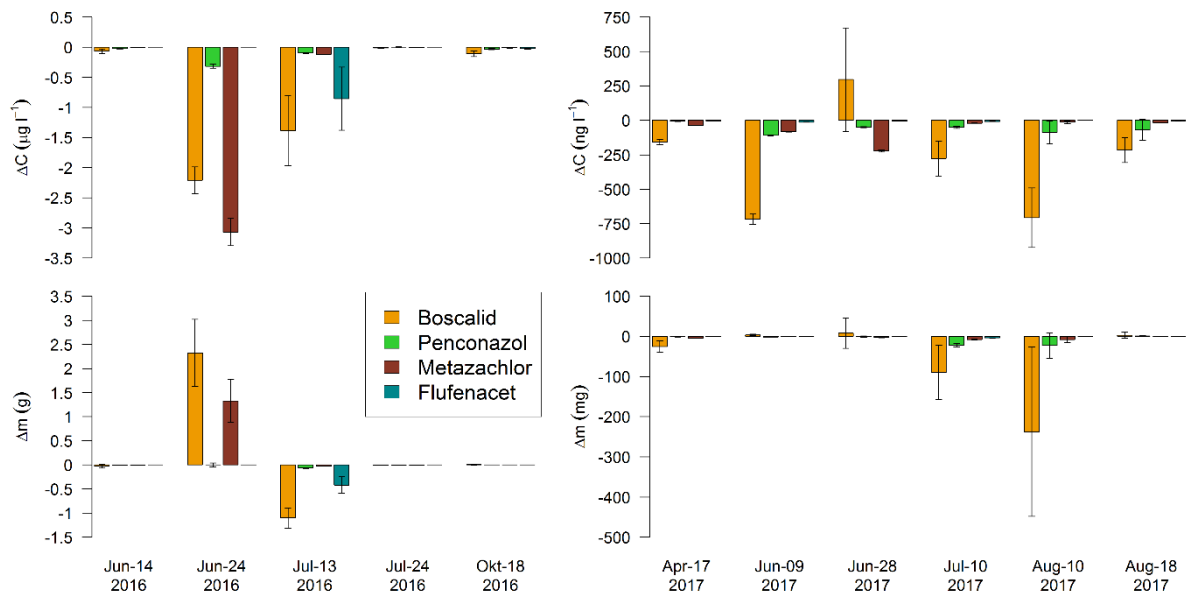


Abb. 6: Reduktion von Maximalkonzentrationen (oben) und Frachten (unten) der untersuchten Pestizide bei Abflussereignissen durch das gesamte Feuchtfächensystem; Transparent: unsichere Frachtberechnung durch geringe Probenanzahl.

Bei Abflussereignissen zeigte das Feuchtfächensystem eine deutlich höhere Retentionswirkung auf die Pflanzenschutzmittel als bei Basisabfluss (Abb. 6). Nur bei einem Abflussereignis wurde für Boscalid eine Konzentrationszunahme gemessen, alle anderen Proben ergaben eine deutliche Abschwächung der Pestizidstoßbelastung von im Mittel ca. 40 – 50%. Auch bei den errechneten Frachten war das Gesamtbild positiv. Bis auf eine Ausnahme (ein Großereignis mit zwei aufeinanderfolgenden Abflussspitzen am 25.06.2016, das eine große Menge von Boscalid und Metazachlor remobilisierte) konnte das Feuchtfächensystem beträchtliche Mengen der meisten Pflanzenschutzmittel zurückhalten. Dies war besonders deutlich für Boscalid am Ende der Probenahmesaison 2017. Dies bedeutet, dass instationäre Verhältnisse bei Abfluss und Stoffbelastung die Pflanzenschutzmittelretention im Feuchtfächensystem förderten, was auch schon durch die Tracer angedeutet wurde.

5. Schlussfolgerung

Das untersuchte Feuchtfächensystem zeigte grundsätzlich unterschiedliche Retentionswirkung bei Basis- und Ereignisabfluss. Dies konnte durch den Referenztraceransatz, der mit einer Stofftransportmodellierung gekoppelt wurde, sowie durch ein gezieltes Monitoring von Pestiziden und deren Transformationsprodukten detailliert dargestellt werden. Zu Basisabflussbedingungen war die Retentionswirkung aller Feuchtfächentypen gering, was für alle untersuchten Pestizide und TPs gleichermaßen gilt. Dies wird vor allem auf eine konstante Belastung mit geringen Pestizidkonzentrationen zurückgeführt. Jedoch konnte dennoch der effizienteste Feuchtfächentyp (ein komplett durchströmter Retentionsteich) identifiziert werden. Bei Stoßbelastungen im Ereignisfall konnten die untersuchten Pestizide wirksamer zurückgehalten werden, allerdings war dann auch im Einzelfall deren Remobilisierung möglich. Maximalkonzentrationen wurden jedoch bis auf eine Ausnahme wirksam durch das untersuchte Feuchtfächensystem erniedrigt. So zeigt diese Untersuchung, dass gerade in Gebieten mit

Intensivlandwirtschaft das Anlegen von Feuchtflächen ratsam ist. Besonders in Hochwasserrückhaltebecken bieten sich hierbei oftmals Chancen, da die Landnutzung durch episodische Überflutungen eingeschränkt ist (Lange et al., 2014). Grundsätzlich bewegten sich die Verweilzeiten im untersuchten System in Bereichen von Minuten bis hin zu wenigen Stunden. So sind die Ergebnisse nicht mit denjenigen vieler künstlicher Feuchtflächen vergleichbar, die in ihrem Design eher Pflanzenkläranlagen gleichen. Vielmehr lassen sich die Erkenntnisse auf natürliche Flussauen mit permanent oder periodisch überfluteten Bereichen anwenden. So kann erwartet werden, dass sich Gewässerrenaturierungsmaßnahmen neben strukturellen und ökologischen Verbesserungen auch positiv auf den Rückhalt von organischen Mikroschadstoffen auswirken, wobei insbesondere mit einer Reduktion von Stoßbelastungen gerechnet werden kann.

Dank

Die vorliegende Studie fand im Rahmen der Projekts MUTReWa, BMBF FZ 02WRM1366B statt. Dank richtet sich an Britta Kattenstroth für ihre Hilfe im Gelände, an das Laborteam der Universität Lüneburg sowie an die Gemeinde Eichstetten (Bürgermeister Michael Bruder) für die tatkräftige Unterstützung.

Literatur

- Dorigo, U., Bérard, A., Bouchez, A., Rimet, F., Montuelle, B., 2010. Transplantation of microbenthic algal assemblages to assess structural and functional recovery after diuron exposure: *Arch. Environ. Con. Tox.* 59(4): S. 555-563.
- Durst, R., Imeled, G., Lange, J., 2013. Transport of pesticides and artificial tracers in vertical-flow lab-scale wetlands. *Water Resources Research* 49(1): S. 554 - 564.
- Gooseff, M. N., Bencala, K. E., Scott, D. T., Runkel, R., Mcknight D.M., 2005. Sensitivity analysis of conservative and reactive stream transient storage models applied to field data from multiple-reach experiments. *Advances in Water Resources* 28(5): S. 479-492.
- Gregoire, C., Elsaesser, D., Huguenot, D., Lange, J., Lebeau, T., Merli, A., Mose, R., Passet, E., Payraudeau, S., Schuetz, T., Schulz, R., Tapia-Padilla, G., Tournebize, J., Trevisan, M., Wanko, A., 2009. Mitigation of Agricultural Nonpoint-Source Pesticide Pollution in Artificial Wetland Ecosystems - A Review. *Environmental Chemistry Letters* 7 (3): S. 205-231.
- Holvoet, K., Van Griensven, A., Gevaert, V., Seuntjens, P., Vanrolleghem P.A., 2008. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environmental Modelling and Software* 23 (1): S. 72–81.
- Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kusch, P., Richnow, H. H., 2009. Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere* 74(3): S. 349-362.
- Kadlec, R.H., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*, 2. Aufl.: S. 1-1046. Taylor & Francis, Boca Raton.
- Keefe, S. H., Daniels, J.S., Runkel, R., Wass, R. D., Stiles, E. A., Barber, L. B., 2010. Influence of hummocks and emergent vegetation on hydraulic performance in a surface flow wastewater treatment wetland: *Water Resources Research* 46(11), W11518.

- Lange, J., Schuetz, T., Gregoire, C., Elsaesser, D., Schulz, R., Passeport, E., Tourenebize, J., 2011. Multitracer experiments to characterize contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands: *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91 (7-8): S. 768-785.
- Lange, J., Kümmerer, K., Imfeld, G., Herbstritt, B., Maillard, M., Lefrancq, M., Gutowski, L., Durst, R., Steudten, C., Regazzoni, C., Gassmann, M., Payraudeau, S., 2014. Künstliche Feuchtflächen in Hochwasserrückhaltebecken – eine Chance für die Reduzierung von Pflanzenschutzmitteleinträgen in Gewässer, *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* Heft 31.12: S. 293-298.
- Maillard, E., Imfeld, G., 2014. Pesticide Mass Balance in a Stormwater Wetland, *Environmental Science and Technology* 48 (15): S. 8603–8611.
- Richardson, C.J., Flanagan, N.E., Ho, M., Pahl, J.W., 2011. Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering* 37(1): S. 25-39.
- Runkel, R., 1998. One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for streams and rivers, US Dept. of the Interior, US Geological Survey.
- Schuetz, T., Weiler, M., Lange, J., 2012. Multitracer assessment of wetland succession: Effects on conservative and nonconservative transport processes, *Water Resources Research* 48(6), W06538.
- Tournebize, J., Gramaglia, C., Birmant, F., Bouarfa, S., Chaumont, C., Vincent, B., 2012. Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: a Solution to Improve Groundwater Quality. *Irrigation and Drainage* 61: S. 75-86.
- Tlili, A., Montuelle, B., 2011. Microbial Pollution-Induced Community Tolerance. In: C. Amiard-Triquet, C., Rainbow, P.S., Pomeo, M. (Hrsg.): *Tolerance to Environmental Contaminants*, CRC Press, New York: S. 65–108.

Einfluss von Klimaänderungen auf das simulierte Umweltverhalten der Fungizide Boscalid und Penconazol in einem typischen terrassierten Weineinzugsgebiet

Dieter Vollert, Maraike Denien, Klaus Kümmerer, Oliver Olsson

Zusammenfassung

Während Niederschlags-Abfluss Ereignissen im außergewöhnlich feuchtem Jahr 2016 wurden durch das Projekt MUTReWa die Fungizide Penconazol (max: 0,6 µg/L) und Boscalid (max: 8,4 µg/L) regelmäßig mit hohen Konzentrationen im Löchernbach gemessen und ein entsprechender Stoffaustrag aus dem EZG konnte simuliert werden. Darauf aufbauend ist das Ziel dieser Studie den Einfluss des Klimawandels und resultierender Temperatur- und Niederschlagsänderungen, nach IPCC Szenario B1 und A1B, auf die lokale Wasserbilanz, auf das Abflussverhalten und den damit verbundenen Fungizid Austrag zu untersuchen. Die Szenario Simulationen mit dem Einzugsgebietsmodell ZIN-AgriTra ergeben dabei eine Abnahme der Stofffracht für Penconazol und Boscalid bei beiden Szenarien mit einer einhergehenden Zunahme der Maximalkonzentrationen für das Szenario A1B.

1. Einleitung

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in der Landwirtschaft ist in der heutigen Zeit üblich zur Erhöhung der Produktivität und um die globale Ernährungssicherheit aufrecht zu erhalten. Dabei wird besonders im Weinanbau eine große Bandbreite von Pestiziden zum Pflanzenschutz eingesetzt (Rabiet et al., 2010). Gelangt ein PSM in Oberflächengewässer, kann dieses dort auf aquatische Organismen toxisch wirken, entweder durch Langzeitwirkung bei niedrigen Konzentrationen oder durch eine akute Vergiftung bei hohen Konzentrationen (Cold & Forbes, 2004).

Der Transport, Transfer und die Transformation von PSM unterliegt dabei einer Vielzahl von Prozessen (z.B. Abwaschung, Versickerung, Abbauverhalten), die durch Klimaparameter beeinflusst werden können. Durch den anthropogenen Klimawandel können sich diese Prozesse in der Zukunft bedingt verändern (Bloomfield et al., 2006; Chen, 2007). Mithilfe von prozessbasierten Simulationsmodellen lassen sich solche möglichen Änderungen erfassen. Die Klimaparameter Niederschlag und Temperatur haben dabei vorrausichtlich den größten Einfluss auf das Verhalten und die Wirkung von Pestiziden. Chen (2007) zeigte für Atrazin in einem Studiengebiet in Ohio bei einer Zunahme des Niederschlages von 9-14% und einer Temperaturzunahme von 0,2-2,65°C eine Zunahme des Durchflusses um 3-5% und dabei eine gesunkene Durchschnittskonzentration für den Atrazin-Austrag bei gleichzeitiger Zunahme der Maximalkonzentrationen.

In Rahmen dieser Studie wird der Stoffaustrag der beiden Fungizide Boscalid und Penconazol untersucht, welche regelmäßig im Studiengebiet Löchernbach im Rahmen des BMBF-Projekts MUTReWa (www.mutrewa.de) eingesetzt und gemessen wurden. Dabei sind die beiden Fungizide sehr persistent und bieten eine potentielle Gefährdung für das aquatische System. Die Literaturrecherche lieferte keine verfügbaren Studien die sich mit der Szenario Simulation zum Einfluss der Klimaparameter Temperatur und Niederschlag auf Fungizide in einem Weinanbaugebiet befassten. Um hier neueste Daten zur Verfügung zu stellen und das Wissen um mögliche Klimawandeleffekte auf den Fungizidaustrag zu erweitern, ist das Ziel dieser Studie für das Studiengebiet Löchernbach mögliche resultierende Änderungen im Abflussverhalten,

Fungizid Austrag und Stoffkonzentrationen im Abfluss mittels des hydrologischen Einzugsgebietsmodells ZIN-AgriTra zu simulieren.

2. Material und Methoden

2.1 Studiengebiet Löchernbach

Das Einzugsgebiet Löchernbach, ein 180 ha großes Weinbergeinzugsgebiet, liegt im Ober- rheintal bei Freiburg im Südwesten Deutschlands. Das EZG ist stark anthropogen geprägt. In den 1970er Jahren wurde eine Großterrassenstruktur (61,2%) für intensiven Weinanbau angelegt (Gassmann et al. 2012). Die Landnutzung im Tal (18,3%) besteht aus dem Anbau von "klassischer" Landwirtschaft (z.B. Getreide und Gemüse). Ein dichtes Netz befestigter Straßen (4,6% des Einzugsgebiets), das durch ein ausgedehntes Leitungsnetz (9 km) verbunden ist, entwässert die meisten Terrassen zum Hauptkanal im Tal. Dadurch kann ein zuvor appliziertes PSM leicht mobilisiert werden und ausgetragen werden. Darüber hinaus gibt es ein ausge- dehntes Netz von Entwässerungssystemen, die den unterirdischen Wasserfluss in den Haupt- kanal leiten. Dabei schafft der Abfluss des Leitungsnetzes eine künstliche "Quelle" für den Graben des Löchernbach im Tal. Die Neigung der Terrassen beträgt auf 82% der Fläche nicht mehr als 4°, während auf den Böschungen der Terrassen (11,9%) sehr steile Abhänge von 42-45° zu finden sind. Die Böden der Terrassen im Einzugsgebiet sind aus äolischem Löss entwickelt und werden durch den Bodentyp Parendzina dominiert. Der Boden im Tal wird von den Bodentypen Kolluvium und Gley dominiert. Die typische Korngrößenverteilung im Ein- zugsgebiet besteht aus etwa 80% Schluff, etwa 10% Ton und 10% Sand für alle Bodentypen. Das Klima des Untersuchungsgebietes ist als gemäßigtes Klima ohne Trockenzeit und war- men Sommern klassifiziert. Die Messungen ergeben eine durchschnittliche jährliche Nieder- schlagsmenge von 654 mm und eine Durchschnittstemperatur von 11,2 °C (2007-2016).

2.2 Messung des Stoffaustrags von Boscalid und Penconazol

Im Rahmen des Projektes MUTReWa wurde eine Monitoringkampagne zum Stoffaustrag von Boscalid und Penconazol im Studiengebiet für das Jahr 2016 und 2017 durchgeführt. Dafür wird am Gebietsauslass der Durchfluss vom Löchernbach durch einen Pegel kontinuierlich hochaufgelöst erfasst. Zur Messung des Stoffaustrages erfolgte eine stichprobenartige Ba- sisabfluss- und Ereignisbeprobung im Löchernbach. Die Ereignisbeprobung erfolgte mittels automatischer Probenahme (6 Proben: 0h, 0.5h, 1h, 2h, 6h, 12h) am Pegel, nachdem ein Anstieg des Wasserstandes über einen Schwellenwert registriert wurde. Die Basisabflussbe- probungen erfolgten händisch am Pegel nach längeren Trockenphasen (1 Probe). Die Analy- sen der genommenen Stichproben zeigen dabei für das gesamte Monitoring Befunde von Boscalid und Penconazol im Basisabfluss und Ereignisabfluss (Abbildung 1). Dabei wurden während der Ereignisabflüsse im Applikationszeitraum sogar sehr hohe Konzentrationen von Penconazol (max: 0,6 µg/L) und Boscalid (max: 8,4 µg/L) gemessen.

2.3 Einzugsgebietsmodell ZIN-AgriTra

Für diese Studie wurde das prozessbasierte, räumlich verteilte, reaktive Transportmodell ZIN-AgriTra verwendet. Dieses hydrologische Modell ist in der Lage, den Stoffaustausch von agrochemischen Substanzen und Transformationsprodukte aus landwirtschaftlichen Einzugsgebieten zu simulieren (Gassmann et al., 2013). Dieses Modell hat eine hohe Auflösung mit variablen Zeitschritten kürzer als 1 h. In dieser Studie beträgt die zeitliche Auflösung 10 min und die räumliche Auflösung 10 m. Der Oberflächenabfluss wird durch einen diffusen Wellenansatz, die dreidimensionale Strömung in der ungesättigten Zone durch die Richards-Gleichung und die Strömung in der gesättigten Zone durch die Darcy-Gleichung berechnet. Die Infiltration in den Boden wird bei der Bodenmatrix unter Verwendung des Ansatzes von Green und Ampt und bei der Makroporeninfiltration durch eine Rohrströmungsnäherung berechnet. Die Evapotranspiration wird nach der Penman-Monteith-Gleichung berechnet. Der Klimaparameter Niederschlag wirkt sich demzufolge direkt auf die Berechnung des Wasserhaushalts und das Abflussverhalten aus. Der Klimaparameter Temperatur wirkt sich dagegen indirekt auf das Abflussverhalten aus, als Eingangsparameter für die Berechnung der Verdunstung.

Die Anwendung der Fungizide erfolgt in diesem Modell über einen Verteilungsfaktor zur Bestimmung des Anteils der auf den Boden (mit Sorption) und Blatt (ohne Sorption) aufgetragenen Substanz. Fungizide auf dem Blattspeicher werden durch Niederschlag in den Bodenspeicher abgewaschen. Die Sorption wird im Modell durch eine lineare Sorptionsisotherme und einer Sorptionskinetik erster Ordnung realisiert. Der Abbau eines Pestizids wird unter Verwendung einer Zerfallsfunktion erster Ordnung implementiert. Die verwendete Abbaufunktion ist dabei abhängig von der Bodentemperatur. Dabei wird bei einer Bodentemperatur unter 0°C angenommen, dass kein Abbau stattfindet. Bei einer Bodentemperatur über 0°C wird die Abbaurate im Modell durch eine Exponentialfunktion angepasst. Die Abbaurate wird dabei im Modell größer wenn die Bodentemperatur über die Referenztemperatur von 20°C steigt und entsprechend kleiner wenn sie unter die Referenztemperatur sinkt. Alle Wasser- und Stoffflüsse im Modell werden durch ein explizites Finite-Differenzen-Schema gelöst. Die Stabilität des Modells wird durch einen adaptiven Zeitschritt für die Berechnungen gewährleistet.

2.4 Simulationsszenarien für Einfluss der Klimaparameter

Zur Charakterisierung der Klimaänderungen wurden die Emissions Szenarien A1B und B1 des Klimamodells ECHAM5-REMO ausgewählt (Tabelle 1). Die Modelleingangszeitreihen für Temperatur und Niederschlag wurden entsprechend der prognostizierten Klimaänderungen angepasst und sechs Simulationsszenarien (A1B und B1 jeweils nur mit einem Klimaparameter und in Kombination) entwickelt. Dabei wurden die Eingangszeitreihen mithilfe eines einfachen Δ -Ansatzes angepasst um den Einfluss der einzelnen Klimaparameter auf die Simulation mit dem Einzugsgebietsmodell zu untersuchen. Die Simulation wird anschließend für die Jahre 2015 und 2016 durchgeführt. Die Simulation des Jahres 2015 dient dabei als Initialisierungsphase. Basierend auf den Ergebnissen der Szenario Simulationen wird der Einfluss der einzelnen Klimaparameter auf das Abflussverhalten, die Stoffkonzentrationen und -frachten der Fungizide ermittelt.

Tab. 1: Saisonale Veränderung der Klimaparameter Temperatur (T) und Niederschlag (NS) für die Klima-Szenarien A1B und B1 des Klimamodells ECHAM5-REMO (Meinke et al., 2010)

Klimaparameter	Frühling	Sommer	Herbst	Winter	Jahr
NS (A1B)	+ 11 %	- 15 %	+14 %	+3 %	+1 %
NS (B1)	+ 11 %	- 4 %	+7 %	+7 %	+4 %
T (A1B)	+ 1,5 °C	+ 2,4 °C	+ 2,4 °C	+ 2,3 °C	+ 2,1 °C
T (B1)	+ 0,3 °C	+ 1,5 °C	+ 1,7 °C	+ 1,5 °C	+ 1,2 °C

3. Ergebnisse

3.1 Simulation des Stoffaustrages von Boscalid und Penconazol

Das hydrologische Modell wurde erfolgreich für die hochauflösende Zeitreihe der Abflussdaten für die Spritzsaison 2016 kalibriert. Die Pestizidmodellierung wurde für einzelne Niederschlagsereignisse nach der Fungizidanwendung kalibriert. Die Simulation der Hydrologie für den Zeitraum 2016 ergibt eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Abflussdaten (Abbildung 1: oben). Insbesondere die Abflussdynamik wird durch das Modell repräsentativ abgebildet. Dabei wird das Auftreten der Abflussspitzen vom Modell während der Simulationsperiode gut erfasst. Dies wird durch ein hohes R^2 (Bestimmtheitsmaß) von 0,85 und ein hohes NSE (NASH-SUTCLIFFE-Index) von 0,8 bestätigt. Der Verlauf des Basisabflusses wird ebenfalls annehmbar vom Modell erfasst. Dabei wird der simulierte Basisabfluss vom Modell leicht unterschätzt. Insgesamt liegen die Qualitätskriterien in einem guten Bereich für eine akzeptable Simulation (Moriasi et al., 2007).

Beim Vergleich der Messergebnisse mit der Simulation liegen die simulierten Fungizid-Konzentrationen im Bereich der gemessenen Konzentrationen (Abbildung 1). Die simulierte Maximalkonzentration von Boscalid liegt im Bereich von 10 $\mu\text{g/L}$ und von Penconazol im Bereich von 1 $\mu\text{g/L}$. Die simulierten Konzentrationen im Basisabfluss sind dabei eine Größenordnung kleiner als die Konzentrationen während der Ereignisabflüsse. Über den gesamten Zeitraum erfolgt ein Hintergrundaustrag von Boscalid im Bereich von 0,01 $\mu\text{g/L}$ und von Penconazol im Bereich von 0,001 $\mu\text{g/L}$. Der Verlauf der Pestizidkonzentration bei den Ereignissen im Applikationszeitraum wird auch gut durch das Modell wiedergegeben. Insgesamt wird der Stoffaustrag plausibel vom Modell erfasst.

Die Simulation der Hydrologie und des Fungizid Austrages ist damit repräsentativ für das Studiengebiet im beobachteten Zeitraum. Die Simulation des Ist-Zustandes wird weiterhin als Referenzzustand zum Vergleich mit den Szenario Simulationen verwendet.

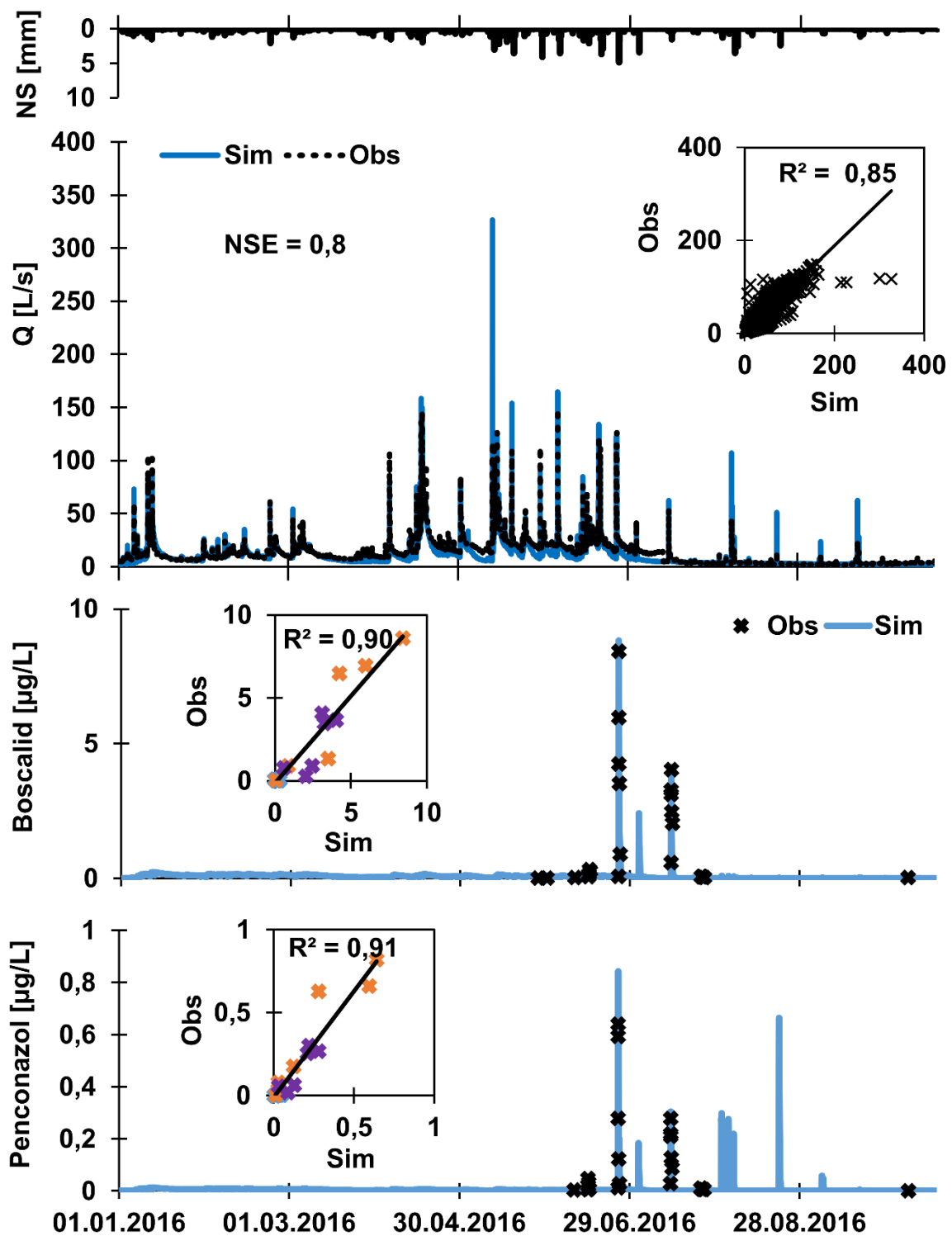


Abb. 1: Zeitreihe ($t=10$ min) der Simulationsergebnisse (Sim) und Messergebnisse (Obs) für den Hydrographen (Oben), Boscalid-Konzentration (Mitte) und Penconazol-Konzentration (Unten) für 2016 am Pegel für das EZG Löchernbach (Ist-Zustand)

3.2 Jahreswerte der Szenario Simulation zum Einfluss der Klimaparameter

Die Simulationsergebnisse für die Kombination der Klimaparameter zeigen eine maximale Zunahme des Gesamtabflusses um 13% für das Szenario B(B1) und um 5% für das Szenario A(A1B) im Vergleich zum Referenzzustand vom Jahr 2016 (Tabelle 2). Bei der Betrachtung des Einflusses der einzelnen Klimaparameter ergibt sich bei dem Szenario Temperatur dagegen eine Durchflussreduzierung von max. 8% und bei dem Szenario Niederschlag eine Durchflusserhöhung von max. 18%. Bei der simulierten Stofffracht des Fungizid Austrages sinkt bei dem kombinierten Szenario B(B1) die Fracht für Boscalid um 6% und für Penconazol um 7%. Bei dem kombinierten Szenario A(A1B) sinkt die Fracht für Boscalid um 18% und für Penconazol um 17%. Bei der Betrachtung der einzelnen Klimaparameter zeigt sich hier, dass durch eine Niederschlagszunahme und einer Durchflusserhöhung insgesamt der Stoffaustrag erhöht wird. Bei einer Temperaturerhöhung und geringerem Durchfluss wird der Stoffaustrag reduziert. Der reduzierte Stoffaustrag bei den kombinierten Szenarien zeigt aber, eine Reduktion der Stofffracht trotz einer Durchflusserhöhung.

Tab. 2: Jahresmittel des Durchflusses und der Jahressumme der Stofffracht von Boscalid und Penconazol und die dazugehörige prozentuale Änderung zum Referenzzustand im Jahr 2016 der einzelnen Szenario Simulationen

Szenario	Q [L/s]		Boscalid [g]		Penconazol [g]	
Referenz	10.7	-	31	-	2,3	-
A (A1B)	11.2	+ 5 %	25	- 18 %	1,9	- 17 %
B (B1)	12.2	+ 13 %	29	- 6 %	2,1	- 7 %
NS (A1B)	12.2	+ 14 %	33	+ 6 %	2,3	0 %
NS (B1)	12.7	+ 18 %	34	+ 10 %	2,4	+ 5 %
T (A1B)	9.8	- 8 %	24	- 22 %	1,9	- 16 %
T (B1)	10.3	- 4 %	27	- 14 %	2,0	- 11 %

3.3 Monatsverlauf der Szenario Simulation zum Einfluss der Klimaparameter

Bei der genauen Betrachtung des Verlaufes der Szenario Simulation für den Durchfluss ist bei den NS-Szenarien besonders im Frühjahr eine deutliche Zunahme erkennbar (Abbildung 2). Durch erhöhte Niederschläge im Herbst bis Frühjahr steigt der Basisabfluss für das ganze Jahr, während im Sommer durch reduzierte Niederschlagsmengen die Abflussspitzen von einzelnen Ereignissen und des Oberflächenabflusses abnehmen. Bei dem Temperatur Szenario dagegen, ist der Durchfluss durch die größere Verdunstung das ganze Jahr leicht reduziert. Der Verlauf der kombinierten Szenarios entspricht dabei weitestgehend dem Verlauf der NS-Szenarios. Dabei ist durch einen steileren Anstieg des Abflussregimes im März-April, von 12 auf 22 L/s im Vergleich zu 11 auf 17 L/s beim Referenzzustand, der Durchfluss im April-Mai deutlich erhöht. Als Besonderheit deutet sich bei dem kombinierten Szenario A(A1B) dabei eine Verschiebung der Durchflusskurve zum Frühjahr an. Dabei wird der maximale Durchfluss im Mai erreicht und fällt durch einen steileren Abfall im Mai-Juli unter den Referenzzustand.

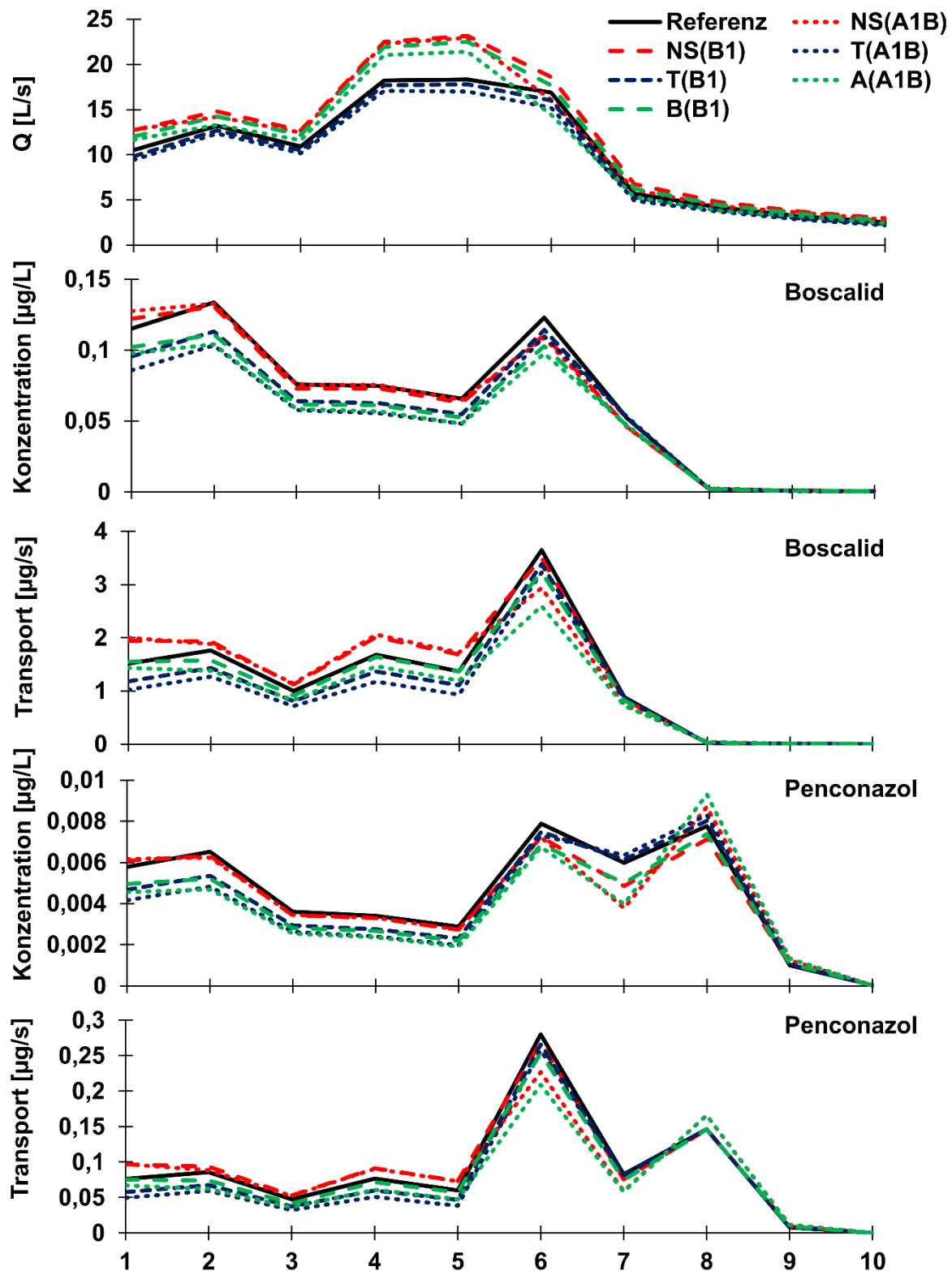


Abb. 2: Mittlere Monatswerte der Szenario Simulationen der einzelnen Klimaparameter (T[A1B], T[B1], NS[A1B], NS[B1]) und in Kombination (A[A1B], B[B1]) für den Durchfluss (Oben), die Konzentration und den Transport von Boscalid (Mitte) und Penconazol (Unten) im Vergleich zum Referenzzustand für 2016 am Pegel für das EZG Löchernbach

Die Simulationsergebnisse der Konzentration und des Transportes von Boscalid und Penconazol werden in Abbildung 2 gezeigt. Dabei wird im Februar eine Konzentrationsspitze von Boscalid mit $0,13 \mu\text{g/L}$ erreicht. Danach nimmt die Konzentration bis Mai auf $0,06 \mu\text{g/L}$ ab. Im Juni tritt einhergehend mit der Applikation eine erneute Konzentrationsspitze mit $0,13 \mu\text{g/L}$ auf. Anschließend sinkt die Konzentration im Juli-August stark ab und verbleibt für den restlichen Zeitraum bei $0,001 \mu\text{g/L}$. Bei der Betrachtung der Szenario Simulationen ist bei dem Konzentrationsverlauf von Boscalid keine Verschiebung über das Jahr erkennbar. Die Konzentration bei den kombinierten Szenarios A(A1B) und B(B1) ist dabei ganzjährig unterhalb des Referenzzustandes, wobei die Konzentration des Szenarios A(A1B) niedriger als die des Szenarios B(B1) ist. Bei der Betrachtung der einzelnen Klimaparameter zeigt sich weiterhin, dass die Konzentration des T-szenarios bis Mai deutlich unterhalb der Konzentration des NS-szenarios verläuft. Ab Juli ist die Konzentration des T-szenarios dagegen minimal höher als die des NS-szenarios.

Im Gegensatz zum Konzentrationsverlauf zeigt der Transportverlauf von Boscalid kein Maximum im Frühjahr. Dafür ergibt sich, nach einer Spitze des Transportes im Februar mit $1,7 \mu\text{g/s}$, ein Minimum des Transportes im März mit $1,0 \mu\text{g/s}$. Trotz sinkender Konzentration, steigt der Transport durch einen erhöhten Abfluss anschließend im April wieder auf $1,7 \mu\text{g/s}$. Der anschließende maximale Stofftransport von $4 \mu\text{g/s}$ im Juli ist hier besonders auffallend. Dieses Maximum entspricht dabei der Applikationszeit und dem Hauptaustrag von Boscalid. Danach sinkt der Transport im Juli-August wieder stark ab und verbleibt für den restlichen Zeitraum nahe $0 \mu\text{g/s}$. Bei der Betrachtung der Szenario Simulationen ist bei dem Transportverlauf von Boscalid erneut keine Verschiebung über das Jahr erkennbar. Der Stoffaustrag der kombinierten Szenarios A(A1B) und B(B1) ist dabei ebenfalls ganzjährig kleiner als beim Referenzzustand. Bei der Betrachtung der einzelnen Klimaparameter ist der Stofftransport vom T-szenario ebenfalls deutlich unterhalb des NS-szenarios. Dabei ist der Stofftransport des NS-Szenarios im Frühjahr bis zum Mai hier sogar größer als beim Referenzzustand. Ab Juli ist der Stofftransport von den NS-Szenarios kleiner als die Referenz.

Der Konzentrations- und Transportverlauf von Penconazol im Frühjahr ist bis zum Juli weitestgehend mit dem Verlauf von Boscalid vergleichbar. Dabei sind die Konzentration und der Transport bei den kombinierten Szenarien A(A1B) und B(B1) kleiner als die Referenz. Durch einen längeren Applikationszeitraum von Penconazol verlängert sich die Phase des Austrages mit einer hohen Konzentration im Bereich von $0,008 \mu\text{g/L}$ und Transport bis zum August. Erst im September sinken die Konzentration und der Transport ab gegen Null. Im Gegensatz zu Boscalid zeigt die Szenario Simulation bei Penconazol im August dabei einen Anstieg der Konzentration und des Transportes des kombinierten Szenarios A(A1B) über den Referenzzustand. Bei dem Szenario B(B1) ist die Konzentration im August dagegen unter dem Referenzzustand. Dadurch erfolgt bei Penconazol ein Wechsel, bei dem die Konzentration und der Stoffaustrag des Szenario A(A1B) ab August größer als der vom Szenario B(B1) ist.

4. Diskussion

Die durchgeführten Szenario Simulationen bieten erste Hinweise zum Einfluss der untersuchten Klimaparameter auf den Stoffaustrag. Die Simulation zeigt dabei einen Rückgang der Konzentration von Boscalid im Jahresmittel von 15% für das kombinierte Szenario B(B1) und einen Rückgang um 20% für das kombinierte Szenario A(A1B). Die Maximalkonzentration bei Einzelereignissen zeigt bei dem Szenario B(B1) dagegen einen Zuwachs bis zu 20% und bei dem Szenario A(A1B) nur einen minimalen Zuwachs. Der Zuwachs der Konzentration und des Stoffaustrages beim Szenario A(A1B) von Penconazol im August ist dabei bedingt durch den höheren Stoffaustrag von Einzelereignissen. Durch die längere Applikationszeit von Penconazol wirken sich die Einzelereignisse hier stärker auf die Durchschnittskonzentration aus als bei Boscalid. Insgesamt zeigt sich durch die Simulation also eine Abnahme des Stoffaustrages mit einhergehender Zunahme der Konzentration bei Einzelereignissen.

Trotz der angedeuteten Verschiebung des Abflusses bei dem Szenario A(A1B) ist keine Verschiebung bei dem Konzentrations- und Transportverlauf über das Jahr erkennbar. Dabei zeigt der Zuwachs des Stoffaustrages im April, dass durch einen erhöhten Abfluss bei dem NS-Szenario und bei den kombinierten Szenarien auch ein erhöhter Stoffaustrag stattfindet. Durch die Erhöhung von T zeigen sich bei den Klimaszenarien weiterhin eine Reduktion des Durchflusses und eine deutliche Abnahme der Konzentration und des Stoffaustrages im Frühjahr. Die Reduktion des Stoffaustrages wird dabei begünstigt durch einen erhöhten Abbau im Modell durch die Temperaturerhöhung. Im Modell wird die Abbaurate im Boden durch den Anstieg der Temperatur über eine Exponentialfunktion vergrößert. Der Temperatureinfluss auf den Abbau erklärt dabei, dass die Konzentration vom T-Szenario ab Juli über dem Referenzzustand ist, denn nach der neuen Applikation der Fungizide konnte noch kein Abbau stattfinden.

Die simulierten Auswirkungen der NS und T-Änderungen erscheinen dabei plausibel. Chen (2007) zeigte dabei für Atrazin vergleichbare Ergebnisse mit einer Senkung der Durchschnittskonzentration und einer Zunahme der Maximalkonzentration als Folge des Klimawandels. Für robuste und genaue Aussagen sollten die vorgestellten Ergebnisse trotzdem durch eine Simulation über einen längeren Zeitraum weiter untersucht werden, bei dem die Klimaänderungen über mehrere Dekaden betrachtet werden. Dabei sollte auch ein eventuell verändertes Spritzverhalten durch den Klimawandel berücksichtigt werden (Delcour et al., 2015; Rosenzweig et al., 2001).

5. Schlussfolgerung

Zusammenfassend ist das verwendete Einzugsgebietsmodell ein geeignetes Werkzeug, um den Boscalid- und Penconazol Austrag aus einem Weinbergeinzugsgebiet zu simulieren. Mithilfe der durchgeführten Szenario Simulationen konnten dabei erste Informationen zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels durch die Klimaparameter Temperatur und Niederschlag auf die Abflussbildung wie auch auf den Pestizidaustrag im Studiengebiet Löchernbach bereitgestellt werden. Die Szenario Analyse liefert dabei die Erkenntnis, dass einer Abnahme der Stofffracht für Penconazol und Boscalid mit einhergehender Zunahme der Maximalkonzentrationen zu erwarten ist. Maßnahmen zur Retention und Reduktion von diffusen Einträgen und Konzentrationsspitzen sind dabei weiterhin zu empfehlen.

Literatur

- Bloomfield, J. P.; Williams, R. J.; Goody, D. C.; Cape, J. N.; Guha, P., 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater--A UK perspective. *The Science of the total environment* 369 (1-3): S. 163–177.
- Cold, A., Forbes, V.E., 2004. Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquatic toxicology* 67 (3): S. 287–299.
- Chen, B., 2007. Climate Change and Pesticide Loss in Watershed Systems. A Simulation Modeling Study. *Journal of Environmental Informatics* 10 (2): S. 55–67.
- Delcour, I., Spanoghe, P., Uyttendaele, M., 2015. Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International* 68: S. 7-15.
- Gassmann, M.; Lange, J.; Schuetz, T., 2012. Erosion modelling designed for water quality simulation. *Ecohydrology* 5 (3): S. 269–278.
- Gassmann, M., Stamm, C., Olsson, O., Lange, J., Kümmerer, K., Weiler, M., 2013. Model-based estimation of pesticides and transformation products and their export pathways in a headwater catchment. *Hydrology Earth System Sciences* 17 (12): S. 5213–5228.
- Meinke, I., Gerstner, E.-M., Von Storch, H., Marx, A., Schipper, H., Kottmeier, Ch., Treffeisen, R., Lemke, P., 2010. Regionaler Klimaatlas Deutschlands der Helmholtz-Gemeinschaft informiert im Internet über möglichen künftigen Klimawandel. *DMG Mitteilungen* 2: S. 5-7. Online verfügbar unter: <http://www.regionaler-klimaatlas.de>.
- Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harmel, R. D.; Veith, T. L., 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50 (3): S. 885–900.
- Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluer, N., Coquery, M., 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment--effect of sampling frequency. *Environmental pollution* 158 (3): S. 737–748.
- Rosenzweig, C.; Iglesias, A.; Yang, X. B.; Epstein, P. R.; Chivian, E., 2001. Climate Change and extreme weather events. Implications for food production, plant diseases, and pests. *Global Change & Human Health* 2 (2): S. 90–104

Raum-zeitkontinuierliche Modellierung des Bodenwasserhaushalts: Prognose der trockenstressbedingten Prädisposition von Fichtenbeständen für Borkenkäferbefall

Till Hallas, Heike Puhmann, Horst Delb, Reinhold John

Zusammenfassung

Im Rahmen des FNR-Verbundvorhabens „Verbesserte Abschätzung des Risikos für Buchdruckerbefall – Grundlagen für ein Prognosewerkzeug als Bestandteil des integrierten Waldschutzes“ wird die Trockenstressprädisposition von Fichtenwäldern für Borkenkäferbefall untersucht. Mittels repräsentativer bodenhydrologischer Messungen im Nationalpark Schwarzwald werden durch ein bereits bestehendes Wasserhaushaltsmodell modellierte bodenhydrologische Größen auf Plausibilität hin überprüft und Risikoschwellen der Wasserverfügbarkeit definiert, bei deren Unterschreitung mit einer erhöhten Gefahr für Borkenkäferbefall zu rechnen ist. Auf Basis der Ergebnisse erfolgt die Entwicklung eines vereinfachten, rechenoptimierten Bodenwassermodells, das in weiteren Testregionen plausibilisiert wird. Abschließend wird es mit weiteren Teilmodellen in ein webbasiertes Prognosetool implementiert, das eine tagesaktuelle und standortgenaue Abschätzung des Befallsrisikos ermöglicht.

1. Einleitung

1.1 Hintergrund

Die Gemeine Fichte (*Picea abies*) ist die anteilmäßig präsenteste sowie wirtschaftlich bedeutendste Baumart in deutschen Mittelgebirgen (BMEL 2016a). Damit bestimmt sie wesentlich die aktuelle Ertragslage der Forstbetriebe, aber auch über die Forstwirtschaft hinausgehende Wirtschaftsabläufe. Diese Stellung wird sie trotz zu erwartender klimatischer Veränderungen noch über Jahrzehnte hinweg einnehmen (LEITGEB et al. 2013, BMEL 2016b).

Infolge des Klimawandels könnten sich jedoch durch prognostizierte steigende Temperaturen und zunehmende sommerliche Trockenperioden die Wuchsbedingungen der Fichte maßgeblich verschlechtern (ALLEN et al. 2010, HANEWINKEL et al. 2013, VAN DER MAATEN-THEUNISSEN et al. 2013, BODEN et al. 2014). Gleichzeitig werden ihre bedeutendsten potenziellen biotischen Schädlinge, rindenbrütende Borkenkäfer und hier in erster Linie der Buchdrucker (*Ips typographus*), durch diese Klimaveränderungen begünstigt (ROUAULT et al. 2006, JÖNSSON et al. 2007, FACCOLI 2009, DELB 2013). Zusätzlich dürfte durch eine Zunahme der Häufigkeit sowie Intensität von Sturm- sowie Nasseschneeereignissen vermehrt Brutmaterial aus abiotischen Schadereignissen anfallen, deren Bedeutung für die initialen Befallsphasen durch den Buchdrucker unbestritten sind (WERMELINGER et al. 2013, STADELMANN et al. 2014, POTTERF & BONE 2017).

Unter diesen Bedingungen neigt diese Borkenkäferart zu unkontrollierten Massenvermehrungen (Kalamitäten), infolge derer sie auch vollkommen gesunde Fichten befallen und so Fichtenwälder großflächig zum Absterben bringen kann (FEEMERS et al. 2003, BRÄSICKE & WULF 2014). Im Zuge der „sauberen Waldwirtschaft“ können großflächige Kalamitäten durch eine konsequente Entfernung initialer Befallsherde und die integrierte Bekämpfung erfolgreich verhindert oder abgeschwächt werden (JOHN et al. 2016). Aufgrund einer altersbedingten Zunahme befallsgefährdeter Fichtenwälder, der Abnahme kundigen Fachpersonals auf der Fläche wegen struktureller Veränderungen und zunehmender Restriktionen bis hin zum Verzicht von Pflanzenschutzmitteln, beispielsweise in FVC-zertifizierten Wäldern, wird die Umsetzung

der integrierten Borkenkäferbekämpfung jedoch zunehmend erschwert. Die frühzeitige Erkennung von frischem Stehendbefall muss bei einer aktuellen Gefährdungssituation nach wie vor mittels regelmäßiger Kontrollgänge in den potenziell gefährdeten Beständen durch erfahrene Fachkräfte erfolgen. Auf diesem Gebiet wurden zur Effizienzsteigerung bisher kaum methodisch auf größeren Flächen umsetzbare Fortschritte erzielt. Vor dem Hintergrund von Forstformen, sich verändernden Zuordnungen und Verantwortlichkeiten, steigenden Reviergrößen und abnehmender Betreuungskonstanz gilt es das Monitoring gefährdeter Fichtenwälder effizienter zu gestalten.

1.1 Projektbeschreibung

Das Verbundvorhaben „Verbesserte Abschätzung des Risikos für Buchdruckerbefall – Grundlagen für ein Prognosewerkzeug als Bestandteil des integrierten Waldschutzes (IPSPRO)“ wird von der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe gefördert und hat eine Laufzeit vom 1.11.17 bis zum 31.10.20. Das Projekt will dazu beitragen, das Management gefährdeter Fichtenwälder zu verbessern, indem unkontrollierte Massenvermehrungen des Buchdruckers effizient verhindert oder abgeschwächt werden. Es gliedert sich in:

- Teilvorhaben 1: Buchdruckerphänologie und Trockenstressdisposition (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg)
- Teilvorhaben 2: Altdatenauswertung und Nutzung der Fernerkundung für das Borkenkäfermonitoring (Staatsbetrieb Sachsenforst)
- Teilvorhaben 3: Räumlich hochauflösende Witterungsprognose und Entwicklung eines integralen webbasierten Prognosewerkzeugs (Universität Hamburg)

Gesamtziel des Verbundvorhabens ist es, die aktuelle Gefährdungssituation durch den Buchdrucker in potenziell gefährdeten Fichtenbeständen mit möglichst hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung einschätzen zu können, wobei das Gesamtrisiko als kombinierte Wahrscheinlichkeit von (a) Brutraumangebot, (b) Borkenkäferphänologie und (c) Trockenstressprädisposition betrachtet wird (Abb. 1).

Die Teilmodelle (a) und (b) für den sogenannten Borkenkäferbefallsdruck auf der einen Seite und die Trockenstressprädisposition (c) der Fichtenbestände auf der anderen Seite werden in einem für Waldbewirtschaftende aller Besitzarten zugänglichen, webbasierten Prognosetool integriert, das tagesaktuell und standortsgenau das Gesamtrisiko berechnet und kartographisch in Form einer Ampelkarte (rot: hohes Risiko; gelb: mittleres Risiko; grün: geringes Risiko) darstellt (Abb. 1). In das Prognosetool fließen sowohl aktuelle Wetterdaten als auch kurz- bis mittelfristige (7–14 Tage) Wettervorhersagen mit ein. Damit ermöglicht es die dynamische Fokussierung des Borkenkäfermonitorings auf besonders gefährdete Fichtenbestände und hilft somit das Risiko einer unkontrollierten Massenvermehrung des Buchdruckers deutlich zu reduzieren.

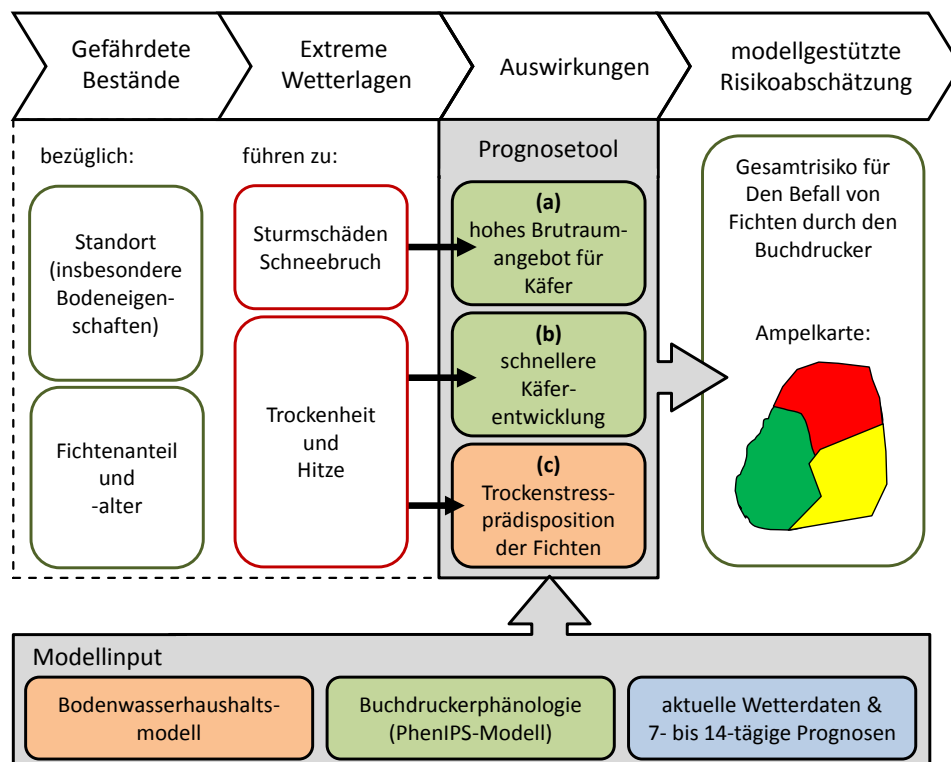


Abb. 1: Schematische Darstellung des Verbundvorhabens IPSPRO.

1.2 Teilprojekt: Trockenstressprädisposition

Ein wichtiger Faktor für die Prädisposition von Fichtenbeständen für Borkenkäferbefall ist die aktuelle Bodenwasserversorgung sowie die zurückliegende Trockenstresshistorie, die beide maßgeblich von den Bodeneigenschaften abhängen (FACCOLI 2009, REHSCHUH et al. 2017). Bodenwasserhaushaltsmodelle sind besonders geeignet, diese Datenbasis zu liefern und empirische (zeitlich und räumlich begrenzte) Befunde aus Feldstudien zu verallgemeinern (BAUWE et al. 2010, VON WILPERT et al. 2016).

Aus diesem Grund werden zur Untersuchung der Trockenstressprädisposition repräsentative bodenhydrologische Messflächen im Nationalpark Schwarzwald (NLP-SW) eingerichtet (siehe dazu Abb.). An diesen wird die Bodenfeuchte in 30 cm und 60 cm Tiefe gemessen und darauf aufbauend weitere bodenhydrologische Größen und Trockenstressindizes berechnet (PUHLMANN et al. 2017). Anhand der empirisch erhobenen Daten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) modellierte bodenhydrologische Größen auf ihre Plausibilität hin überprüft und Risikoschwellen der Wasserverfügbarkeit definiert, bei deren Unterschreitung mit einer erhöhten Gefahr für Borkenkäferbefall zu rechnen ist. Auf Basis der Ergebnisse wird anschließend ein auf LWF-Brook90 aufbauendes, vereinfachtes Bodenwassermodell entwickelt, das mit geringeren Rechenzeiten tagesaktuell und standortsgenau die Wasserverfügbarkeit berechnet und die Unterschreitung von Risikoschwellen detektiert. Das entwickelte Modell wird in mehreren Testregionen (Nationalpark Sächsische Schweiz, Nationalpark Hunsrück-Hochwald, Thüringer Wald), die sich bezüglich ihrer Bedingungen und Datenverfügbarkeit (z.B. Boden, Hydrologie, Borkenkäferbefall) unterscheiden, überprüft und gegebenenfalls angepasst und weiterentwickelt.

Abschließend wird das vereinfachte und plausibilisierte Bodenwassermodell mit weiteren Teilmodellen in ein webbasiertes Prognosetool implementiert (siehe Abb. 1).

2. Material und Methoden

2.1 Wasserhaushaltsmodellierungen

2.1.1 Grundmodell

Für die Wasserhaushaltsmodellierungen im Projektgebiet NLP-SW wird das prozessorientierte forsthydrologische Modell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) verwendet, bei welchem es sich um eine Modifikation des Simulationsmodells Brook90 handelt (FEDERER et al. 2003). Brook90 modelliert den täglichen Wasserhaushalt eines mehrschichtigen, ein-dimensionalen Bodenprofils unter Einbezug der Vegetationsschicht. Hierbei werden die Niederschlagsinfiltration, Wasserbewegungen im Boden (Richards-Gleichung) und der Wasserentzug durch Verdunstung berücksichtigt. Für die Aufteilung der Gesamtepotranspiration in Transpiration, Boden- sowie Schneeevaporation und Interzeptionsevaporation ist in Brook90 das Verfahren nach SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) implementiert. In Abb. 2 sind die im Modell LWF-Brook90 parametrisierten Wasserflüsse und Speicher schematisch dargestellt. Die von HAMMEL & KENNEL (2001) vorgenommenen wichtigen Modifikationen im Vergleich zur 1995 von FEDERER veröffentlichten Urversion beinhalten die Berücksichtigung und Parametrisierung bodenhydraulischer Kennfunktionen sowie der temperaturgesteuerten Länge der Vegetationsperiode und die Implementierung der dynamischen Bestandentwicklung über eine

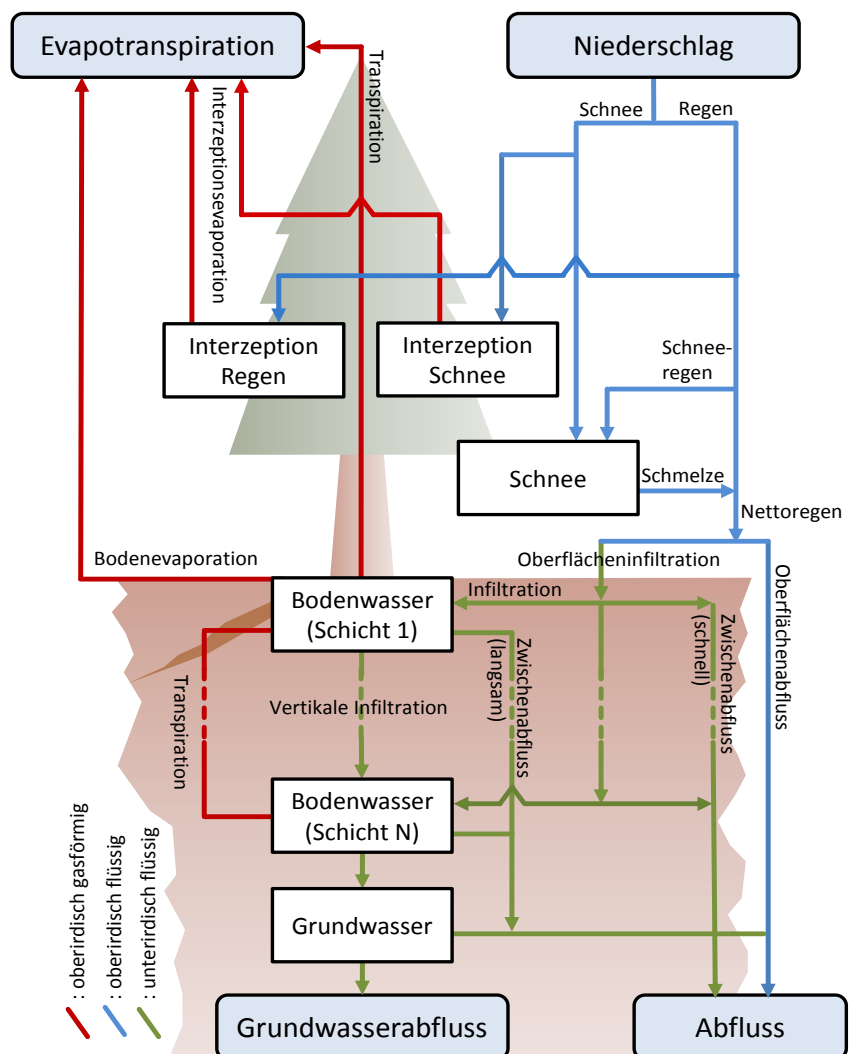


Abb. 2: Flussdiagramm von LWF-Brook90 (eigene Darstellung).

Umtriebszeit (Bestandeshöhe, Blattflächenindex und Durchwurzelungsentwicklung). Eine ausführliche Beschreibung von Brook90 ist im Rahmen einer Programmdokumentation online verfügbar (FEDERER 2002). HAMMEL & KENNEL (2001) sowie VON WILPERT et al. (2016)

liefern weiterführende Informationen zu den vorgenommenen Modifikationen und der Funktionsweise von LWF-Brook90.

2.1.2 Datenbasis

Als Basis für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts mit LWF-Brook90 dienen zum einen im 25 m x 25 m-Raster vorliegende regionalisierte Bodeninformationen, die auf Daten der Bodenzustandserhebung (BZE) beruhen (ZIRLEWAGEN & VON WILPERT 2011, VON WILPERT et al. 2016). Auf Grundlage dieser werden die bodenhydrologischen Eigenschaften, wie das Wasserretentions- und Leitfähigkeitsvermögen, mittels Pedotransferfunktionen geschätzt. Der regionalisierte Datensatz wird mit den flächig vorliegenden Standortkartierungsdaten im NLP-SW verglichen und gegebenenfalls korrigiert.

Zum anderen stellt der Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Hamburg die benötigten meteorologischen Eingangsdaten (Niederschlag, maximale und minimale Lufttemperatur, Globalstrahlung, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit) für den Zeitraum von 1961 bis heute in Form von Tageswerten im 250 m x 250 m-Raster bereit (WEINZIERL et al. 2013). In NOTHDURFT et al. (2012) ist die zur Ableitung dieser Werte verwendete hierarchische Modellkette, welche statistische und dynamische Downscaling-Schritte kombiniert, beschrieben. Neben diesen zwei regionalisierten Datensätzen fließen die aus der Forsteinrichtung für Baden-Württemberg flächig vorliegenden Informationen zum Bestand mit ein. Ein Bestand ist die kleinste Bewirtschaftungseinheit des Waldes und ein in sich homogener Waldteil, der sich bezüglich Alter, Struktur und Baumartenzusammensetzung deutlich von angrenzenden Waldteilen unterscheidet (BMEL 2016a).

2.1.3 Verfahrensschritte

Aufgrund der sehr kleinräumigen topographischen Unterschiede erfolgt zunächst eine retrospektive (1961-2017), horizontal hochaufgelöste Wasserhaushaltsmodellierung für das gesamte Projektgebiet NLP-SW. Hierfür wird der Modellinput im 25 m x 25 m-Raster an LWF-Brook90 übergeben, welches den Wasserhaushalt mit selbiger horizontaler Auslösung in Form von Tageswerten berechnet. Damit werden die bislang für Baden-Württemberg im 250 m x 250 m-Raster vorliegenden Modellergebnisse um den Faktor 100 verfeinert. In dieser Auflösung konnten beispielsweise SCHWÄRZEL et al. (2009) LWF-Brook90 für Teile des Tharandter Waldes in Sachsen erfolgreich parametrisieren. Die Ergebnisse der retrospektiven Modellierung werden mithilfe der auf den Versuchsflächen gemessenen Bodenfeuchtwerte plausibilisiert und das Modell gegebenenfalls neu kalibriert.

In einem weiteren Schritt werden Risikoschwellen der Wasserverfügbarkeit definiert, bei deren Unterschreitung mit einer erhöhten Gefahr für Borkenkäferbefall an Fichten zu rechnen ist. Beispielsweise gilt die relative nutzbare Feldkapazität als brauchbarer Indikator zur Einschätzung von Trockenstress an Fichten (CZAJKOWSKI et al. 2009, VON WILPERT et al. 2016). Die Schwellenwertdefinition beruht auf der Verknüpfung der Modellergebnisse mit während der Projektlaufzeit beobachteten Borkenkäferbefällen. Da jedoch der Wasserhaushalt nicht überall messtechnisch erfasst werden kann, werden zusätzlich die für den NLP-SW von 2014 bis heute vorliegenden Befallskartierungen systematisch ausgewertet und mit den retrospektiven Wasserhaushaltsmodellierungen verschnitten.

Neben diesen im Projektgebiet erhobenen Daten wird auch auf vorliegende ausgewertete sowie noch auszuwertende Datensätze von Dauerbeobachtungsflächen des intensiven forstlichen Monitorings (Level II) in Baden-Württemberg zurückgegriffen (DE VRIES et al. 2003, FISCHER et al. 2012). So geben hochaufgelöste Saugspannungs-Messungen an Level-II-Fichtenflächen präzise Auskunft über Grenzwerte, bei denen die Transpiration einbricht. Dendrometermessung zeigen zudem stundengenau an, wann das Baumwachstum infolge von Trockenheit stagniert. Auf diese Weise sind baumphysiologische Reaktionen auf Trockenstress gut erfasst und können mit dem Befallsrisiko durch Borkenkäfer kombiniert werden (LÉVESQUE et al. 2013, NETHERER et al. 2015).

Auf Basis der Ergebnisse erfolgt anschließend die Entwicklung eines auf LWF-Brook90 aufbauenden, vereinfachten Bodenwassermodells, das in weiteren Projektregionen (Nationalpark Hunsrück-Hochwald und Nationalpark Sächsische Schweiz) getestet und optimiert wird. Ferner wird es mit aktuellen Tageswetter- und Prognosedaten gekoppelt. Das rechenoptimierte, vereinfachte Modell ermittelt tagesaktuell und standortgenau die Wasserverfügbarkeit und ermöglicht so eine Abschätzung der Trockenstressprädisposition von Fichtenbeständen für Buchdruckerbefall.

2.2 Bodenhydrologische Geländeaufnahmen

2.2.1 Versuchsflächenauswahl

Mithilfe einer systematischen Versuchsflächenauswahl werden im 10.062 ha großen NLP-SW bodenhydrologische Versuchsflächen auf den für Fichten bedeutendsten Standortgruppen angelegt (Abb. 3).

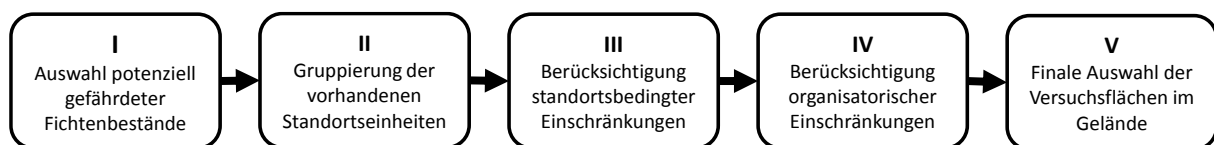


Abb. 3: Verfahrensschritte der systematischen Versuchsflächenauswahl für die bodenhydrologischen Geländeaufnahmen.

Die Einrichtung der Versuchsflächen erfolgt an Standorten, die repräsentativ für einen möglichst großen Teil des Projektgebietes sind. Hierfür werden in einem ersten Schritt auf Basis aktueller Forsteinrichtungsdaten potenziell gefährdete Fichtenbestände ausgewählt (Abb. 3). Als gefährdet gelten Flächen mit einem Fichtenanteil von mindestens 50 % und ab einem Baumalter von mindestens 40 Jahren, da unter diesen Schwellenwerten kaum mit bedeutsamem Befall zu rechnen ist (WERMELINGER 2004, OVERBECK & SCHMIDT 2012).

Für die ausgewählten Fichtenflächen werden mithilfe von Standortkartierungsdaten (im NLP-SW flächendeckend vorliegend) alle im Projektgebiet vorhandenen Standortseinheiten inklusive ihrer Flächengröße und -anteile zusammengetragen und anschließend nach folgenden Kriterien gruppiert:

- Höhenstufe: Höhenzonale Gliederung der Standortseinheiten.
- Bodenhydrologische Eigenschaften: Gliederung in Standortseinheiten mit bzw. ohne Grund- oder Stauwassereinfluss.
- Öko-Serie: Zusammenfassung von Standorten, die für die Vegetation ähnliche Wuchs-Substrate aufweisen und dem Wurzelraum der Bäume ähnliche Bedingungen bieten.

Nach einer ersten höhenzonalen Unterteilung der Standortseinheiten erfolgt eine weitere Gruppierung nach bodenhydrologischen Eigenschaften und Öko-Serie. Die Gruppierung kann durch die Berücksichtigung weiterer Bodenmerkmale (u.a. Bodentyp, Textur, Skelettanteil oder Geländemorphologie) noch deutlich verfeinert werden. Aufgrund von messtechnischen und finanziellen Limitierungen können nicht auf allen vorhandenen Standortgruppen bodenhydrologische Messungen durchgeführt werden. Daher werden zunächst grundwasserbeeinflusste, block- und schuttreiche, sehr flachgründige sowie extrem steile Standortgruppen ausgeschlossen, da auf diesen eine Versuchsflächenanlage standortsbedingt wenig sinnvoll oder nur schwer umsetzbar ist (Abb. 3). Anschließend werden die anteilmäßig und wirtschaftlich bedeutendsten Standortgruppen ausgewählt. Die final ausgewählten Standortgruppen sollten mindestens 50 % der Projektgebietsfläche umfassen. Vor der Festlegung der Versuchsflächen im Gelände sind noch organisatorische Einschränkungen zu berücksichtigen (Abb. 3). So werden Bereiche des NLP-SW ausgeschlossen, deren Betreten untersagt ist (z.B. Kernzone), die nicht gefahrenfrei begehbar oder extrem abgelegen sind.

In den Wasserhaushaltsmodellierungen werden messtechnisch nicht erfasste Standortgruppen jedoch auf Basis von Ergebnissen vorangegangener Untersuchungen sowie der Auswertung von auf Monitoringflächen erhobenen Datensätzen ebenfalls berücksichtigt.

2.2.2 Versuchsflächenanlage

Im Bereich der vorausgewählten Standortgruppen wird der Mittelpunkt des bodenhydrologischen Messfeldes in Absprache mit der Nationalparkverwaltung festgelegt. Hierbei wird das feingliedrige Relief berücksichtigt und darauf geachtet, dass der Fichtenanteil auf der Versuchsfläche über 90 % beträgt. Auf jeder Versuchsfläche wird mittels FDR-ML3-ThetaProben-Sonden (DELTA-T DEVICES LTD 2013) die Bodenfeuchte durch die Messung der relativen Permittivität (Dielektrizitätszahl ϵ_r) des Bodens halbstündlich über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren erfasst. Dafür wird von einem zentral aufgestellten Logger ausgehend an insgesamt zehn Messpunkten jeweils eine Sonde in 30 cm und 60 cm Tiefe eingebaut. Die Messpunkte werden in bis zu 20 m Entfernung vom Mittelpunkt systematisch auf der Versuchsfläche stets unter Fichtenkronen, mit ausreichendem Abstand sowohl zum Stamm als auch Kronentrauf, verteilt (Abb. 4). Um die Variabilität auf der Versuchsfläche besser abbilden zu können, wird darauf geachtet, dass möglichst viele Abstandsklassen zwischen den Messpunkten vorhanden sind.

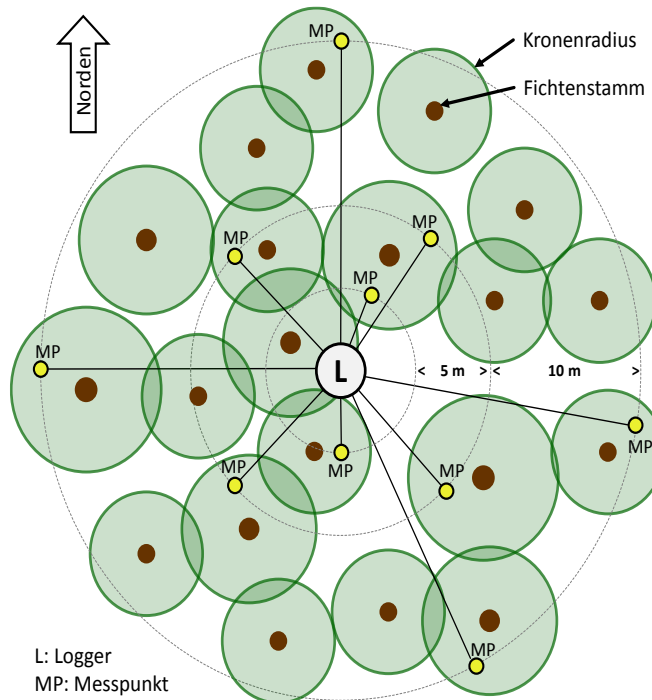


Abb. 4: Schematische Darstellung des bodenhydrologischen Messfeldes.

3. Erste Ergebnisse

3.1 Bodenhydrologische Geländeaufnahmen

Im NLP-SW und dem angrenzenden Pufferstreifen ist die Fichte auf einer Fläche von 6857 ha mit einem Flächenanteil $\geq 50\%$ und einem Alter ≥ 40 Jahre vertreten. Damit stehen auf 68,15% der Parkfläche potenziell gefährdete Fichtenbestände. Von diesen befinden sich 5056 ha in der montanen und 1801 ha in der hochmontanen Höhenzone. Der submontane Bereich wurde der montanen Stufe zugeordnet, da dieser nur einen marginalen Bereich ($< 1\%$) des Parks umfasst.

In Abb. 5 sind die vorausgewählten Standortsgruppen dargestellt. Wegen messtechnischer, personeller und finanzieller Limitierungen beschränken sich Geländeaufnahmen auf insgesamt neun Standortsgruppen. Diese umfassen 3725 ha bzw. 54,3% der relevanten Fichtenbestände im NLP-SW.

In der Karte sind die vorausgewählten Bereiche markiert, in denen die bodenhydrologischen Messfelder mit einsetzender Schneeschmelze ab April 2018 in Rücksprache mit der NLP-Administration eingerichtet werden. Diese befinden sich größtenteils in der Managementzone sowie teilweise in der Entwicklungszone und sind mit dem Monitoringnetz des Parks gekoppelt. Dadurch können die Bodenfeuchtemessungen in direkten Bezug zu weiteren bodenkundlichen Datenerhebungen gesetzt werden. Insgesamt werden auf den neun Flächen 180 Sonden verbaut, die von April 2018 bis zum Frühjahr 2020 kontinuierlich die Bodenfeuchte erfassen.

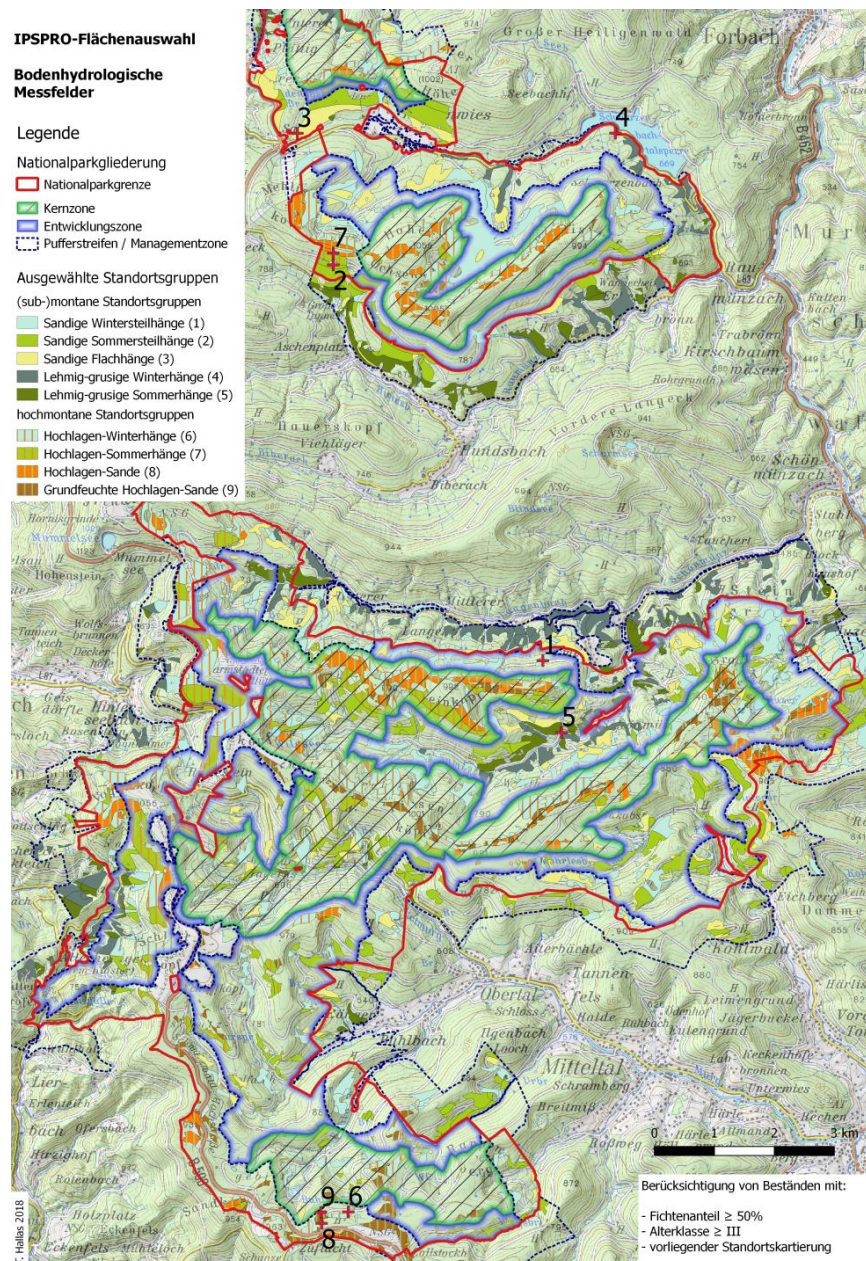


Abb. 5: Ausgewählte Standortsgruppen im Nationalpark Schwarzwald (Zahlen: Auswahlbereich für die bodenhydrologischen Versuchsflächen).

3.1 Wasserhaushalt im Projektgebiet

Anhand einer für den Zeitraum von 1961 bis 2013 im 250 m x 250 m-Raster durchgeführten Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte eine erste statistische Vorauswertung für die 2169 NLP-SW vorhandenen Rasterpunkte. Erste Ergebnisse zeigen, dass auch im gut wasserversorgten NLP-SW die allgemeinen klimatischen Veränderungen nachweisbar sind. So führt beispielsweise der Temperaturanstieg zu einer in Abb. 6 dargestellten Zunahme der Transpirationssumme während der Vegetationsperiode, die trotz der starken hydrologischen Variabilität für das Projektgebiet signifikant ausfällt. Der Anstieg geht einher mit einer ebenfalls signifikanten Verlängerung der Vegetationsperiode sowie zunehmenden Summe der Bodenevaporation im NLP-SW. Demnach ist ein klarer Trend hin zu einer wärmebedingt erhöhten biologischen Aktivität erkennbar. Gleichzeitig sinkt jedoch der Anteil pflanzenverfügbaren Wassers.

In Abb. 7 ist hierfür beispielhaft die Entwicklung der pro Jahr erfassten minimalen relativen Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum dargestellt. Obwohl extreme Trockenjahre (1964, 1976, 1983, 1990 & 2003) relativ gleichmäßig auftreten, hat sich diese im NLP-SW von 1961 bis 2013 signifikant verringert (Abb. 7). Vorangegangene Untersuchungen haben gezeigt, dass ab der Unterschreitung einer bestimmten relativen Bodenwasserspeicherfüllung Bäume, unabhängig vom absoluten Speichervermögen eines Bodens, unter Trockenstress leiden (BRÉDA & GRANIER 1996, PUHLMANN 2013). Dabei wirken sich extreme Trockenperioden, wie beispielweise 2003 oder 2015, besonders negativ und teils über mehrere Jahre hinweg auf das Wachstum und die Vitalität der Fichten aus (KÖHLER et al. 2010). Im Zuge dessen steigt parallel die Prädisposition der Fichten für Borkenkäferbefall

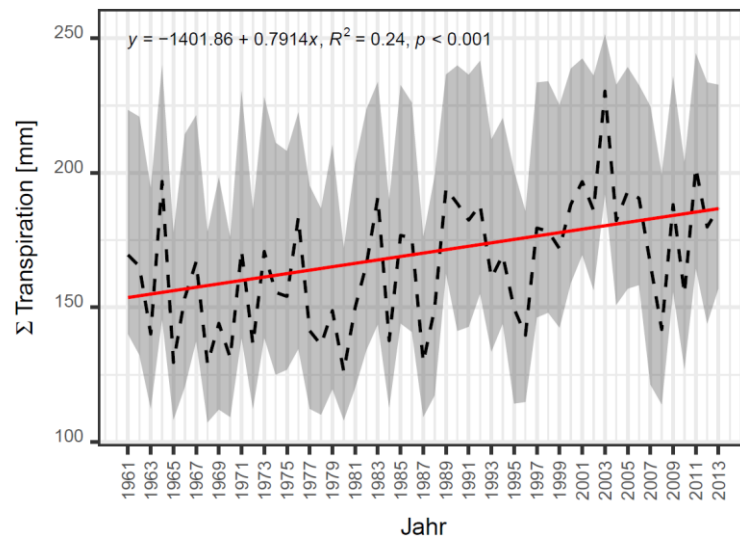


Abb. 6: Transpirationssumme während der Vegetationsperiode im NLP-SW (gestrichelte Linie: Median, rote Linie: Trendkurve, graue Fläche: 5- & 95%-Quantil, n = 2169).

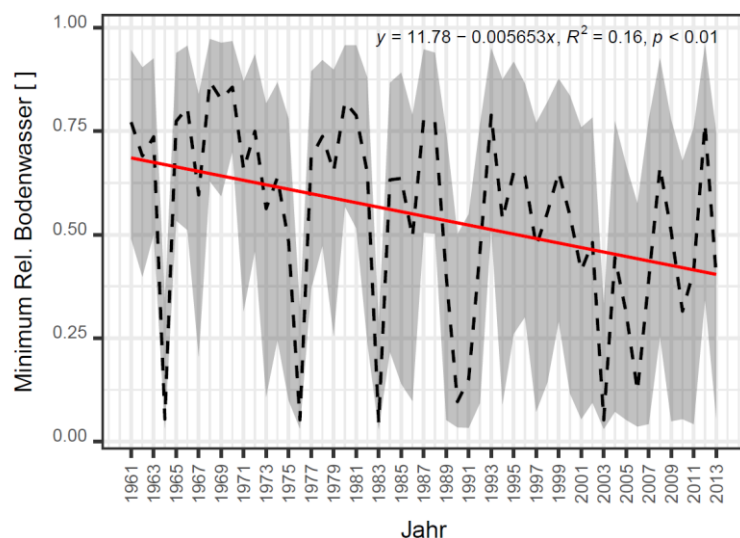


Abb. 7: Minimale relative Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum während der Vegetationsperiode im NLP-SW (gestrichelte Linie: Median, rote Linie: Trendkurve, graue Fläche: 5- & 95%-Quantil, n = 2169).

sich extreme Trockenperioden, wie beispielweise 2003 oder 2015, besonders negativ und teils über mehrere Jahre hinweg auf das Wachstum und die Vitalität der Fichten aus (KÖHLER et al. 2010). Im Zuge dessen steigt parallel die Prädisposition der Fichten für Borkenkäferbefall

(LÉVESQUE et al. 2013, NETHERER et al. 2015). Unter Einbezug der Jahre 2014–2017 dürften diese Trends noch wesentlich deutlicher in Erscheinung treten.

4. Ausblick

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt befindet sich das IPSPRO-Verbundvorhaben noch in der Anfangsphase. Ein Überblick zur Zeitplanung des Arbeitspakets 3 Trockenstressprädisposition ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Zeitplanung für das Arbeitspaket 3: Trockenstressprädisposition (rot: Projektphase zum Tagungszeitpunkt).

AP3 Trockenstressprädisposition	2018				2019				2020			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Einrichtung der Bodenfeuchtemessnetze und kontinuierliches Bodenfeuchtemonitoring												
Modellierung des Bodenwasserhaushalts in den Projektgebieten; Kalibrierung an erhobenen Bodenfeuchtedaten												
Verknüpfung der modellierten Prädisposition mit den beobachteten Borkenkäferbefällen												
Entwicklung eines vereinfachten Bodenwassermodells; Kopplung mit Tageswetter für das Prognosetool												
Testläufe mit Prognosetool; Aufbereitung von Inhalten für das webbasierte Prognosetool												

Im II. Quartal des Jahres 2018 werden die bodenhydrologischen Messfelder im Projektgebiet NLP-SW installiert und mit weiteren Modellierungen des Bodenwasserhaushalts begonnen. Erste statistisch abgesicherte Ergebnisse sind ab dem III. Quartal 2018 zu erwarten.

Danksagung

Ein besonderer Dank geht an das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) für die Förderung des IPSPRO-Verbundvorhabens, vertreten durch die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger (nähere Informationen unter: www.fnr.de). Ebenso möchten wir der Verwaltung des Nationalparks Schwarzwald für die Ermöglichung der Geländeaufnahmen und die bereichernde Kooperation danken.

Literatur

- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., ... & Gonzalez, P., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, S. 660-684.
- Bauwe, A., Criegee, C., Glatzel, S., Scharnweber, T., Schröder, C., Manthey, M., Wilmking, M., & Lennart, B., 2010. Modellierung des Bodenwasserhaushaltes von Kiefernstandorten in Mecklenburg-Vorpommern von 1951 bis 2009 unter besonderer Berücksichtigung von Trockenstress. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R.F. (Hrsg.), 2010. Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. Deutsches GeoForschungsZentrum, Scientific Technical Report 10/10, S. 23-28.

- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Hrsg.), 2016a. Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 2. korrigierte Auflage, Berlin, 52 S.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Hrsg.), 2016b. Wald und Rohholzpotenzial der nächsten 40 Jahre. Ausgewählte Ergebnisse der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2013 bis 2052. Berlin, 60 S.
- Boden, S., Kahle, H.P., von Wilpert, K., & Spiecker, H., 2014. Resilience of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) growth to changing climatic conditions in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management* 315, S. 12-21.
- Bräsicke, N., & Wulf, A., 2014. Über die Zunahme thermophiler Schadorganismen in den Wäldern – Umbaupläne müssen dies berücksichtigen. In: Lozán J. L.; Grassl, H.; Karbe, I. & G. Jendritzky (Hrsg.): Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage, 9 S. Online: (Kap 4.8) – www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de.
- Bréda, N., & Granier, A., 1996. Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Annals of Forest Science* 53, S. 521-536.
- Czajkowski, T., Ahrends, B., & Bolte, A., 2009. Critical limits of soil water availability (CL-SWA) for forest trees – an approach based on plant water status. *vTI Agriculture and Forestry Research* 59, S. 87-93.
- De Vries, W., Vel, E., Reinds, G.J., Deelstra, H., ... & Hausmann, T., 2003. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe: 1. Objectives, set-up and evaluation strategy. *Forest Ecology and Management*, 174, S. 77-95.
- Delb, H., 2013. Auswirkungen des Klimawandels auf den Wald in Rheinland-Pfalz. Teilbericht Waldschutz und Klimawandel. In: Rheinland-Pfalz Kompetenzzentrum für Klimawandelfolgen (Hrsg.): Schlussberichte des Landesprojekts Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP), Teil 4, Modul Wald: 59 S.
- DELTA-T DEVICES LTD (Hrsg.), 2013. ML3 ThetaProbe Soil Moisture Sensor - User Manual. Cambridge, 46 S.
- Faccoli, M., 2009. Effect of Weather on *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae) Phenology, Voltinism, and Associated Spruce Mortality in the Southeastern Alps. *Environmental Entomology* 38, S. 307-316.
- Federer, C.A., 2002. BROOK 90: A simulation model for evaporation, soil water, and streamflow. Online: <http://www.ecoshift.net/brook/brook90.htm>.
- Federer, C.A., Vörösmarty, C., & Fekete, B., 2003. Sensitivity of Annual Evaporation to Soil and Root Properties in Two Models of Contrasting Complexity. *Journal of Hydrometeorology* 4 (6), S. 1276-1290.
- Feemers, M., Blaschke, M., Skatulla, U., & Gulder, H.-J., 2003. Klimaveränderungen und Biologische Schäden im Wald. *LWF aktuell* 37, S. 19-22.
- Fischer, R., Waldner, P., Carnicer, J., Coll, M., ... & Marchetto, A., 2012. The condition of forests in Europe. 2012 Executive Report. ICP Forests, Hamburg, 24 S.

- Hammel, K., & Kennel, M., 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185, 148 S.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.J., Nabuurs, G.J., & Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3, S. 203-207.
- John, R., Delb, H., Hielscher, K., Hurling, R., Lobinger, G., Niesar, M., Otto, L.-O., Petercord, R., & Thiel, J., 2016. Borkenkäfer an Nadelbäumen erkennen, vorbeugen, kontrollieren. 8. überarbeitete Auflage. aid Infodienst, Bonn, 54 S.
- Jönsson, A.M., Harding, S., Barring, L., & Ravn, H.P., 2007. Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 146, S. 70-81.
- Kohler, M., Sohn, J., Nägele, G., & Bausch, J., 2010. Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research* 129, S. 1109-1118.
- Leitgeb, E., Englisch, M., Herzberger, E., & Starlinger, F., 2013. Fichte und Standort - Ist die Fichte besser als ihr Ruf? *BFW-Praxisinformation* 31, S. 7-9.
- Lévesque, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Eilmann, B., Brang, P., Bugmann, H., & Rigling, A., 2013. Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. *Global Change Biology* 19, S. 3184-3199.
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., ... & Schopf, A., 2015. Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytologist* 205, S. 1128-1141.
- Nothdurft, A., Wolf, T., Ringeler, A., Böhner, J., & Saborowski, J., 2012. Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *Forest Ecology and Management* 279, S. 97-111.
- Overbeck, M., & Schmidt, M., 2012. Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management* 266, S. 115-125.
- Potterf, M., & Bone, C., 2017. Simulating bark beetle population dynamics in response to wind-throw events. *Ecological Complexity* 32, S. 21-30.
- Puhlmann, H., 2013. Bodenwasserhaushalt und Baumwachstumsreaktionen an BZE-Monitoring-Punkten. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 96, S. 129-140.
- Puhlmann, H., Schmidt-Walter, P., Hartmann, P., von Wilpert, K., & Meesenburg, H., 2017. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. *AFZ-DerWald* 2/2017, S. 37-39.
- Rehshuh, R., Mette, T., Menzel, A., & Buras, A., 2017. Soil properties affect the drought susceptibility of Norway spruce. *Dendrochronologia* 45, S. 81-89.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C., & Warzée, N., 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science* 63, S. 613-624.

- Schwärzel, K., Feger, K.H., Häntzschel, J., Menzer, A., Spank, U., Clausnitzer, F., Köstner, B., & Bernhofer, C., 2009. A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* 258, S. 2163-2174.
- Shuttleworth, W.J., & Wallace, J.S., 1985. Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 111, S. 839-855.
- Stadelmann, G., Bugmann, H., Wermelinger, B., & Bigler, C., 2014. Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle. *Forest Ecology and Management* 318, S. 167-174.
- Van Der Maaten-Theunissen, M., Kahle, H.P., & Van Der Maaten, E., 2013. Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Annals of Forest Science* 70, S. 185-193.
- von Wilpert, K.; Hartmann, P.; Puhmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Meesenburg, H.; Müller, J.; & Evers, J., 2016. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: Wellbrock, N.; Bolte, A.; Flessa, H. (Hrsg.), 2016. *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008*. Thünen-Report 43, S. 343-386.
- Weinzierl, T., Conrad, O., Böhner, J., & Wehberg, J., 2013. Regionalization of Baseline Climatologies and Time Series for the Okavango Catchment. *Biodiversity & Ecology* 5, S. 235-245.
- Wermelinger, B., 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202, S. 67-82.
- Wermelinger, B., Obrist, M.K., Baur, H., Jakoby, O., & Duelli, P., 2013. Synchronous rise and fall of bark beetle and parasitoid populations in windthrow areas. *Agricultural and Forest Entomology* 15, S. 301-309.
- Zirlewagen, D., & von Wilpert, K., 2011. Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, S. 73-83.

Ableitung natürlicher Abflüsse für die Kalibrierung eines Zuflussprognosemodells zur Speicherbewirtschaftung in einem hochalpinen Einzugsgebiet

Johannes Wesemann, Karsten Schulz, Mathew Herrnegger

Zusammenfassung

Große Höhengradienten in Kombination mit hohen Niederschlagssummen begünstigen den alpinen Raum für die Energieerzeugung mittels Wasserkraft. Alpine Speicherseen spielen dabei eine wesentliche Rolle, da durch diese die zeitlichen Unterschiede zwischen Wasserverfügbarkeit und Energiebedarf kompensiert werden können. Für ein nachhaltiges und effizientes Management der Energieproduktion, aber auch zur Hochwasserretention, können Zuflussprognosesysteme in diesem Zusammenhang wichtige Informationen bereitstellen. Das Ziel der in diesen Systemen integrierten hydrologischen Modelle ist dabei die Prognose der in die Speicherseen zu erwartenden, lokalen, Zuflüsse auf Basis von meteorologischen Vorhersagen. Direkte Abflussmessungen des natürlichen Zuflusses, welche für eine Kalibrierung dieser Modelle notwendig sind, stehen in diesen Einzugsgebieten jedoch selten zur Verfügung. In diesem Beitrag wird daher ein Verfahren vorgestellt, wie der lokale Abfluss aus Sekundärinformationen wie Wasserstands- und Druckleitungsmessungen abgeschätzt und zur Kalibrierung des Niederschlags-Abfluss-Modells COSERO verwendet werden kann. Die Methode wurde in einem Forschungsprojekt für die Österreichischen Bundesbahnen (ÖBB Infrastruktur AG) im Einzugsgebiet der Stubache (141 km²) im Bundesland Salzburg entwickelt. In diesem betreibt die ÖBB die „Kraftwerksgruppe Stubachtal“ mit insgesamt sieben Speicherseen und vier Kraftwerken. Das hydrologische Modell muss hierbei nicht nur diese starke anthropogene Beeinflussung, z.B. durch Überleitungen, sondern auch die hohe Heterogenität in der Topographie (Höhenerstreckung 790 – 3450 m.ü.NN) und der Landnutzung, welche auch vergletscherte Gebiete beinhaltet, berücksichtigen. Größtenteils werden die beobachteten und abgeleiteten Abflüsse vom Modell sehr gut simuliert. Der maximale NSE-Wert liegt hierbei für die Kalibrierung bei 0,79 und für die Validierung bei 0,78. Zusätzlich wurde die Plausibilität der ermittelten lokalen Abflüsse und der Modellsimulationen über die Wasserbilanz und deren Komponenten überprüft. Des Weiteren zeigte ein Vergleich der simulierten Schneebedeckung mit Satellitendaten ebenfalls zufriedenstellende Ergebnisse. Somit konnte mit diesem, für ein kleinräumiges, alpines Einzugsgebiet, einzigartigen Abflussdatensatz ein hydrologisches Modell zur Zuflussvorhersage erstellt werden, welches in weiterer Folge zur operationellen Optimierung der Speicherbewirtschaftung eingesetzt wird.

1. Einleitung

Durch ihre Topographie und klimatische Lage gelten die europäischen Alpen als „Supportive Water Towers“. Sie tragen zu einem großen Anteil am Gesamtabfluss ihrer Flüsse bei und haben ein sehr hohes Potential zur Energiegewinnung durch Wasserkraft (Viviroli et al., 2007). Dies spiegelt sich auch in der installierten Gesamtleistung von 40 000 MW wider. In einzelnen Ländern wie Österreich und der Schweiz beträgt der Anteil der Wasserkraft an der Gesamtenergieerzeugung rund 55% bzw. 65 % (Alpine Convention, 2009; Bätzing, 1997; Eurostat, 2017). Speicherkraftwerke spielen hierbei eine erhebliche Rolle, da diese oftmals im jahreszeitlichen Ausgleich betrieben werden und somit zur Deckung des Grundbedarfs essentiell sind. Gleichzeitig können diese Anlagen, vor allem in Kombination mit Pumpspeicherwerken, den Spitzenbedarf decken, was vor allem durch den wachsenden Anteil der erneuerbaren Energien immer wichtiger wird (Duque et al., 2011; Kapsali & Kaldellis, 2010; Suberu et al., 2014; Zhao et al., 2015).

Diese Anlagen verändern zwar teilweise die hydrologische Charakteristik, schaffen jedoch auch zusätzliche Nutzen wie verbesserte Infrastruktur, Niederwasseranreicherung und Hoch-

wasserschutz (Sinniger, 1990). So führt Pircher (1990) für ausgewählte österreichische Einzugsgebiete die Verringerungen des Spitzenabflusses dar, welche bis zu 45% betragen können.

Um die vorhandenen Wassermengen bestmöglich bewirtschaften und auf aktuelle Gegebenheiten wie Starkregenereignisse reagieren zu können, ist sowohl ein adäquates Monitoring-system der aktuellen Wasserstands- und Durchflussmessungen des Einzugsgebiets als auch ein Zuflussprognosesystem notwendig. Diese Vorhersagemodelle basieren meist auf Niederschlags-Abflussmodellen welche, angetrieben mit Wetterprognosen, mögliche Speicherzuflüsse in den Einzugsgebieten abschätzen und somit zur Verbesserung der Speicherbewirtschaftung beitragen (Georgakakos, 1989).

Wie Holländer et al. (2009) zeigen, ist eine Kalibrierung dieser hydrologischen Modelle unumgänglich, wozu jedoch im Regelfall lokale Abflussdaten vorhanden sein müssen. Doch gerade in alpinen Gebieten sind diese meist nur begrenzt verfügbar. Aus diesem Grund wird in diesem Beitrag vorgestellt, wie diese Informationen aus sekundären Messdaten wie Speicherwasserständen, Wasserfassungsdaten sowie Druckleitungsdaten für das Einzugsgebiet der Stubache sinnvoll abgeschätzt und zur Evaluierung der Simulationen des Niederschlags-Abfluss Modells COSERO verwendet werden können.

2. Untersuchungsgebiet

Die vorliegende Studie wurde im Einzugsgebiet der Stubache, einem Zubringer der Salzach im Land Salzburg in Österreich durchgeführt. Die ÖBB Infrastruktur AG betreibt hier eine Kraftwerksgruppe bestehend aus sieben Speicherseen und vier Kraftwerken, welche einen Hauptanteil an der Deckung des Energiebedarfs für den Bahnverkehr trägt. Das natürliche Einzugsgebiet hat eine Größe von 126,6 km² und wird durch Überleitungen aus benachbarten Einzugsgebieten um 14,74 km² auf 141,34 km² erweitert. Das Einzugsgebiet erstreckt sich über eine Höhe von 790 m.ü.NN am Gebietsauslass bis 3450 m.ü.NN in den südlichen Gipfelregionen. Insgesamt existieren im Einzugsgebiet 29 Wasserfassungen und Speicherauslässe, welche den lokalen Abfluss sammeln und in die Speicherseen und die Druckleitungen überführen. Zusammen mit den Abflusspegeln wurden diese in weiterer Folge zur Einteilung des Einzugsgebiets in 21 Untereinzugsgebiete mit einer Größe von 0,4 km² bis 42,3 km² verwendet.

Die hydrologische Charakteristik des Untersuchungsgebiets ist maßgeblich durch die anthropogene Beeinflussung gekennzeichnet. So fasst die Beileitung Süd das Wasser von vier Einzugsgebieten südlich des Alpenhauptkamms, inklusive eines 1,1 Mio. m³ Speichersees, sowie den Abfluss eines Einzugsgebiets im Stubachtal und leitete dieses in den Tauernmossee (55,3 Mio. m³ Speichervolumen - EZG 12). Die Beileitung Nord, welches die Einzugsgebiete und Speicherseen Ammersee (4,3 Mio. m³- EZG 5), Salzplattensee (1,1 Mio m³ - EZG 6) und drei weitere Wasserfassungen (EZG 7) sammelt, mündet in den Weisssee-Speicher (16 Mio m³ - EZG 10). Dieser entwässert, zusammen mit weiteren kleineren Beileitungen und dem natürlichen Abfluss aus Einzugsgebiet 11 in den Tauernmossee. Die kleineren Speicher werden im Jahresausgleich bewirtschaftet, um die Wasserverfügbarkeit im Hauptspeicher zu optimieren. Über eine Druckleitung wird das Wasser aus diesem zum Kraftwerk Enzigerboden (81 MW) im Einzugsgebiet 15 geleitet. Zusammen mit dem Wasser aus den Zwischeneinzugsgebieten

wird es dort anschließend auf zwei Druckleitungen aufgeteilt. Eine geht direkt zum Kraftwerk Uttendorf II (66 MW) am Gebietsauslass (EZG 21) und die zweite geht zum Kraftwerk Schneiderau (35MW) in Einzugsgebiet 18. Mit dem zusätzlich gefassten Wasser der anliegenden Einzugsgebiete wird dieses anschließend zum Kraftwerk Uttendorf I (27 MW - EZG 21) geleitet. Lediglich der Abfluss der Einzugsgebiete 19 bis 21 wird nicht zur Energiegewinnung herangezogen und fließt in der Restwasserstrecke zum Gebietsauslass, wo das abgeleitete Wasser vor dem Summenpegel wieder der Stubache zurückgeführt wird. Die Untereinzugsgebiete sowie die Überleitungen und Wasserfassungen sind in Abbildung 1 dargestellt.

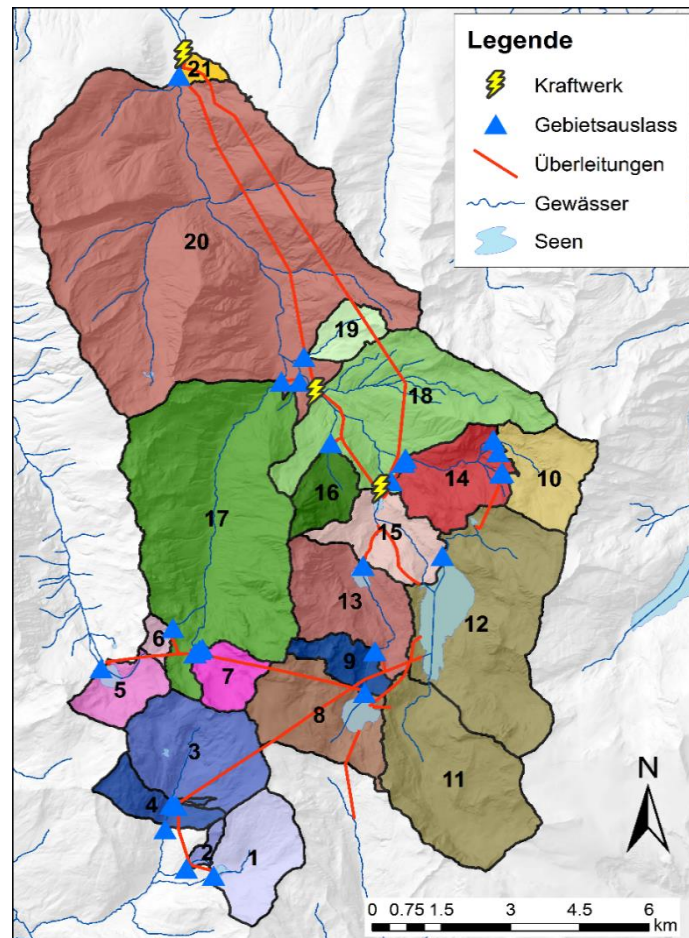


Abb. 1: Einzugsgebiet der Stubache inklusive Kraftwerken, Gebietsauslässen/Wasserfassungen, Überleitungen/Druckleitungen, Speicherseen und Untereinzugsgebieten.

3. Datengrundlage

Die ÖBB Infrastruktur AG betreibt ein umfangreiches Monitoringsystem im Einzugsgebiet der Stubache. So wird der Durchfluss an verschiedenen Ein- und Auslässen der Wasserfassungen und Überleitungen gemessen. Bei den Speicherseen wird der Wasserstand gemessen, welcher mittels Schlüsselkurve einen Rückschluss auf das aktuelle Volumen ermöglicht. In Summe stehen 25 Messreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 60 Minuten für die Jahre 2003 bis 2015 zur Verfügung, wobei viele Pegel erst ab 2004 weitestgehend durchgängige Daten beinhalten. Diese Daten können jedoch nicht direkt für eine Kalibrierung verwendet wer-

den, da sie meistens nicht den benötigten lokalen Abfluss, welcher durch das Modell abgebildet werden soll, wiedergeben. Dieser muss in weiterer Folge anhand der Messdaten abgeschätzt werden (siehe Kapitel 4.1).

Der Aufbau und Parametrisierung des hydrologischen Modells erfolgte mit Hilfe der Einzugsgebietsgliederung, des Bodentyps (BMLFUW, 2007), der Höhenklasse (Geoland.at, 2017), der Hydrogeologie (BMLFUW, 2007) sowie der Landnutzung (Umweltbundesamt, 2017).

Für die Kalibrierung und Validierung des COSERO Modells wurden raumzeitlichraumzeitlich hochaufgelöste INCA-Niederschlags- und Temperaturanalysedaten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) verwendet. INCA (Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis, Haiden et al., 2011; Haiden und Pistotnik, 2009) bildet das operationelle Analyse- und Nowcasting-System der ZAMG und wird in Österreich vielfach für hydrologische Prognosesysteme verwendet. Die Analyse-Daten, mit einer räumlichen Auflösung von 1x1 km², standen für den Zeitraum von Jänner 2003 bis Dezember 2015 zur Verfügung. Zur Kalibrierung des Modells wurden die 15-Minuten Niederschlagsdaten aggregiert, sodass beide Zeitreihen aus 60-Minuten Werten bestehen. Basierend auf den meteorologischen Analysedaten werden die Eingangsdaten der einzelnen Modellzonen für jeden Zeitschritt ermittelt.

4. Methodik

4.1 Ermittlung des lokalen Abflusses

Zur Kalibrierung von Niederschlags-Abfluss Modellen werden im Regelfall Abflussmessungen an Pegeln im Einzugsgebiet herangezogen (Stanzel et al., 2008, Schulz et al., 2016). Trotz gewisser Unsicherheiten durch Messfehler (McMillan et al., 2010) können diese direkt zur Evaluierung der Simulationsgüte mit Hilfe von Gütekriterien herangezogen werden. Diese Messungen liegen im Stubachtal jedoch nur an zwei Einzugsgebietsauslässen vor. In allen anderen Einzugsgebieten muss der lokale Abfluss, also der ausschließlich im Zwischeneinzugsgebiet generierte Abfluss, mit Hilfe der vorhandenen Durchflussmessungen in den Beileitungen und den Wasserstandsmessungen ermittelt werden.

Im Falle der größeren Speicherseen (EZG 5, EZG 6, EZG 8, EZG 12) erfolgt dies über die Aufsummierung aller Zu- und Abflüsse sowie der Veränderung des gespeicherten Volumens. Abbildung 22 zeigt diese Massenflüsse und die Summengleichung beispielhaft für den Weissee (EZG 8).

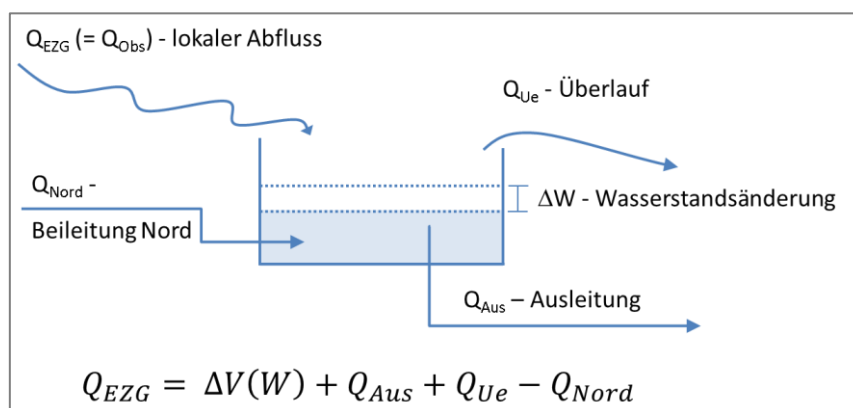


Abb. 2: Darstellung der Massenflüsse, die für die Bilanzierung und die Herleitung des lokalen Abflusses (Q_{EZG}) im Einzugsgebiet 8 - Weissee notwendig sind.

Hierbei konnten jedoch zwei entscheidende Punkte festgestellt werden: (1) Aufgrund kleiner Schwankungen des Wasserstandes kann es zu einer starken Fluktuation der abgeleiteten Volumendifferenzen zwischen zwei Zeitschritten kommen. Man erhält dadurch sehr unnatürliche, teilweise negative Abflussschwankungen, welche so nicht verwendet werden können (Abbildung 3, blaue Linie); (2) Die Abflussmessungen der Beileitungen finden meist an der Ausleitung statt. Vor allem bei der Beileitung Süd, wo das Wasser eine verhältnismäßig lange Fließstrecke hat, findet daher eine zeitliche Verschiebung des Abflusses statt, die jedoch nicht exakt berechnet werden kann.

Um jedoch aussagekräftige lokale Abflüsse zu erhalten, sind die 24 Stunden Mittelwerte für die Abflüsse in den Speicherseen gebildet worden (Abbildung 3, orange Linie). Dadurch kann, bei geschlossener Wasserbilanz, ein interpretierbarer Hydrograph zur Kalibrierung erstellt und negative Werte ausgeschlossen werden.

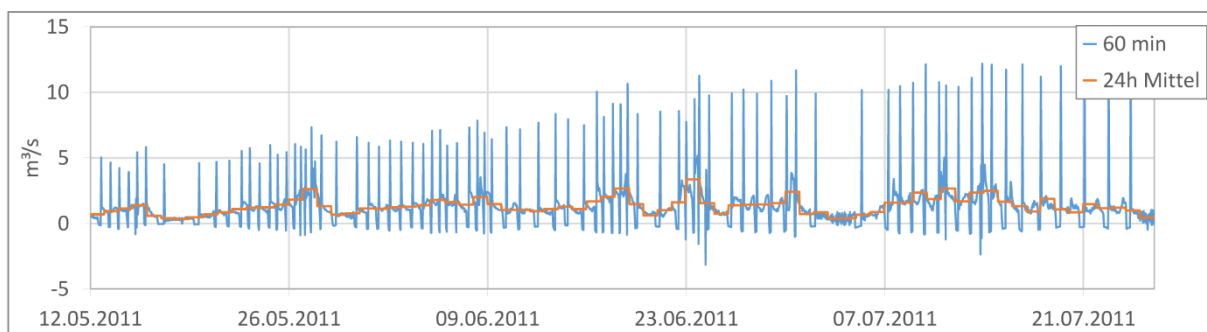


Abb. 3: Ermittelter lokaler Abfluss in 60-Minuten Auflösung (blau) und als 24-Stunden Mittel (orange) für das Einzugsgebiet 8 - Weissee.

In manchen Einzugsgebieten kann mit Einschränkungen (große Datenlücken, begrenztes Fassungsvermögen) der Durchfluss der Wasserfassungen verwendet werden. Die Einzugsgebiete der Beileitung Süd sind, bis auf zwei Teilgebiete, nicht aufgezeichnet, weshalb der Summenabfluss gemäß der Größenanteile aufgeteilt wird. Da es auch hier zu einem Unterschied der Messzeitpunkte (Auslass Beileitung – Messung Wasserfassungen) kommt und die Fließzeiten der Leitung nicht abgeschätzt werden können, wird hier das 12-Stunden Mittel gebildet. Dadurch ist hier die zeitliche Auflösung feiner als im Hauptspeicher Tauernmossee und es kommt zu keinen weiteren zeitlichen Fehlern bei der Bilanzierung.

Durch diese Herangehensweise können viele der vorhandenen sekundären Informationen verwendet werden, um in möglichst vielen Teileinzugsgebieten den gewünschten lokalen Abfluss zur Kalibrierung zu erhalten. In fünf Einzugsgebieten kann jedoch kein lokaler Abfluss ermittelt werden, sodass die Modellgüte hier nicht ausgewertet werden kann. In der angewandten Methode wird die Verdunstung aus den Speicherseen vernachlässigt, was zu einem Fehler in der Abschätzung der lokalen Abflüsse führt. Es wird jedoch angenommen, dass die Verdunstung aufgrund der großen Höhe und niedrigen Temperaturen, vor allem in Relation zum Niederschlag, niedrig ist und dadurch vernachlässigt werden kann.

4.2 Niederschlags-Abfluss Modell und Kalibrierung

Die Modellierungen werden mit dem konzeptionellen, kontinuierlichen Niederschlags-Abfluss-Modell COSERO (COntinuous SEmidistributed RunOff Model; Nachtnebel et al., 1993; Eder

et al., 2005; Herrnegger et al., 2018, 2015a, 2015b, 2012; Kling & Nachtnebel, 2009; Kling et al., 2015; Stanzel et al., 2008; unter anderen) durchgeführt, welches auf dem HBV-Modell nach Bergström (1995) aufbaut. Es findet unter anderem Anwendung in der Abfluss- und Hochwasservorhersage sowie zur Abschätzung des Einflusses des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft. Kling et al. (2015) führen einige der durchgeführten forschungs- und ingenieurwissenschaftlichen Studien an.

Für die Anwendung im Stubachtal wurde das Modell auf einem Raster von 250 m x 250 m aufgebaut, wobei Zellen mit ähnlichen Eigenschaften (Einzugsgebiet, Landnutzung, Höhenlage, Bodentyp, Hydrogeologie) zu insgesamt 791 Berechnungszellen zusammengefasst wurden. Anhand von diesen Charakteristika ist ein Grundparameterfeld für das Einzugsgebiet erstellt worden, welches die Grundlage für die Kalibrierung bildet. Für die Kalibrierungsphase vom 01.09.2004 – 31.08.2012 wurde anschließend ein kombinierter, iterativer Ansatz aus automatischer Optimierung und manueller Kalibrierung verwendet, um dieses Parameterfeld mit multiplikativen und additiven Faktoren gleichmäßig zu verändern. Dadurch bleibt die homogene Grundstruktur erhalten und es findet kein harter Bruch von Parameterwerten an Einzugsgebietsgrenzen statt. Nach gleicher zeitlicher Aggregation der Simulationsergebnisse gemäß den ermittelten lokalen Abflüssen ist die Simulationsgüte anhand der Nash-Sutcliffe Efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970), der Kling-Gupta Efficiency (Gupta et al., 2009) und der Pearson-Korrelation ausgewertet worden. Abschließend sind die Parameter für eine unabhängige Zeitreihe (01.09.2012 – 31.08.2015) validiert worden.

5. Ergebnisse und Diskussion

Für insgesamt 15 der 21 Einzugsgebiete konnte der lokale Abfluss abgeleitet und somit die Modellgüte evaluiert werden. Die Berechnung der Gütekriterien erfolgte, wo notwendig, mit den aggregierten 12-Stunden bzw. Tagesabflüssen. Hierbei konnten für den NSE und den KGE Spitzenwerte von 0,79 und 0,85 und mittlere Werte von 0,62 bzw. 0,69 für den Kalibrierungszeitraum erreicht werden. Die geringsten Werte wurden dabei für die Einzugsgebiete 10, 12 und 18 erreicht, in denen jedoch auch die lokalen Abflüsse starken Unsicherheiten unterliegen (Bilanzierungsprobleme, limitierte Wasserfassung). Die Korrelation ist mit Werten zwischen 0,6 und 0,8 ebenfalls gut getroffen. Generell bestand die Schwierigkeit, die Kalibrierung der 60-Minuten Simulation so durchzuführen, dass diese einerseits die aggregierten, hergeleiteten lokalen Abflüsse widerspiegeln und andererseits jedoch noch realistische Werte erzeugen. Zur Veranschaulichung der Unterschiede sind in Abbildung 4 der ermittelte lokale Abfluss (blau – Beobachtung), die 60-Minuten Simulation (gelb – kontinuierliche Simulation) und die 12-Stunden Mittelung der Simulation (grau – aggregierte Simulation) für das Einzugsgebiet 3 der südlichen Beileitung dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die Simulation die Dynamik der Beobachtung größtenteils sehr gut wiedergibt und die zeitlich höher aufgelöste Simulation erwartungsgemäß die engemittelte Beobachtung und Simulation überschätzt. Außerdem ist hier erkennbar, dass die entscheidenden saisonalen Abflussanteile (Schneeschnmelze im Frühjahr, Gletscherschnmelze im Sommer/Herbst) gut durch das Modell wiedergegeben werden. Dies wird auch durch einen Vergleich der monatlichen Wasserbilanz bestätigt.

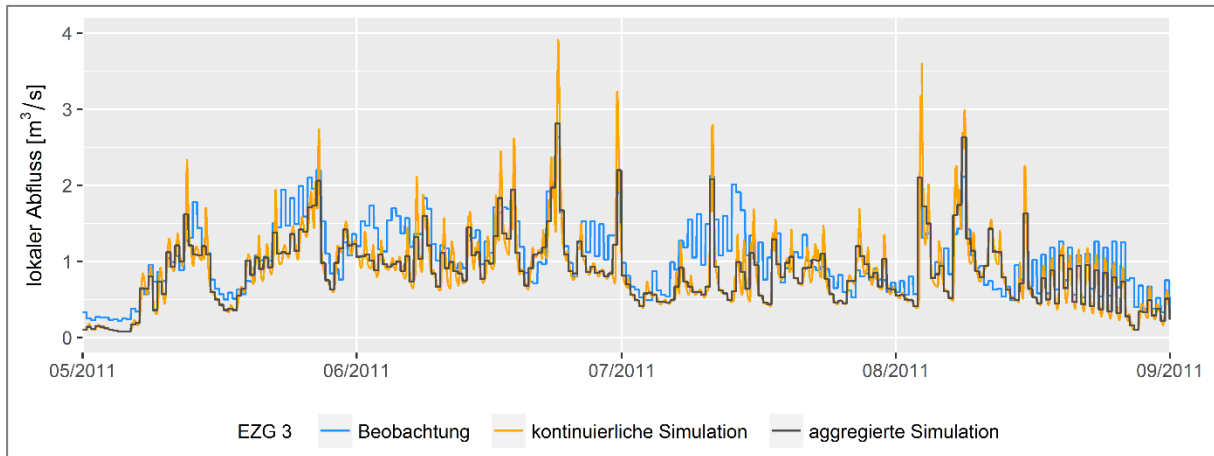


Abb. 4: Vergleich der Modellsimulationen (orange: kontinuierliche 60-Minuten Simulation, grau: gemittelte 12-Stunden Simulation) mit dem hergeleiteten lokalen Abfluss (blau: Beobachtung) für das Einzugsgebiet 3.

Die Auswertung der Validierungsperiode bestätigt grundsätzlich das verwendete Parameterfeld, trotz einer üblichen geringen Reduktion der Gütemaße. Die Spitzenwerte liegen hier noch bei 0,78 für den NSE und 0,80 für den KGE. Auffällig war jedoch, dass die lokalen Abflüsse nicht in allen Einzugsgebieten ganz korrekt ermittelt werden konnten. Dies zeigt sich durch Betrachtung der jährlichen Wasserbilanzen, da teilweise mehr lokaler Abfluss als Niederschlag geschätzt wird und dies nicht über die Speicher erklärt werden kann. Zum Teil kann dies über Vergleichsdaten am Summenpegel auf Fehlmessungen zurückgeschlossen werden. Zur Plausibilitätskontrolle des Modellaufbaus sind zusätzlich die modellierten Schneebedeckungen mit den Daten der CryoLand Datenbank (CryoLand, 2017; Malnes et al., 2015) verglichen worden, wobei eine zufriedenstellende Übereinstimmung nachgewiesen werden konnte.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Unter Verwendung sekundärer Informationen wie Wasserstands- und Druckleitungsmessungen konnten für das Einzugsgebiet der Stubache lokale Abflüsse zur Kalibrierung des Niederschlags-Abfluss Modells COSERO erstellt werden. Trotz gewisser qualitativer Einschränkungen ist dies ein einmaliger Abflussdatensatz mit Zeitreihen für 15 Teileinzugsgebiete in einem sehr kleinräumigen Einzugsgebiet mit komplexer Topographie. Unter Verwendung dieser Daten sowie stündlicher Niederschlags- und Temperaturdaten ist das hydrologische Modell für die Vergangenheit erfolgreich kalibriert und validiert worden. Somit kann es die Grundlage eines Zuflussprognosesystems zur Optimierung der Speicherbewirtschaftung im Einzugsgebiet dienen. Über die Integration von meteorologischen Ensemble-Vorhersagen aus dem INCA-System als Input für das Modell können Abflussprognosen mit Vorhersagezeiten von 48 Stunden bis 10 Tage erstellt werden. Zusammen mit einem Speichermanagement-Tool werden diese Informationen die Basis für die mittelfristige Planung des Kraftwerkbetriebs zur Deckung der Grundlast als auch für einen möglichen short-term intraday Handel bilden.

Danksagung

Wir danken der ÖBB Infrastruktur AG für die Finanzierung des Projekts, der Bereitstellung der Daten, sowie der fruchtbaren Kooperation.

Literatur

- ALPINE CONVENTION, 2009. Water and Water Management issues – Report on the State of the Alps: Permanent Secretariat of the Alpine convention, Innsbruck, Austria. Online verfügbar unter:
http://www.alpconv.org/en/AlpineKnowledge/RSA/water/Documents/20090625_RSA_II_long.pdf
- Bätzing, W., 1997. Kleines Alpenlexikon: Umwelt, Wirtschaft, Kultur. 1. Aufl.: S. 1-320. C. H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung. München.
- Bergström, S., 1995. The HBV model. In: SINGH, V.P. (Hrsg.): Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publications, Highland Ranch, CO, USA. S 443–476.
- BMLFUW, 2007. Hydrologischer Atlas Österreichs. 3. Lieferung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- CRYOLAND, 2017. CryoLand - Copernicus Service Snow and Land Ice. Online verfügbar unter: <http://www.cryoland.eu>
- Duque, A.J., Castronuovo, E.D., Sánchez, I. & J. Usaola, 2011. Optimal operation of a pumped-storage hydro plant that compensates the imbalances of a wind power producer. Electric Power Systems Research 81: S. 1767–1777.
- Eder, G., Fuchs, M., Nachtnebel, H.P. & W. Loibl, 2005. Semi-distributed modelling of the monthly water balance in an alpine catchment. Hydrological Processes 19: S. 2339–2360.
- EUROSTAT, 2017. Energy from renewable sources – shares. Online verfügbar unter: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares>.
- Georgakakos, A.P., 1989. The Value of Streamflow Forecasting in Reservoir Operation. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 25: S. 789–800.
- GEOLAND.AT, 2017. Digitales Geländemodell (DGM) Österreich. Online verfügbar unter: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/d88a1246-9684-480b-a480-ff63286b35b7>
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K. & G.F. Martinez, 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. Journal of Hydrology 377: S. 80–91.
- Haiden, T. & G. Pistotnik, 2009. Intensity-dependent parameterization of elevation effects in precipitation analysis. Advances in Geosciences 20: S. 33-38.
- Haiden, T., Kann, A., Wittmann, C., Pistotnik, G., Bica, B. & C. Gruber, 2011. The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) System and Its Validation over the Eastern Alpine Region. Weather Forecast 26: S. 166–183.
- Herrnegger, M., Nachtnebel, H.P. & T. Haiden, 2012. Evapotranspiration in high alpine catchments – an important part of the water balance! Hydrological Resources 43: S. 460-475.

- Herrnegger, M., Nachtnebel, H.P. & K. Schulz, 2015a. From runoff to rainfall: inverse rainfall–runoff modelling in a high temporal resolution. *Hydrological Earth System Science* 19: S. 4619–4639.
- Herrnegger, M., Senoner, T., Klotz, D., Wesemann, J., Nachtnebel, H.P. & K. Schulz, 2015a. Rainfall-Runoff-Model COSERO – Handbook 2015b. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Herrnegger, M., Senoner, T. & H.P. Nachtnebel, 2018. Adjustment of spatio-temporal precipitation patterns in a high Alpine environment. *Journal of Hydrology* 556, S. 913-921.
- Holländer, H.M., Blume, T., Bormann, H., Buytaert, W., Chirico, G.B., Exbrayat, J.-F., Gustafsson, D., Hölzl, H., Kraft, P., Stamm, C., Stoll, S., Blöschl, G. & H. Flüher, 2009. Comparative Predictions of Discharge from an Artificial Catchment (Chicken Creek) Using Sparse Data. *Hydrological Earth System Science* 13 (11): S. 2069–94.
- Kapsali, M. & J.K. Kaldellis, 2010. Combining hydro and variable wind power generation by means of pumped-storage under economically viable terms. *Applied Energy* 87: S. 3475–3485.
- Kling, H. & H.P. Nachtnebel, 2009. A method for the regional estimation of runoff separation parameters for hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 364: S. 163–174.
- Kling, H., Stanzel, P., Fuchs, M. & H.P. Nachtnebel, 2015. Performance of the COSERO precipitation–runoff model under non-stationary conditions in basins with different climates. *Hydrological Science Journal* 60: S. 1374–1393.
- Malnes, E., Buanes, A., Nagler, T., Bippus, G., Gustafsson, D., Schiller, C., Metsämäki, S., Pulliainen, J., Luojus, K., Larsen, H.E., Solberg, R., Diamandi, A. & A. Wiesmann, 2015. User requirements for the snow and land ice services - CryoLand, *The Cryosphere* 9: S. 1191–1202.
- McMillan, H., Freer, J., Pappenberger, F., Krueger, T. & M. Clark, 2010. Impacts of uncertain river flow data on rainfall-runoff model calibration and discharge predictions. *Hydrological Processes* 24: S. 1270-1284.
- Nachtnebel, H.P., Baumung, S. & W. Lettl, 1993. Abflußprognosemodell für das Einzugsgebiet der Enns und der Steyr. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Nash, J.E. & J.V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10: S. 282–290.
- Pircher, W., 1990. The Contribution of hydropower reservoirs to flood control in the Austrian Alps. In: SINNIGER, R.O. & M.MONBARON (Hrsg.): *Hydrology in Mountainous Regions II*, IAHS Publication No. 194, Wallingford, UK: S. 3-10.
- Schulz, K., Herrnegger, M., Wesemann, J., Klotz, D. & T. Senoner, 2016. Kalibrierung COSERO – Mur für ProVis, Endbericht. Institute für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau. Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Sinniger, R.O., 1990. Preface. In: SINNIGER, R.O. & M.MONBARON (Hrsg.): *Hydrology in Mountainous Regions II*, IAHS Publication No. 194, Wallingford, UK: S. v-vi.

- Stanzel, P., Kahl, B., Haberl, U., Herrnegger, M. & H.P. Nachtnebel, 2008. Continuous hydrological modelling in the context of real time flood forecasting in alpine Danube tributary catchments. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 4: 012005.
- Suberu, M.Y., Mustafa M.W. & N. Bashir, 2014. Energy storage systems for renewable energy power sector integration and mitigation of intermittency. Renewable and Sustainable Energy Reviews 35: S. 499–514.
- UMWELTBUNDESAMT, 2017. CORINE Landbedeckung 2012. Online verfügbar unter: http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/umweltinfo/opendata/oed_landbedeckung
- Viviroli D., Dürr H.H., Messerli B., Meybeck M. & R., Weingartner, 2007. Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping , and global significance. Water Resources Research 43 W07447: 1-23.
- Zhao, H., Wu, Q., Hu, S., Xu, H. & C.N. Rasmussen, 2015. Review of energy storage system for wind power integration support. Applied Energy 137: S. 545–553.

Wasserwirtschaftliche Bewertung eines küstennahen Trinkwassergewinnungsgebiets mit Hilfe von Hydrosystemmodellen und einem Planungstool

Malte Eley, Marlene Gelleszun, Hans Matthias Schöniger

Zusammenfassung

Küstennahe Trinkwassergewinnungsgebiete zeichnen sich durch komplexe Prozessstrukturen des Hydrosystems aus (wie z.B. Salzwasserintrusion, Grundwasserabstrom ins Meer, Entwässerung über Siele und Schöpfwerke und Grundwasserförderung) und erfordern zur Sicherung der Trinkwasserversorgung ein integriertes Management. Im BMBF-Forschungsprojekt NAWAK (Entwicklung nachhaltiger Anpassungsstrategien für die Infrastrukturen der Wasserwirtschaft unter den Bedingungen des klimatischen und demographischen Wandels) wurden Daten eines Grundwassermonitorings im Bereich der Salz-Süßwassergrenze mit leistungsstarken Hydrosystemmodellen kombiniert, um auf dieser Grundlage Szenarien über veränderte sozioökonomische und klimatische Verhältnisse berechnen zu können. Die mit den Modellen berechneten Szenarien wurden anhand von sechs Bewertungsgrößen in einem Managementtool aggregiert, visualisiert und bewertet.

1. Einleitung

Das Sichern der Wasserversorgung zählt zu den wichtigsten Kernaufgaben des wasserwirtschaftlichen Managements. Bei anspruchsvollen Gebieten in Küstennähe ist dies ohne die Anwendung von leistungsstarken Modellen nur eingeschränkt möglich, da eine Vielzahl von Einflussgrößen wie z.B. Klima, Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und die Hydrologie mit zusätzlichen Prozessen wie Salzwassertransport integriert betrachtet werden müssen. Dabei ist die flächendeckende messtechnische Erfassung von Modelleingangsdaten eine der wichtigsten Grundlagen für eine robuste Modellerstellung. Für die Abschätzung des langfristig verfügbaren Grundwasserdargebots wurden im BMBF-Projekt NAWAK (Entwicklung nachhaltiger Anpassungsstrategien für die Infrastrukturen der Wasserwirtschaft unter den Bedingungen des klimatischen und demographischen Wandels, FKZ: 033W007D) deshalb ein regionales Monitoring, leistungsstarke Modelltechnik und ein indikatorbasiertes Managementtool entwickelt und angewendet. Ziel war es zum einen, ausreichend Informationen über die Anfangsbedingungen der Hydrosystemmodelle zu erhalten, mit Fokus auf die Lage und Dynamik der Salz-Süßwassergrenze und zum anderen die Modellberechnungen der komplexen Hydrologie in geeigneter Form auszuwerten und zu visualisieren, um sie den Akteuren der Wasserwirtschaft für Planungszwecke zur Verfügung zu stellen. Dabei stand die Abschätzung des Grundwasserdargebots im Zusammenhang mit der überregionalen Wasserversorgung im Vordergrund, sowie dessen Entwicklung bei sich ändernden klimatischen und demografischen Randbedingungen.

2. Modellgebiet und Anforderungen an das Managementsystem

Das Modellgebiet liegt auf der ostfriesischen Halbinsel und umfasst die Städte Wittmund, Jever und Wilhelmshaven (vgl. Abbildung 1). Es hat eine Größe von etwa 1.000 km² bei einer Modelltiefe von etwa 135 m. Nördlich wird es durch die Nordsee und östlich durch den Jadebusen begrenzt sowie im Süden und Westen durch Wasserscheiden. Durch die niedrige Reliefenergie weisen auch die Vorfluter sehr geringe Fließgeschwindigkeiten auf, was in vielen Bereichen zu ausgeprägten Kolmationsschichten führt. Hydrologisch geprägt wird das Gebiet durch starke künstliche Entwässerung der Geest und Marschgebiete über Gräben und Tiefs, die mit

Hilfe von Unterschöpfwerken sowie sechs Auslassbauwerken (Siele und Schöpfwerke) in die Nordsee entwässern. Die drei auf der Geest liegenden Wasserwerke der öffentlichen Trinkwasserversorgung haben ein Fördervolumen von ca. 16 Mio. m³/a. Darüber hinaus gibt es viele Wasserrechte von Privathaushalten, landwirtschaftlichen Betrieben und Industrie. Weite Teile des Oberflächen- und Grundwassers in der Marsch sind versalzt mit Chloridkonzentrationen >250 mg/l. Die Salz-Süßwassergrenze verläuft dabei ähnlich der Geest-Marschgrenze, da vor der Eindeichung viele Sturmflutereignisse bis an die höher gelegene Geest reichten.

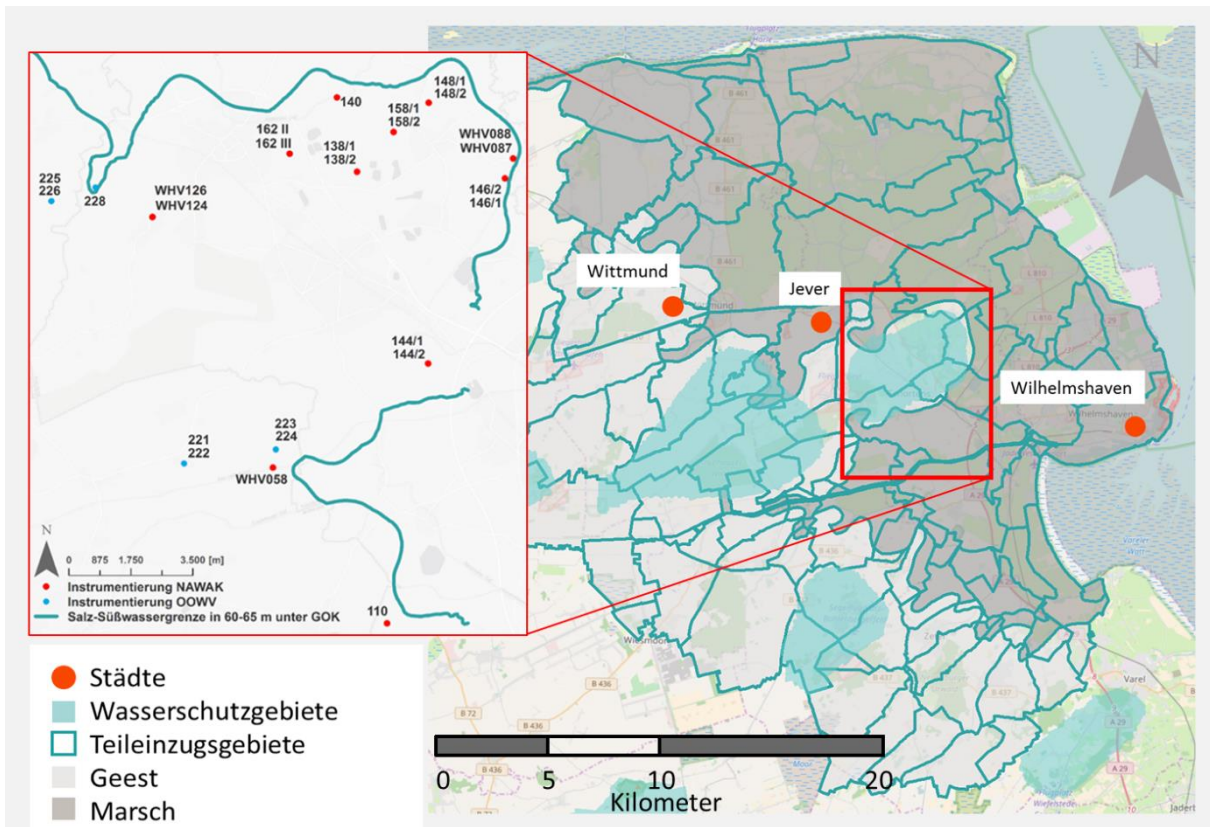


Abb. 1: Teileinzugsgebiete des Modellgebietes auf der ostfriesischen Halbinsel an der deutschen Nordseeküste und am Jadebusen mit Wasserschutzgebieten sowie den in der Modellierung berücksichtigten Geest- und Marschbereichen mit Hintergrundkarte (openstreetmap). Ausschnitt: Übersicht der instrumentierten Messbrunnen. Die Salz-Süßwassergrenze entspricht der 5 Ω m-Grenze in 60-65 m unter der Geländeoberkante, abgeleitet aus Auswertungen aeroelektromagnetischer Daten durch das Leibniz-Institut für angewandte Geophysik.

Die Anforderungen an das Managementsystem (vgl. Kapitel 5) wurden im Rahmen eines Beteiligungsprozesses ermittelt. Vertreten waren Akteure aus den Sektoren Landwirtschaft, Wirtschaftsförderung, Naturschutz, Wasserversorgung, Verwaltung und Wasserwirtschaft. Vorrangiges Ziel war die Ableitung von Bewertungsgrößen, die in das Planungsinstrumentarium implementiert werden sollten. Die Bewertungsgrößen mit hoher Relevanz bezüglich sich ändernden klimatischen und sozioökonomischen Gegebenheiten in der Region wurden in Tabelle 1 zusammengefasst. Wesentliche Auswirkungen hätten dabei eine Verschiebung der Salz-Süßwassergrenze, eine sich verändernde Grundwasserneubildung, erhöhter Bewässerungsbedarf sowie eine sich ändernde Wasserbilanz mit Fokus auf die Abflüsse an den Sielen und

Schöpfwerken. Zur Berechnung der Bewertungsgrößen wurden Indikatoren definiert, die unmittelbar aus den Ergebnissen des hydrologischen Modells, dem Grundwassertransportmodell, oder aus direkt zur Verfügung stehenden Klimadaten berechnet werden konnten.

Tab. 1: Im Beteiligungsprozesses festgelegte Bewertungsgrößen und die daraus abgeleiteten Indikatoren für eine softwaregestützte Datenauswertung (Schöniger et al. 2018).

Bewertungsgröße	Indikatoren
Chlorid-Konzentration [mg/l]	Lage der Salz-/Süßwassergrenze in drei verschiedenen Tiefen (Isolinien, gemäß TrinkwV 250 mg/l) Abstand der Salz-/Süßwassergrenze zu Förderbrunnen in drei verschiedenen Tiefen
Grundwasserneubildung [mm/Monat]	Kontinuierlicher Trend der monatlichen GWN getrennt für die Geest und für die Marsch
Grundwasserflurabstände [m]	Trend der GW-Flurabstände für die Geest und die Marsch Trend der saisonalen GW-Stände (Sommer und Winter)
Bewässerungsbedarf [-]	Zu- oder Abnahme der Trockentage auf Grundlage des Trockenheitsindizes (Martonne 1926)
Wasserbilanz [mm/Monat]	Positives oder negatives Saldo im Projektgebiet/ Fördergebiet
Sieltätigkeit [m ³ /s]	Zunahme oder Abnahme der Abflüsse an den Sielen

3. Messen¹: Erhebung von Messwerten für die Anfangs- und Randbedingungen der Hydrosystemmodelle

Für die Modellerstellung und die Ableitung der Anfangsbedingung der Chloridverteilung im Untergrund waren unzureichend Daten vorhanden. Aus diesem Grund wurde ein Grundwassermonitoring mit täglicher Erfassung der Grundwasserstände sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit aufgebaut (vgl. Kapitel 3). Für die hydrologische Modellierung mit PANTARHEI (vgl. Kapitel 4.1) sowie die numerische Grundwassertransportmodellierung mit d^{3f++} (distributed density driven flow and transport)(vgl. Kapitel 4.2) konnten so wesentliche Daten für die Ableitung der Anfangsbedingungen und für die Kalibrierung erhoben werden.

Zur Ermittlung der Modellanfangsbedingungen wurden zusätzlich 18 Grundwasserbeobachtungsbrunnen mit Messgeräten zur täglichen Erfassung der Grundwasserstände, der Temperatur sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit ausgestattet (vgl. Abbildung 1). Um die Dynamik sowie mögliche Änderungen der Salzkonzentration zu erfassen, wurden überwiegend Doppelmessstellen im Bereich der Salz-Süßwassergrenze bestückt. Die Messtiefe lag im Bereich von 20-100 m. Es wurde zunächst ein Messintervall von einer Stunde eingestellt, um die Grundwasserbeobachtungsbrunnen auf mögliche Süßwassereinbrüche nach großen Niederschlägen zu überprüfen und nach etwa einem Jahr auf einen Messintervall von 24 Stunden reduziert. Darüber hinaus wurden durch den regionalen Wasserversorger zusätzliche Grundwassermessstellen abgeteuft und mit Messgeräten zur kontinuierlichen Erfassung der Grundwasserstände und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit bestückt.

In Abbildung 2 ist exemplarisch die spezifische elektrische Leitfähigkeit und der Grundwasserstand der Messstelle 162/3 im Zeitraum 09.09.2014-02.06.2016 dargestellt. Zu erkennen ist ein Anstieg der Leitfähigkeit bei Zunahme des Wasserstandes, sowie ein leichte Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit über den Messzeitraum. Ein allgemeiner Trend für die spezifische

Leitfähigkeit konnte für das gesamte Messnetz während des Monitorings jedoch nicht verzeichnet werden, zumal der Untersuchungszeitraum für eine Trendanalyse nicht ausreichend ist. Die Dynamik der Leitfähigkeit und des Grundwasserstandes bilden eine gute Grundlage für eine instationäre Kalibrierung des Grundwassertransportmodells. Zur Erweiterung des Messnetzes von Niederschlagsstationen wurden darüber hinaus zwei Kippwaagen an den Wasserwerksstandorten im Bereich der Salz-Süßwassergrenze installiert.

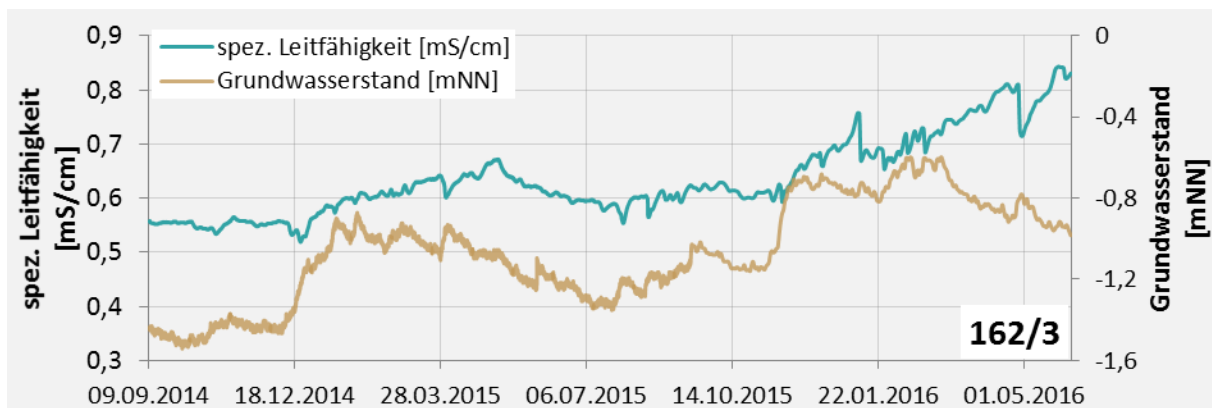


Abb. 2: Spezifische Leitfähigkeiten und Grundwasserstände der Messstelle 162/3 für den Zeitraum 09.09.2014-02.06.2016, Messtiefe 53 m.

4. Modellieren²: Hydrosystemmodelle als Grundlage für ein integriertes Managementsystem

Für die Berechnung des Wasserhaushaltes wurde eine Kombination aus dem konzeptionellen hydrologischen Modell PANTA RHEI (LWI-HYWAG & IfW 2015) und dem numerischen Grundwassertransportmodell d^{3f}++ (Fein & Schneider 1999) angewendet. Ziel der Modellierungen war die Berechnung der in Tabelle 1 dargestellten Indikatoren als Bewertungsgrundlage im Planungsinstrumentarium mit Fokus auf die Salz-Süßwasserdynamik und das Wasserdarbot, als eine Kombination der Bilanzglieder beider Modelle (Oberflächengewässer/Grundwasser).

4.1 Hydrologisches Modell PANTA RHEI

Das verwendete Modell PANTA RHEI (LWI-HYWAG & IfW 2015) ist ein deterministisches hydrologisches Modellsystem. Es ermöglicht die Bearbeitung hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Fragestellungen und Aufgaben, wie z.B. die Planung und Bemessung von Hochwasserschutzkonzepten, zeitlich und räumlich hochaufgelöste Wasserhaushaltsmodellierungen für die Klimafolgenforschung sowie die operationelle Hochwasservorhersage (Hölscher 2012, Meon et al. 2015, Meyer et al. 2013). Es wurde in der Abteilung HYWAG am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig in Zusammenarbeit mit der IfW GmbH entwickelt. Das Modell basiert auf Teileinzugsgebieten, die über die Fließbeziehung der Oberflächengewässer miteinander verknüpft sind. Die Hydrotupe (Flächen mit gleichen hydrologischen Eigenschaften) bilden die Berechnungsgrundlage, die durch die Verschneidung von Landnutzung, Bodeneigenschaften, digitalem Höhenmodell und den Teileinzugsgebieten generiert

werden. PANTA RHEI ist modular aufgebaut, sodass die Prozeduren zur Abbildung der hydrologischen Teilprozesse aufgabenabhängig ausgewählt werden können. Für die Berechnung des Wasserhaushaltes wurde das physikalisch orientierte Bodenmodul DYVESOM (Kreye & Meon 2016) angewendet. Es zeichnet sich durch eine sehr gute Nachbildung des Bodenwasserhaushalts und damit zusammenhängend durch eine realistische Abschätzung der Grundwasserneubildung aus.

Das Gebiet umfasst insgesamt sechs Auslassbauwerke und somit sechs Einzugsgebiete. Für das Modellgebiet standen insgesamt 20 Niederschlagsstationen und sechs Klimastationen mit Daten von Temperatur, Niederschlag, relativer Luftfeuchte, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum von 1971-2011 zur Verfügung. Die Kalibrierung erfolgte anhand der Abflussganglinien an den Pegeln, Sielen, und Schöpfwerken. Der Teilspeicheransatz von DYVESOM ermöglicht eine Gegenüberstellung des untersten Speichers mit gemessenen Grundwasserständen über eine lineare Transferfunktion. Diese Funktionalität wurde für die Kalibrierung des Modells zusätzlich zu den Abflussdaten verwendet. Hier konnten gute Übereinstimmungen des zeitlichen Verlaufs der Hydrographen erzielt werden. Weiterhin wurden Abflussspenden aus regionalen Studien berücksichtigt. Zur Kalibrierung der Abflussganglinie kamen ergänzend lexikografische Optimierungsverfahren zur Anwendung (Gelleszun et al. 2015).

Für die Berechnung von Szenarien des Wasserhaushaltes und damit der Indikatoren Grundwasserneubildung und Wasserbilanz (mit Fokus auf die Abflüsse an den Sielen), kamen Stationsdaten des statistischen Downscaling-Verfahrens WETTREG2010 (Wetterlagenbasierte Regionalisierungsmethode) der Firma Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH (CEC) zur Anwendung. Durch die vorliegenden SRES-Szenarien A1B, B1 und A2 wurde eine gute Abdeckung von jeweiligen Ausprägungen gewährleistet. Im Zuge anderer Projekte zur Klimafolgenforschung in Norddeutschland konnten gute Ergebnisse mit WETTREG erzielt werden, z.B. in Hölscher (2012). Die Berechnungsergebnisse der Wasserbilanz sowie die Entwicklung der Grundwasserneubildung auf Basis der berechneten Klimaszenarien sind exemplarisch in Kapitel 4.3 dargestellt. Die mit PANTA RHEI berechnete Grundwasserneubildung bildet dabei die wichtigste Schnittstelle zum Grundwassertransportmodell.

4.2 Dichteabhängiges Grundwassertransportmodell d^{3f++}

Die dichteabhängige Modellierung des teilweise versalzten und bewirtschafteten Aquifers wurde vom Verbundpartner der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mit dem Programmcode d^{3f++} durchgeführt. Eine Beschreibung findet sich in z.B. in Fein & Schneider (1999). Der d^{3f}-Programmcode ermöglicht eine Berechnung der dichteabhängigen Grundwasserbewegungen in komplexen, dreidimensionalen Drei- und Viereck- bzw. Tetraeder- und Hexaeder-Gitterstrukturen über große Zeiträume. Mit dem Grundwassertransportmodell wurde auf Basis der mit dem Wasserhaushaltsmodell PANTA RHEI berechneten Grundwasserneubildung sowie der Grundwasserförderung die Grundwasserexfiltration in die Vorfluter, die Dynamik der Chloridkonzentrationen und die Grundwasserpotentiale berechnet. Für die räumliche Diskretisierung des Untergrundes wurde ein mit dem Programm SubsurfaceViewerMX (Insight GmbH) entwickeltes hydrogeologisches 6-Schicht-Modell verwendet, welches vom regionalen Wasserversorger (Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband) zur

Verfügung gestellt wurde (Oberdörffer et al. 2017). Für die Strömungsanfangsbedingung wurden Grundwassergleichenpläne verwendet. Die Ermittlung der Anfangsbedingung für den dichteabhängigen Transport erfolgte mit Hilfe von flächenhaften aerogeophysikalischen Messwerten, die durch das Leibniz-Institut für angewandte Geophysik im Rahmen des NAWAK-Projektes prozessiert wurden (Wiederhold & Ullmann 2017). Die Rekonstruktion des Untergrundes als Schichtenmodell mit der Zuweisung von Permeabilität, Porosität und hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten hat zu guten Eichergebnissen geführt (RMSE = 0,82 m, n = 286 Beobachtungsbrunnen). Die künstliche Entwässerung des Modellgebietes hat gegenüber der Grundwasserförderung einen erheblichen Anteil an der Wasserbilanz. Aufgrund fehlender Untersuchungen zu Austauschraten wäre eine messtechnische Erfassung der Wasserstände in den Entwässerungsgräben sowie der Abflüsse an den Auslassbauwerken für eine langfristige modellhafte Quantifizierung der Versorgungssicherheit sinnvoll. Mit dem kalibrierten und validierten Grundwassertransportmodell wurden Szenarien auf Basis der mit dem Wasserhaushaltsmodell berechneten Grundwasserneubildungsszenarien (WETTREG2010, A1B, B1, A2) und sozioökonomischen Prognosen des Wasserbedarfs berechnet. Diese wurden von der Arbeitsgruppe für regionale Struktur und Umweltforschung GmbH (ARSU) erstellt und in Förderszenarien überführt (Oberdörffer et al. 2017). Wegen der überregionalen Wasserversorgung wurden die sozioökonomischen Prognosen für das gesamte Versorgungsgebiet durchgeführt und anschließend drei Förderszenarien bis zum Jahr 2050 für das Modellgebiet entwickelt. Sie gliedern sich in ein Basisszenario (moderat), ein Grüne-Welt-Szenario (optimal) und ein Wachstumsszenario (pessimal). Sowohl im Wachstums- als auch im Basisszenario wird bis zum Jahr 2050 von steigendem Wasserbedarf ausgegangen. Die Berechnungsergebnisse der Grundwasserbilanz sowie die Entwicklung der Salz-Süßwassergrenze auf Basis der Szenarien sind exemplarisch in Kapitel 4.3 dargestellt.

4.3 Ergebnisse der Hydrosystemmodelle

Die im folgenden Kapitel dargestellten Ergebnisse der Szenarien sind Auszüge aus dem Planungsinstrumentarium. Für den Indikator Salz-Süßwassergrenze wurde aus der dichteabhängigen Grundwassermodellierung die Lage der Salz-Süßwassergrenze abgeleitet (Abbildung 3). Die berechneten Szenarienkombinationen zeigen hier nur sehr geringe Unterschiede, sodass eine Verschiebung nicht ausschließlich auf die veränderte Grundwasserneubildung sowie die erhöhte Grundwasserförderung zurückzuführen ist. Dies wird auch im Zusammenhang mit der Wasserbilanz (Abb. 6) deutlich, in der die Meerwasserintrusion gegenüber unterschiedlichen Grundwasserneubildungen nur eine geringe Änderung aufweist. Ein möglicher Grund für das Fortschreiten der Salz-Süßwassergrenze, besonders in den Szenarien mit höherer Grundwasserneubildung, könnte im direkten Ausgleich durch die Entwässerung liegen. Zur Validierung dieses Prozesses wären weitere Abflussmessungen an den Sielen notwendig. Die Verschiebung in 100 m unter Gelände ist dabei stärker als die im oberflächennahen Aquifer, was an höheren Durchlässigkeiten der tieferen Schichten liegt.

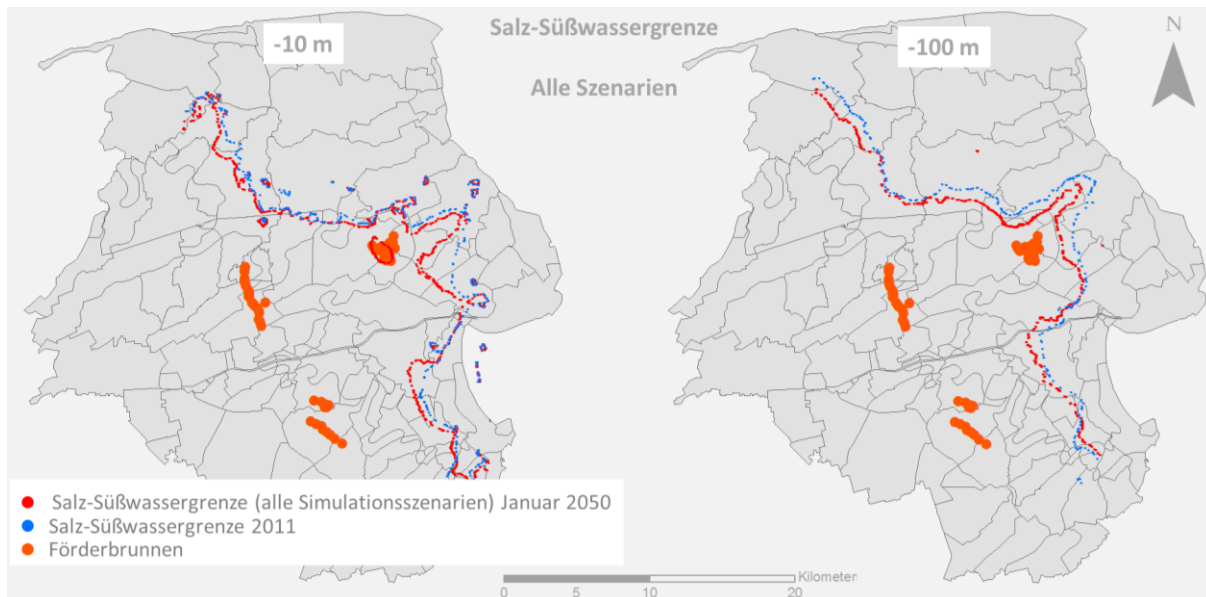


Abb. 3: Verschiebung der Salz-Süßwassergrenze (412 mg/l NaCl) zwischen den Jahren 2011 (Ausgangszustand, blau) und 2050 (Bandbreite aller Szenarienkombinationen, rot) für Tiefen von 10 m (links) und 100 m (rechts), berechnet mit d³f++.

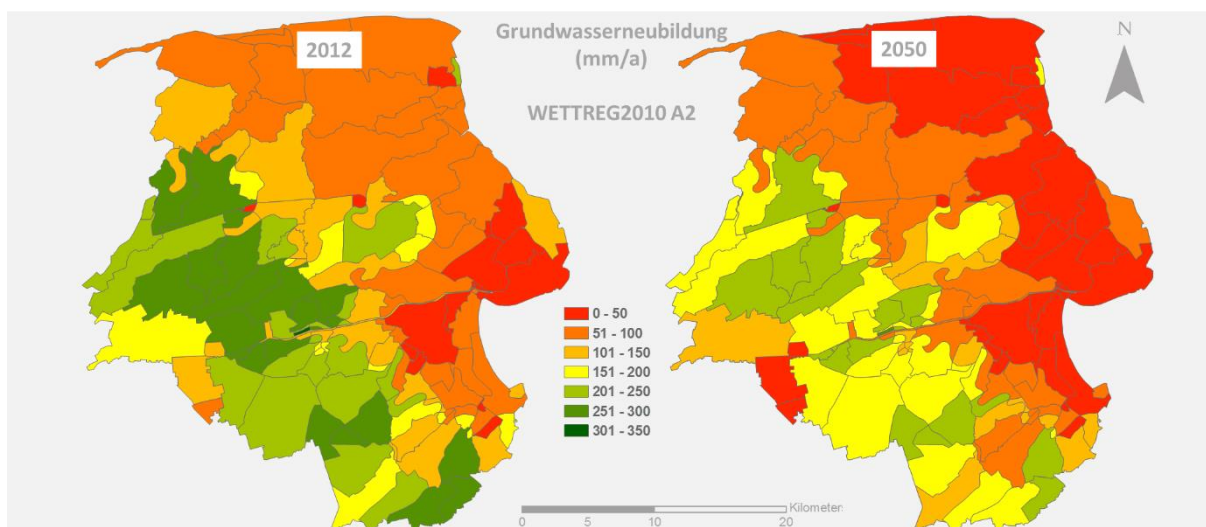


Abb. 4: Teilflächenscharfe Grundwasserneubildung im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2050 (rechts) für das Klimaszenario WETTREG2010 A2 berechnet mit PANTA RHEI.

Die Grundwasserneubildung kann im Planungsinstrumentarium (vgl. Kapitel 5) für Zeitwerte oder Mittelwerte visualisiert und als Trend mit Signifikanztest berechnet werden. In Abbildung 4 ist die teilflächenscharfe Grundwasserneubildung im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2050 (rechts) für das Klimaszenario WETTREG2010 A2 dargestellt. Der Vergleich der Jahre zeigt eine Abnahme der Grundwasserneubildung, insbesondere für die Geestbereiche. Eine Zunahme der Trockenheit und damit ein Indikator für den Bewässerungsbedarf, ist der Dürreindex nach Martonne (1926) (vgl. Abbildung 5). Dieser zeigt für das Jahr 2050 mit einem flächengewichteten Mittel von 3,2 im Verhältnis zum flächengewichteten Mittel 2012 mit 3,9 einen kleineren Wert und somit mehr Trockenheit.

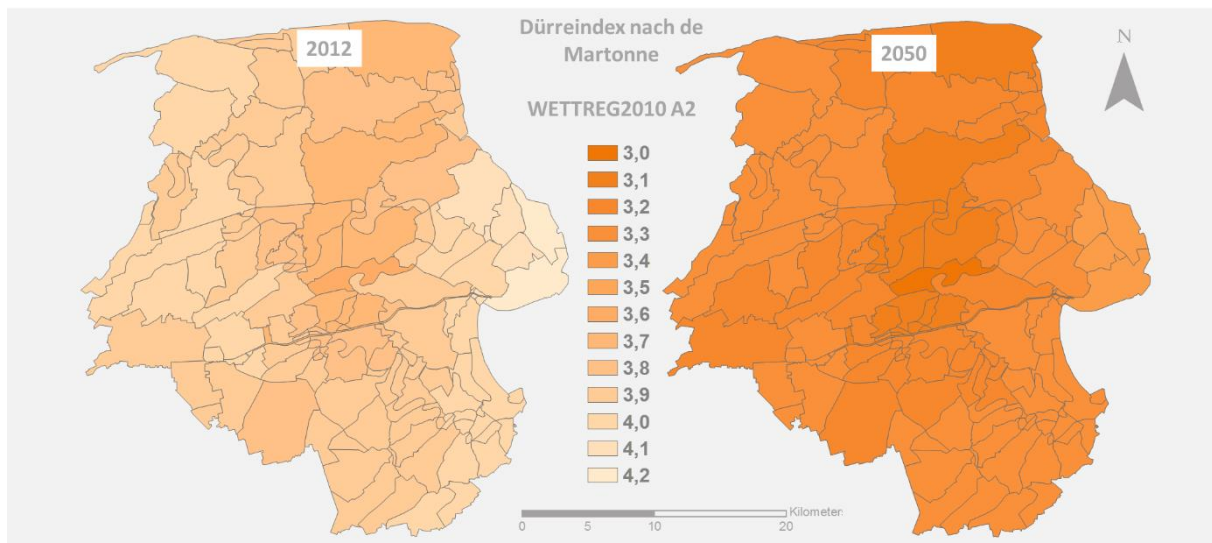


Abb. 5: Teilflächenscharfer Dürreindex nach de Martonne im Jahr 2012 (links) und im Jahr 2050 (rechts) für das Klimaszenario WETTREG2010 A2. Kleinere Werte indizieren trockenere Verhältnisse.

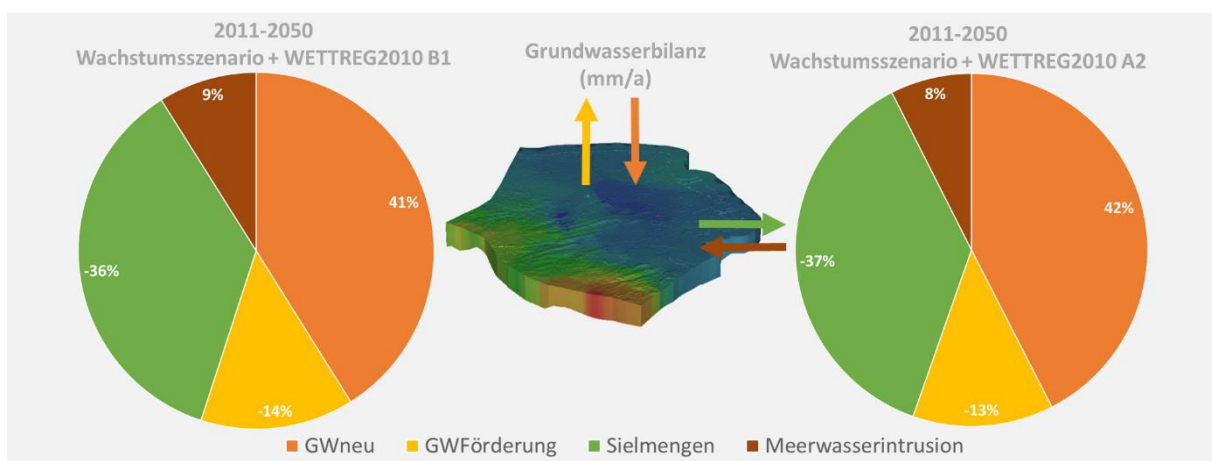


Abb. 6: Grundwasserbilanz aus Meerwasserintrusion, Grundwasserneubildung (orange), Förderung (gelb) und Siel-/Schöpfungsmengen (grün) für das Gesamtgebiet als Mittelwert aus den Jahren 2011 bis 2050 in % für die Kombination aus sozioökonomischem Szenario Wachstum und dem Klimaszenario WETTREG2010 B1 (links) sowie dem Szenario Wachstum und WETTREG2010 A2 (rechts).

Eine ausgeglichene Grundwasserbilanz (Abbildung 6) stellt im Zusammenhang mit einer nachhaltigen Bewirtschaftung einen wichtigen Indikator dar, kann aber wegen Meerwasserintrusion nicht als alleiniges Maß betrachtet werden. Dennoch wird hier besonders für die Kombination aus sozioökonomischem Szenario Wachstum und dem Klimaszenario WETTREG2010 B1 sowie die Kombination aus dem Szenario Wachstum und WETTREG2010 A2 deutlich, dass eine Veränderung der Grundwasserneubildung am ehesten über die Drainagen ausgeglichen wird und hier nur ein leichter Ausgleich über die Meerrandbedingung stattfindet. Auch zeigt es den erheblichen Anteil der Entwässerungsmengen im Verhältnis zur Grundwasserförderung. Die

mittlere Grundwasserneubildung (GWneu) für die Jahre 1971 bis 2000 ist darüber hinaus im Vergleich zum A2-Szenario etwa 8 % höher. Für die Kalibrierung der Flussrandbedingung des Grundwassermodells liegen nur für drei der sechs Auslassbauwerke Abflussdaten vor, sodass eine Erweiterung der Datenerhebung für eine bessere Verifizierung der Hydrosystemmodelle notwendig ist (siehe Kapitel 6).

5. Managen³: Entwicklung eines Planungsinstrumentariums

Bei dem Planungsinstrumentarium handelt es sich um eine Softwarelösung, die die unterschiedlichen Ergebnisse, angewandten Analyse- und Simulationsmethoden sowie disziplinären Zugänge (Modellierungen, Auswertung historischer Daten, ökonomische Analysen, Szenarien, Experteninterviews, Ergebnisse von Beteiligungsverfahren etc.) zusammenführt, und visualisiert, um daraus Optionen für Anpassungsstrategien und neue Infrastrukturstrategien abzuleiten. Das Planungsinstrumentarium stellt damit eine Planungsgrundlage für Wasserversorger und Entscheidungsträger dar, die es ermöglicht, die komplexen und transdisziplinären wasserwirtschaftlichen Zusammenhänge und Strukturen in den Projektregionen zu bewerten. Durch die Zusammenfassung und Gegenüberstellung aller Szenarien werden mögliche Managementdefizite aufgedeckt sowie die in Zukunft anstehenden Investitionen in die zentrale Wasserversorgungsinfrastruktur abgeschätzt. Es wurde zwischen der wasserwirtschaftlichen Zustandsbewertung und der Maßnahmenbewertung unterschieden (vgl. Abbildung 7).

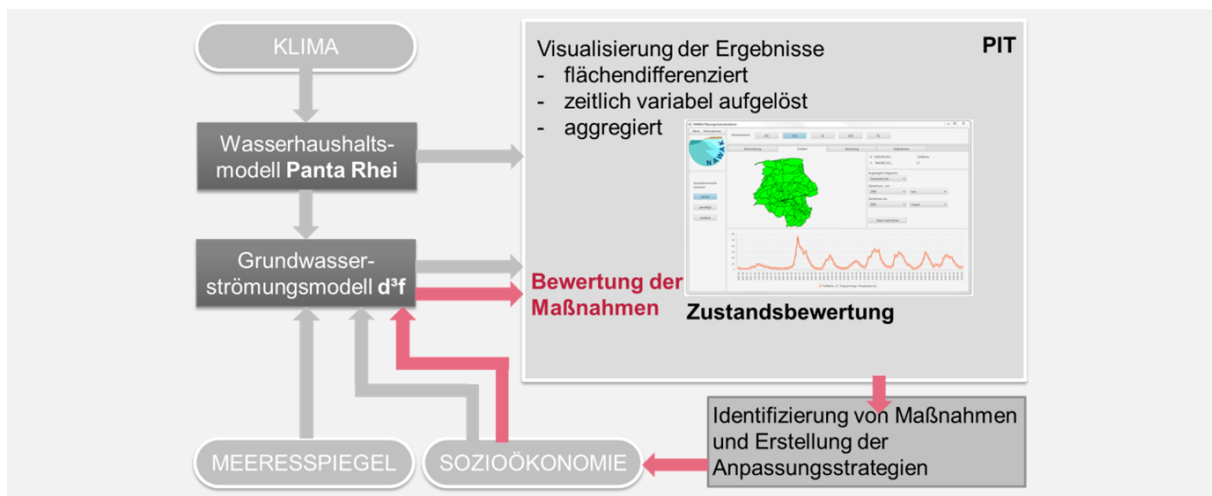


Abb. 7: Vorgehensweise bei der Zustandsbewertung von Szenarien als Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen (außerhalb des PIT) und Bewertung der Maßnahmen.

Die wasserwirtschaftliche Zustandsbewertung basiert auf den Simulationsergebnissen der Hydrosystemmodellierung in Bezug auf die zugrunde gelegten Szenarien (vgl. Kapitel 4). Die Bewertungskriterien wurden in mehrstufigen Prozessen gemeinsam mit den lokalen Akteuren festgelegt (vgl. Tabelle 1). Dabei wurden neben wasserwirtschaftlichen Informationen auch rechtlich- institutionelle Aspekte berücksichtigt. Die Ergebnisse aus jedem Szenario wurden nach dem identischen Schema entsprechend der festgelegten Bewertungsgrößen (Tabelle 1) bewertet. Die Indikatoren wurden normiert und anschließend gewichtet. Das Gesamtergebnis

der Zustandsbewertung bezieht sich auf das im Vorfeld ausgewählte Klima- bzw. Sozioökonomie-Szenario. Somit ergibt sich aus jeder Kombination aus Klima- bzw. Sozioökonomie-Szenario eine Zustandsbewertung des wasserwirtschaftlichen Systems. Neben der flächigen Darstellung von Wasserhaushaltskomponenten ist auch die flächendifferenzierte Anzeige von Zeitreihen möglich. Es wurden räumlich und zeitlich variable Routinen zur robusten Trendberechnung (Signifikanztest nach Mann-Kendall) sowie zur Trendstärkeberechnung in das PIT implementiert. Die Zustandsbewertungen bilden die Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen mit der sich anschließenden Bewertung (vgl. Abbildung 8).

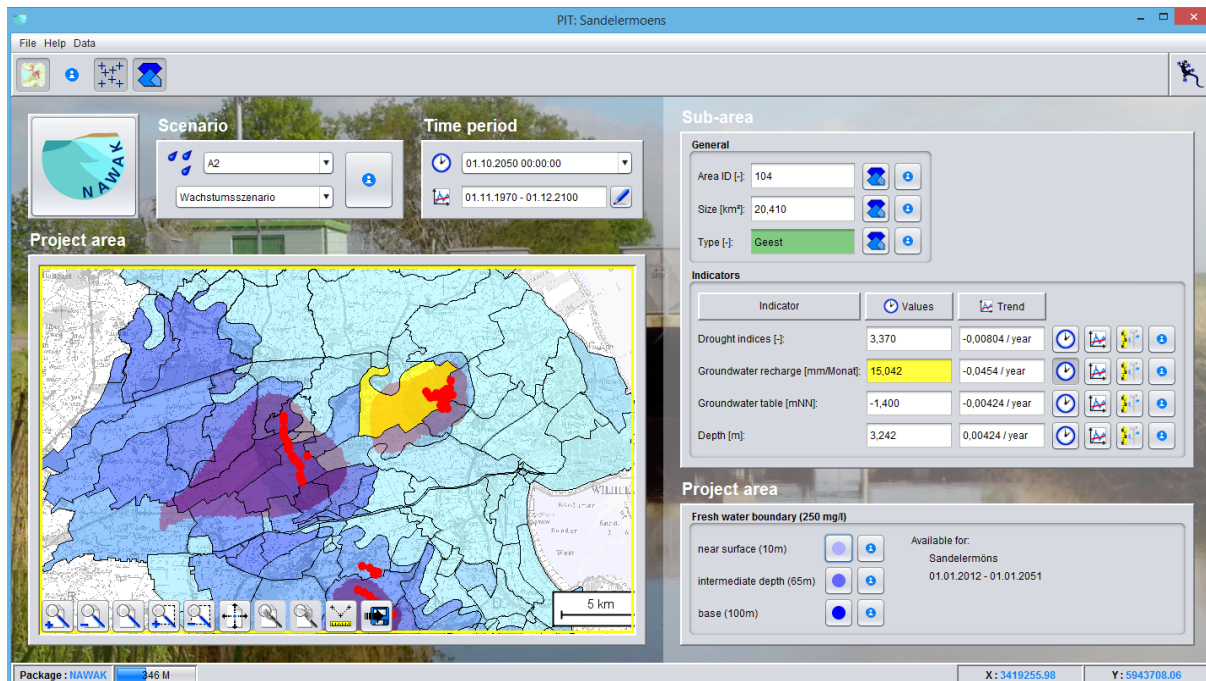


Abb. 8: Simulierte flächendifferenzierte Grundwasserneubildungssumme des Monats Oktober 2050 bezogen auf das WETTREG2010-Klimaszenario A2 (Mittelwert aus 10 Realisationen) und dem Wachstumsszenario, Lage der Förderbrunnen (rote Punkte), die gelbe Fläche wurde in diesem Beispiel exemplarisch ausgewählt, um z.B. eine Zeitreihe genauer zu analysieren.

6. Fazit und Ausblick

Mit Hilfe des Planungsinstrumentariums ist es möglich, die Ergebnisse der Modellberechnungen auf Basis der sozioökonomischen und klimatischen Szenarien gegenüberzustellen, zu visualisieren und Auswertungen durchzuführen. Es können Bereiche ausgemacht werden, die auf Grundlage der Szenarien starken wasserwirtschaftlichen Veränderungen ausgesetzt sind und entsprechende Maßnahmen der Adaption und Mitigation entwickelt werden. Auf dieser Grundlage wurde eine Liste potenzieller Anpassungsstrategien entwickelt, deren detaillierte Bewertung mit Hilfe der Hydrosystemmodelle und dem Planungsinstrumentarium noch durchzuführen sind. Beispielhaft sei eine regional angepasste Entwässerungssteuerung zur Erhöhung der Grundwasserneubildung genannt.

Zur Sicherung der Modellaussagen sollten im Bereich der vollversalzten Marsch verstärkt Chloriddaten erhoben werden, besonders im Hinblick auf die Übertragung von flächendeckenden aerogeophysikalischen Daten der Widerstände zu Chloridwerten des Grundwassers. Im

Rahmen des NAWAK-Projektes hat sich der Fokus von der Grundwasserförderung zur Gebietsentwässerung (Siele/Schöpfwerke) verschoben, da hier der wesentliche Einfluss für die Wasserbilanz zu sehen ist. Für belastbarere Modellaussagen sollten hier verstärkt Erhebungen des Abflusses durchgeführt werden. Im BMBF-Forschungsprojekt go-CAM soll das Planungsinstrumentarium um Indikatoren anderer Fragestellung (u.a. Nitrat im Grundwasser) und um Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung ergänzt werden. Genannte Datendefizite sollen bei Weiterführung des bereits aufgebauten Grundwassermonitorings durch zusätzliche Messkampagnen relativiert werden. Hier liegt der Fokus auf Kooperationen mit den Entwässerungsverbänden (über Wasserverbandtag e.V.). Anschließend sind weitere Szenarienberechnungen auf Basis von Daten des Euro-Cordex Programms geplant, um ein möglichst robustes Klimasignal abzuleiten und auf den Gebietswasserhaushalt anzuwenden.

Literatur

- Fein, E. & Schneider, A., 1999. d^{3f} - Ein Programmpaket zur Modellierung von Dichteströmungen. Braunschweig: GRS.
- Gelleszun, M., Kreye, P. & Meon, G., 2015. Lexikografische Kalibrierungsstrategie für eine effiziente Parameterschätzung in hochaufgelösten Niederschlag-Abfluss-Modellen. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 59 (3), S. 84–95. DOI: 10.5675/HyWa_2015,3_1.
- Hölscher, J. (Hg.), 2012. Globaler Klimawandel. Wasserwirtschaftliche Folgenabschätzung für das Binnenland, Abschlussbericht - Phase 1 + 2. Unter Mitarbeit von U. PETRY, M. BERTRAM, M. ANHALT, S. SCHMIDTKE, U. HABERLANDT, H. MÜLLER ET AL. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 1. Aufl. Hildesheim: NLWKN (Oberirdische Gewässer, 33).
- Kreye, P. & Meon, G., 2016. Subgrid spatial variability of soil hydraulic functions for hydrological modelling. In: Hydrol. Earth Syst. Sci. 20 (6), S. 2557–2571. DOI: 10.5194/hess-20-2557-2016.
- LWI-HYWAG & IFW, 2015. PANTA RHEI Benutzerhandbuch. Programmdokumentation zur hydrologischen Modellsoftware (unveröff.). Abteilung HYWAG am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig in Kooperation mit dem Institut für Wassermanagement IfW GmbH. Braunschweig.
- Martonne, E. de, 1926. Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité: PERSEE (La Météorologie 2).
- Meon, G., Riedel, G., Anhalt, M. & Hölscher, J., 2015. Innovative Hochwasservorhersage für kleine und mittlere Einzugsgebiete. In: Evers, M., Diekkrüger, B. (Hg.): Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung: Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement. Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015. Universität Bonn. 35.15. Aufl., S. 287–296.
- Meyer, S., Riedel, G., Lichtenberg, T., Meon, G. & Lange, S., 2013. Operationelle Hochwasservorhersage in Niedersachsen mit dem Wasserhaushaltsmodell Panta Rhei. Simulation hydrologischer Systeme - Wie nah kommen wir der Realität? Beiträge zum 3. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17. und 18. September 2012 in Trier. In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, S. 59–66.

- Oberdörffer, J., Schnücker, U., Scheele, U., Meyerdirks, J. & Ahlhorn, F., 2017. INIS - Verbundprojekt NAWAK, Teilvorhaben 3. TIB - Technische Informationsbibliothek Universitätsbibliothek Hannover.
- Schöniger, H.M., Eley, M., Gelleszun, M., Müller, T. & Meon, G., 2018. INIS - Verbundprojekt NAWAK, Teilvorhaben 2., Technische Informationsbibliothek Universitätsbibliothek Hannover.
- Wiederhold, H. & Ullmann, A., 2017. INIS - Verbundprojekt NAWAK, Teilvorhaben 4. TIB - Technische Informationsbibliothek Universitätsbibliothek Hannover.

Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete Möglichkeiten und Grenzen im Lichte operationeller Anforderungen am Beispiel Sachsens

Andy Philipp und Florian Kerl

Zusammenfassung

Zur Identifikation der Möglichkeiten und Grenzen einer Hochwasserfrühwarnung für schnell reagierende, kleine Einzugsgebiete wurden untersucht: (1) Ansprüche potentieller Nutzer von Hochwasserfrühwarnprodukten, (2) quantitative Niederschlagsschätzungen und -vorhersageprodukte sowie (3) hydrologische Modellansätze. Ausgehend von diesen Erkenntnissen werden die Möglichkeiten und Grenzen einer Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete aufgezeigt und schließlich eine geeignete Methodik konzipiert, implementiert und in ein operationelles Hochwasserfrühwarnsystem überführt. Das Frühwarnsystem wird vorgestellt und sein Nutzen anhand von Fallbeispielen demonstriert.

1. Einleitung

Im Frühjahr und Frühsommer 2016 kam es in Deutschland zu einer Reihe verheerender Sturzflutereignisse in Folge von Starkregen. Intensive Niederschläge, welche nur wenige Stunden andauerten, führten zu massiven Schäden an Gebäuden, Infrastruktur und bedauerlicherweise auch an Leib und Leben. Die Bilder aus Braunsbach und Simbach werden wohl für längere Zeit im kollektiven Gedächtnis bleiben. Auch in Sachsen sind solche Ereignisse im Bereich des Möglichen; in der Vergangenheit war der Freistaat zwar hauptsächlich von großräumigen Flusshochwassern (wie 2002 oder 2013) betroffen, aber auch kleinräumige Hochwasser in Folge lokaler Starkregen verursachten hier bisweilen beträchtliche Schäden. Als besonders prägende Ereignisse seien die zerstörerischen Sturzfluten von 1999 in Marienberg und 1927 im Müglitz- und Gottleubagebiet genannt. Auch in jüngster Vergangenheit traten schadbringende Ereignisse auf, wie 2014 in Meißen oder 2017 in Spitzkunnersdorf in der Oberlausitz.

Da grundsätzlich an jedem Ort Deutschlands eine Gefahr durch Starkregen existiert, ist das von Sturzfluten ausgehende Risiko notorisch unterschätzt. Solche Sturzflutereignisse sind zuvorderst niederschlagsgetrieben und nicht unbedingt gewässergebunden. Daher ist in diesen Fällen eine auf Pegelbeobachtungen basierende Hochwasserwarnung – wie bislang in Sachsen praktiziert – nicht beliebig nützlich. Es ist vielmehr sinnvoll, das im Freistaat bestehende pegelbasierte Hochwasserwarnsystem zu ergänzen, um zusätzlich vor kleinräumigen, durch Starkregen ausgelösten Hochwasserereignissen warnen zu können. Da die Zeit zwischen Niederschlag und schadbringendem Abfluss zu kurz für eine rein beobachtungsbasierte Warnung wäre, müssen zur Erweiterung des Vorhersageitraumes Niederschlagsvorhersagen einbezogen werden; somit spricht man von einer Frühwarnung vor Hochwasser.

Das hierin beschriebene Projekt (Laufzeit 2014 bis 2017) untersuchte die Möglichkeiten und – vor allem mit Blick auf Unsicherheiten bei der Niederschlagsvorhersage – die Grenzen der Frühwarnung vor durch Starkregen hervorgerufenen Hochwasserereignissen. Weiterhin wurden die Ansprüche und Erwartungen potentieller Nutzer von Frühwarnprodukten erhoben. In der Zusammenschau der gewonnenen Erkenntnisse wurde schließlich ein sächsisches Hochwasserfrühwarnsystem konzipiert, erstellt und in den laufenden Betrieb überführt, dessen Mehrwert bereits nach kurzer Zeit nachweisbar war.

2. Der Weg hin zu einem operationellen Hochwasserfrühwarnsystem für Sachsen

2.1 Projektstruktur

Eine Vielzahl von Untersuchungen belegt die Schwierigkeiten und Grenzen der kleinräumigen hydrologischen Vorhersage am Beispiel Sachsens (z. B. Philipp et al., 2008; Kneis & Heistermann, 2009; Kneis et al., 2012; Philipp et al., 2016). Besonders ist hier das mit Blick auf den Freistaat wichtige BMBF-Vorhaben RIMAX¹ (2005 bis 2010; Merz et al., 2009) zu nennen. Die RIMAX-Einzelvorhaben waren dabei allerdings immer recht spezifisch und bezogen meist nur einzelne Elemente mit ein, welche für eine ganzheitliche Frühwarnung bzw. für ein effektives, verlässliches und adressatengerechtes Frühwarnsystem notwendig sind. Ein Projekt, welches als Ziel die Konzeption, Erstellung, Testung sowie Operationalisierung eines solchen Systems verfolgt, muss daher die folgenden Aspekte antizipieren:

- Das Projekt muss berücksichtigen, dass neben der rein hydrologischen Bewertung und Prognose der kleinräumigen Hochwassergefährdung auch Aspekte wie Erstellung und Verteilung von Warnprodukten sowie Risikokommunikation wichtig sind. Diese Punkte sollten auf die Nutzerbedürfnisse angepasst sein.
- Dazu müssen die Nutzeransprüche erhoben und bewertet werden.
- Bei RIMAX stand die Bewertung des Potentials verschiedener hydrologischer Modellverfahren für die hydrologische Vorhersage/Prognose mit Blick auf kleinräumige Extremereignisse im Fokus. Dieser Aspekt ist wichtig, allerdings auch in dem Sinne, dass – mit Blick auf die Erfordernisse des angestrebten operationellen Betriebs des Systems – ein Ansatz gewählt werden sollte, der so komplex wie nötig und so einfach wie möglich ist (Prinzip der Parsimonie).
- Es ist anzuerkennen, dass die Hauptunsicherheit für eine kleinräumige hydrologische Vorhersage und Warnung in der Unsicherheit der Niederschlagsvorhersage begründet liegt. Diese Tatsache ist entsprechend zu berücksichtigen, beispielsweise durch die Ableitung und Verteilung von Produkten, die dieser Philosophie folgen.
- Die vorgenannten Aspekte müssen zusammenschauend untersucht werden. Dabei sind pilothafte Vergleichsstudien für ausgewählte Gebiete/Regionen Sachsens geeignet.

Diese Anforderungen für ein operationelles Hochwasserfrühwarnsystem mündeten in ein Vorgehensmodell, welches im Folgenden kurz beschrieben wird. Für das Projekt wurden drei wesentliche Bereiche festgelegt, welche gemeinsam für Sachsen betrachtet und untersucht wurden (siehe Abbildung 1). Diese sind:

1. Ansprüche und Erwartungen der Nutzer von Frühwarnprodukten,
2. Qualität der meteorologischen Antriebsdaten sowie
3. Modellvorhersagen als Grundlage von Warnungen.

Für diese Bereiche sollte – gemäß dem Stand von Wissenschaft und Technik und spezifisch für die Bedingungen im Freistaat – zunächst anhand von Pilotstudien herausgefunden werden, was die aktuellen Möglichkeiten, aber vor allem auch die Grenzen bei der Hochwasserfrühwarnung sind. Darauf aufbauend wurde ein Frühwarnsystem entworfen, konzipiert und

¹ RIMAX: Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse; <http://www.rimax-hochwasser.de/>

schließlich implementiert, welches seit Ende 2016 durch das Landeshochwasserzentrum Sachsen (LHWZ) operationell betrieben wird.

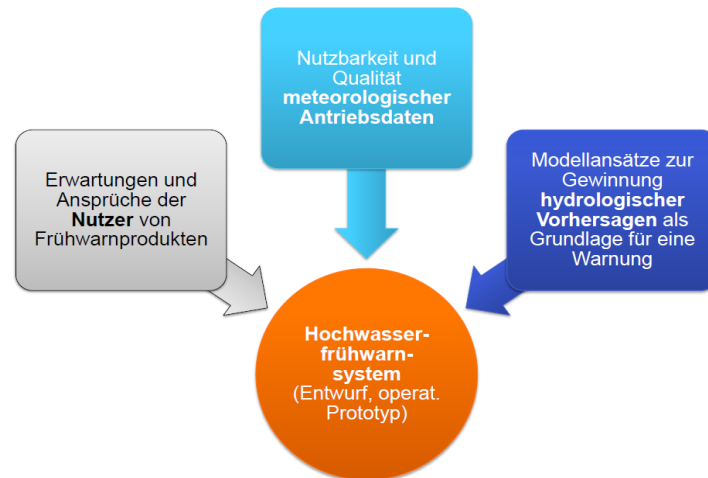


Abb. 1: Untersuchungsschwerpunkte auf dem Weg hin zu einem Hochwasserfrühwarnsystem für Sachsen.

2.2 Pilotstudien und Erkenntnisse

Umfangreiche Voruntersuchungen beziehungsweise Pilotstudien behandelten die Aspekte (a) Nutzeransprüche, (b) Qualität meteorologischer Antriebsdaten sowie (c) Eignung hydrologischer Modellansätze für ein sächsisches Hochwasserfrühwarnsystem (vgl. Abbildung 1). Die Vorhaben sind umfassend dokumentiert (Philipp et al., 2015; Schwarze et al., 2015; Schütze et al., 2016; Schütze et al., 2017; Philipp & Kerl, 2018). Dabei gab es die folgenden Erkenntnisse:

(a) Erstens ist eine Mehrzahl der Befragten Nutzer mit einem Vorhersagezeitraum von 24 Stunden zufrieden zu stellen. Weiterhin wird dem vorhergesagten Maximalwasserstand bzw. der Alarm-/Meldestufe eine höhere Bedeutung beigemessen, als der Vorhersage des Zeitpunkts des Eintritts des Hochwasserscheitels. Es gibt eine Präferenz für „Ampelkarten“-Produkte (Philipp et al., 2015). Die Frage nach der Eignung einer probabilistischen Vorhersage für die Risikobewertung durch unterschiedliche Nutzergruppen war auf Basis der Nutzerbefragung nicht zu beantworten. Die verfügbare Literatur lässt den Schluss zu, dass probabilistische Vorhersagen zwar einen zusätzlichen Nutzen für fachlich versierte oder institutionelle Nutzer bieten können (beispielsweise McCarthy et al., 2007; Frick & Hegg, 2011; Wetterhall et al., 2013; Vogelbacher, 2014) aber nicht unbedingt die Risiko- und Gefahrenbewertung durch die breite Bevölkerung verbessern (z. B. Brilly & Polic, 2005; Gigerenzer et al., 2005; Morss et al., 2008).

(b) Zweitens liefern mit probabilistischen numerischen Wettervorhersageprodukten angetriebene hydrologische Modelle für die Kurzfristvorhersage Ergebnisse mit höheren Güten, verglichen mit deterministischen NWP-Antrieben² oder flächig integrierten Produkten, wie flussgebietsbezogene Guidances der Wetterdienste, z. B. aus Wetterwarnungen (Kerl & Philipp, 2015; Schütze et al., 2016).

² NWP: Numerical Weather Prediction – numerische Wettervorhersage

(c) Drittens kann per se keiner der untersuchten hydrologischen Modellansätze gegenüber einem anderen favorisiert werden. Wenn einfache, klassifizierende Modelle (FSAPs³) hinsichtlich der Nutzeransprüche an eine Frühwarnung (Wird ein bestimmter Schwellenwert innerhalb des Vorhersagezeitraums überschritten, oder nicht? Art des Warnprodukts?) ausreichen, so zeigen die Ergebnisse der entsprechenden Pilotstudie, dass ein solcher Ansatz unter den gegebenen Anforderungen gut eingesetzt werden kann. Im Gegensatz dazu stehen komplexere, mit aufwändigen Parameterschätzungen verbundene Modellansätze (z. B. konzeptionelle hydrologische Modelle), welche aber oftmals nur mit Einschränkungen regionalisierbar sind (Schütze et al., 2017).

Es ist weiterhin zu beachten, dass insbesondere sehr intensive, seltene und kleinräumige meteorologische Ereignisse in ihrem raum-zeitlichen Auftreten nur bedingt vorhersagbar sind und meteorologische Antriebe diesbezüglich ungenügend verifizieren. Vor diesem Hintergrund sind die damit verbundenen Grenzen der Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete zu akzeptieren und zu kommunizieren (Collier, 2007).

Die o. g. Pilotuntersuchungen waren essentiell wichtig, um eine belastbare Basis für die fachliche und technische Spezifikation eines operationellen Hochwasserfrühwarnsystems zu legen. In der Zusammenschau der aus den Pilotstudien erhaltenen Befunde lassen sich für ein operationelles Hochwasserfrühwarnsystem für Sachsen die folgenden fachlichen Grobanforderungen ableiten:

- Vorhersagehorizont in der Größenordnung von 12 bis 24, eventuell 48 Stunden; idealerweise variabel, beziehungsweise anpassbar;
- Verarbeitung sowohl von Radar- als auch stationsbezogenen QPEs⁴;
- Verarbeitung von deterministischen QPFs⁵; potentiell Verarbeitung von probabilistischen QPFs vorsehen (hinsichtlich Mengengerüst, Rechenzeit, Prä- und Postprocessing-Methoden etc.);
- Verwendung eines einfachen, robusten Bewertungsverfahrens der Hochwasserneigung/-anfälligkeit als hydrologischer Modellansatz;
- Erzeugung eines regions- und flussgebietsbezogenen Ampelkarten-Produkts zur Hochwasserfrühwarnung (mit drei bis vier Warn- bzw. Gefährdungsstufen);
- Räumliche Aggregierung/Generalisierung von Ergebnissen zu regional gültigen Aussagen für Vorhersagegebiete mittels eines geeigneten Verfahrens (z. B. WARNSIM; siehe Demuth, 2015) – auch, um Unsicherheiten zu antizipieren;
- Zuschnitt der Vorhersagegebietsgeometrien anhand von Flussgebietsgrenzen;
- Update des Frühwarnprodukts in regelmäßigen Zeitabständen (z. B. aller 3 h);
- Vorsehen der Möglichkeit von Eingriffen eines Experten bei der Produkterstellung;
- Zunächst Bereitstellung des Produkts über das Webportal des LHWZ;
- Typisierung der Daten und Konzeption der zugrunde liegenden IT-Verfahren in einer Weise, sodass eine leichte und bruchfreie Weiterverwendung von Frühwarninformationen durch Zweit- und Drittsysteme möglich ist.

³ FSAP: Flood Susceptibility Assessment Procedure – Bewertungsverfahren der Hochwassergefährdung

⁴ Quantitative Precipitation Estimate – quantitative Niederschlagsschätzung

⁵ Quantitative Precipitation Forecast – quantitative Niederschlagsvorhersage

Diese Anforderungen bildeten die Grundlage der weiteren fachlichen und informationstechnischen (Fein-)Konzeption eines operationellen Frühwarnsystems, welche im folgenden Abschnitt kurz dargestellt wird.

2.3 Konzeption und Implementierung eines operationellen Hochwasserfrühwarnsystems für Sachsen

Bis dato gab es im Bereich des LHWZ keine zur Ableitung von Produkten für die Hochwasserfrühwarnung geeigneten Verfahren. Ausgehend von den Befunden der Pilotuntersuchungen (siehe Abschnitt 2.2) wurde eine Perspektive zur Hochwasserfrühwarnung im vom LHWZ genutzten Prognoseframework KALYPSO⁶ erstellt. Es kann somit eine flussgebietsbezogene Ampelkarte der regionalen Hochwassergefährdung als Produkt zur Hochwasserfrühwarnung operationell bereitgestellt werden.

KALYPSO wird vom LHWZ ebenfalls für die Verwaltung und Bedienung von Modellen zur pegelbezogenen Vorhersage genutzt. Die Perspektive zur Frühwarnung war ein neu zu konzipierender und zu erstellender Teil der Anwendung KALYPSO, welcher einen für den Anwendungsfall „Frühwarnung“ geeigneten Workflow (ausgehend von den Eingangs- und Antriebsdaten, über die hydrologische Modellierung, bis hin zur Erstellung von Warnprodukten) bereitstellt. Die Implementierung eines hydrologischen Modellansatzes war dabei Bestandteil der IT-Lösung.

Es hat sich während der Voruntersuchungen gezeigt, dass für eine schwellenwertbasierte/kategorielle Frühwarnung in kleinen, meist unbepegelten Einzugsgebieten eine einfache Scoring-Methodik (z. B. ScoHM; Metzkes, 2016) anderen, durchaus aufwändigeren Ansätzen nicht zwingend unterlegen ist. Aus diesem Grund wurde ebendieser Modellansatz verwendet. Die Perspektive wurde bis einschließlich der Operationalisierung konzipiert und implementiert. Dabei konnte auf eine Vielzahl von bestehenden Schnittstellen und Werkzeugen des Vorhersageframeworks KALYPSO zurückgegriffen werden. Weiterhin kann auf diesem Wege ein einheitlicher fachlicher Workflow (i. S. der bisher bereits implementierten Modellansätze für die pegelbezogene Hochwasservorhersage) dargestellt werden. Die KALYPSO-Perspektive zur Frühwarnung soll dabei aber auch prinzipiell weitere/andere hydrologische Modellansätze einbeziehen können. Abbildung 2 vermittelt einen visuellen Eindruck des Front-Ends der realisierten Lösung.

Die Fachprozesse bzw. Anwendungsfälle werden über einen gemeinsamen Assistenten ausgeführt. Der prinzipielle Ablauf dabei gliedert sich in folgende Schritte:

1. Anlegen/öffnen einer Frühwarnung (Rechenvariante);
2. Eingabe Modellparameter (Steuerparameter und Metadaten);
3. Auswahl Inputparameter (Eingangsdaten bzw. Antriebsdaten; beispielsweise bestimmte QPE-QPF-Kombination);
4. Ergebnisse (beispielsweise Ampelkarte und Zeitreihen) sichten;
5. Veröffentlichung;
6. Variantenvergleich;
7. (Administration).

⁶ Siehe: <https://sourceforge.net/projects/kalypso/>

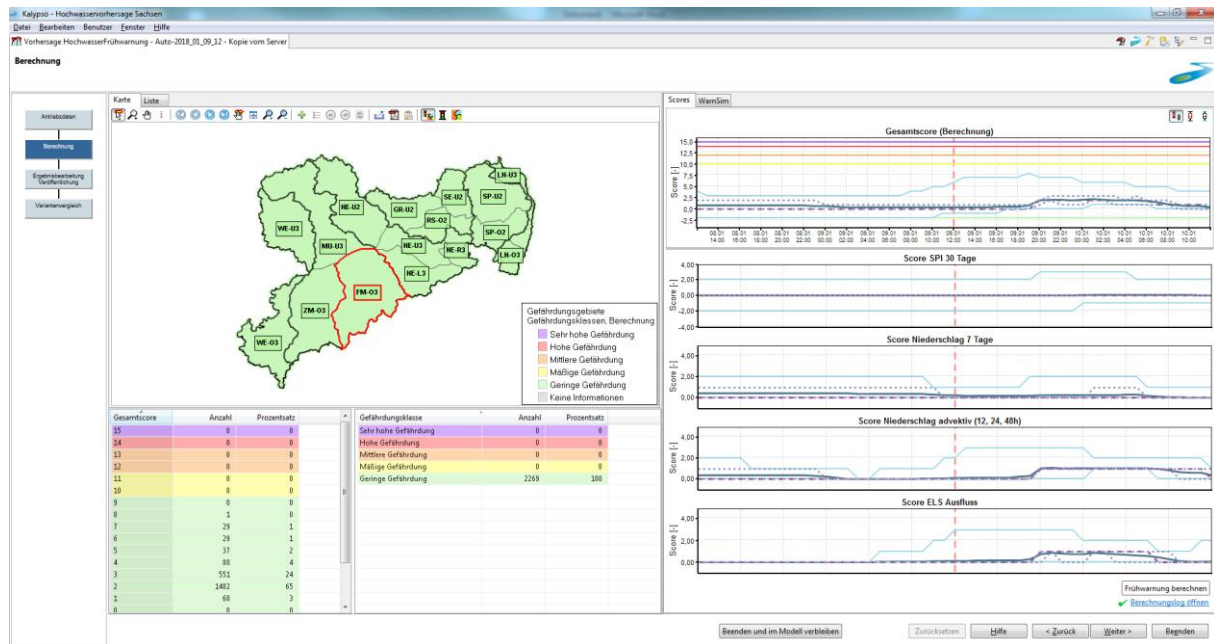


Abb. 2: Beispielhafte Ansicht eines Arbeitsschrittes innerhalb der Perspektive „Frühwarnung“ in KALYPSO (Screenshot).

Die Anwendung erlaubt via Assistent/Administration die Konfiguration automatischer Prognoseläufe; die Ausführung automatischer Läufe und regelmäßige Erstellung von Warnprodukten entspricht der regulären Betriebsweise. Das in KALYPSO implementierte Frühwarnsystem selbst dient dabei nicht der Veröffentlichung von Frühwarninformationen. Als „Drehscheibe“ für Hochwasserfrühwarninformationen bzw. Warnprodukte dient das LHWZ-IT-System HWIMS (Hochwasserinformations- und -managementsystem; Müller et al., 2016). In Konsequenz wurde im Rahmen des hierin beschriebenen Projekts HWIMS angepasst, um Hochwasserfrühwarnungen über das öffentliche LHWZ-Webportal bereitstellen zu können.

Diese Lösung trennt die fachliche Erstellung einer Frühwarnung von der Veröffentlichung von Frühwarnprodukten und ist auch insofern konsequent, dass günstige Eigenschaften von HWIMS (revisionsichere Ablage von Dokumenten, aktive Verteilung von Dokumenten an beliebige Empfänger über verschiedene Kanäle, hohe Verfügbarkeit des IT-Systems etc.) synergetisch wirksam werden können. Es ist aber bisher fachpolitisch noch nicht abschließend geklärt, ob in Sachsen Frühwarnungen im Sinne der Hochwassernachrichten- und Alarmdienstverordnung (HWNAVO, 2015) sowie der Hochwassermeldeordnung (HWMO, 2015) an die sog. Informationsempfänger aktiv zu verteilen sind („Bringepflicht“ des LHWZ) oder – wie nunmehr bereits umgesetzt – lediglich passiv via Internet zur Abholung durch die Nutzer bereitgestellt werden sollen.

Die Belieferung der HWIMS-Webportal-Anwendung mit Frühwarninformationen erfolgt aus KALYPSO heraus mittels eines Webservices (siehe Abbildung 3). Der Austausch wird dabei entweder manuell durch einen KALYPSO-Nutzer („per Knopfdruck“), oder aber automatisch – entsprechend des für die Frühwarnung gesetzten Update-Zyklus – mittels Cron-Job getriggert. Die HWIMS-Dokumentenverwaltung überführt dann das Dokument „Frühwarnung“ in eine Langzeitdatenbank, wo es revisionsicher abgelegt wird.

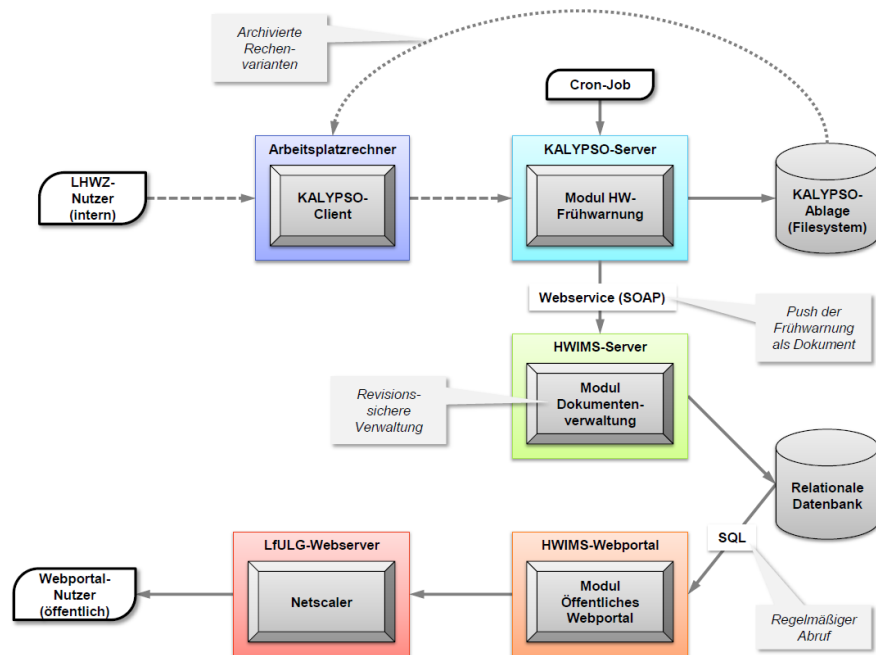


Abb. 3: Kontextsicht KALYPSO und HWIMS; KALYPSO erzeugt die Frühwarninformationen und HWIMS ist für deren Verwaltung und Veröffentlichung zuständig. Dargestellt ist hier nur der Datenfluss von in KALYPSO erstellten Frühwarnungen. Für das KALYPSO-Verfahren sind unter anderem Antriebsdaten notwendig, welche wiederum durch HWIMS bereitgestellt werden, wobei die Kommunikation dabei abermals über eine Webservice-Schnittstelle läuft.

Die durch KALYPSO dynamisch via Webservice bereitgestellten Daten verwenden ein typisiertes Austauschformat auf XML-Basis und enthalten dabei:

- Globale Metadaten
 - Vorhersagezeitpunkt
 - Erstellungszeitpunkt der Frühwarnung
 - Verfallszeitpunkt (Vorhersagezeitpunkt und Vorhersagezeitraum)
 - Ersteller der Frühwarnung
- Gefährdungsklassen (Liste)
 - ID der Gefährdungsklassen
 - RGB-Code (also Farbcode für „grün“, „gelb“ etc.)
 - textuelle Repräsentation („geringe Gefährdung“ etc.)
 - Beschreibung der Gefährdungsklassen („Überflutung von Kellern möglich...“)
- Vorhersagegebiete (Liste)
 - ID der Vorhersagegebiete
 - Umringpolygon (die Geometrien der Vorhersagegebiete)
 - Name (beispielsweise „Freiberger Mulde oberhalb 300 m ü. NN“)
 - Kurzname (beispielsweise „FM-O3“)
 - Warnlagengefährdungsklasse für jede ID (die eigentliche „Warnstufe“)
 - Kurzbericht für jedes Vorhersagegebiet (ist in KALYPSO redaktionell erstellbar)

Standardmäßig wird aktuell die automatische Rechenvariante mit der QPE/QPF-Kombination RADOLAN/COSMO-DE bzw. RADOLAN/COSMO-DE-EPS (z. B. 50er-Perzentil) gegen HWIMS abgelegt; eine Änderung dieser Wahl ist jederzeit konfigurativ möglich. Die eigentliche Produktion der Frühwarnung erfolgt dann durch das HWIMS-Webportal-Modul, welches aus den genannten dynamischen Informationen sowie statischen Inhalten die Frühwarnseiten auf das öffentliche Webportal publiziert (Ampelkarten-Grafik, tabellarische Übersicht, RSS-Feed).

3. Das Frühwarnsystem im Betrieb

3.1 Verifikation für das erste Jahr des präoperationellen Betriebs (03/2016 bis 03/2017)

Zur Vorbereitung und Begleitung der Konzeption und Implementierung des operationellen Hochwasserfrühwarnsystems wurde zunächst ein präoperationeller Prototyp auf Basis der ScoHM-Methodik nach Metzkes (2016) implementiert und seit März 2016 betrieben. Der normale Update-Zyklus betrug dabei i. d. R. 24 Stunden; ereignisbezogen wurden manuell häufigere Updates (bis 3 Stunden) getriggert. Als QPE wurden räumlich interpolierte Stationsdaten und das RADOLAN-RW-Produkt verwendet, auf QPF-Seite kam das nicht-hydrostatische WRF-Modell der Wetterzentrale Karlsruhe zum Einsatz. Der Vorhersagezeitraum betrug 24 Stunden. Die räumliche Auflösung des Prototyps betrug ein mal ein Kilometer, die zeitliche Auflösung eine Stunde („Rechenzeitschritt“).

Zur Verifikation wurden dichotome (schwelenwertbasierte) Maße berechnet. Zur Festlegung eines beobachteten Ereignisses wurden mit Bezug zu den gewählten 16 Vorhersagegebieten (siehe Karte in Abbildung 2) zum einen die beobachteten Wasserstände an den Hochwasser-meldepegeln bewertet (klassifiziert entsprechend der Richtwerte der Alarmstufen). Zum anderen – denn nicht zwangsläufig prägen sich kleinräumige Abflussereignisse auf Pegelmessungen durch – wurden von den Feuerwehrleitstellen Einsatztagebücher angefordert, welche Rückschlüsse auf kleinräumige Abflussereignisse zuließen. Auf Basis dieser Informationen wurden beobachtete Ereignisse zu Gefährdungsstufen zugeordnet, welche mit bestimmten typischen Hochwasserauswirkungen verknüpft sind. Die vorhergesagten Ereignisse bzw. Gefährdungsstufen wurden bezüglich der Vorhersagegebiete mit einer – gegenüber den schließlich für das operationelle System verwendeten WARNSIM-Regeln (Demuth, 2015; Johst et al., 2016) – vereinfachten Methodik ermittelt: die auf Rasterbasis berechneten Gefährdungsscores wurden gemäß ihres 50er-Perzentils zu Gebietsaussagen aggregiert. Details der verwendeten Methodik finden sich in Philipp & Kerl (2018).

Die eigentliche, dichotome Bewertung erfolgte zusammenschauend für ganz Sachsen; betrachtet wurden Ereignismagnitude bzw. Übereinstimmung der beobachteten mit der prognostizierten Hochwassergefährdung sowie Lokalisierung hinsichtlich der Vorhersagegebiete. Es ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Werte, welche die Grundlage bilden für die in Tabelle 2 zusammengefassten Verifikationsergebnisse. Generell ist zu beachten, dass der Untersuchungszeitraum zu kurz war, um statistisch belastbare Aussagen treffen zu können. Ursache dafür ist, dass lediglich 14 nicht-triviale Ereignisse in die Verifikation Eingang fanden. Sieht man von diesen Unwägbarkeiten einmal ab, so konnte der im Rahmen der Pilotstudie zur hydrologischen Modellierung (siehe Abschnitt 2.2) gewonnene Eindruck bestätigt werden, dass das ScoHM-Verfahren einen guten prädiktiven Nutzen für den Anwendungsfall der Hochwasserfrühwarnung zu liefern imstande ist. Bei den beiden „Misses“ handelte es sich um sehr

kleinräumige Ereignisse, welche mit der verwendeten quantitativen Niederschlagsvorhersage nicht adäquat abgebildet wurden.

Tab. 1: Kontingenztabelle für die dichotome Bewertung des Outputs des präoperationellen Prototyps für den Zeitraum 03.03.2016 bis 02.03.2017 (auf Tagesbasis). Die Gesamtzahl der Tage beträgt 364, da für einen Tag keine Daten vorhanden waren (Systemausfall).

		Beobachtung	
		Ja	Nein
Ereignis vorhergesagt	Ja	10	2
	Nein	2	350
Summe:		12	352

Tab. 2: Verifikationsmaße des präoperationellen Prototyps für den Zeitraum 03.03.2016 bis 02.03.2017.

Maß	Wert	Bemerkung
TPR	83 %	True Positive Rate („Treffer“)
FNR	17 %	False Negative Rate („verfehlt“)
FPR	1 %	False Positive Rate („Fehlalarm“)
ETS	0,71	Equitable Threat Score ⁷ (Brown et al., 2004)

3.2 Fallstudien, Einzelereignisse

Tabelle 3 zeigt eine Übersicht von im Zeitraum des präoperationellen (ab 03/2016) und bisherigen operationellen Betriebs (von Ende 2016 bis Ende 2017) aufgetretenen Einzelereignissen. Der potentiell durch das Frühwarnsystem zu erzielende Benefit ist durch die Auflistung von Prognosegüte/-befund ableitbar. Hierbei sind die folgenden Fälle zu unterscheiden:

- **Richtig positiv:** Ereignis vorhergesagt und Ereignis eingetreten („Treffer“)
- **Falsch negativ:** Ereignis nicht vorhergesagt, aber Ereignis eingetreten („kein Treffer“)
- **Falsch positiv:** Ereignis vorhergesagt, aber kein Ereignis eingetreten („Fehlalarm“)
- **Richtig negativ:** kein Ereignis vorhergesagt und kein Ereignis eingetreten

Richtig negative (also triviale) Ereignisse sind durch Tabelle 3 nicht mit wiedergegeben, wirken sich aber natürlich auf bestimmte Verifikationsmaße wie die FPR aus (siehe Abschnitt 3.1). Bei den Hindcasts handelt es sich um retrospektive Simulationen auf Basis von ausschließlich nunmehr bekannten QPEs (in der Regel auf Basis RADOLAN-RW).

Die im Pegelmessnetz beobachtbaren hydrologischen Reaktionen auf die Starkregen waren im betrachteten Zeitraum moderat; lediglich kurzzeitige Überschreitungen niedriger Alarmstufen-Richtwerte waren zu verzeichnen.

⁷ Der Wertebereich erstreckt sich von $-1/3$ bis 1, wobei ein ETS von 1 optimal ist („perfekte Vorhersage“). Eine Vorhersage mit einem ETS von ≤ 0 ist hinsichtlich ihrer Güte mit einer rein zufallsbasierten Vorhersage gleichzusetzen („würfeln“).

Tab. 3: Übersicht der 2016/2017 aufgetretenen Starkregenereignisse und nachgewiesener Hochwassererscheinungen in Sachsen im Zeitraum des präoperationellen (ab 03/2016) und operationellen Betriebs (seit Ende 2016) des Hochwasserfrühwarnsystems.

Nr.	Zeitraum	Lokalisierung	Ereignisart	Niederschlagsintensität ⁸	Prognosegüte	Güte Hindcast ⁹	Befund der Prog-
1	31.05.2016	Sächsische Schweiz	Konvektiv	> 30 mm / 20 min	✗	---	Falsch negativ
2	31.07.2016	Westsachsen	Konvektiv	> 50 mm / 3 h	✓	---	Richtig positiv
3	28.12.2016	Röder/Schwarze Elster	Zyklonal	> 40 mm / 6 h	✓	---	Richtig positiv
4	Feb. 2017	Sachsen	Schneeschmelze	> 30 mm / 24 h	✓	---	Richtig positiv
5	14.05.2017	Oberlausitz	Konvektiv	> 30 mm / 20 min	✓	---	Richtig positiv
6	28./29.06.2017	Ost- und Westsachsen	Zyklonal-konvektiv	> 50 mm / 6 h	✓	✓	Richtig positiv
7	10.07.2017	Nordsachsen	Zyklonal-konvektiv	> 70 mm / 24 h	✓	✓	Richtig positiv
8	11.07.2017	Oberlausitz	Zyklonal-konvektiv	> 40 mm / 6 h	✗	✓	Falsch negativ
9	12.07.2017	Verbreitet	Zyklonal	> 35 mm / 6 h	✓	✗	Richtig positiv
10	26./27.07.2017	Ostsachsen	Zyklonal	> 30 mm / 6 h	✗	✗	Falsch positiv
11	01./02.08.2017	Ostsachsen	Konvektiv	> 35 mm / 6 h	✓	✓	Richtig positiv
12	10./11.08.2017	Ost-, West- und Nordsachsen	Zyklonal-konvektiv	> 40 mm / 60 min	✓	✓	Richtig positiv

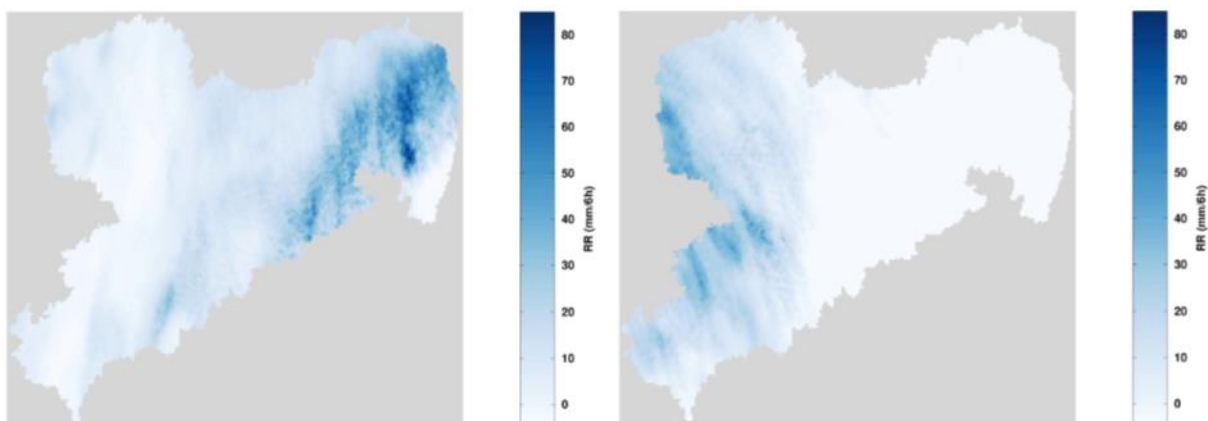


Abb. 4: Aus RADOLAN-RW gebildete 6-stündige Radar-QPEs für Sachsen; links: 09./10.08. (gebildet bis 04:50 Uhr MESZ), rechts: 10./11.08.2017 (gebildet bis 01:50 Uhr MESZ).

⁸ Maximale lokale Intensitäten aus DWD-RADOLAN-RW.

⁹ Hindcasts sind im Frühwarnsystem seit 06/2017 verfügbar; Gütebewertung analog wie für Prognose.

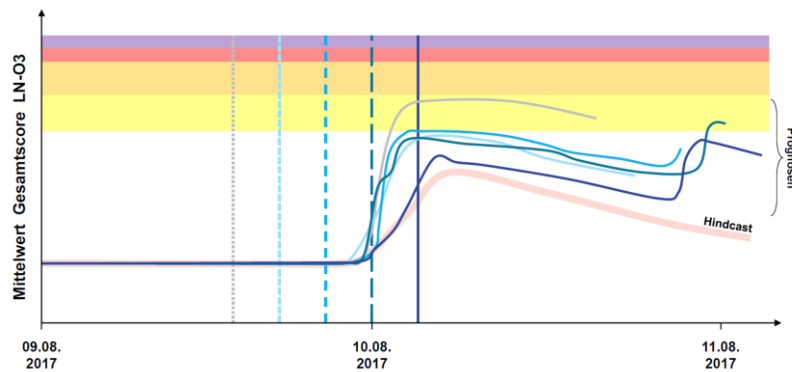


Abb. 5: Mittelwert des prognostizierten mittleren Gesamtscoreverlaufs für das im betrachteten Zeitraum nicht durch Hochwasser betroffene Vorhersagegebiet LN-O3 (Lausitzer Neiße oberhalb 300 m ü. NN) für fortlaufende Vorhersagezeitpunkte vom 09.08. 15:00 Uhr MESZ bis 10.08.2017 03:00 Uhr MESZ mit 3-h-Updates: Beispiel für konsistent richtig-negative Prognosen nach einzelner falsch-positiver Prognose (Verbesserung der Prognosegüte mit Herannahen des Ereignisses). Die unterschiedlichen Vorhersagezeitpunkte sind durch die vertikalen Linien dargestellt. Als Referenz ist der Verlauf des Gesamtscores aus dem Hindcast dargestellt; Output des Frühwarnverfahrens zur Darstellung mittels Splines geglättet. Hinweis: Für die Ableitung gebietsweiser Gefährdungstufen (WARNSIM-Methodik) ist nicht ausschließlich der Mittelwert des Gesamtscores relevant (vergleiche Demuth, 2015; Johst et al., 2016).

Lokal – und damit nicht notwendigerweise mittels eines Messnetzes beobachtbar – können die hydrologischen Effekte und Folgen von Starkregen aber weitaus stärker sein. Anhand des Ereignisses Nummer 12 (10./11.08.2017) soll die Performance des Frühwarnsystems, aber auch der Charakter und damit die Grenzen der Vorhersagbarkeit kleinräumiger Starkregenergebnisse und ihrer Auswirkungen aufgezeigt werden.

Auf der Ostseite eines vom Balkan über Polen nach Norden ziehenden kleinräumigen Tiefdruckkerns kam es zum Einstrom feuchtwarm-labiler Luftmassen; auf der Westseite hingegen wurde kühle maritime Luft herangeführt. Im Bereich der Luftmassenkonvergenz bildeten sich verbreitet ergiebige Niederschläge, welche gebietsweise unwetterartig ausfielen (Gewitter, Starkregen, Hagel).

Die Niederschläge fielen in zwei Episoden, jeweils in der Nacht vom 09. auf den 10.08. und dann am Abend bzw. in der Nacht des 10.08. In der ersten Episode war vor allem Ost-sachsen (Schwarze Elster, Klosterwasser, Hoyerswerdaer Schwarzwasser), in der zweiten dann West- und später Nordsachsen von lokalem Hochwassergeschehen betroffen (Pleiße und Parthe). Die aufgetretenen Niederschlagsmengen (Abbildung 4) bewegten sich dabei teilweise oberhalb von 40 mm in kurzer Zeit (z. B. 40 mm in weniger als einer Stunde in der Nacht vom 09. auf den 10.08. an der Station Weißenberg in der Oberlausitz). In 24 h kamen vor allem in Nordsachsen gebietsweise mehr als 50 mm zusammen.

Nach zunächst noch größeren Unsicherheiten in der Niederschlagsvorhersage, bildete sich ab den 12-UTC-Läufen des 09.08.2017 eine relativ gute Konsistenz bei den typischen NWP-Produkten sowie innerhalb der Vorhersage-Ensembles (beispielsweise bei COSMO-DE-EPS) aus. Somit konnte auch das Frühwarnverfahren die Lokalisierung und Magnitude der eintretenden Hochwassersituation recht gut prognostizieren (siehe Abbildung 5 sowie linke Spalte der Abbildung 6).

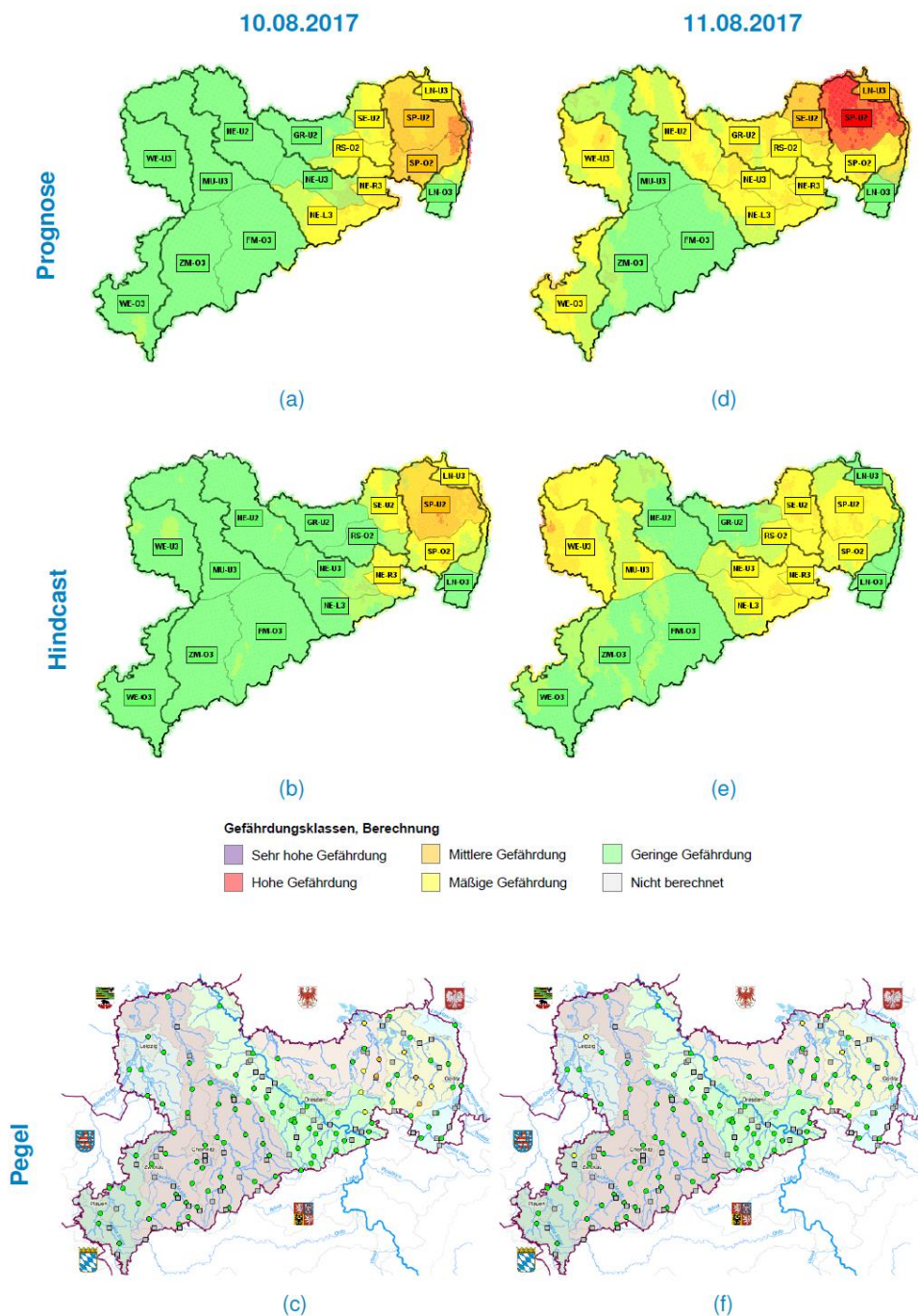


Abb. 6: Frühwarn-Ampelkarten und Pegelstatus für das Ereignis 10./11.08.2017; linke Spalte: 10.08.2017, rechte Spalte: 11.08.2017; obere Zeile: Prognosen (QPE: RADOLAN-RW, QPF: COSMO-DE), mittlere Zeile: Hindcasts (diagnostisch-retrospektive Betrachtung ausschließlich mit nunmehr bekanntem RADOLAN-RW-QPE), untere Zeile: beobachteter Warnstatus an den Meldepegeln (gelb: Richtwerte der Alarmstufe 1 erreicht/überschritten bzw. orange: Alarmstufe 2).

(a + b) Vorhersagezeitpunkt: 09.08., 18:00 Uhr MESZ, QPE: RADOLAN-RW, QPF: COSMO-DE (15:00-UTC-Lauf); (d + e) Vorhersagezeitpunkt: 10.08., 18:00 Uhr MESZ, QPE: RADOLAN-RW, QPF: COSMO-DE (15:00-UTC-Lauf); (c) Übersicht maximaler Warnstatus an den sächsischen Hochwassermeldepegeln für den 10.08.2017 bzw. (f) für den 11.08.2017.

Die Prognosegüte für den 11.08.2017 (Prognose erstellt am 10.08.) ist ebenfalls als gut einzustufen; die nun in den Fokus gelangenden Flussgebiete der Oberen sowie Unteren Weißen Elster sind mit einer realistischen Abschätzung der Gefährdung („mäßig“) belegt (Abbildung 6, oben rechts). Einzig im Bereich des Spreegebiets kam es zu einer größeren Überschätzung auf Grund zu starker Niederschlagssignale in der antreibenden COSMO-DE-QPF.

Der Hindcast für den 10.08. (Abbildung 6, Mitte links) zeigt für den Bereich Obere Schwarze Elster zwar richtig verortete Signale/Pixel für die Ausweisung einer mäßigen Gefährdung, allerdings reichen diese gemäß der zugrundeliegenden Aggregierungsmethodik (WARNSIM) nicht aus, um die Gefährdungslage der Gebietes RS-O2 entsprechend flächenhaft anzuheben. Selbiges trifft zu für den Hindcast vom 11.08. für den Bereich Weiße Elster/Pleiße, Gebiet WE-O3 (Abbildung 6, Mitte rechts). Hier zeigt sich ein Nachteil solch einer räumlichen Aggregierung von Modellergebnissen, wobei die Vorteile im operationellen Prognosebetrieb (Generalisierung...) sicher überwiegen.

Die Warnsignale in Ostsachsen sowie im Bereich der Sächsischen Schweiz/Obere Elbe stammen gewissermaßen noch vom Vortag und rühren daher, dass stärkere Niederschlagssignale tendenziell einige Zeit die Gefährdungsabschätzung beeinflussen („Trägheit“ der Frühwarnung), was methodisch explizit so gewollt ist (Metzkes, 2016; Philipp & Kerl, 2018).

4. Diskussion und Ausblick

Die Analyse und fachpolitische Bewertung der Hochwasserereignisse der vergangenen Jahre führte in Sachsen unter anderem zur Forderung nach einem Hochwasserfrühwarnsystem für kleine, schnell reagierende Einzugsgebiete (vergleiche Jeschke et al., 2010 und Kirchbach et al., 2013). Obschon mit Blick auf Sachsen eine Reihe von Untersuchungen zu diesem Problemfeld z. B. im Rahmen des RIMAX-Projekts (Merz et al., 2009) erfolgt sind, fehlte bisher eine Studie, welche die Möglichkeiten und Grenzen der Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete im Lichte operationeller Anforderungen beleuchtete. Diese Studie liegt nun vor (Philipp & Kerl, 2018). Darüber hinaus ist es ein weiteres – und in der Außenwahrnehmung sicherlich bedeutsameres – Verdienst des überspannenden Projekts, auf Basis von objektiven, vergleichenden Pilotuntersuchungen ein Hochwasserfrühwarnsystem für Sachsen konzipiert und schließlich in den operationellen Betrieb überführt zu haben. Die angesprochenen Pilotuntersuchungen waren insofern umfassend, dass neben Aspekten von modellgestützten Vorhersagen als Grundlage von Warnungen, ebenso die Qualität meteorologischer Antriebsdaten („Niederschlagsvorhersagen“) sowie die Ansprüche und Erwartungen der Nutzer von Frühwarnprodukten beleuchtet werden konnten.

Die im Rahmen des Projekts gewonnenen Hauptbefunde sind, dass generell eine Hochwasserfrühwarnung, welche das Gros der Nutzeranforderung befriedigt, mit einem signifikanten prädiktiven Nutzen möglich ist. Andererseits kann insbesondere bei Extremereignissen nicht jederzeit eine hinreichend gute Vorhersage/Prognose erzielt werden. Die Hauptursache hierfür ist die limitierte Vorhersagbarkeit kleinräumiger, konvektiver Niederschlagsereignisse. Diese Unsicherheiten sollten entsprechend kommuniziert werden. Das Frühwarn-Projekt hat weiterhin den Mehrwert einer probabilistischen gegenüber einer deterministischen Vorhersagephilosophie herausgestellt. Allerdings müssen die Nutzer von Frühwarnprodukten erst noch in die

Lage versetzt werden, probabilistische Vorhersage-/Warnprodukte entsprechend in ihre Entscheidungen/Risikobewertung mit einzubeziehen. Zukünftige Entwicklungen sollten daher die folgenden Bereiche umfassen: (a) Verbesserung der quantitativen Niederschlagsvorhersage im Kürzest- und Kurzfristbereich, (b) Stärkung der Befähigung zur korrekten Interpretation und Nutzung von probabilistischen Warnprodukten auf Nutzerseite sowie (c) Produktion probabilistischer Warnungen konform zum aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik.

Mit Blick auf die hydrologische Modellierung zur Ableitung von schwellenwertbasierten Hochwasserfrühwarnungen hat sich gezeigt, dass für diesen Anwendungsfall in der Zusammenschau aller Vor- und Nachteile, vergleichsweise einfache und robust zu regionalisierende Verfahren weitaus aufwändigeren Verfahren durchaus ebenbürtig sind. Es wurde nachgewiesen, dass Scoring-Methoden für Vorhersagehorizonte von 12 h und mehr im avisierten Raumskalenbereich bis 200 km² gute Ergebnisse liefern können. Gleichsam muss – mit Blick auf das bezüglich der Qualität quantitativer Niederschlagsprodukte Gesagte – die Gültigkeit von Frühwarnungen auf eine bestimmte Gebietsgröße „nach unten hin“ limitiert werden, die im Skalenbereich typischer konvektiver Zellen liegen sollte (bis einige zehn Quadratkilometer). Am Punkt können daher keine im Sinne der zu erwartenden Vorhersagegüte belastbaren Hochwasserfrühwarnungen erstellt werden, was eine Generalisierung unbedingt notwendig macht!

Es wurde weiterhin herausgearbeitet, dass es Potential für zukünftige Verbesserungen des neuen sächsischen Hochwasserfrühwarnsystems gibt. Das betrifft (a) die Berücksichtigung von Hochwasserfrühwarnungen im Sinne des amtlichen Hochwassernachrichten- und Alarmdienstes, (b) die Verarbeitung von Unsicherheiten, (c) die Einbeziehung von Crowdsourcing-Informationen zur echtzeitnahen Verbesserung der Vorhersagegüte sowie (d) ein kontinuierliches Ansprechen und Einbinden der Nutzer von Frühwarnprodukten im Zuge weiterer Änderungen/Ergänzungen des Hochwasserfrühwarnsystems.

Abschließend soll an dieser Stelle noch einmal deutlich herausgestellt werden, dass für extrem seltene und extrem kleinräumige Ereignisse die Güte quantitativer Niederschlagsvorhersagen gering sein wird und dass damit die zur Verfügung stehende Zeit, um Maßnahmen zu ergreifen sich der hydrologischen Reaktionszeit angleicht; im Extremfall kann diese in der Größenordnung von lediglich einer Viertelstunde oder weniger liegen! Im Sinne einer ereignisbezogenen Warnung sind hier – wenn überhaupt – nur noch rein QPE-basierte Warnprodukte effektiv. Damit ist auch klar, dass für solcherlei Fälle der Schutz von Leib und Leben im Vordergrund stehen muss! In dieser Hinsicht sollte vor allem die Verhaltensvorsorge potentiell Betroffener gestärkt werden; diese muss allerdings im Vorfeld von Ereignissen erfolgen, da im Ereignisfall aufgrund der hohen Prozessdynamik keine effiziente Kommunikation mehr möglich ist. Kernbotschaften wie „Nicht durch fließendes Wasser laufen/fahren!“, „Keine Unterführungen betreten/durchfahren!“ oder „Keine tiefer gelegene Räume betreten!“ müssen im Ereignisfall den Betroffenen gewahr sein, was nur über eine kontinuierliche Bewusstseinsbildung erreicht werden kann. Nichtsdestoweniger sollten in diesem Sinne konkrete Verhaltensempfehlungen den Warnungen beigegeben werden.

Literatur

- Brilly, M. & Polic, M., 2005. Public perception of flood risks, flood forecasting and mitigation. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 5, S. 345–355
- Brown, B., Atger, F., Brooks, H., Casati, B., Damrath, U., Ebert, B., Ghelli, A., Nurmi, P., Stephenson, D., Wilson, C. & L., W. 2004. Recommendations for the verification and inter-comparison of QPFs from operational NWP models, Bericht, WWRP/WGNE Joint Working Group on Verification
- Collier, C. G., 2007. Flash flood forecasting: What are the limits of predictability? In: *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 133, Nr. 622, S. 3–23
- Demuth, N., 2015. Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete in Rheinland-Pfalz. In: *Projektworkshop Chancen und Grenzen der Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete in Sachsen, Dresden, 26. bis 27.11.2015.*
- Frick, J. & Hegg, C., 2011. Can end-users' flood management decision making be improved by information about forecast uncertainty? In: *Atmospheric Research* 100, Nr. 2-3, S. 296–303
- Gigerenzer, G., Hertwig, R., Van Den Broek, E., Fasofo, B. & Katsikopoulos, K. V., 2005. A 30 percent chance of rain tomorrow: how does the public understand probabilistic weather forecasts? In: *Risk Analysis* 25, Nr. 3, S. 623–629
- HWMO, 2015. Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zum Hochwassernachrichten- und Alarmdienst im Freistaat Sachsen (Hochwassermeldeordnung – VwV HWMO) vom 12. Oktober 2015, Freistaat Sachsen, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
- HWNAVO, 2015. Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft über den Hochwassernachrichten- und Alarmdienst im Freistaat Sachsen (HWNAVO) vom 29. September 2015, Freistaat Sachsen, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
- Jeschke, K., Greiff, B., Kolf, R., Burk, H.-P., Merker, H., Bogatsch, C., Fritzsche, C. & Vogel, M., 2010. Bericht der Kommission der Sächsischen Staatsregierung zur Analyse der Meldesysteme in Zusammenhang mit dem Augusthochwasser 2010. Sächsische Staatsregierung
- Johst, M., Demuth, N. & Meuser, A., 2016. Risikoabschätzung und Risikokommunikation im Hochwassermeldedienst Rheinland-Pfalz. In: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 37, S. 295–302
- Kerl, F. & Philipp, A., 2015. Verifikation von durch das Landeshochwasserzentrum Sachsen genutzten quantitativen DWD-Niederschlagsvorhersageprodukten für den Zeitraum 04/2011 bis einschließlich 06/2014, Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Kirchbach, H.-P., Popp, T. & Schröder, J., 2013. Bericht der Kommission der Sächsischen Staatsregierung zur Untersuchung der Flutkatastrophe 2013, Sächsische Staatsregierung
- Kneis, D., Bürger, G. & Bronstert, A., 2012. Evaluation of medium-range runoff forecasts for a 50 sqkm watershed. In: *Journal of Hydrology* 414–415, S. 341–353

- Kneis, D. & Heistermann, M., 2009. Bewertung der Güte einer Radar-basierten Niederschlags-schätzung am Beispiel eines kleinen Einzugsgebietes. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53, Nr. 3, S. 160–171
- McCarthy, S., Tunstall, S., Parker, D., Faulkner, H. & Howe, J., 2007. Risk communication in emergency response to a simulated extreme flood. In: *Environmental Hazards* 7, Nr. 3, S. 179–192
- Merz, B., Bittner, R. & Günther, K., 2009. RIMAX (Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse) – Ergebnisse aus der Hochwasserforschung. In: Bittner, R. (Hrsg.): *Deutsches GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ)*.
- Metzkes, C., 2016. Entwicklung und Anwendung von robusten Bewertungsansätzen für die frühzeitige Abschätzung der Hochwasserneigung in kleinen (sub-mesoskaligen) Einzugsgebieten in Sachsen, Masterarbeit, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden
- Morss, R. E., Demuth, J. L. & Lazo, J. K., 2008. Communicating uncertainty in weather forecasts: a survey of the U.S. public. In: *Weather and Forecasting* 23, Nr. 5, S. 974–991
- Müller, U., Philipp, A. & Härta, R., 2016. Das neue Hochwasserinformations- und Hochwasser-managementsystem in Sachsen. In: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 37, S. 339–351
- Philipp, A. & Kerl, F., 2018. Projektendbericht Hochwasserfrühwarnung für kleine Einzugsgebiete: Möglichkeiten und Grenzen im Lichte operationeller Anforderungen am Beispiel Sachsens, Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Philipp, A., Kerl, F., Metzkes, C., Singer, T., Wagner, M., Schütze, N. & Müller, U., 2016. Small-scale (flash) flood early warning in the light of operational requirements: Opportunities and limits with regard to user demands, driving data, and hydrologic modeling techniques. In: *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences* 373, S. 201–208
- Philipp, A., Kerl, F. & Müller, U., 2015. Ansprüche potentieller Nutzer an ein Hochwasserfrühwarnsystem für Sachsen. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59, Nr. 1, S. 4–22
- Philipp, A., Schmitz, G. H., Cullmann, J. & Krauß, T., 2008. Flash Flood Forecasting Combining Meteorological Ensemble Forecasts and Uncertainty of Initial Hydrological Conditions. In: *Australian Journal of Water Resources* 12, Nr. 3, S. 257–267
- Schütze, N., Metzkes, C. & Wagner, M., 2017. Endbericht Hochwasservorhersage zur kleinräumigen Frühwarnung in Sachsen – Flächendeckende Anwendung, Vergleich von zu erwartenden Vorhersagegütern sowie Bewertung der räumlichen Übertragbarkeit von deterministischen, datengetriebenen sowie Scoring-Modellen für den Anwendungsfall der HW-Frühwarnung für kleine Einzugsgebiete in Sachsen, Bericht, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden
- Schütze, N., Singer, T. & Wagner, M., 2016. Endbericht Niederschlagsverifikation – Verifikation probabilistischer quantitativer Niederschlagsvorhersageprodukte (QPF) im Hinblick auf deren Eignung als Antrieb für ein Hochwasserfrühwarnsystem für kleine Einzugsgebiete in Sachsen, Bericht, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden

- Schwarze, R., Singer, T., Stange, P., Wagner, M. & Schütze, N., 2015. Zwischenbericht Hochwasservorhersage zur kleinräumigen Frühwarnung in Sachsen – Entwicklung und beispielhafte Anwendung von deterministischen sowie datengetriebenen Methoden zur hydrologischen Vorhersage und Prognose in kleinen, teilweise unbeobachteten Einzugsgebieten für die Ableitung von Hochwasserfrühwarnungen, Bericht, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden
- Vogelbacher, A., 2014. Zuverlässigkeitsaussagen in der Praxis der Hochwasserwarnung und -vorhersage in Bayern. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 58, Nr. 2, S. 148–154
- Wetterhall, F., Pappenberger, F., Alfieri, L., Cloke, H. L., Thielen-del Pozo, J., Balabanova, S., Danhelka, J., Vogelbacher, A., Salamon, P., Carrasco, I., Cabrera-Tordera, A. J., Corzo-Toscano, M., Garcia-Padilla, M., Garcia-Sanchez, R. J., Ardilouze, C., Jurela, S., Terek, B., Csik, A., Casey, J., Stankunavicius, G., Ceres, V., Sprokkereef, E., Stam, J., Anghel, E., Vladikovic, D., Alionte Eklund, C., Hjerdt, N., Djerv, H., Holmberg, F., Nilsson, J., Nyström, K., Susnik, M., Hazlinger, M. & Holubecka, M., 2013. HESS Opinions "Forecaster priorities for improving probabilistic flood forecasts". In: *Hydrology and Earth System Sciences* 17, S. 4389–4399

Hochwasser messen, modellieren und managen unter Bürgerbeteiligung

Ruben Müller, Bernd Pfützner, Simon Burkard, Frank Fuchs-Kittowski

Zusammenfassung

In urbanen Gebieten ist das Schadenspotential durch Hochwasserereignisse hoch. Daher kommt dem Hochwassermanagement (HWM) eine besondere Bedeutung zu. Bedarf besteht an Software-Lösungen, die speziell Kommunen und Städte im HWM unterstützen. Eine neu entwickelte HWM-Plattform bezieht freiwillige Bürger und städtische Mitarbeiter mit ein, um Daten für das HWM zu sammeln und bereitzustellen. Die freiwillig bereitgestellten Daten umfassen neben berechneten Wasserständen aufgenommene Fotos, klassifizierte Stärken des momentanen Niederschlags und abgeschätzte Schneehöhen. Limitierungen durch fehlende Messinstallationen lassen sich so umgehen. Die Daten fließen in die Hochwasservorhersage ein, helfen Unsicherheiten zu mindern und fördern die Situationsbeurteilung während eines Hochwassers. In diesem Beitrag wird der Aufbau und die Funktionsweise einer solchen urban, partizipativen HWM-Plattform mit Bürgerbeteiligung vorgestellt.

1. Einleitung

In urbanen Gebieten ist das Schadenspotential durch Hochwasserereignisse hoch. Dem Hochwassermanagement (HWM) kommt daher eine besondere Bedeutung zu. Die Einleitung aktiver Hochwasserschutzmaßnahmen erfordert eine hierfür ausreichend lange Vorwarnzeit. Hochwassermeldezentralen der Länder geben offizielle Hochwasserwarnungen an Behörden und Bevölkerung für großräumige Bereiche heraus. Für gefährdete kleine Einzugsgebiete in Kommunen und Städten kann jedoch in der Regel keine eigene Abschätzung der hydrologischen oder meteorologischen Entwicklung stattfinden, obwohl dies oftmals gewünscht wird (Philipp et al., 2015). Gründe hierfür sind u.a. die gesetzlichen Rahmenbedingungen, der kaum leistbare Aufwand von Niederschlags-Abfluss-Modellierungen für eine große Anzahl kleiner Einzugsgebiete durch Experten durchzuführen und fehlende Pegelmessnetze an kleinen Gewässern. Mit kleiner werdenden Einzugsgebietsgrößen steigen zudem rasch die hydrologischen und meteorologischen Unsicherheiten (Beven, 2012).

Mit neuen Entwicklungen, wie den Einbezug von Bürgern aufgenommenen und freiwillig bereitgestellten Daten (See et al., 2016) und den seit 25.07.2017 frei verfügbaren Vorhersagedaten des DWD (<https://opendata.dwd.de/>), stellt sich die Frage, wie sich neue Lösungen für das HWM in Kommunen und Städten gestalten lassen (Müller et al., 2017). Dieser Beitrag stellte eine HWM-Plattform unter Bürgerbeteiligung vor, die die vielfältigen Vorteile von freiwillig bereitgestellten Geodaten (VGI-Daten „Volunteered Geographic Information“ nach Goodchild, 2007) integriert.

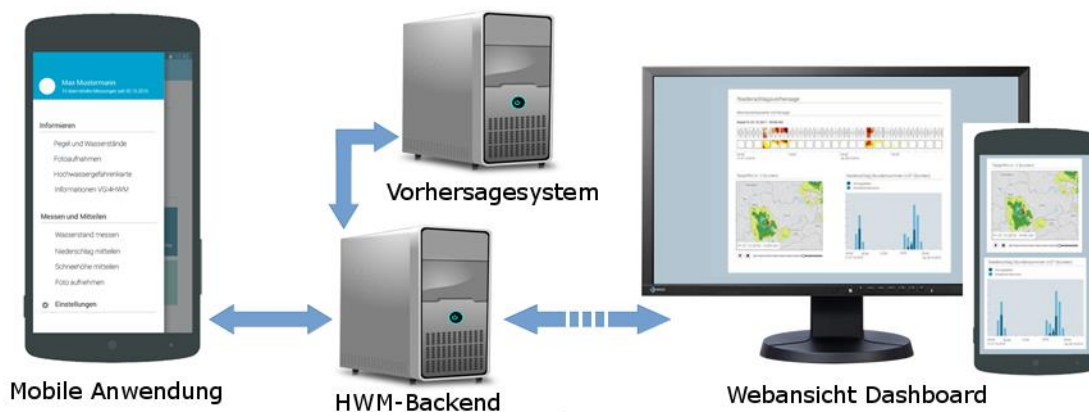


Abb. 1: Architektur der HWM-Plattform. Die blauen Pfeile symbolisieren die Kommunikation zwischen den einzelnen Komponenten.

2. Die HWM-Plattform

Mit Delft-Fews (Werner et al., 2013), Kalypso (Schrage et al., 2009) u.a. existieren bereits etablierte HWM-Plattformen. Diese richten sich von der Anwenderseite an Experten. Für den Einsatz einer HWM-Plattform in Kommunen und Städten wurde jedoch eine eigene Entwicklung angestrebt, die möglichst einfach die wichtigsten visuell aufbereiteten Informationen und Funktionen bereitstellt und sich insbesondere an städtische Mitarbeiter (z.B. in Umweltämtern) und Einsatzkräfte (z.B. Feuerwehr) als Anwender richtet.

Die Architektur der HWM-Plattform besteht aus vier Komponenten (Abbildung 1). Über die mobile Anwendung nehmen freiwillige Teilnehmer (Bürger) Messungen oder Informationen auf (Abschnitt 2.1) und stellen diese über das HWM-Backend (Server und Datenbank) der HWM-Plattform zur Verfügung. Autorisierte Anwender der Plattform (z.B. Einsatzkräfte der Feuerwehr) können schließlich über einen Webbrowser das passwortgeschützte Dashboard (Abschnitt 3) aufrufen, um alle wichtigen Informationen schnell und einfach einzusehen und die Plattform zu administrieren. Mittels per E-Mail oder SMS zugestellten Warnmeldungen können die Dashboard-Anwender zusätzlich aktiv aufgefordert, das Dashboard für weitere Informationen zu besuchen. Um den personellen Aufwand zur Betreuung der HWM-Plattform minimal zu halten, läuft die Vorhersagekomponente vollautomatisch im Hintergrund und generiert auf Basis von operationellen Hochwasservorhersagen (Abschnitt 2.2) und/oder der Analyse von Niederschlagsvorhersagen (Abschnitt 2.3) Warnmeldungen für die Anwender.

2.1 VGI-Daten und offizielle meteorologische, hydrologische Daten

Freiwillige haben über die mobile Anwendung die Möglichkeit, Messwerte oder Informationen zu sammeln und für bestimmte Zwecke bereitzustellen (VGI-Daten). Dies sind dies Fotoaufnahmen, Wasserstände, Klassifikation des Niederschlags und Schneehöhen (Abbildung 2). Bis auf das Sammeln des Wasserstands, der an festgelegte Messstandorte gebunden ist, ist der Aufnahmeort aller Informationen im Einzugsgebiet (EZG) frei wählbar. Alle gesammelten Informationen sind mit Aufnahmezeitpunkt und Standort im Dashboard sofort einsehbar.





Information	Wie?	Was? Wo?	Warum?
 Foto	Foto mit der App aufnehmen und senden	Schäden an Häusern oder Straßen, Ausuferungen; überall vor Ort	Information für Einsatzkräfte während eines Hochwassers und zur Dokumentation der Schäden
 Wasserstand	Von der App berechnen lassen oder an Pegellatte ablesen	An vorgegebenen Stellen am Gewässer	Datengrundlage für Prognose schaffen; Vorhersageunsicherheit mindern; Information für Einsatzkräfte
 Niederschlag	Abschätzen (kein Regen bis sehr starker Regen)	Überall vor Ort	Bewertung: Tritt eine Niederschlagsvorhersage auch so ein?
 Schneehöhe	Abschätzen	Überall vor Ort	Wichtig für Gewässer mit Hochwasser durch Schneeschmelze

Abb. 2: Daten und Informationen, die unter Bürgerbeteiligung erhoben werden

VGI-Teilnehmer messen den Wasserstand mit der mobilen Anwendung an festgelegten Messstellen. Abbildung 3 zeigt beispielsweise eine Messstelle am Pleißenbach in Chemnitz. Hier stehen zwei Methoden zur Auswahl, die auf dem Prinzip der halbautomatischen bildbasierten Messung basieren. Die Messung erfolgt dabei durch Mithilfe des Nutzers mittels entsprechender Nutzerinteraktion, beispielsweise durch das Einzeichnen von Referenzpunkten im Kamerabild auf dem Smartphone (Burkard et al., 2018).

Unter kontrollierten Bedingungen kann bei beiden Methoden der Wasserstand mit einem relativen Fehler von etwa 3% gemessen werden (Burkard et al., 2018), im realen Einsatz ist jedoch von einer geringeren Genauigkeit auszugehen. Die Messquerschnitte sollten ein definiertes Profil aufweisen, wie Rechteck und Trapezprofile, und leicht erreichbar sein. Die Messstelle „Fritz-Matschke-Straße“ (Abbildung 3) liegt beispielsweise innerstädtisch in einem dicht besiedelten Gebiet an einem Schulweg.

Neben der Anbringung eines Referenzobjekts am Querschnitt ist dieser zu vermessen. Hierzu zählt auch die Lage des Referenzobjekts im Querschnitt in Bezug auf einen Pegelnullpunkt. Für die Berechnung des Durchflusses nach Manning-Strickler sind ferner die Rauigkeiten am Profil sowie das Sohlgefälle zu schätzen.

Um auf eine große Mithilfe aus der Bevölkerung zurückgreifen zu können, sind Maßnahmen zur Akquise und Motivierung von Freiwilligen notwendig (Fuchs-Kittowski 2018). Eine Übersicht über Stand der Wissenschaft in diesem Bereich gibt z.B. Richter (2017). Wichtig ist, die Freiwilligen auch für regelmäßige Messungen zu gewinnen. Städte und Kommunen müssen sich aber nicht alleine auf Freiwillige verlassen, sondern können auch Mitwirkende aus dem Umfeld der Angestellten im Außeneinsatz oder von Wasserwehren einsetzen. Die frei verfügbaren meteorologischen Vorhersageprodukte des DWD umfassen Daten des Regionalmodells COSMO-DE, des Globalmodells ICON und der radarbasierten Niederschlagsvorhersage RADVOR (Produkt FX).



Abb. 3: VGI-Messstelle zur Aufnahme des Wasserstands des Pleißenbach in Chemnitz. Bild a) zeigt die Lage der Messstelle nahe dem Stadtzentrum. In b) ist der Messquerschnitt von der Brücke aus zu sehen. Der Pfeil zeigt die Position des Referenzobjekts, welches in c) zu sehen ist.

Zusätzlich finden Beobachtungswerte aus dem Stationsmessnetz des DWD Verwendung. Eine Vorhersage liegt für das FX Produkt alle 5 Minuten vor, der Vorhersagehorizont ist jedoch im Vergleich zu COSMO-DE und ICON deutlich geringer (Tab. 1).

Das FX-Produkt liegt als Reflektivität in dB vor und wird mit der verfeinerten Z-R-Beziehung (Bartels et al., 2004) in Niederschlagsintensität umgerechnet. Ohne Eichung an Stationswerte sind die berechneten Intensitäten jedoch unsicher. COSMO-DE ist in der Lage, konvektive Niederschlagsereignisse ohne Konvektionsparametrisierung abzubilden. Dies ist besonders für Hochwasservorhersage in kleinen Einzugsgebieten wichtig. Trotzdem sind Vorhersagen mit Unsicherheiten in der Vorhersage des Niederschlagsorts, der Intensitäten und der Eintretenszeit behaftet.

Das N-A-Modell ArcEGMO (Becker et al., 2002) erfordert mindestens Zeitreihen der Temperatur T , des Niederschlags P und der potentiellen Evapotranspiration ETP . Die Berechnung der ETP erfolgt nach Penman-Monteith (Allen, 2006). ETP und T aus COSMO-DE komplettieren den Datensatz für das FX-Produkt.

Tab. 1: Verwendete Vorhersageprodukte des DWD

Produkt	Verfügbarkeit	Verwendeter Vorhersagehorizont	Parameter (*... abgeleitet)	Auflösung Zeit / Raum
COSMO-DE	alle 3 h	27 h	T , ETP^* , P	2,8 km / 1 h
ICON (EU-Nest)	alle 3 h	30 h	T , ETP^* , P	13 km / 1h
RADVOR (FX)	alle 5 min	2 h	P^*	1 km / 5min

Verschiedene Adapter stehen bereit, um offizielle Pegeldata auszulesen, z.B. aus Excel-Dateien, die Landeshochwasserzentralen online bereitstellen, oder um Pegelaufzeichnungen von PEGELONLINE (<https://pegelonline.wsv.de>) über die REST-API zu beziehen. Offizielle Pegeldata finden in der Visualisierung am Dashboard oder der Modellnachführung Anwendung.

2.2 Die operationelle Vorhersage

Abbildung 4 stellt den generellen Ablauf innerhalb des Vorhersagesystems dar. In periodischen Abständen wird eine Modellnachführung (Abschnitt 2.2.4) durchgeführt. Diese erfordert Daten aus dem Stationsmessnetz und Pegel- oder VGI-Beobachtungen. Mehrmals täglich wird die Aktualisierung der Vorhersageprodukte geprüft. Mit der Verfügbarkeit neuer Vorhersagedaten erfolgt deren Aufbereitung, die N-A-Modellierung für die Hochwasservorhersage sowie die Auswertung der Niederschlagsvorhersagen für die niederschlagsbasierte Warnung. Wurden hierbei Warnklassen ausgerufen, erfolgt das Absetzen einer Warnmeldung, beispielsweise per E-Mail oder SMS an die Dashboard-Anwender (z.B. Einsatzkräfte).

2.1.1 Aufarbeitung meteorologischer Daten

Die Aufarbeitung der meteorologischen Daten umfasst seitens der Daten aus dem Stationsmessnetz des DWD das Lückenschließen unter Einbeziehung der nächstgelegenen drei Stationen, sowie die räumliche Interpolation durch Inverse Distance Weighting auf das Gitternetz der Radolan- und Radvor-Produkte. Da die einzelnen Produkte unterschiedliche zeitliche Auflösungen bieten und von den Simulationszeitschritten der N-A-Modelle abweichen können, stehen Funktionen zur Block-Disaggregation und Aggregation bereit. Für eine möglichst geringe Rechenzeit erfolgen die IDW und die verfeinerte RZ-Beziehung sowie die Berechnung der ETP jeweils parallelisiert.

2.2.1 Aufarbeitung von VGI-Wasserstanddaten

Für die Modellnachführung (siehe Abschnitt 2.2.4) sind VGI-Daten über den Zeitraum der Nachführung notwendig. Diese werden im operationellen Betrieb unregelmäßig und mit größeren zeitlichen Lücken vorliegen.

Ziel ist es, die eingehenden VGI-Wasserstanddaten auf Konsistenz zu prüfen und mögliche Ausreißer zu eliminieren. Ein Problem dabei stellt der erst wachsende Beobachtungsdatensatz vor allem am Anfang der Laufzeit der Plattform dar, was eine statistische Prüfung erschwert. In einem einfachen Ansatz wird zunächst geprüft, ob die Daten unterhalb des Schwellenwerts liegen, der den maximalen Messbereich markiert (z.B. die Höhe des Markers über Wasserstand). Andernfalls werden diese aus dem Datensatz entfernt. Verbleiben mehrere Daten in der Zeitreihe, kommt ein Ansatz auf Basis eines gleitenden Median zum Ansatz.

Hierbei werden zunächst die Fehlwerte zwischen VGI-Daten ersetzt, indem die Lücke bis zur ersten Hälfte der Lücke mit dem ersten Wasserstand und die zweite Hälfte mit dem letzteren Wasserstand gefüllt werden.

Anschließend wird ein 24-Stunden Fenster über die Zeitreihe geschoben und zu jedem Zeitpunkt jeweils das 0,9 und 0,75-Quantil der aufgefüllten Wasserstände bestimmt. Die beiden fortlaufenden Quantil-Werte markieren ein Konfidenzintervall. VGI-Wasserstände außerhalb des Konfidenzintervalls werden als potentielle Ausreißer behandelt und entfernt.

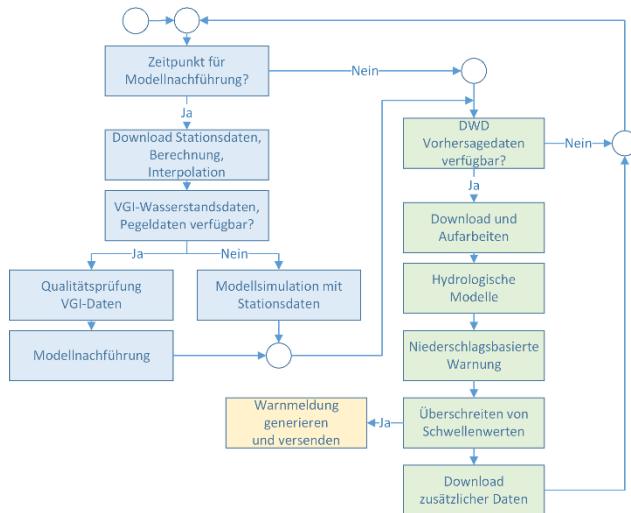


Abb. 4: Programmablauf der Vorhersagekomponente

2.2.3 Hydrologische Modelle

Das N-A-Modell ArcEGMO ist ein öko-hydrologisches Modellierungssystem zur räumlich und zeitlich hoch aufgelösten, physikalisch begründeten, konzeptionellen Simulation der maßgeblichen Prozesse des Gebietswasserhaushaltes und des Abflussregimes. Es ist vom Einzelstandort (Lysimeter) bis hin zu großen Flussgebieten anwendbar und unterstützt Simulationszeitschritte von 5 Minuten bis täglich. Eine wichtige Eigenschaft für die Anwendung in der Hochwasservorhersage ist die Möglichkeit, zu definierten Zeitpunkten den kompletten Systemzustand (Speicherfüllungen aller Objekte) zu speichern. Dieser kann dann als Startzustand für weitere Rechnungen zur Verfügung stehen (Neustartfähigkeit). In ArcEGMO wird dies durch das Herausschreiben und Einlesen von ANF-Dateien realisiert.

Die N-A-Simulation für jede Vorhersage aus ICON, COSMO-DE, FX geschieht in einem jeweils eigenständigen Modell. Ein weiteres Modell zur periodischen Modellnachführung nutzt ausschließlich Daten aus dem Stationsmessnetz. Über ANF-Dateien stellt es für die N-A-Simulationen mit den Vorhersageprodukten jeweils bestmögliche Startbedingungen der anderen Modelle bereit.

Das derzeit zweite unterstützte N-A-Modell lässt sich der Klasse der Abflussbeiwert-Modelle zuordnen. Zur Simulation des Abflusses wird lediglich der Gebietsniederschlag benötigt. Die Kalibrierung des Modells stützt sich auf Zeitreihen des Gebietsniederschlags und beobachteter Durchflüsse. Diese können VGI-Daten oder Pegelmessungen sein. Ein Vorteil eines einfachen Ansatzes ist es, dass sich das Modell mit wachsender Beobachtungsgrundlage in regelmäßigen Abständen automatisiert neu kalibrieren lässt. Außerdem ist das Abflussbeiwertmodell in der Lage, VGI-Daten zu berücksichtigen. Diese gehen als Stützstellen während der Faltung des berechneten Effektivniederschlags zur Modellierung der Abflusskonzentration ein. Ein Mindestabfluss, der nicht unterschritten wird, lässt sich als das 0,5-Quantil der VGI-Daten aus dem Zeitraum seit der letzten Modellnachführung bestimmen.

2.2.4 Modellnachführung

Die meteorologischen Zeitreihen der Modelle zur Hochwasservorhersage bauen sich sukzessiv aus den neuesten Vorhersagedaten auf. Abweichungen zwischen der Gebietsfeuchte im Modell und im Einzugsgebiet können sich durch die unsicheren Vorhersagen daher schnell ergeben. In Abständen von einem bis zwei Tagen erhalten die Modelle durch das Modell, das mit Daten des Stationsmessnetzes des DWD läuft, neue Startzustände (Abbildung 5d), die den Einzugsgebietszustand bestmöglich entsprechen. Weiterhin erzeugt das Modell eine ANF-Datei für den Start der nächsten Modellnachführung (Abbildung 5c).

Dies geschieht durch eine Kalibrierung der Einzellinearspeicherinhalte der langsamen und schnellen Abflusskomponenten sowie des oberen Bodenspeichers und des Bodenkapillarspeichers. Ein Optimierungsalgorithmus variiert dabei vier Parameter, um eine Zielfunktion aus der gewichteten Summe der Gütekriterien NSE und PBIAS zu minimieren. Beobachtungswerte zur Bestimmung der Gütekriterien stammen, falls vorhanden, aus Messwerten von Pegelbeobachtungen oder VGI-Beobachtungen. Da VGI-Daten wahrscheinlich nur sporadisch in der Nachführungsperiode vorliegen, ist die Anzahl von Stützstellen zur Optimierung gering. Erste Tests deuten darauf hin, dass eine Nachführung auch mit einer kleinen Anzahl von Messungen zielführend ist (~7 VGI-Daten in 14 Tagen).

2.2.5 Operative Vorhersage

Die Vorhersagen von ICON und COSMO-DE sind alle drei Stunden (fortlaufend ab 00:00 Uhr) mit jeweils einem zeitlichen Versatz von bis zu 4 h auf den Servern des DWD verfügbar (z.B. die 6:00 Uhr-Vorhersage von ICON um 9:30 UTC). Vorhersageläufe mit den N-A-Modellen und Übermittlung der Durchflussvorhersagen an das HWM-Backend starten mit dem Abschluss des Downloads der Daten. Für das FX-Produkt, das alle 5 Minuten neu vorliegt, ist der Vorhersagezyklus dem Simulationszeitschritt der N-A-Modelle gleichgesetzt. Mit Überschreiten von festgelegten Wasserständen oder Durchflüssen erfolgt der Ausruf von entsprechenden Warnklassen.

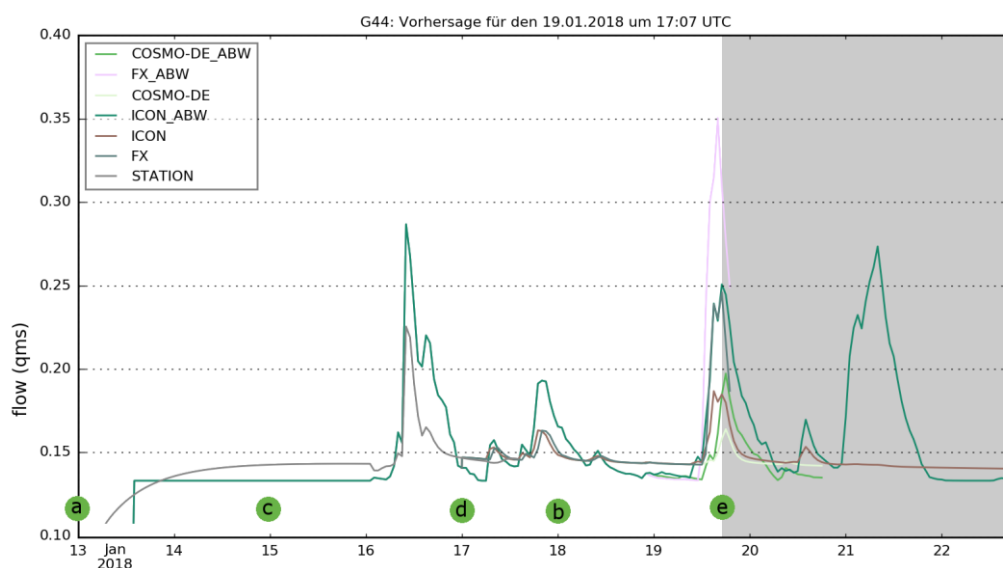


Abb. 5: Operationelle Vorhersage vom 19.01.2017 um 17:07 Uhr UTC für den Pleißenbach für die Vorhersageprodukte FX, ICON und COSMO-DE und den N-A-Modellen Abflussbeiwert

(ABW) und ArcEGMO. a) Start der Modellnachführung, b) Ende der Modellnachführung, c) Speicherpunkt des Systemzustands für die nächste Modellnachführung, d) Beginn der operationellen Vorhersage mit Startzustand aus ANF-Datei, und e) aktuelle Zeit und Übergang vom beobachteten Zeitraum in den Vorhersagezeitraum

2.3 Niederschlagsbasierte Warnung

Neben dem Einsatz hydrologischer Modelle warnt die HWM-Plattform vor potentiell hochwasserauslösenden Ereignissen durch Auswertung der Niederschlagsvorhersagen (Müller et al. 2017). Eine ausgerufene Warnklasse gibt einen Hinweis auf die Schwere des vorhergesagten Niederschlagsereignisses. Grundlagen zu dieser Bewertung entstammen dem KOSTRA-Starkregenatlas (DWD, 1997). Mit fünf ausruffbaren Warnklassen sind Niederschlagswerte für Kombinationen aus Jährlichkeiten und Dauerstufen verknüpft, wobei noch einmal zwischen Sommer und Winterhalbjahr unterschieden wird.

Der Gebietsniederschlag je Vorhersagezeitschritt wird als 0,9-Quantil aus den Niederschlagswerten aller Gitterzellen der Vorhersageprodukte im Einzugsgebiet berechnet. Darüber hinaus sind, wie in Abbildung 6 b (oberes Drittel) dargestellt, Gitterzellen im Umkreis des Einzugsgebiets in zwei Perimetern und jeweils vier Quadranten zugeordnet. Über die Gitterzellen der jeweiligen Quadranten wird analog ein Niederschlag bestimmt und einer Warnklasse zugeordnet.

Ziel ist es, den Dashboard-Anwender ebenfalls für kleinräumige Starkniederschlagszellen zu sensibilisieren, die laut Vorhersage im Umfeld des Einzugsgebiets niedergehen. Durch die Unsicherheiten in der räumlichen Verortung der Niederschlagszellen ist es nicht ausgeschlossen, dass diese nicht doch das EZG treffen. Mit der farblichen Darstellung der eintretenden Warnklassen in den jeweiligen Quadranten (siehe Abbildung 1) zu den entsprechenden Warnzonen gewinnt der Anwender eine abstrahierte Übersicht über potentielle Gefahrenlagen. Zusätzlich sollen automatisch generierte Warnmeldungen versendet werden, um die Aufmerksamkeit des Nutzers aufrechtzuerhalten und das Geschehen weiterhin zu verfolgen.

2.4 Versenden von Warnmeldungen

Eine Warnmeldung wird durch die HWM-Plattform verfasst und versendet, sobald eine Warnklasse im meteorologischen oder hydrologischen Vorhersageteil ausgerufen wurde. Die Warnmeldung enthält eine Zusammenfassung des Geschehens und wird als SMS oder E-Mail an ausgewählte Personen, beispielsweise an Einsatzkräfte, versandt. Diese haben schließlich die Möglichkeit, über das Dashboard selbst individuelle Nachrichten an weitere Nutzer oder Nutzergruppen der mobilen Anwendung zu senden.

3 Das Dashboard

Das Dashboard gibt eine Übersicht über die Situation im Einzugsgebiet und erlaubt zudem verschiedenen Verwaltungsaufgaben. Abbildung 6 stellt vier Ansichten des Dashboards vor. Bild a) zeigt die drei VGI-Messstellen im Einzugsgebiet der Rossel als rote Marker.

Die Auswahl eines Markers führt zur Ansicht der Hochwasservorhersage mit Pegel- und VGI-Messungen. Messdaten von offiziellen Hochwassermeldepegeln (blaue Marker) sind ebenfalls abrufbar. Bild b) gibt eine Übersicht zum meteorologischen Geschehen. Informationen zum

Regenradar des DWD, zu laufenden täglichen Niederschlagssummen im EZG und im Umkreis sowie zu den vorhergesagten Warnklassen der niederschlagsbasierten Warnung. Während Bild c) die Ansicht der aus dem EZG eingehenden Fotos zur Situationsüberwachung zeigt, sind in Bild d) die Informationen zu Schneehöhen und zur Niederschlagsklassifikation einsehbar.

Zusammenfassung

Die vorgestellte Softwarelösung nutzt die von Freiwilligen aus der Bevölkerung oder Angestellten gesammelte Daten (VGI-Daten), um Städte und Kommunen im Hochwassermanagement zu unterstützen. Autorisierte Anwender der HWM-Plattform (z.B. Einsatzkräfte der Feuerwehr) können hierzu ein Dashboard als mobile Web-Oberfläche zur Überwachung aller eingehenden VGI-Daten und zur Situationsüberwachung im Hochwasserfall besuchen. Warnmeldungen werden automatisch generiert und an die Anwender des Dashboards per E-Mail oder SMS verschickt, um diese aktiv dazu auffordern, das Dashboard zur weiteren Beobachtung zu besuchen.

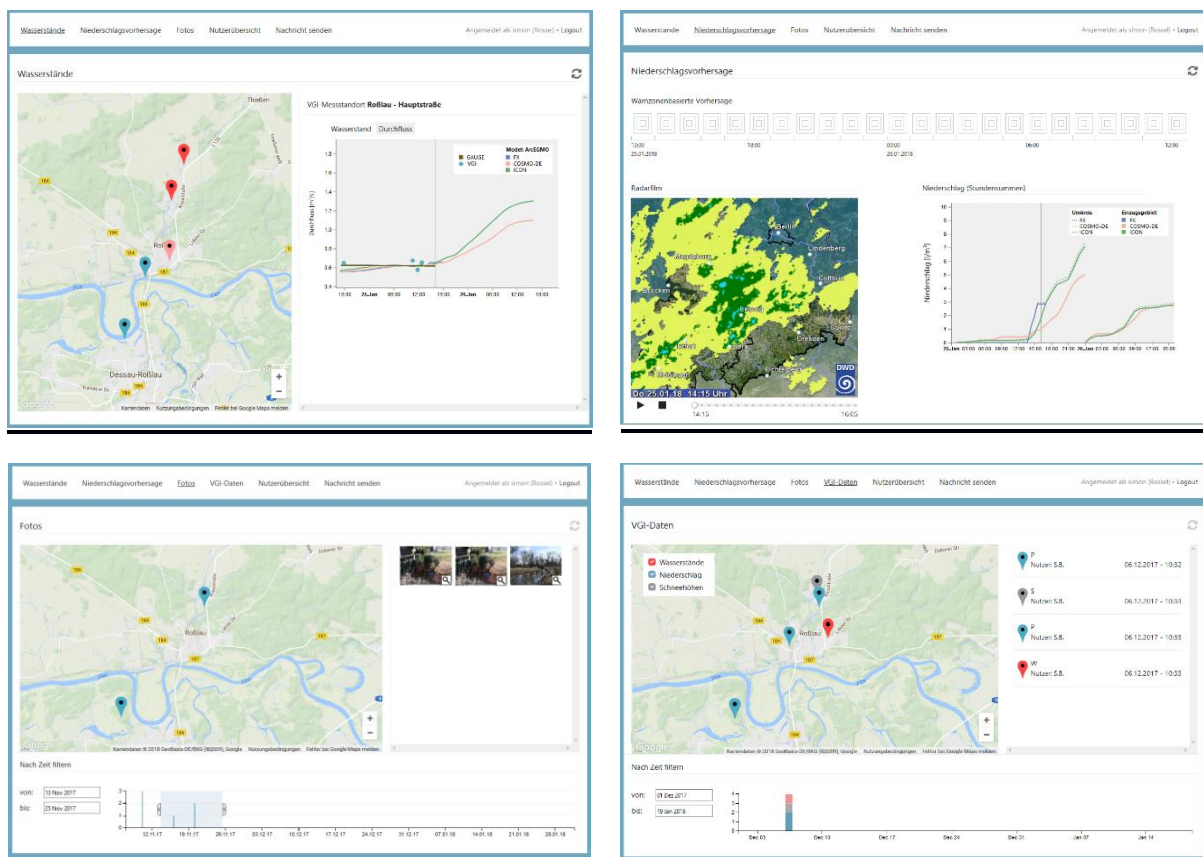


Abb. 6: Seitenansichten im Dashboard. a) Hochwasservorhersagen und Pegel- bzw. VGI-Messungen; b) Niederschlagsbasierte Warnungen, Niederschlagsradar und laufende tägliche Niederschlagssummen im EZG und Umkreis; c) zeitlich selektierte VGI-Fotoaufnahmen; d) Übersicht zu allen VGI-Daten (Niederschlagsklassifikation, Schneehöhen, Wasserstand) nach zeitlicher Selektion

Das Dashboard visualisiert alle eingehenden VGI-Daten, die sofort bereitstehen, in Kartenansichten. Fotoaufnahmen aus dem Einzugsgebiet helfen bei der Situationseinschätzung und ermöglichen eine schnelle Reaktion. Der Vergleich von Niederschlagsklassifikation durch Freiwillige mit derzeit gültigen Vorhersagen ermöglicht deren Validierung zum gegenwärtigen Zeitpunkt.

Wasserstandmessungen, die mittels bildbasierter Messung per Smartphone an vorbereiteten Messquerschnitten aufgenommen werden, kompensieren fehlende Pegelmesssysteme. Neben dem langfristigen Aufbau einer Beobachtungsgrundlage fließen die Daten in die N-A-Modellierung ein und bieten eine Validierungshilfe für die Vorhersagen. Die Hochwasservorhersage durch N-A-Modellierung ist nur in Verbindung mit Modellen möglich. Das niederschlagsbasierte Vorwarnsystem benötigt lediglich statistische Auswertung aus dem KOSTRA-Atlas um Warnmeldungen auszugeben. Kommunen und Gemeinden stehen so ortsspezifische Informationen bereit, welche die offiziellen Warnmeldungen untersetzen. Die HWM-Plattform wird ab dem Frühjahr 2018 in zwei Versuchsgebieten - in Chemnitz (Pleißebach) und Dessau-Roßlau (Rossel) - im Probebetrieb getestet.

Danksagung

Die Autoren möchten sich bei den Praxispartnern des Projekts VGI4HWM (www.vgi4hwm.de), den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, die Städte Chemnitz und Dessau-Roßlau für die enge Zusammenarbeit, sowie dem BMBF für die Förderung (Förderkennzeichen: 01IS15042A) bedanken.

Literatur

- Allen, R. G., Pruitt, W. O., Wright, J. L., Howell, T. A., et al., 2006. A recommendation on standardized surface resistance for hourly calculation of reference ETo by the FAO56 Penman-Monteith method. *Agricultural Water Management*, 81(1-2), S. 1-22.
- Bartels, H., Weigl, E., Reich, T., Lang, P., et al., 2004. Projekt RADOLAN Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen (Ombrometer), Online unter: www.dwd.de/RADOLAN.
- Becker, A., Klöcking, B., Lahmer, W., Pfützner, B., 2002. The Hydrological Modelling System ARC/EGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado. 891pp.
- Beven, K.J., (2012). *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer.* – John Wiley and Sons, Chichester; 2. Auflage.
- Burkard, S., Fuchs-Kittowski, F., O'Faolain de Bhroithe, A., 2017. Mobile crowd sensing of water level to improve flood forecasting in small drainage areas. In: *Environmental Software Systems - 12th IFIP WG 5.11 International Symposium (ISESS 2017, Springer International Publishing, Berlin u.a., S. 129-145*

- Fuchs-Kittowski, F., 2018. Mobiles Crowdsourcing zur Einbindung freiwilliger Helfer in den Katastrophenschutz. In: Reuter, C. (Hrsg.): Sicherheitskritische Mensch-Computer-Interaktion - Interaktive Technologien und Soziale Medien im Krisen- und Sicherheitsmanagement. Berlin u.a.: Springer Vieweg Verlag, S. 551-572.
- Goodchild, M. F., 2007. Citizens as Voluntary Sensors - Spatial Data Infrastructure in the World of Web 2.0. *Int. J. Spatial Data Infrastructures Research* 2, S. 24-32.
- Müller, R., Burkhard, S., Fuchs-Kittowski, F., Pfützner, B., 2017. Hochwassermanagement im Wandel: Entwicklung eines VGI-basierten Hochwasserprognosesystems. In: Den Wandel messen – Wie gehen wir mit Nichtstationarität in der Hydrologie um? Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier, Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, Trier, S. 301-316.
- Richter, L.K., 2017. Maßnahmen zur Motivation freiwilliger Helfer in VGI-Anwendungen im Katastrophenschutz. Bachelorarbeit, Studiengang Umweltinformatik, Hochschule für Technik und Wirtschaft Berlin, Berlin.
- Schrage, N., Antanaskov, D., Jung, T., Pasche, E., 2009. KALYPSO – An Open Source Software Tool for Flood Studies in Rivers. In: 8th International Conference on Hydroinformatics. Concepción (Chile).
- See, L. Mooney, P., Foody, G., Bastin, L., et al., 2016. Crowdsourcing, Citizen Science or Volunteered Geographic Information - The Current State of Crowdsourced Geographic Information. In: *Int. J. Geo-Inf.* Vol. 5, Nr. 5, S. 55.
- Werner, M., Schellekens, J., Gijsbers, P., van Dijk, M. et al., 2013. The Delft-FEWS flow forecasting system. In: *Environmental Modelling & Software*, Nr. 40, S. 65-77.

Multi-criteria and participatory Vulnerability Analysis – a transdisciplinary approach to Flood Risk Management

Mariele Evers and Mariana Madruga de Brito

Summary

Vulnerability, together with exposure, determines the extent of risks. Thus, the assessment of vulnerability influences the assessment and development of measures to reduce flood risk and can thus play a crucial role in risk management. There are several methods for detecting and modeling vulnerability, but a literature study by de Brito and Evers (2016) has shown that flood risk management is seldom systematic in identifying and localizing vulnerability criteria. This article presents a transdisciplinary multi-criteria approach that was developed and applied in a case study in Brazil and tested using the example of the City of Cologne. It identifies common indicators of a flood-prone area and reflects them through a participatory approach by national and regional experts, evaluating and weighting them in an iterative process. Here, depending on the selection and weighting of the individual indicators, the possible differences in the degree of vulnerability becomes apparent. The transdisciplinary approach includes regional expert knowledge and leads to a better result acceptance which might support social learning processes and develop capacity through awareness raising.

1. Introduction

In flood risk management, flood risks are usually presented in form of hazard and risk maps, as required by the EU Flood Risk Management Directive. These maps serve not only for the planning of protective measures and the flood risk management, but also for the information of the population. Physical or social vulnerability aspects are, nevertheless, often ignored or only partially taken into account in risk studies (Jongman et al., 2015; Koks et al., 2015). According to the UNISDR (2009), vulnerability is defined as "... the conditions determined by physical, social, economic and environmental factors or processes which increase the susceptibility of individuals, communities, assets or systems to the impacts of hazards". Vulnerability, together with exposure, determines the extent of the risk. Thus, its assessment plays a crucial role in risk management influencing the prioritization of measures to reduce flood potential damages.

There are several methods for detecting and modeling vulnerability, but a systematic literature review by de Brito and Evers (2016) showed that flood risk studies rarely identify and adjust vulnerability criteria systematically. The reasoning for model assumptions, such as the selection of the input criteria, data standardization, and criteria weighting, is typically unstated and these decisions are restricted to researchers conducting the study (Beccari, 2016; Müller et al., 2011; Rufat et al., 2015; Tate, 2012). Furthermore, stakeholder participation is generally fragmented and constrained to information dissemination and consultation at specific stages (de Brito and Evers, 2016; Evers et al., 2018). As a consequence, vulnerability models are commonly perceived as black boxes by end-users, making it difficult for the stakeholders to make the best use of it and implement model results.

To overcome these problems, we propose a transdisciplinary approach for flood vulnerability assessment that goes beyond the limited perspective of a single expert by acknowledging multiple standpoints and explicitly showing the rationale for model decisions. The dynamic characteristics of vulnerability are fully considered through the use of multi-criteria decision analysis (MCDA) tools. To illustrate the proposed methodological framework, two case studies

are presented here by assessing the flood vulnerability in Estrela and Lajeado (Brazil), and Cologne (Germany).

2. Vulnerability assessment

While the conceptual understanding and practical analysis of hazard and exposure have significantly improved in recent decades, the analysis of vulnerability remains a challenge in flood risk management (Jongman et al., 2015; Koks et al., 2015; Prior et al., 2017). Part of the complexity of assessing vulnerability arises from its multifaceted nature. The various dimensions of vulnerability (e.g. economic, environmental, social, etc.) are hard to describe precisely and even harder to measure and evaluate (Müller et al., 2011). Hence, improving the assessment of vulnerability is seen as the “missing link” for enhancing our understanding of risk (Jongman et al., 2015; Koks et al., 2015).

Several approaches have been proposed to estimate vulnerability, including: (1) vulnerability curves (Papathoma-Köhle et al., 2012; Tsubaki et al., 2016); (2) damage matrices (Bründl et al., 2009; Papathoma-Köhle et al., 2017); and (3) vulnerability indicators (Cutter et al., 2003; Roy and Blaschke, 2013). Both vulnerability curves and damage matrices are building type-specific and focus on the physical vulnerability of structures to a certain hazard, neglecting the social vulnerability and coping capacity of the inhabitants (Koks et al., 2015). However, the ability of the society to anticipate, cope with, and recover from disasters is equally important to assess flood potential impacts. Consequently, Birkmann et al. (2013) emphasize the need for a holistic understanding of vulnerability by integrating its different dimensions in an overarching framework through the use of indicators. The importance of indicators is stressed in the key activities of the Hyogo Framework for Action, which underlines the need to develop vulnerability indicators (UNISDR, 2017). Indicator-based methods allow summarizing complex and multi-dimensional problems in a simple and easy to understand way (Ciurean et al., 2013). Besides, they do not require detailed empirical data as damage matrices and curves, being especially useful in data-scarce environments.

The development of indicators is frequently aided by the use of multi-criteria decision analysis (MCDA) tools (de Brito and Evers, 2016). MCDA comprehends a plethora of methods which help decision-makers to solve problems with multiple and conflicting criteria. One of the strengths of MCDA is that it allows considering both qualitative criteria (e.g. education level), as well as quantitative ones (e.g. monthly income), while making the criteria weighting process explicit and systematic (Mateo, 2012). Furthermore, when combined with participatory tools MCDA approaches provide a good platform for stakeholders to communicate their personal preferences.

3. Methodology

The overarching objective of our study was to develop a participatory and multi-criteria methodology to assess flood vulnerability, aiming to incorporate regional and expert knowledge, build trust among stakeholders, facilitate information sharing, improve the model transparency, and thus, to enhance the results acceptance. Key generic steps of the approach are illustrated by Fig. 1. As it is possible to see, expert stakeholders collaborated throughout the entire pro-

cess, including criteria selection, standardization, weighting, and validation. A detailed description of the proposed methodology and its application in the Brazilian and German case studies is provided by de Brito et al. (2017, 2018) for the Brazilian case study and Katz et al. (2017) for the German case study.

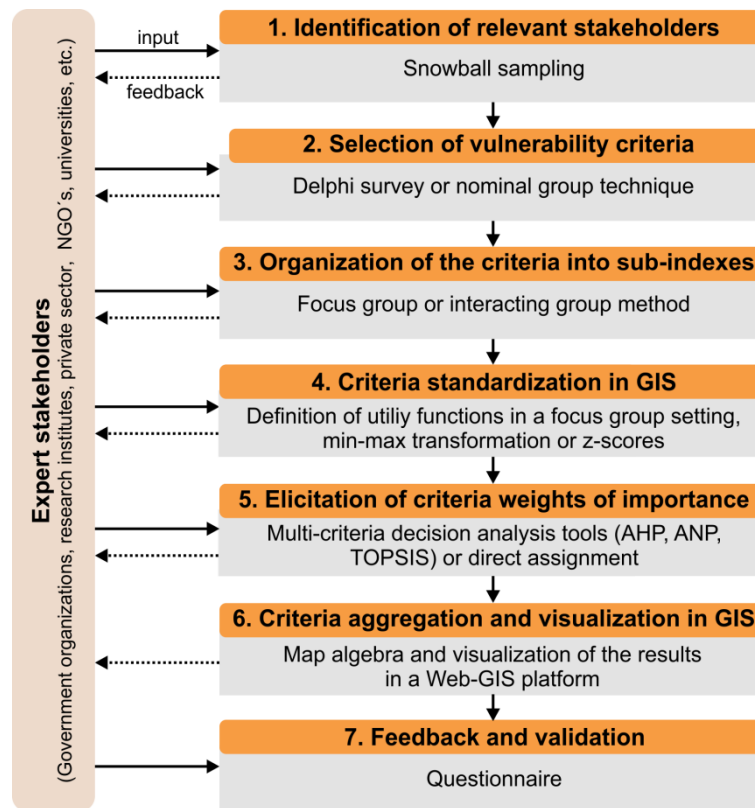


Fig. 1: Methodological framework for flood vulnerability assessment. Key steps are shown in orange, while the methods used and alternative approaches are highlighted in grey.

The first step comprehends the identification of relevant expert stakeholders which have an in-depth knowledge of flood vulnerability assessment. In the case study in Brazil, the snowball sampling technique was used and 117 actors were invited to participate. Step 2 involves the identification of the criteria that are going to be incorporated into the model. This is a crucial element in the development of any indicator, as the inclusion or exclusion of relevant criteria can have a dramatic impact on model results. To avoid group effects (e.g. group-thinking or anticipatory consensus) obscuring individual preferences, we opted to use a two-round Delphi survey to select the relevant criteria. Hence, the 117 experts selected through snowball sampling were invited to rate the importance of 26 criteria for vulnerability analysis on a 5-point Likert scale (1 = not important to 5 = very important). After the selection of the criteria, they were organized in sub-indexes (social, structural and coping capacity) based on a focus group discussion. Before aggregating the selected criteria into one index, they need to be transformed into a common scale. Step 4 comprises the standardization of the spatial data. For the Cologne case study, min-max transformation was used, whereas on the Brazilian case study, value functions were defined based on a focus group discussion. In Step 5, the importance of the criteria for vulnerability analysis needs to be assessed. For this purpose, a multi-criteria

method termed Analytical Hierarchy Process (AHP) was applied. Based on that, 22 stakeholders that attended 4 workshops were invited to compare the relevance of each criterion by answering “which of the two criteria is more important for vulnerability assessment?”. In the Cologne case study, the set of weights was defined by geography students and tested with a student group and a group of experts. Step 6 comprehends the aggregation of the criterion maps in a GIS environment. The results can then be visualized in a Web-GIS platform, where participants can compare their results with the maps from other actors. In the final step, the results are validated by using a feedback questionnaire.

4. Results

4.1 Vulnerability Assessment – a case study in Brazil

The proposed approach was applied in the municipalities of Lajeado and Estrela, Brazil, where floods are frequent and the vulnerability of inhabitants is high, with 20% of households living below the poverty line. A total of 11 vulnerability criteria were selected based on the two-round Delphi survey. The criteria weights were defined individually by 22 stakeholders by using the AHP multi-criteria method. Table 1 shows the group weights obtained by averaging the individual results.

Table 1: Group weights for each sub-index and criteria, their standard deviation (SD) and interquartile range (IQR) (de Brito et al., 2018).

Sub-index	Weight	Criteria	Weight	SD	IQR*
Social vulnerability	30.64	Persons under 12 years	6.80	4.47	10.20
		Persons over 60 years	6.64	4.17	17.68
		Persons with disabilities	9.39	9.97	23.03
		Monthly per capita income	7.81	10.69	52.87
Structural vulnerability	28.68	Households with improper building material	14.61	9.54	34.39
		Households with accumulated garbage	6.97	7.17	28.01
		Households with open sewage	7.10	9.40	22.48
Coping capacity	40.67	Disaster prevention institutions	10.80	9.91	25.52
		Evacuation drills and training	14.17	11.87	36.79
		Distance to shelters	6.42	5.23	7.32
		Health care facilities	9.28	7.63	19.10

*An IQR of 20% or less indicates consensus; 20-30% indicates moderate divergence; 30-40% significant divergence; and >40% strong divergence.

Given the disagreement of the participants regarding the importance of criteria such as the monthly per capita income and number of evacuation drills and training, the aggregation of the individual weights by their mean resulted in a loss of information. To investigate the spatial implications of the different criteria weights, individual vulnerability scenarios were created for each expert (Fig. 2). The results demonstrate how different perspectives on criteria weights applied to the same data lead to differences in vulnerability classification. Nevertheless, the trend was similar, with higher vulnerability values in the northwest of the study area.

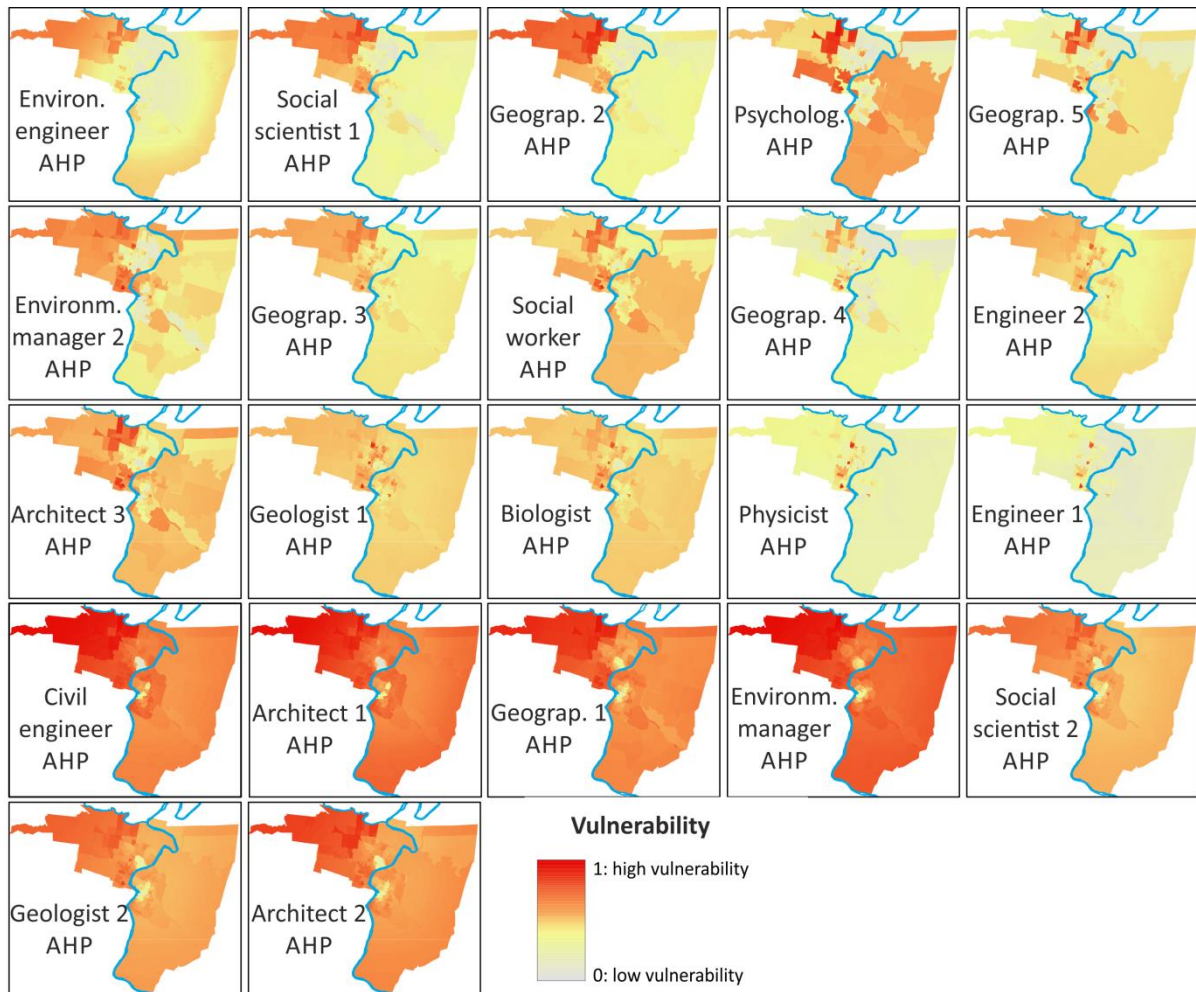


Fig. 2: Individual vulnerability maps generated for each one of the 22 expert stakeholders that attended the workshops (de Brito et al., 2018).

4.1 Vulnerability Assessment – a case study in Cologne

For the city of Cologne a study was conducted in order to apply and test the methodology of de Brito and Evers (2018) and to apply it to another case and region, to see if required data are (easily) available and to test the effect of different weighting of vulnerability criteria. The flood data were provided by the city drainage companies of the river Rhine (Stadtentwässerungsbetriebe (StEB) Köln), the population data of the city of Cologne were derived from the online portal Open Data Cologne. Furthermore, a questionnaire has been developed, which was evaluated by a Master student group of a project seminar and by a group of experts (StEB, FloodCompetenceCentre). The different results are shown in Figure 3.

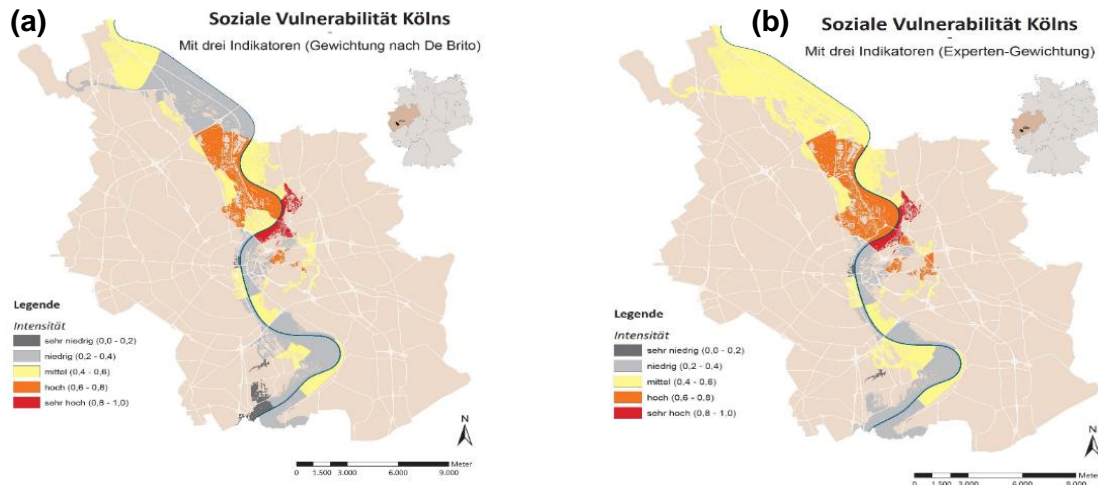


Fig. 3: Vulnerability Maps for the city of Cologne generated by (a) weighting of criteria by students and (b) by experts (Katz et al., 2017)

5. Discussion

The tendency in conventional studies is to omit or even deny differences or contrasting opinions, which may lead to a biased assessment of flood vulnerability. Yet, vulnerability is an ill-structured problem, where no unique, identifiable, objectively optimal solution exists, and thus lacks a single solution algorithm (Rashed and Weeks, 2010). In many cases, experts disagree regarding whether a particular modelling choice is appropriate because it has various solution paths (Hong, 1998). Indeed, as shown in Fig. 2, even small changes in input criteria weights can result in different flood vulnerability maps. Therefore, we consider that documenting opposing views and systematically showing underlying reasons for different interpretations is a more transparent approach.

As argued by Strager and Rosenberger (2006), the goal of MCDA is not to find a final and “best” solution, but to gain a better insight into the decision-making problem by making subjective judgments explicit in a transparent and fair way. In this regard Stirling (2008) points out that MCDA can help open up appraisal inputs to a wider diversity of framings, avoiding simplistic and often misleading one-track solutions.

The combination of MCDA with participatory tools led to a better result acceptance as supported by the validation questionnaire results (de Brito et al, 2018). This finding is in line with recent papers which recommend the use of participatory modelling approaches (Hossard et al., 2013; Nordström et al., 2010). In addition, the developed approach might support social learning processes and develop capacity through awareness raising (Evers et al., 2016). For this purpose, it is crucial that the partial results of the research are iteratively fed back to participants throughout the entire process.

6. Conclusion

In summary, the combination of qualitative and quantitative methods for flood vulnerability assessment led to an increased, shared understanding of the problem by avoiding the limited perspective of a single expert. The method described here can enhance the credibility and deployments of vulnerability indicators, as stakeholders’ opinion, expert judgement, and local

knowledge were taken into consideration throughout the entire process. The transdisciplinary approach leads to a better result acceptance and might support social learning processes.

Literature

- Beccari, B., 2016. A comparative analysis of disaster risk, vulnerability and resilience composite indicators, *PLoS Curr. Disasters*, 14(1), doi:10.1371/currents.dis.453df025e34b682e9737f95070f9b970.
- Birkmann, J., Cardona, O. D., Carreño, M. L., Barbat, A. H., Pelling, M., Schneiderbauer, S., Kienberger, S., Keiler, M., Alexander, D., Zeil, P. and Welle, T., 2013. Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework, *Nat. Hazards*, 67(2), 193–211, doi:10.1007/s11069-013-0558-5.
- de Brito, M. M., Evers, M., Höllermann, B., 2017. Prioritization of flood vulnerability, coping capacity and exposure indicators through the Delphi technique: A case study in Taquari-Antas basin, Brazil, *Int. J. Disaster Risk Reduct.*, 24, 119–128, doi:10.1016/j.ijdr.2017.05.027.
- de Brito, M. M., Evers, M., A. Delos Almoradie, 2018. Participatory flood vulnerability assessment: a multi-criteria approach, *Earth Syst. Sci*, 225194, 373–390, doi:10.5194/hess-22-373-2018.
- Bründl, M., Romang, H. E., Bischof, N., Rheinberger, C. M., 2009. The risk concept and its application in natural hazard risk management in Switzerland, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 9, 801–813.
- Ciurean, R. L., Schröter, D., Glade, T., 2013. Conceptual frameworks of vulnerability assessments for natural disasters reduction, in *Approaches to Disaster Management - Examining the Implications of Hazards, Emergencies and Disasters*, pp. 3–32, InTech.
- Cutter, S. L., Boruff, B. J., Shirley, W. L., 2016. Social vulnerability to environmental hazards, *Soc. Sci. Q.*, 84(2), 242–261, doi:10.1111/1540-6237.8402002, 2003.
- de Brito, M. M., Evers, M., 2016. Multi-criteria decision-making for flood risk management: a survey of the current state of the art, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 16(4), 1019–1033, doi:10.5194/nhess-16-1019-2016.
- Evers, M., Jonoski, A., Almoradie, A. and Lange, L., 2016. Collaborative decision making in sustainable flood risk management: A socio-technical approach and tools for participatory governance, *Environ. Sci. Policy*, 55, 335–344, doi:10.1016/j.envsci.2015.09.009.
- Evers, M., Almoradie, A., de Brito, M. M., 2018. Enhancing Flood Resilience Through Collaborative Modelling and Multi-criteria Decision Analysis (MCDA), *Urban B. Ser.*, 221–236, doi:10.1007/978-3-319-68606-6_14.
- Hong, N. S., 1998. The relationship between well-structured and ill-structured problem solving in multimedia simulation, The Pennsylvania State University.
- Hossard, L., Jeuffroy, M. H., Pelzer, E., Pinochet, X., Souchere, V., 2013. A participatory approach to design spatial scenarios of cropping systems and assess their effects on phoma stem canker management at a regional scale, *Environ. Model. Softw.*, 48, 17–26, doi:10.1016/j.envsoft.2013.05.014.
- Jongman, B., Winsemius, H. C., Aerts, J. C. J. H., Coughlan de Perez, E., van Aalst, M. K.,

- Kron, W., Ward, P. J., 2015. Declining vulnerability to river floods and the global benefits of adaptation, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 201414439, doi:10.1073/pnas.1414439112.
- Katz, E. C., Niedzwiedz, J., L. Steyer, 2017. Visualisierung sozialer vulnerabilität Kölns: eine ArcGIS-gestützte untersuchung, *Zeitschrift für studentische wasserbezogene Forsch.*, I(September), 15–22.
- Koks, E. E., Jongman, B., Husby, T. G., Botzen, W. J. W., 2015. Combining hazard, exposure and social vulnerability to provide lessons for flood risk management, *Environ. Sci. Policy*, 47, 42–52, doi:10.1016/j.envsci.2014.10.013.
- Mateo, J. R. S. C., 2012. Multi criteria analysis in the renewable energy industry, in *Multi criteria analysis in the renewable energy industry*, pp. 7–10, Springer London, London.,
- Müller, A., Reiter, J., Weiland, U., 2011. Assessment of urban vulnerability towards floods using an indicator-based approach-a case study for Santiago de Chile, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 11(8), 2107–2123, doi:10.5194/nhess-11-2107-2011.
- Nordström, E.-M., Eriksson, L. O., Öhman, K., 2010. Integrating multiple criteria decision analysis in participatory forest planning: Experience from a case study in northern Sweden, *For. Policy Econ.*, 12(8), 562–574, doi:10.1016/j.forpol.2010.07.006.
- Papathoma-Köhle, M., Keiler, M., Totschnig, R., Glade, T., 2012. Improvement of vulnerability curves using data from extreme events: Debris flow event in South Tyrol, *Nat. Hazards*, 64(3), 2083–2105, doi:10.1007/s11069-012-0105-9.
- Papathoma-Köhle, M., Gems, B., Sturm, M., Fuchs, S., 2017. Matrices, curves and indicators: a review of approaches to assess physical vulnerability to debris flows, *Earth-Science Rev.*, 171(June), 272–288, doi:10.1016/j.earscirev.2017.06.007.
- Prior, T., Roth, F., Maduz, L., Scafetti, F., 2017. Mapping social vulnerability in Switzerland: a pilot study on flooding in Zürich, Zürich.
- Rashed, T., J. Weeks, J., 2010. Assessing vulnerability to earthquake hazards through spatial multicriteria analysis of urban areas.
- Roy, D. C., T. Blaschke, 2013. Spatial vulnerability assessment of floods in the coastal regions of Bangladesh, *Geomatics, Nat. Hazards Risk*, 5705(February 2015), 1–24, doi:10.1080/19475705.2013.816785.
- Rufat, S., Tate, E., Burton, C. G., Maroof, A. S., 2015. Social vulnerability to floods: review of case studies and implications for measurement, *Int. J. Disaster Risk Reduct.*, 14, 470–486, doi:10.1016/j.ijdr.2015.09.013.
- Stirling, A., 2008. “Opening up” and “closing down”: Power, participation, and pluralism in the social appraisal of technology, *Sci. Technol. Human Values*, 33(2), 262–294, doi:10.1177/0162243907311265.
- Strager, M. P., R.S. Rosenberger, 2006. Incorporating stakeholder preferences for land conservation: Weights and measures in spatial MCA, *Ecol. Econ.*, 58(1), 79–92, doi:10.1016/j.ecolecon.2005.05.024.
- Tate, E., 2012. Social vulnerability indices: A comparative assessment using uncertainty and sensitivity analysis, *Nat. Hazards*, 63(2), 325–347, doi:10.1007/s11069-012-0152-2.
- Tsubaki, R., David Bricker, J., Ichii, K., Kawahara, Y., 2016. Development of fragility curves for railway embankment and ballast scour due to overtopping flood flow, *Nat. Hazards*

- Earth Syst. Sci., 16(12), 2455–2472, doi:10.5194/nhess-16-2455-2016.
- UNISDR, 2005. Hyogo Framework for Action 2005-2015: building the resilience of nations and communities to disasters, Hyogo., 2005.
- UNISDR, 2017. Terminology on disaster risk reduction, Geneva, <https://www.unisdr.org/we/inform/terminology#letter-v>

Entwicklung eines Informationssystems zur Analyse und Vorhersage hydro-meteorologischer Extremereignisse in mittleren und kleinen Einzugsgebieten

Stefan Wiemann, Firas Al Janabi, Anette Eltner, Robert Krüger, Thi Thanh Luong,
Hannes Sardemann, Thomas Singer, Diana Spieler, Rico Kronenberg

Zusammenfassung

Analysen und Vorhersagen zu hydro-meteorologischen Extremereignissen werden immer häufiger online, über entsprechende Informationsportale, bereitgestellt. Deren wichtigste Aufgabe ist die Informationsbereitstellung und Warnung der Bevölkerung, was zumeist über fest definierte Prozessabläufe geschieht. Das EXTRUSO-Projekt zielt dahingegen auf ein modulbasiertes Konzept zur dynamische Integration und Verknüpfung am Prozess beteiligter Daten und Modelle mit dem Ziel der Ergänzung operationeller Systeme. Im Gegensatz zu den mehrheitlich auf großen Einzugsgebieten basierenden Informationsportalen, liegt der Fokus hierbei auf kleinen und mittleren Einzugsgebieten. Wichtige Aspekte des konzipierten Informationssystems sind die Eigenständigkeit, Wiederverwendbarkeit und Interoperabilität beteiligter Teilkomponenten aus den vier Fachdisziplinen Meteorologie, Hydrologie, Photogrammetrie und Geoinformatik. Es wird eine Reihe von Anwendungsfällen beschrieben, die sowohl die Machbarkeit als auch den Mehrwert einer solchen Umsetzung demonstrieren.

1. Einleitung

Hydro-meteorologische Extremereignisse wie Starkregen und Sturzfluten stellen weltweit ein beständiges Risiko für Bevölkerung und Wirtschaft dar. Im Wesentlichen begründet durch den Klimawandel, gehen derzeitige Prognosen von einer weiteren Zunahme solcher Extremereignisse in den nächsten Jahrzehnten aus (EASAC 2013). Die Beschreibung, Analyse und Prognose solcher Ereignisse umfasst zahlreiche Teilprozesse, von der kontinuierlichen Messung hydro-meteorologischer Variablen über die historische und prädiktive Modellierung relevanter Prozesse bis hin zur Entscheidungsunterstützung im Ernstfall. Besonders schwierig erweist sich dies im Falle kurzer, sehr intensiver Starkregenereignisse, die lokal auftreten und daher schwierig zu beobachten sind (Hapuarachchi et al. 2011). Im Vergleich zu großräumigen Wetterereignissen, die durch bestehende Messnetze und Informationssysteme häufig gut erfasst werden können, ist die raumzeitliche Ausdehnung lokal auftretender Extremereignisse sowie deren Auswirkung derzeit kaum vorhersagbar.

Das Kernziel des im Folgenden beschriebenen EXTRUSO-Projektes¹⁰ ist die Konzeption, Entwicklung und Zusammenführung verschiedener Komponenten zur Verbesserung der Vorhersagegüte und Schaffung innovativer Auswertemöglichkeiten für hydro-meteorologische Extremereignisse in kleinen und mittleren Einzugsgebieten. Dabei sollen Synergieeffekte zwischen den am Projekt beteiligten Disziplinen Meteorologie, Hydrologie, Photogrammetrie und Geoinformatik geschaffen werden, um den Prozess möglichst detailliert und ganzheitlich abbilden zu können. Im Ergebnis steht die Bündelung einer Vielzahl eigenständiger Komponenten in einem web-basierten Informationssystem. Dieses soll die Analyse und Prädiktion von hydro-meteorologischen Extremereignissen in kleinen und mittleren Einzugsgebieten unterstützen und entsprechende Informationen einfach zugänglich machen. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf der Harmonisierung von Prozessen und Abläufen, um einen späteren Transfer auf

¹⁰ <https://extruso.bu.tu-dresden.de>

weitere Einzugsgebiete zu ermöglichen. Die Entwicklung des Informationssystems beruht auf den folgenden drei Kernaspekten:

- **Datenintegration:** verfügbare historische und aktuelle Daten sollen nicht nur nebeneinander bzw. übereinander visualisiert, sondern direkt miteinander verknüpft werden, um die Exploration und Analyse verfügbarer Daten zu vereinfachen.
- **Modellintegration:** Zusätzlich zur Darstellung von Modellergebnissen soll die Möglichkeit geschaffen werden, Modellimplementierungen direkt an das Informationssystem anzubinden. Dieser modulare Ansatz ermöglicht neben der Verkettung vorhandener auch die Erweiterung durch externe, von Dritten bereitgestellte Prozesse.
- **Anwendungsszenarien:** um die unterschiedlichen Möglichkeiten zur Nutzung des Informationssystems aufzuzeigen, werden eine Reihe von Szenarien entwickelt, die verschiedene Stakeholder und Einsatzzwecke adressieren.

Im Folgenden wird das Informationssystem, mit Fokus auf den Konzepten zur Daten- und Modellintegration, näher beschrieben (Kapitel 2). Anschließend werden mögliche Anwendungsszenarien skizziert und gezeigt, wie die Analyse und Prädiktion von hydro-meteorologischen Extremereignissen unterstützt werden kann (Kapitel 3). Abschließend werden die bisherigen Ergebnisse diskutiert und ein Ausblick auf die weitere Entwicklung im Rahmen des EXTRUSO Projektes gegeben (Kapitel 4).

2. Konzeption des Informationssystems

Die wesentlichen Arbeitsschritte und damit verbundenen Teilkomponenten des Informationssystems sind in Abb. dargestellt. Diese ergeben sich aus dem grundlegenden Entstehungsprozess hydro-meteorologischer Extremereignisse, spiegeln aber auch die unterschiedlichen beteiligten Fachdisziplinen im Projekt wider. Im ersten Schritt erfolgt die Erfassung, Aufbereitung und Bereitstellung relevanter Inputdaten. Dies umfasst sowohl hydro-meteorologische Messdaten als auch hydro-morphologische Daten aus verschiedenen, heterogen strukturierten Quellen. Daran anschließend erfolgt die Modellierung mit dem Ziel, den historischen, aktuellen und/oder prognostizierten hydro-meteorologischen Zustand eines Einzugsgebietes, im Wesentlichen hinsichtlich Bodenfeuchte und Abfluss, zu bestimmen. Der Zugriff auf die Eingangsdaten sowie die Modellierungsfunktionalität wird in einer Reihe von Anwendungen über das Informationssystem realisiert.

2.1 Datenintegration

Geeignete Inputdaten sind für die Modellierung von kurzfristigen Wettervorhersagen und Hochwasserereignissen von entscheidender Bedeutung. Um Prozesse möglichst ganzheitlich und raumzeitlich hoch aufgelöst abbilden zu können, ist eine Vielzahl von Datenquellen notwendig. Hydro-meteorologische Daten sind essentiell, da sie den aktuellen Zustand sowie die historische Entwicklung eines Umweltphänomens beschreiben. Entsprechende Messreihen können unter anderem über existierende amtliche Sensormessnetze, Radarmessungen oder low-cost Sensorik erfasst werden. Hydro-morphologische Daten sind dahingegen relevant, wenn es um die Gebietsbeschaffenheit und deren Auswirkung auf hydro-meteorologische

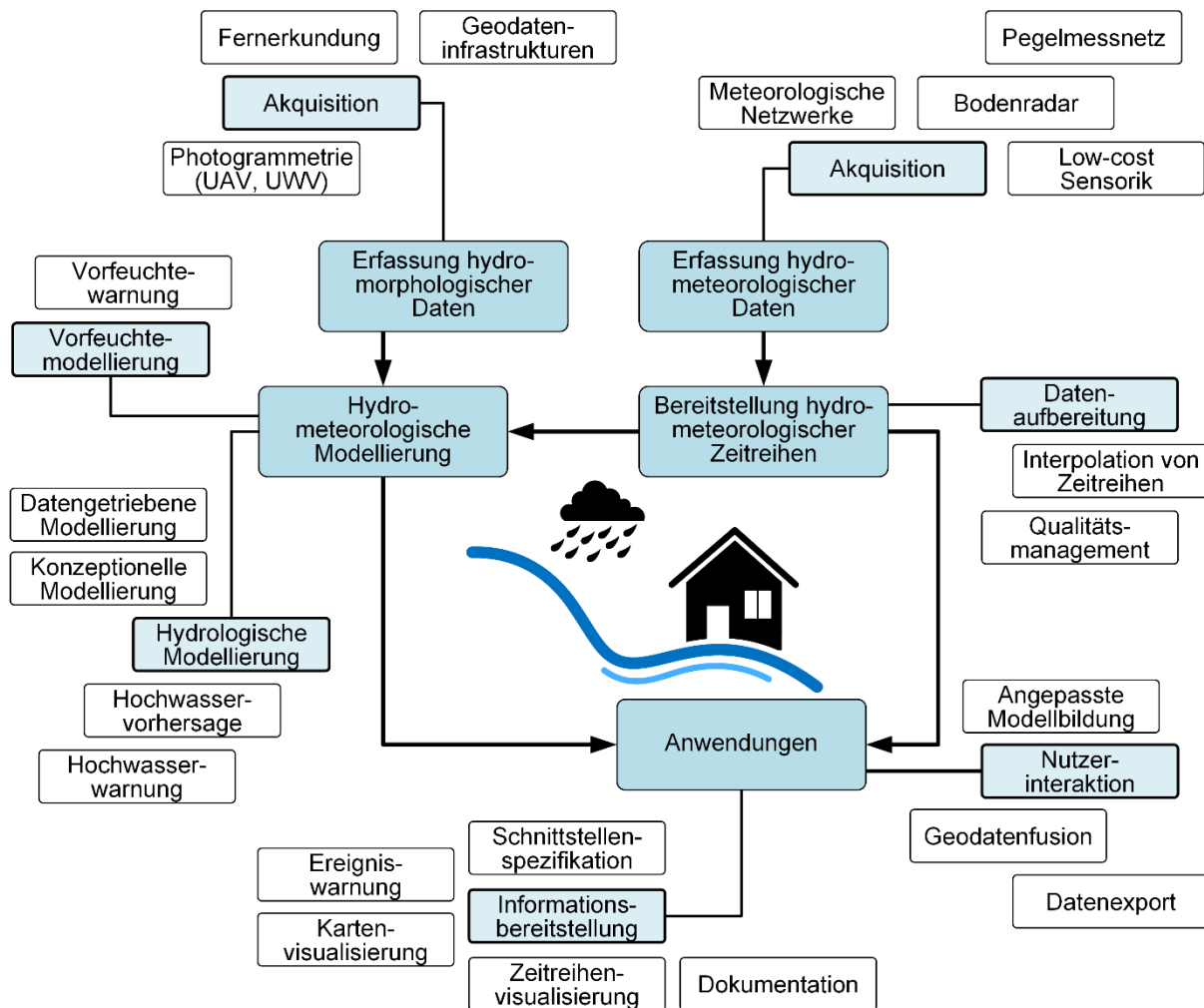


Abb. 1: Teilkomponenten und Ablauf des konzipierten Informationssystems zur Analyse und Vorhersage hydro-meteorologischer Extremereignisse.

Prozesse geht. Diese Daten beruhen unter anderem auf interpretierten Satellitenbildern oder photogrammetrischen Verfahren. Wie in Abb. 2 dargestellt, kann im Informationssystem eine Vielzahl verfügbarer Datenquellen integriert werden.

Hydro-meteorologischen Daten aus amtlichen Sensormessnetzen müssen von den jeweils zuständigen Behörden frei zugänglich gemacht werden. Allerdings erschweren fehlende Standards, z.B. hinsichtlich der Datenstruktur oder der Datenbereitstellung, die automatisierte Nutzung (Attard et al. 2015). Im EXTRUSO-Projekt wird daher OpenSensorWeb¹¹ als Datenaggregator genutzt, um eine Vielzahl von Sensormessdaten über eine einheitliche Schnittstelle, in diesem Fall die Elasticsearch API, einzubinden.

Neben lokalen Sensormessungen stellen Regenradarmessungen einen wichtigen Bestandteil der Wetterbeobachtung dar. Durch die flächenhafte Abdeckung können sie komplementär verwendet werden, sind jedoch mit größeren Unsicherheiten versehen (Cecinati et al. 2017). Seit der Novelle des Gesetzes über den Deutschen Wetterdienst (DWD) am 25. Juli 2017 werden

¹¹ <https://opensensorweb.de>

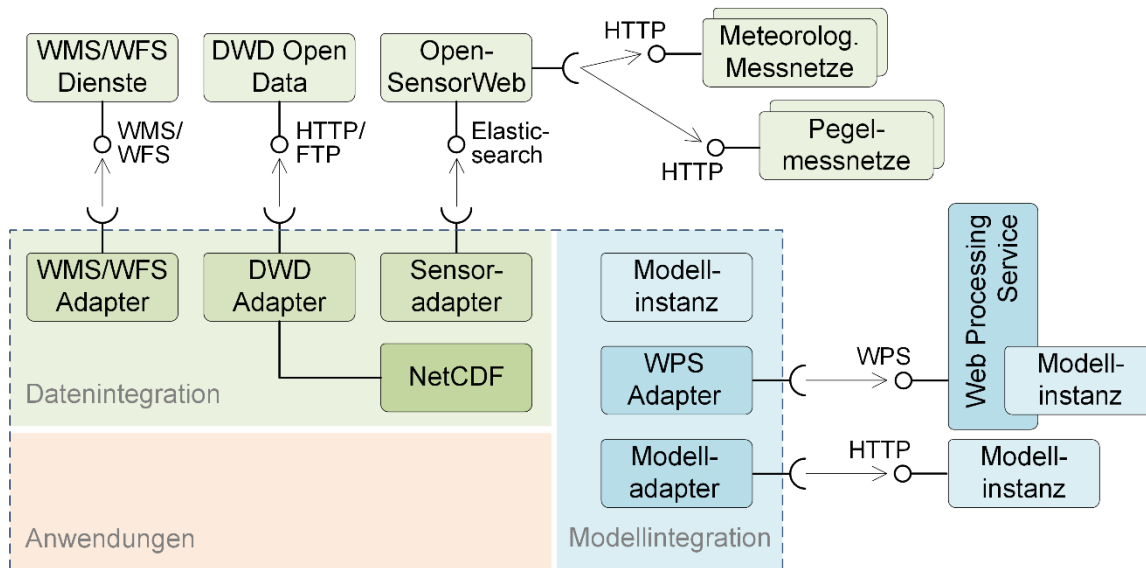


Abb. 2: Möglichkeiten zur Daten- und Modellintegration im Informationssystem

aktuelle und historische Regenradarmessungen deutschlandweit über die Open Data Plattform¹² des DWD bereitgestellt. Der Möglichkeit einzelne Bilddatensätze im RADOLAN (Radar-Online-Aneicherung) Kompositformat herunterzuladen, erschwert jedoch den performanten Zugriff hinsichtlich der Abfrage von Zeitreihen. Daher werden diese im Informationssystem in NetCDF konvertiert und darüber zugänglich gemacht. Dies umfasst sowohl die einmalige Transformation historischer als auch die laufende Synchronisierung aktueller Radardaten. Derzeit unterstützt werden die RADOLAN Produkte RW, RX, SF und FX.

Neben den zuvor beschriebenen etablierten Verfahren, spielt die zunehmende Verfügbarkeit und Vernetzung von low-cost Sensorik im hydro-meteorologischen Bereich eine immer größere Rolle (vgl. Muller et al. 2015). Durch Bürger erfasste und gesammelte Daten können nachweislich dazu genutzt werden, um räumlich weit verteilte amtliche Sensornetze zu verdichten (Sosko and Dalyot 2017). Im Rahmen des EXTRUSO-Projektes werden dafür zwei verschiedene low-cost-Ansätze getestet. Dies ist zum einen die Erfassung von Niederschlägen über low-cost-Kippwaagen (Abb. 3a, Krüger 2018), und zum anderen die kamerabasierte Ermittlung von Pegel und Fließgeschwindigkeit (Abb. 3b, Eltner et al. 2018). Beide Systeme sind mobil einsetzbar und in der Lage entsprechende Messreihen an bisher unbeobachteten Stellen aufzuzeichnen. Die Einbindung der erzeugten Daten im Informationssystem erfolgt über die Einbindung standardisierter Austauschformate, z.B. CSV oder JSON, in der bereits zuvor genannten OpenSensorWeb Plattform.

Um insbesondere die Modellierung von Abflüssen und potentiell überschwemmungsgefährdeten Gebieten zu unterstützen, werden neben der Erfassung hydro-meteorologischer Variablen photogrammetrische Verfahren genutzt, um detaillierte Geländemodelle zu erstellen. Dafür werden multisensorale Messplattformen zur Datenerfassung aus der Luft (Abb. 3c) und vom Wasser (Abb. 3d) eingesetzt. Auf diesen Plattformen werden Kameras und Laserscanner verwendet, um die Umgebung des jeweiligen Gewässers hochgenau zu erfassen. Zudem wird

¹² <https://opendata.dwd.de>



Abb. 3: Verwendete Sensorsysteme: (a) low-cost Regenmesser, (b) low-cost Kamerapegel, (c) UAV für Luftbildaufnahmen, (d) Bootplattform für Aufnahmen auf dem Wasser.

auf der Bootplattform ein Echolot genutzt, um Gerinneprofile aufzuzeichnen. Da die dabei erzeugten großen Bildmengen und Punktwolken nicht direkt in das Informationssystem integriert werden können, ist eine Vorverarbeitung und Filterung der Daten in photogrammetrischen Desktopsystemen notwendig. Die entsprechend reduzierten Daten können dann über das Informationssystem visualisiert, heruntergeladen und für weitere Analysen genutzt werden. Der standardisierte Zugriff auf diese und weitere Datenquellen wird durch die Unterstützung der Web Map Service (WMS) und Web Feature Service (WFS) Schnittstellen, beide spezifiziert durch das Open Geospatial Consortium (OGC), realisiert.

2.2 Modellintegration

Neben der Visualisierung und Analyse von Modellergebnissen besteht die Möglichkeit hydro-meteorologische Modelle direkt an das Informationssystem anzubinden. Dies erfolgt in zwei Schritten. Zunächst werden Modelle anhand verfügbarer historischer Daten kalibriert und parametrisiert. Zu diesem Zweck können sowohl im Informationssystem vorgehaltene, als auch extern bereitgestellte Datenquellen genutzt werden. Sobald dieser Schritt erfolgt ist, können die Modelle im Informationssystem registriert und für den beschriebenen Anwendungsfall genutzt werden. Wie in Abb. 2 dargestellt, gibt es dabei drei Möglichkeiten: 1) eine web-basierte Implementierung des Modells im Informationssystem, 2) die Anbindung über eine bereitgestellte Web-Schnittstelle der Modellimplementierung und 3) die Kapselung einer Modellimplementierung über eine OGC Web Processing Service (WPS) Schnittstelle. Letztere ermöglicht neben der Nutzung und Verknüpfung bereits registrierter Modelle auch die Erweiterung durch externe, durch Dritte bereitgestellte Modelle (vgl. Castronova et al. 2013).

Die Modellierung der Bodenfeuchte basiert auf dem eindimensionalen, physikalischen Netzwerkmodell BROOK90 (Federer et al. 2003). Es wird häufig im Kontext bodenhydrologischer Simulationen in bewaldeten Gebieten eingesetzt, kann aber auch auf andere Landbedeckungsarten und jahreszeitliche Änderungen angepasst werden. Das Modell verfügt über eine Vielzahl von Parametern, u.a. zur Charakterisierung von Vegetation, Boden und Fließverhalten. Erste Ergebnisse für das Piloteinzugsgebiet Wernersbach (Tharandter Wald in Sachsen) zeigen, dass das Modell in der Lage ist eine gute Prognose für die Bodenfeuchte zu liefern (Luong et al. 2017). Die Standard-Parametrisierung muss dafür auf die Charakteristiken des zu betrachtenden Einzugsgebietes angepasst und kalibriert werden. Ein großer Teil der für die Ausführung des Modells notwendigen meteorologischen Daten kann über das Informationssystem bereitgestellt werden, was die Registrierung und Anwendung des Modells vereinfacht. Zudem wurde eine R-Implementierung entwickelt, die die Anbindung des Modells über die verwendete OpenCPU Plattform¹³ ermöglicht.

Die hydrologische Modellierung schließt an die Bodenfeuchtemodellierung an und wird sowohl über konzeptionelle als auch datengetriebene Modellierungsansätze realisiert. Beide werden mit dem Informationssystem gekoppelt, um anhand bereitgestellter historischer und aktueller Daten hydrologische Simulationen durchzuführen.

Auf Basis einer Bibliothek verschiedener Prozessmodule werden verschiedene konzeptionelle hydrologische Modelle erstellt und eingesetzt (flexible Modellierung). Im Gegensatz zum dem bisher häufig verwendeten Ansatz „ein Modell für alles“, bietet die flexible Modellierung die Möglichkeit die Modellstruktur sowohl an eine unterschiedlich stark ausgeprägte Datengrundlage, als auch an verschiedene Einzugsgebiets-Charakteristika anzupassen. Derzeit wird dafür das RAVEN Hydrological Framework (Craig and the Raven Development Team 2017) mit seiner umfangreichen Prozessdatenbank eingesetzt. Die Integration im Informationssystem erfolgt über eine ausführbare Datei, die in R über die OpenCPU Plattform aufgerufen wird. Zudem kann R genutzt werden, um verfügbare Eingangsdaten für das Modell aufzubereiten und die Simulationsergebnisse zu visualisieren.

Im Gegensatz zur konzeptionellen Modellierung zeichnen sich datengetriebene Ansätze vor allem durch ihre hohe Generalisierungsfähigkeit und schnelle Implementierungsmöglichkeiten aus (Solomatine 2005). Trotz fehlender Prozessbeschreibung und den damit einhergehenden Unsicherheiten können gerade in kleinen Einzugsgebieten hohe Simulationsgenauigkeiten erreicht werden, sofern ausreichend Trainingsdaten vorhanden sind. Jedoch ist der Einsatz datengetriebener Ansätze mit verschiedenen Simulationsproblemen behaftet. Vorhersagen können beispielsweise durch einen Verlust der zeitlichen Genauigkeit und Oszillationen geprägt sein (Abrahart et al. 2007). Im Rahmen des EXTRUSO-Projektes werden zunächst Artificial Neural Networks implementiert und ausgewertet (Singer et al. 2017). Anhand dieser werden wirksame Strategien zur Vermeidung vorgenannter Simulationsprobleme erarbeitet. Die Umsetzung der datengetriebenen Modellierung erfolgt in MATLAB. Daher erfolgt die Integration in das Informationssystem über den Aufruf ausführbarer Dateien, die die einzugsgebietspezifisch trainierten Netze enthalten, auf vorgehaltene Daten zugreifen und entsprechende Prognosen rechnen können.

¹³ <https://www.opencpu.org>

3. Implementierung und Anwendungsszenarien

Die Kernkomponente der Implementierung bildet derzeit die OpenCPU Plattform, über die R Funktionalität online bereitgestellt werden kann. Das darunterliegende R Paket wird im Rahmen des EXTRUSO-Projektes entwickelt und ist als Open Source verfügbar¹⁴. Durch die modulare Struktur des Informationssystems können einzelne Komponenten sowohl separat als auch in beliebiger Kombination eingesetzt werden. Dies ermöglicht eine Reihe verschiedener Anwendungsfälle mit unterschiedlichen Komplexitätsgraden, Informations- und Interaktionsmöglichkeiten.

3.1 Datenexploration

Die visuelle und statistische Datenanalyse ist ein hilfreiches Werkzeug für die Suche nach Mustern und Zusammenhängen in bestehenden Datensätzen, und stellt sowohl für Experten als auch für Laien ein wichtiges Instrument dar. Der entwickelte Kartenclient unterstützt daher die Abfrage und Visualisierung der in Kapitel 2.1 beschriebenen Daten über die jeweils bereitgestellten Schnittstellen. In Kartenform sind dies zum einen der WMS, u.a. verwendet zur Integration von DWD Radardaten, als auch der WFS, über den z.B. die Geometrien der Einzugsgebiete eingebunden werden. Die darunterliegende Funktionalität basiert auf der JavaScript Bibliothek OpenLayers¹⁵. Für die Anzeige verfügbarer Sensorstationen wird die Elasticsearch API von OpenSensorWeb genutzt. Die Zeitreihenvisualisierung für Messdaten erfolgt über dynamisch erzeugte Diagramme unter Verwendung der JavaScript Bibliothek D3¹⁶. Ein Screenshot der Anwendung mit den entsprechenden Elementen ist in Abb. 4. dargestellt. Neben der Visualisierung wird auch die Möglichkeit zum Datendownload über die darunterliegenden Schnittstellen angeboten, um sie für weitere Analysen im Informationssystem oder extern nutzen zu können. Ersteres kann direkt über die OpenCPU Plattform geschehen, in der R Befehle genutzt werden können, um z.B. Zeitreihen statistisch auszuwerten.

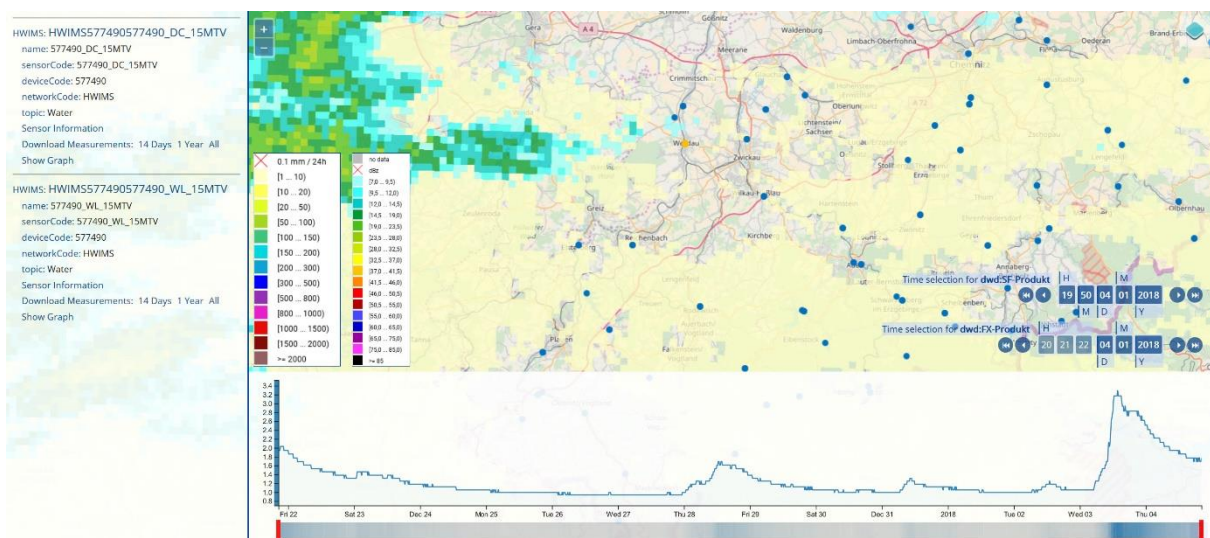


Abb. 4: Screenshot der Anwendung zur Exploration vorhandener Daten und Messzeitreihen (dargestellt sind Radarniederschlag, Sensorinformationen und Zeitreihe einer Pegelmessung).

¹⁴ https://github.com/GeoinformationSystems/xtruso_R

¹⁵ <https://openlayers.org>

¹⁶ <https://d3js.org>

3.2 Prognose hydro-meteorologischer Extremereignisse

Die Prognose von hydro-meteorologischen Extremereignissen und deren Auswirkungen stellt die eigentliche Kernaufgabe des Informationssystems dar. Um diese zu erfüllen, werden aktuelle Daten und Modellierungsergebnisse verwendet, um kritische Zustände und Gefährdungen frühzeitig zu identifizieren. Wie in Abb. 5 dargestellt, wird dafür der gegenwärtige hydro-meteorologische Zustand eines Einzugsgebietes in einem regelmäßigen Intervall bestimmt. Dieser basiert im Wesentlichen auf der Modellierung der Vorfeuchte sowie kurz- und mittelfristiger Wettervorhersagen. Im Falle eines unkritischen Status wird das reguläre Aktualisierungsintervall beibehalten. Falls ein kritischer Status erreicht wird, wird das Aktualisierungsintervall erhöht und eine detaillierte hydro-meteorologische Modellierung durchgeführt. Diese fokussiert auf die zuvor als kritisch eingestuftes Einzugsgebiete und entwickelt eine Reihe von What-If-Szenarien zur Klassifikation potentieller Gefahrensituationen und -gebiete. Ab einem zuvor festgelegten Schwellwert kann eine Warnung für die betroffenen Gebiete herausgegeben werden. Falls dieser Schwellwert nicht erreicht wird, wird der Status in dem zuvor erhöhten Aktualisierungsintervall erneut geprüft. Für die Umsetzung des Workflows können alle im Informationssystem registrierten Datenquellen und Modelle eingesetzt werden.

3.3 Verdichtung bestehender Sensornetze

Neben der Bereitstellung bestehender Mess- und Simulationsdaten, besteht die Möglichkeit Sensornetze über das den Einsatz von low-cost Sensorik zu verdichten. Das Ziel dabei ist die Schaffung einer breiteren Datenbasis für die Erfassung, Analyse und Vorhersage von hydro-meteorologischen Extremereignissen. Um den Einsatz von low-cost Sensorik in diesem Umfeld zu optimieren, müssen entsprechende Leitfäden erarbeitet und evaluiert werden. Ein erster Schritt ist die Anbindung an bestehende nutzergetriebene Sensornetzwerke, wie z.B. NETATMO¹⁷ oder Weather Underground¹⁸. Diese stellen ihre Rohdaten jedoch nur ein-

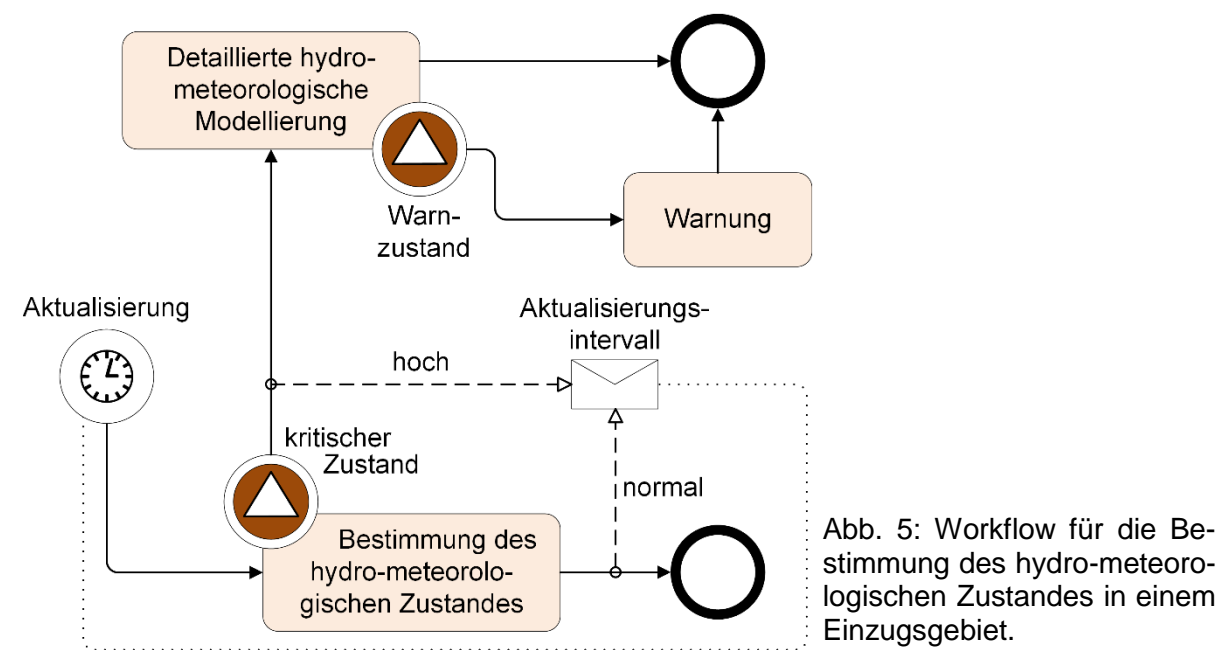


Abb. 5: Workflow für die Bestimmung des hydro-meteorologischen Zustandes in einem Einzugsgebiet.

¹⁷ <https://www.netatmo.com>

¹⁸ <https://www.wunderground.com>

geschränkt frei zur Verfügung und sind vor allem in urbanen Gebiete verdichtet. Um die Niederschlagsverteilung auch in Kopfbereichen kleiner und mittlerer Einzugsgebiete besser abbilden zu können, werden zusätzlich Möglichkeiten untersucht, low-cost Sensoren in entlegenen Gebieten zu positionieren. Ob diese in der Lage sind dort kontinuierlich zu messen oder im Bedarfsfall ausgebracht werden müssen, ist Gegenstand der weiteren Untersuchungen.

3.4 Geodatenfusion

Funktionalitäten zur Geodatenfusion sind ein wichtiger Teil des geplanten Informationssystems, da sie wesentlich zum Erkenntnisgewinn aus verteilten, heterogen strukturierten Datensätzen beitragen können. Entsprechende Grundlagen, Teilprozesse und Anwendungsmöglichkeiten sind in (Wiemann et al. 2018) beschrieben. Die Idee dahinter ist die Schaffung verschiedener Möglichkeiten verteilte Datenquellen zu verknüpfen und aus diesen Verknüpfungen im Bedarfsfall einen Informationsmehrwert abzuleiten. Dies kann sowohl über generische Prozesse, wie z.B. die Ermittlung topologischer Beziehungen oder die Korrelationsanalyse zweier Zeitreihenreihen, als auch über spezialisierte Prozesse, wie z.B. die kombinierte Niederschlagsschätzung aus in situ Messstation und Bodenradar, erfolgen. Die Einbindung der entsprechenden Funktionalität in das Informationssystem ist, analog zu den Modellen, über eine web-basierte Implementierung, die Einbindung einer Web-Schnittstelle oder die Kapselung über einen WPS möglich.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Das vorgestellte Informationssystem hat das Ziel die Vorteile existierender Informationsportale mit den gegenwärtigen Vorteilen einer Desktop Anwendung zu erweitern. Dies ergibt sich im Wesentlichen aus der modularen dienste-basierten Struktur und dynamischen Integration von Daten und Modellimplementierungen. Diese ermöglicht auf der einen Seite die Verwendung von Thin Client Strukturen, die dienste-basierte Datensynchronisation und den direkten Austausch von Informationen über das Internet, erleichtert auf der anderen Seite aber auch den Zugriff auf darunterliegende Daten und Modelle. Dies ermöglicht unter anderem individualisierte Modellläufe sowie die ad hoc Informationsgenerierung über bereitgestellte interaktive Visualisierungs- und Prozessierungsfunktionalitäten. Um hydro-meteorologische Prozesse in kleinen und mittleren Einzugsgebieten besser abschätzen zu können, und somit die Vorhersagegüte von Extremereignissen zu verbessern, können weitere Modelle in das Informationssystem integriert werden. Die dynamische Parametrisierung von registrierten Modellen im Informationssystem ermöglicht zudem die Variation von Modellläufen. Beides unterstützt die Erstellung von Single Modell und Multi Modell Ensembles, mit denen die Unsicherheiten in der Prognose von Extremereignissen zukünftig besser abgebildet werden kann.

Die Komponenten des Informationssystems befinden sich derzeit in der Entwicklungs- und Testphase. Dazu zählen unter anderem der Aufbau der beschriebenen low-cost Messsystemen zur Erfassung hydro-meteorologischer Variablen, die Integration verschiedener Laufzeitumgebungen zur web-basierten Datenprozessierung sowie die Entwicklung und Kalibrierung von Modellen zur Analyse und Prädiktion von Gebietszuständen und Abflussverhalten in kleinen und mittleren Einzugsgebieten. Letzteres fokussiert auf eine Reihe ausgewählter Pilot-Einzugsgebiete: den Wernersbach (Tharandter Wald, 4,6 km²), die Wesenitz (Sachsen,

278 km²), die Mandau (Sachsen, 256 km²) sowie die Große Ohe (Bayrischer Wald, 19,1 km²). Die Transferbarkeit der entwickelten Modellansätze und Parametrisierung auf weitere Einzugsgebiete ist dabei ein wichtiger Forschungsaspekt.

Die Nachwuchsforschergruppe EXTRUSO wird gefördert durch den Europäischen Sozialfonds für Deutschland (ESF grant nr. 100270097) mit einer Projektlaufzeit von 3 Jahren bis 06/2019.

Literatur

- Abrahart, R.J., Heppenstall, A.J., See, L.M., 2007. Timing error correction procedure applied to neural network rainfall—runoff modelling. *Hydrol Sci J* 52:414–431.
doi: 10.1623/hysj.52.3.414
- Attard, J., Orlandi, F., Scerri, S., Auer, S., 2015. A systematic review of open government data initiatives. *Gov Inf Q* 32:399–418. doi: 10.1016/J.GIQ.2015.07.006
- Castronova, A.M., Goodall, J.L., Elag, M.M., 2013. Models as web services using the Open Geospatial Consortium (OGC) Web Processing Service (WPS) standard. *Environ Model Softw* 41:72–83. doi: 10.1016/j.envsoft.2012.11.010
- Cecinati, F., Rico-Ramirez, M.A., Heuvelink, G.B.M., Han, D., 2017. Representing radar rainfall uncertainty with ensembles based on a time-variant geostatistical error modelling approach. *J Hydrol* 548:391–405. doi: 10.1016/j.jhydrol.2017.02.053
- Craig, J.R., the Raven Development Team, 2017. Raven user's and developer's manual (Version 2.7).
- EASAC, 2013. Trends in extreme weather events in Europe: implications for national and European Union adaption strategies. European Academies Science Advisory Council. Policy report 22, November 2013.
- Eltner, A., Sardemann, H., Kröhnert, M., Maas, H.-G., 2018. Entwicklung eines low-cost Kamerapegels zur Erfassung hydrologischer Extremereignisse. In: PFGK18: Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformatik - Kartographie 2018.
- Federer, C.A., Vörösmarty, C., Fekete, B., 2003. Sensitivity of Annual Evaporation to Soil and Root Properties in Two Models of Contrasting Complexity. *J Hydrometeorol* 4:1276–1290. doi: 10.1175/1525-7541(2003)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2
- Hapuarachchi, H.A.P., Wang, Q.J., Pagano, T.C., 2011. A review of advances in flash flood forecasting. *Hydrol Process* 25:2771–2784. doi: 10.1002/hyp.8040
- Krüger, R., 2018. Entwicklung eines Low-Cost Sensor Systems zur Erfassung hydrometeorologischer Extremereignisse. In: PFGK18: Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformatik - Kartographie 2018.
- Luong, T.T., Kronenberg, R., Bernhofer, C., et al, 2017. Comparative estimation and assessment of initial soil moisture conditions for Flash Flood warning in Saxony. In: *Geophysical Research Abstracts*. p 3728
- Muller, C.L., Chapman, L., Johnston, S., et al, 2015. Crowdsourcing for climate and atmospheric sciences: current status and future potential. *Int J Climatol* 35:3185–3203. doi: 10.1002/joc.4210
- Singer, T., Metzkes, C., Schütze, N., 2017. Analysis on the phenomena of phase shift errors of data-driven flood forecasting models. In: *Geophysical Research Abstracts*. p 889

- Solomatine, D.P., 2005. Data-Driven Modeling and Computational Intelligence Methods in Hydrology. In: Encyclopedia of Hydrological Sciences. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK,
- Sosko, S, Dalyot, S., 2017. Crowdsourcing User-Generated Mobile Sensor Weather Data for Densifying Static Geosensor Networks. ISPRS Int J Geo-Information 6:61.
doi: 10.3390/ijgi6030061
- Wiemann, S., Karrasch, P., Bernard, L., 2018. Ad-hoc combination and analysis of heterogeneous and distributed spatial data for environmental monitoring – design and prototype of a web-based solution. Int J Digit Earth 11:79–94.
doi: 10.1080/17538947.2017.1326984

Hochwasserrisikomanagement mit INGE – interaktive Hochwasserabwehr

Katrin Hänsel, Susann Thieme, Michael Reichert, Uwe Müller

Zusammenfassung

Das seit 2006 vom Landeshochwasserzentrum Sachsen entwickelte Projekt INGE (Interaktive Gefahrenkarte für den Hochwasserschutz; www.inge-web.de) ist ein auf kommunale Ziele ausgerichtetes Managementsystem zur Hochwasserabwehr. Die kostenlose Software visualisiert den Katastrophenabwehrplan örtlicher Behörden, Einsatzleitungen oder Wasserwehren und ist ein hilfreiches Instrument für die Entscheidungen bei der Planung, Durchführung und Nachbereitung der Katastrophenabwehr. Die Software bündelt die Unterlagen, Erfahrungen und Aktionspläne des jeweiligen Nutzers zum Hochwasserschutz und gibt mit Hilfe von GIS-Werkzeugen einen Überblick über die gefährdeten Objekte in Abhängigkeit von der Höhe der aktuellen bzw. prognostizierten Wasserstände.

1. Einleitung

Die erfolgreiche Gefahrenabwehr im Falle eines Hochwassers gelingt nur mit guter Vorbereitung aller potentiell Betroffenen und planvollem Handeln aller Beteiligten. Laut Wasserhaushaltsgesetz §5 Absatz 2 (WHG 2009) ist jede Person, die von einem Hochwasser betroffen sein kann, im Rahmen ihrer Möglichkeiten dazu verpflichtet geeignete Vorsorgemaßnahmen zum Schutz vor nachteiligen Hochwasserfolgen und zur Schadensminderung zu treffen. Um den Kommunen oder anderen Organisationseinheiten ein Hilfsmittel für die Organisation der Wasserwehr bei Hochwasserereignissen und für die Erstellung von Gefahrenabwehrplänen zur Verfügung zu stellen, entstand im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie im Rahmen mehrerer EU-Projekte die Hochwasserrisikomanagementsoftware INGE. Diese »INteraktive GEfahrenkarte für den kommunalen Hochwasserschutz« steht allen Anwendern und insbesondere den Kommunen kostenfrei zur Verfügung. Speziell im Fall einer Gefahrensituation, aber auch bei deren Vorbeugung und Nachbearbeitung, ist planvolles und systematisches Vorgehen erforderlich (MÜLLER 2010). Hierfür stehen in INGE drei geeignete Werkzeuge bereit: das geografische Informationssystem (Abb.1), die Situationsabfrage und die Maßnahmenverwaltung mit Protokollfunktion.

2. Geografisches Informationssystem

Mit INGE können entsprechend des individuellen Bedarfs durch Kommunen oder andere Nutzer Daten eingepflegt, verwaltet, aktualisiert und wieder abgerufen werden. Die Kommunen oder anderen Nutzer werden somit beim Planen, Informieren, Sichern und Handeln durch die Software unterstützt.

Beim Programmstart öffnet sich das geografische Informationssystem (GIS) und ermöglicht, mit Unterstützung durch Informationen aus der INGE-Datenbank und Hilfsmittel für die operative Katastrophenschutzarbeit, das Erstellen inhaltlicher Verknüpfungen, welche in analoger, papierbasierter Form so nicht möglich wären. Im Falle von Hochwasserereignissen und natürlich auch in den Phasen der Planung, Nachbereitung und bei Einsatzübungen stellt dies eine deutliche Erleichterung und Beschleunigung der Arbeit dar.

Anhand der im INGE.GIS hinterlegten Karten können unterschiedliche Überflutungsszenarien visuell dargestellt werden und alle betroffenen Objekte sind sofort ersichtlich (SPANKNEBEL

2006). Durch die Einbindung von technischen Karten (zum Beispiel Kanalisation, Verkehrswege, Energieversorgung, Überflutungshöhen, Fluchtwege, usw.) können gefährdete Objekte bezüglich ihrer katastrophenschutztechnischen Eigenschaften untersucht werden (siehe Abb.1).

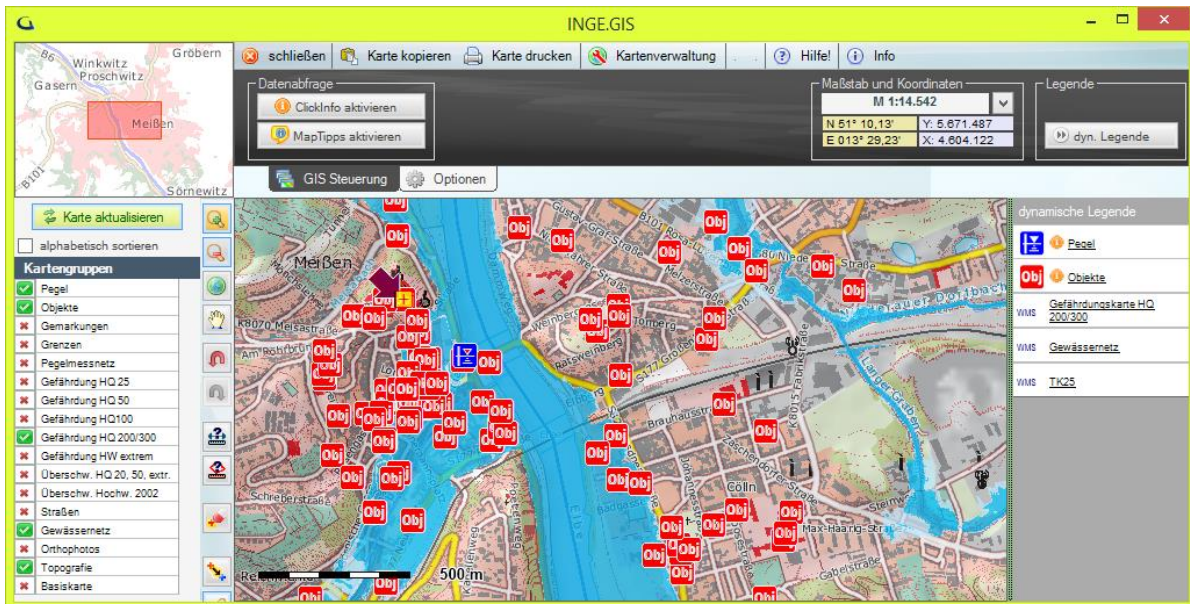


Abb. 1: INGE.GIS

3. Situationsabfrage

Durch die Eingabe oder das Einlesen des aktuellen oder zu erwartenden Wasserstandes eines Gewässerpegels, wird in INGE eine Situationsabfrage durchgeführt, bei der alle gefährdeten Objekte im Einsatzgebiet ermittelt werden (siehe Abb. 2).

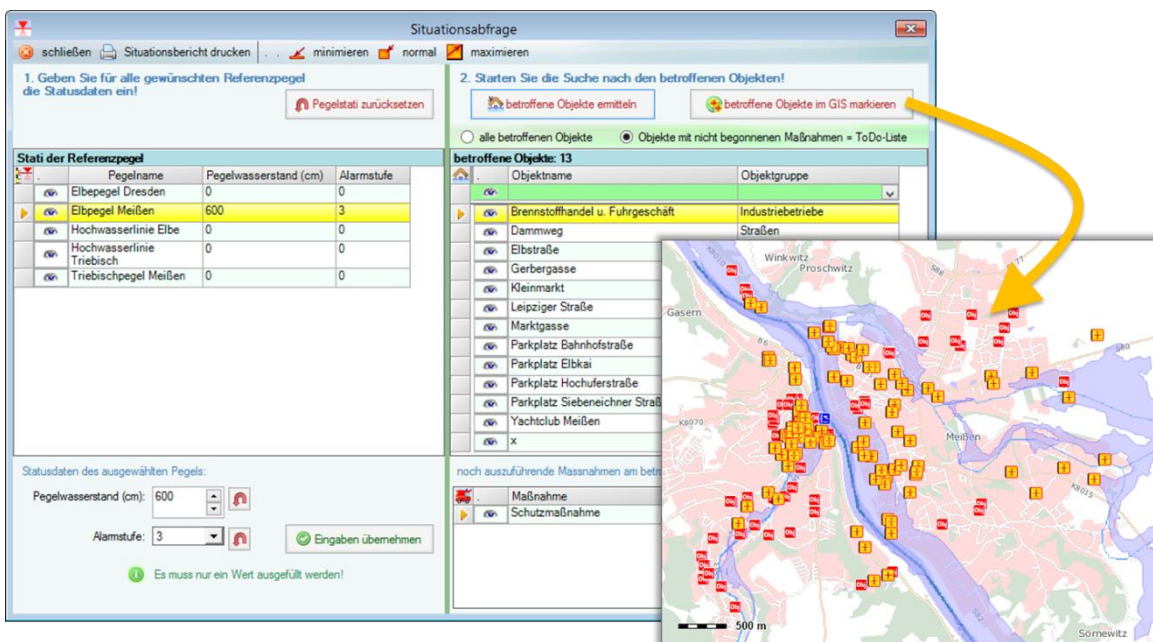


Abb. 2: Situationsabfrage

Dieser schnelle Überblick über die vom Hochwasser gefährdeten Objekte (zum Beispiel Schulen, Brücken, Gewerbeflächen, Krankenhäuser oder andere Schutzgüter) lässt sich innerhalb der Karte bzw. in Form einer Liste darstellen, welche ausgedruckt, gespeichert oder per E-Mail versendet werden kann. In der Objektübersicht werden die zu schützenden Objekte mit allen verfügbaren Informationen wie personelle Zuständigkeiten, Dokumenten, Referenzpegeln und Fotos verknüpft und in übersichtlichen Formularen dargestellt. Die flexible Gestaltung dieser Übersichten ermöglicht einen sofortigen Zugriff auf die verknüpften Daten und Informationen.

Durch die Kombination des geografischen Informationssystems und der Situationsabfrage ist die Koordinierung und räumliche Optimierung von operativen Hochwasserschutzmaßnahmen, wie zum Beispiel Evakuierungen und Sperrungen, übersichtlich visualisierbar und somit einfacher zu bearbeiten. Auch Gefährdungsanalysen und Risikoabschätzungen, wie sie durch die LAWA (LAWA 2013) empfohlen werden, sind so einfach umzusetzen.

4. Maßnahmenverwaltung

Bereits vor dem Katastrophenfall können Maßnahmen in der Maßnahmenverwaltung (siehe Abb. 3) geplant und in das Programm aufgenommen werden. Dies erfolgt z.B. gemäß Alarmierungs- und Einsatzplänen für bestimmte Objekte und Gebiete. Maßnahmen können aktiviert, verfolgt und protokolliert werden (siehe Abb. 4), unabhängig davon, ob diese im Vorhinein angelegt oder ob die Maßnahmen erst während des Einsatzes angelegt wurden. INGE bietet somit stets einen Überblick über sämtliche Maßnahmen: noch nicht begonnene, zurzeit laufende bzw. bereits abgeschlossene. Durch das Maßnahme-Statusprotokoll werden die im Anschluss an den Katastropheneinsatz anstehende Ereignisaufarbeitung und die Berichterstattung erleichtert.

Objektgruppe: Schulen

Objektname: **Fachhochschule der Sächsischen Verwaltung Meißen**

Gefährdung: Beeinträchtigung der Zugänglichkeit durch Straßensperren.
Versperung der Fluchtwege durch Schutzmaßnahmen und Straßensperren.
Haustechnik durch Grund- und Sickerwassereintritt.

empfohlene Maßnahmen: Siehe Maßnahmevorlagen unten.

Bemerkungen:

Rechtswert (X): 4.604.305
Hochwert (Y): 5.670.361

erstellt am: 26.04.2007 10:26 geändert am: 21.09.2012 10:43

Koordinaten bearbeiten
Koordinaten einfügen

Maßnahme	Wird ausgelöst wenn
Alarmierung	Pegelstand \geq 400 cm am Pegel "Elbpegel Meißen"
Evakuierung	Pegelstand \geq 450 cm am Pegel "Elbpegel Meißen"
Abdichten	Pegelstand \geq 450 cm am Pegel "Elbpegel Meißen"
Haustechnik abschalten und versiegeln	Pegelstand \geq 500 cm am Pegel "Elbpegel Meißen"

Abb. 3: Maßnahmevorlagen in INGE

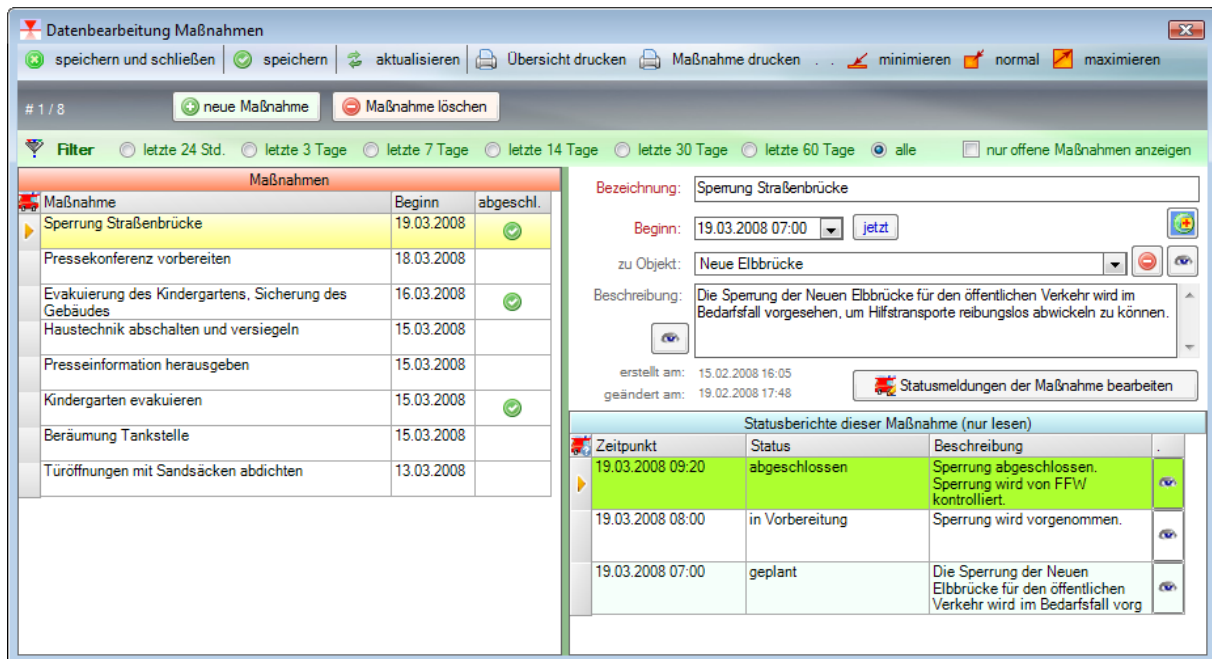


Abb. 4: Verfolgung von Maßnahmen in INGE

5. Ausblick

Das Programm ist zurzeit überwiegend in Sachsen und Thüringen im Einsatz und wird in den DWA Kursen zum Hochwasserschutz während des praktischen Schulungsteils den Einsatz- und Führungskräften der Wasser- und Feuerwehren vorgestellt. Die Software INGE wird vom Landeshochwasserzentrum des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie herausgegeben und aktualisiert. Im Rahmen des derzeitigen EU-Projektes »STRIMA II – Sächsisch-Tschechisches Hochwasserrisikomanagement« aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung sind folgende Weiterentwicklungen geplant:

Um den Einsatzkräften vor Ort eine Schnellinformation zur aktuellen Lage geben zu können ist es geplant »INGE.mobil« zu entwickeln, welche mit eingeschränkter Funktionalität für mobile Endgeräte (Tablet, Smartphone) optimiert wird. Für die Unterstützung der mobilen oder nachbarschaftlichen Zusammenarbeit über lokale Netzwerke hinaus, wird zukünftig die Verwendung von Cloud-Technologien angestrebt. Durch die Implementierung von Wasserstands-Schadensfunktionen sollen Überblicksberechnungen von Schadpotentialen in den betroffenen Gebieten erfolgen können und über eine Einbeziehung des Hochwasser-Audits der DWA (DWA 2010) sollen Eigenüberprüfungsroutinen für den Hochwasserschutz allen Nutzern zur Verfügung gestellt werden.

Das automatische Abrufen von Pegeldata wird durch eine Schnittstelle zum LHP (Länderübergreifendes Hochwasserportal) realisiert werden, damit wird mittels INGE eine deutschlandweite und sogar grenzübergreifend nutzbare automatische Pegelüberwachung und darauf basierende Maßnahmenableitung möglich.

Durch eine angestrebte Erweiterungsmöglichkeit der Software auf den gesamten Katastrophenschutz, also die Nutzbarkeit auch für Sturmereignisse, Starkregen, Brand, Gefahrstoffunfälle etc., wird INGE den Kommunen und anderen Nutzern auch über den reinen Hochwasserschutz hinaus unterstützend zur Verfügung stehen.

Literatur

- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2010. Merkblatt DWA-M 551, Audit „Hochwasser – wie gut sind wir vorbereitet“. DWA.
- LAWA, 2013. Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen, beschlossen auf der 146. LAWA-VV am 26./27. September 2013 in Tangermünde.
- Müller, U., 2010. Hochwasserrisikomanagement – Theorie und Praxis. Vieweg+Teubner Verlag.
- 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.
- WHG – Wasserhaushaltsgesetz, 2009. Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes, vom 31.07.2009, zuletzt geändert am 18.07.2017.

Verzeichnis der Autoren

Ahlers, Carla, M.Eng., Technische Hochschule Nürnberg Georg Simon Ohm, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Kesslerplatz 12, 90489 Nürnberg, carla.ahlers@th-nuernberg.de

Ahlhorn, Frank, Küste und Raum - Ahlhorn & Meyerdirks GbR, Katrepeler Landstr. 27, 28357 Bremen, frank.ahlhorn@kueste-und-raum.de

Ahrends, Bernd, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, bernd.ahrends@nw-fva.de

Al Janabi, Firas, Technische Universität Dresden, Professur für Meteorologie, Piener Straße 23, 01737 Tharandt, firas.aljanabi@tu-dresden.de

Almeida, Cristiano, Prof. Dr., Universidade Federal da Paraíba, Centro de Tecnologia - Campus I, Departamento de Tecnologia da Construção Civil, Cidade Universitária, 58051970 - Joao Pessoa, PB - Brasil

Andres, Norina, Swiss Federal Research Institute WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz, norina.andres@wsl.ch

Bannehr, Lutz, Prof. Dr., Hochschule Anhalt, Institut für Geoinformation und Vermessung, Bauhausstraße 8, 06846 Dessau-Roßlau

Bárdossy, András, Prof. Dr. rer.nat. Dr.-Ing., Universität Stuttgart, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, Andras.Bardossy@iws.uni-stuttgart.de

Blauhut, Veit, Dr., Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Friedrichstraße 39, 79108 Freiburg, veit.blauhut@hydrology.uni-freiburg.de

Bormann, Helge, apl. Prof. Dr., Jade Hochschule, Ofener Straße 16/19, 26121 Oldenburg, helge.bormann@jade-hs.de

Brauneck, Jens, Dr., Technische Universität Kaiserslautern, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, jens.brauneck@bauing.uni-kl.de

Bsirske, Elke, M.Eng., Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, Elke.Bsirske@erftverband.de

Burkard, Simon, M.Sc., HTW Berlin, Wilhelminenhofstraße 75A, 12459 Berlin, Simon.Burkard@HTW-Berlin.de

Carstensen, Dirk, Prof. Dr.-Ing. habil., Technische Hochschule Nürnberg Georg Simon Ohm, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Kesslerplatz 12, 90489 Nürnberg, dirk.carstensen@th-nuernberg.de

Cartus, Svetlana, Dipl.-Hydrol., Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, Svetlana.Cartus@erftverband.de

de Brito, Mariana Madruga, MSc., Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut, Meckenheimer Allee 166, 53113 Bonn, mariana.brito@uni-bonn.de

Delb, Horst, Dr., Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Waldschutz, Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg im Breisgau, Horst.Delb@Forst.bwl.de

Denien, Maraike, Leuphana Universität Lüneburg, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, m.denien@gmx.net

Disse, Markus, Prof. Dr.-Ing., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstrasse 21, 80333 München, markus.disse@tum.de

Eisenhut, Natascha, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Walcheplatz 2, 8090 Zürich, Schweiz, natascha.eisenhut@bd.zh.ch

Eley, Malte, M.Sc., Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, m.eley@tu-braunschweig.de

Eltner, Anette, Technische Universität Dresden, Professur für Photogrammetrie, Helmholtzstraße 10, 01069 Dresden, anette.eltner@tu-dresden.de

Evers, Mariele, Prof. Dr., Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut, Meckenheimer Allee 166, 53113 Bonn, mariele.evers@uni-bonn.de

Formayer, Herbert, Assoc. Prof. Dr., Institut für Meteorologie, Universität für Bodenkultur Wien, Peter-Jordan-Straße 82, A-1190 Wien, Österreich

Förster, Kristian, Juniorprofessor Dr.-Ing., Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Leibniz Universität Hannover, Appelstr. 9A, D-30167 Hannover, foerster@iww.uni-hannover.de

Fuchs-Kittowski, Frank, Prof. Dr., HTW Berlin, Wilhelminenhofstraße 75A, 12459 Berlin, Frank.Fuchs-Kittowski@HTW-Berlin.de

Gattke, Christian, Dr., Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, Christian.Gattke@erftverband.de

Gattung, Thomas, Technische Universität Kaiserslautern, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, thomas.gattung@bauing.uni-kl.de

Gelleszun, Marlene, M.Sc., Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, m.gelleszun@tu-braunschweig.de

Gerold, Gerhard, Prof. Dr., Georg-August-Universität Göttingen, Geographisches Institut, Abteilung Landschaftsökologie, Goldschmidtstr. 5, 37077 Göttingen, ggerold@gwdg.de

Greibe, Jan, M.Sc., Universität Freiburg, Institut für Geo- und Umweltwissenschaften, Professur für Hydrologie, Friedrichstraße 39, 79098 Freiburg, jan.greibe@hydrology.uni-freiburg.de

Grundmann, Jens, Dr.rer.nat., Technische Universität Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Bergstr. 66, 01069 Dresden, jens.grundmann@tu-dresden.de

Haferkorn, Ulrike, Dr., Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Fachbereich 31, Lysimeterstation, Kleinsteinberger Str. 13, 04821 Brandis, ulrike.haferkorn@smul.sachsen.de

Hahn, Hans Jürgen, PD Dr., Universität Koblenz-Landau sowie Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Forstr. 7., 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

Hallas, Till, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt, Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg im Breisgau, Till.Hallas@Forst.bwl.de

Hänsel, Katrin, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG); Postfach 54 01 37, 01311 Dresden; Katrin.Haensel@smul.sachsen.de

Hauffe, Corina, Dipl.-Hydrol., Technische Universität Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Bergstr. 66, 01069 Dresden, corina.hauffe@tu-dresden.de

Heinrich, René, Dipl.-Ing. (FH) M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstrasse 21, 80333 München, rene.heinrich@tum.de

Helm, Björn, Dipl. Ing., Dipl. Hydrol., Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, Björn.Helm@tu-dresden.de

Herrnegger, Mathew, Dipl.-Ing. Dr.nat.techn., Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Muthgasse 18, 1190 Wien, Österreich, Mathew.Herrnegger@boku.ac.at

Hofmeister, Florentin, M.Sc., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Österreich

Hörning, Sebastian, Dr.-Ing., University of Queensland, School of Earth and Environmental Sciences, University of Queensland Brisbane Australia 4072, s.hoerning@uq.edu.au

Ihling, Heiko, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 43 "Siedlungswasserwirtschaft, Grundwasser", Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, Heiko.Ihling@smul.sachsen.de

Johann, Georg, Dipl.-Hydrol., Emschergenossenschaft / Lippeverband, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, johann.georg@eglv.de

John, Reinhold, Dr., Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Waldschutz, Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg im Breisgau, Reinhold.John@Forst.bwl.de

Jüpner, Robert, Prof. Dr., Technische Universität Kaiserslautern, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, robert.juepner@bauing.uni-kl.de

Kebschull, Jenny, M.Sc., Jade Hochschule, Ofener Straße 16/19, 26121 Oldenburg, jenny.kebschull@jade-hs.de

Kerl, Florian, MSc., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden, florian.kerl@smul.sachsen.de

Kienzler, Peter, Dr., Scherrer AG, Schönmattdorferstrasse 8, CH-4153 Reinach, Schweiz, kienzler@scherrer-hydrol.ch

Klein, Christian, Dipl.-Hydrol., LANUV NRW, Lipperoderstraße 8, 59555 Lippstadt, christian.klein@lanuv.nrw.de

Kleinn, Jan, Dr., Kleinn Risk Management GmbH, Ausserdorfstr. 16, 8052 Zürich, Schweiz, kleinn-rm@bluewin.ch

Klöcking, Beate, Dr., Büro für Angewandte Hydrologie München, Murnauer Str. 102 a, 81379 München, kloeking@bah-muenchen.de

Knab, Gerd, Rembe Consulting Partnerschaftsgesellschaft mbB, Alte Leipziger Straße 50, 99734 Nordhausen, gerd.knab@rembe-consulting.de

Körner, Philipp, Dipl.-Hydrol., Technische Universität Dresden, Professur für Meteorologie, Piener Straße 23, 01737 Tharandt, philipp.koerner@tu-dresden.de

Koszinski geb. Metzkes, Christine, M.Sc., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, christine.koszinski@tu-dresden.de

Krebs, Peter, Prof. Dr., Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, Peter.Krebs@tu-dresden.de

Kronenberg, Rico, Dr., Technische Universität Dresden, Professur für Meteorologie, Piener Straße 23, 01737 Tharandt, rico.kronenberg@tu-dresden.de

Krüger, Robert, Technische Universität Dresden, Professur für Geoinformatik, Helmholtzstraße 10, 01069 Dresden, robert.krueger@tu-dresden.de

Kuhn, Karin, Dipl. Hydrol., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, Karin.Kuhn@smul.sachsen.de

Kulik, Holger, Obere Wasserbehörde - Bezirksregierung Arnsberg, Hansastr. 19, 59821 Arnsberg, holger.kulik@bezreg-arnsberg.nrw.de

Kümmerer, Klaus, Prof. Dr., Leuphana Universität Lüneburg, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, klaus.kuemmerer@leuphana.de

Lange, Jens apl. Prof. Dr., Universität Freiburg, Institut für Geo- und Umweltwissenschaften, Professur für Hydrologie, Friedrichstraße 39, 79098 Freiburg, jens.lange@hydrology.uni-freiburg.de

Le, Thi Thu Huyen, Dr.-Ing., Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Technische Universität Braunschweig, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig, huyen.le@tu-braunschweig.de

Leismann, Michael, Dr., Obere Wasserbehörde - Bezirksregierung Arnsberg, Hansastr. 19, 59821 Arnsberg, michael.leismann@bezreg-arnsberg.nrw.de

Leistert, Hannes, Universität Freiburg, Institut für Geo- und Umweltwissenschaften, Professur für Hydrologie, Friedrichstraße 39, 79098 Freiburg, hannes.leisert@hydrology.uni-freiburg.de

Lorenz, Malte, Dr.-Ing., Abteilung Geohydromodellierung, Institut für Geowissenschaften, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ludwig-Meyn-Str. 10, 24118 Kiel, malte.lorenz@ifg.uni-kiel.de

Luong, Thanh Thi, Technische Universität Dresden, Professur für Meteorologie, Piener Straße 23, 01737 Tharandt, thanh_thi.luong1@tu-dresden.de

Marke, Thomas, Ass. Prof. Dr., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Österreich

Marti, Christian, Dr., Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Walcheplatz 2, 8090 Zürich, Schweiz, christian.marti@bd.zh.ch

Meesenburg, Henning, Dr., Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, henning.meesenburg@nw-fva.de

Meißl, Gertraud, Mag. Dr., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Österreich

Meon, Günter, Prof. Dr.-Ing., TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, g.meon@tu-braunschweig.de

Müller, Birgit, Dr., Helmholtzzentrum für Umweltforschung - UFZ, Ökologische Systemanalyse, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, birgit.mueller@ufz.de

Müller, Hannes, Dr.-Ing., Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien. mueller@iww.uni-hannover.de

Müller, Ruben, Dr., Büro für Angewandte Hydrologie, Köberlesteig 6, 13156 Berlin, ruben.mueller@bah-berlin.de

Müller, Uwe, Dr.-Ing. habil.; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG); Postfach 54 01 37, 01311 Dresden; Uwe.Mueller@smul.sachsen.de

Nadeem, Imran, Dr.nat.techn., Institut für Meteorologie, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33, A- 1180 Wien, Österreich

Neumayer, Michael, M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstrasse 21, 80333 München, michael.neumayer@tum.de

Olsson, Oliver, Dr. Ing., Leuphana Universität Lüneburg, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, oliver.olsson@leuphana.de

Oplatka, Matthias, Dr., Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Walcheplatz 2, 8090 Zürich, Schweiz, matthias.oplatka@bd.zh.ch

Pfister, Angela, Emschergenossenschaft / Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, pfister.angela@eglv.de

Pfützner, Bernd, Dr., Büro für Angewandte Hydrologie, Köberlesteig 6, 13156 Berlin, Bernd.Pfuetzner@bah-berlin.de

Philipp, Andy, Dr. rer. nat, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden, andy.philipp@smul.sachsen.de

Puhlmann, Dr. Heike, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt, Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg im Breisgau, Heike.Puhlmann@Forst.bwl.de

Reichert, Michael, Dr.; GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH; Halsbrücker Str.34, 09599 Freiberg; M.Reichert@gicon.de

Reinicke, Frank, INL GmbH Privates Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung, Reilstr. 128, 06114 Halle/Saale, frank.reinicke@inl-mail.de

Rieger, Wolfgang, Dr.-Ing., Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 86: Hochwassernachrichtendienst, Hochwasservorhersage Donau und Inn, Gebietshydrologie, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg, wolfgang.rieger@lfu.bayern.de

Röhm, Patric, M.Sc., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, patric.roehm@tu-dresden.de

Rost, Andreas, IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH, Am Sportplatz 1, 99734 Nordhausen, arost@ihu-gmbh.com

Rusteberg, Bernd, Rusteberg Water Consulting UG (RWC), Himmelsbreite 49, 37085 Göttingen

Sardemann, Hannes, Technische Universität Dresden, Professur für Photogrammetrie, Helmholtzstraße 10, 01069 Dresden, hannes.sardemann@tu-dresden.de

Schaal, Peter, Dr., Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg, peter.schaal@uni-oldenburg.de

Schermer, Markus, Univ.Prof. Dr., Institut für Soziologie, Universität Innsbruck, Universitätsstraße 15, A-6020 Innsbruck, Österreich

Schimmelpfennig, Saskia, M.Sc., TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, s.schimmelpfennig@tu-braunschweig.de

Schmidt-Walter, Paul, Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, paul.schmidt-walter@nw-fva.de

Schöniger, Hans Matthias, Prof. Dr.rer.nat., Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, m.schoeniger@tu-braunschweig.de

Schulz, Karsten, Univ.Prof. Dipl.Geoökol. Dr.rer.nat., Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Muthgasse 18, 1190 Wien, Karsten.Schulz@boku.ac.at

Schulze, Martina, Dr., Hochschule Anhalt, Fachbereich Angewandte Biowissenschaften und Prozesstechnik, Bernburger Straße 55, 06366 Köthen

Schütz, Tobias, Jun.- Prof. Dr., Universität Trier, FB VI - Raum- und Umweltwissenschaften, Fach Hydrologie, 54286 Trier, schuetz@uni-trier.de

Schütze, Niels, Prof. Dr., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, niels.schuetze@tu-dresden.de

Schwarze, Robert, Dr., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, robert.schwarze@tu-dresden.de

Siegmann, Marcel, M.Sc., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Österreich

Singer, Thomas, M.Sc., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, thomas.singer@tu-dresden.de

Six, Achim, Dipl. Hydrol., Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, Achim.Six@smul.sachsen.de

Spiekermann, Jan, Dipl.-Ing., Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg, jan.spiekermann@uni-oldenburg.de

Spieler, Diana, Dipl.-Hydrol., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, diana.spieler@tu-dresden.de

Stahl, Kerstin, Prof. Dr., Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Friedrichstraße 39, 79108 Freiburg, kerstin.stahl@hydrology.uni-freiburg.de

Stein, Karoline, Dipl.-Geoökol., TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Beethovenstraße 51a, 38106 Braunschweig, k.stein@tu-braunschweig.de

Steinbrich, Andreas, Universität Freiburg, Institut für Geo- und Umweltwissenschaften, Professur für Hydrologie, Friedrichstraße 39, 79098 Freiburg, andreas.steinbrich@hydrology.uni-freiburg.de

Stotten, Rike, Dr., Institut für Soziologie, Universität Innsbruck, Universitätsstraße 15, A-6020 Innsbruck, Österreich

Strasser, Ulrich, Prof. Dr., Institut für Geographie, Universität Innsbruck, Innrain 52f, A-6020 Innsbruck, Österreich

Sutmöller, Johannes, Abteilung Umweltkontrolle, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen, johannes.sutmoeller@nw-fva.de

Teichgräber, Burkhard, Prof. Dr.-Ing., Emschergenossenschaft / Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, teichgraeber.burkhard@eglv.de

Teran Velasquez, Geovanni, M.Sc., Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, geovanni.teran_velasquez1@tu-dresden.de

Teschemacher, Sonja, M.Sc., Technische Universität München, Lehrstuhl für Hydrologie und Flussgebietsmanagement, Arcisstrasse 21, 80333 München, sonja.teschemacher@tum.de

Thieme, Susann, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG); Postfach 54 01 37, 01311 Dresden; Susann.Thieme@smul.sachsen.de

Ulrich, Christoph, M.Eng., Hochschule Anhalt, Institut für Geoinformation und Vermessung, Bauhausstraße 8, 06846 Dessau-Roßlau

Vollert, Dieter, Leuphana Universität Lüneburg, Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg, dieter.vollert@leuphana.de

Wagner, Michael, Dr., Technische Universität Dresden, Professur für Hydrologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden, michael.wagner@tu-dresden.de

Wallner, Markus, Dr.-Ing., BPI Hannover – Verworn, Beratende Ingenieure, Mengendamm 16D, D-30177 Hannover, wallner@bpi-hannover.de

Walter, Florian, M.Sc., Georg-August-Universität Göttingen, Geographisches Institut, Abteilung Landschaftsökologie, Goldschmidtstr. 5, 37077 Göttingen, florian.walter@geo.uni-goettingen.de

Weiler, Markus Prof. Dr., Universität Freiburg, Institut für Geo- und Umweltwissenschaften, Professur für Hydrologie, Friedrichstraße 39, 79098 Freiburg, markus.weiler@hydrology.uni-freiburg.de

Wenske, Dieter, IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH, Am Sportplatz 1, 99734 Nordhausen, dwenske@ihu-gmbh.com

Werner, Horst, Dipl.-Ing., Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim, Horst.Werner@erftverband.de

Wesemann, Johannes, Dipl.-Ing., Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Muthgasse 18, 1190 Wien, Johannes.Wesemann@boku.ac.at

Wiek, Stefanie, Dipl. Hydrol., Technische Universität Dresden, Bergstraße 66, 01069 Dresden, Stefanie.Wiek@tu-dresden.de

Wiemann, Stefan, Technische Universität Dresden, Professur für Geoinformatik, Helmholtzstraße 10, 01069 Dresden, stefan.wiemann@tu-dresden.de

Zappa, Massimiliano, Dr., Swiss Federal Research Institute WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz, massimiliano.zappa@wsl.ch

Zeunert, Stephanie, M.Sc., Abteilung Hydrologie, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Technische Universität Braunschweig, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig, s.zeunert@tu-braunschweig.de

Zumbroich, Thomas, Prof. Dr., Planungsbüro Zumbroich, Breite Straße 21, 53111 Bonn sowie Universität Bonn, Geographisches Institut, tz@zumbroich.com

Schriftenreihe Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung

Bisher erschienene Hefte

- Heft 01.02 Wechselwirkungen zwischen Grundwasserleitern und Oberflächengewässern
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2002 am 20./21. März 2002 in Suderburg
Herausgeber: Hartmut Wittenberg und Matthias Schöniger
210 Seiten, 63 Abbildungen, Format A4
ISBN: 3-936514-22-4 vergriffen
- Heft 02.02 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Beiträge zum Seminar am 7./8. November 2002 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
201 Seiten, 43 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-936514-26-7 vergriffen
Aktualisierte Neuauflage erschienen als Heft 02.03
Beiträge zum Seminar am 12./13. Juni 2003 in Weimar
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
200 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-58-3 vergriffen
- Heft 03.03 Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer
Beiträge zum Seminar am 12./13. Mai 2003 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 32 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5 vergriffen
Aktualisierte Neuauflage erscheinen als Heft 03.05
Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund
Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg
185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-57-5 vergriffen
- Heft 04.03 Klima – Wasser – Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003 am 20./21. März 2003 in Freiburg i.Br.
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
Band1 Vorträge, 270 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 194 Seiten 105 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-924063-59-1 vergriffen
- Heft 05.04 Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004 am 22./23. März 2004 in Potsdam
Herausgeber: Axel Bronstert, Annegret Thieken, Bruno Merz,
Michael Rode, Lucas Menzel
Band1 Vorträge, 221 Seiten, 88 Abbildungen, Format A4
Band 2 Poster, 315 Seiten, 144 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-18-6 beide Bände zusammen 45 EUR
- Heft 06.04 Hochwassermanagement – Gefährdungspotenziale und Risiko der Flächennutzung
Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 17./18. Juni 2004 in Münster
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon
172 Seiten, 61 Abbildungen, Format A4
ISBN 3-937758-19-4 vergriffen

Heft 07.04	<p>Niedrigwassermanagement Beiträge zum Seminar am 11./12. November 2004 in Koblenz Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Gero Koehler 172 Seiten, 82 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-47-X</p>	vergriffen
Heft 08.05	<p>Hochwasser-Gefahrenkarten Teil 1: Erarbeitung und Nutzung von Hochwassergefahrenkarten Beiträge zum Erfahrungsaustausch am 24. November 2004 in Erfurt Teil 2: Zonierungssystem und Risikomodellierung in der Versicherungswirtschaft Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 140 Seiten, 34 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-48-8</p>	vergriffen
Heft 03.05	<p>Numerische Simulationsmodelle für Fließgewässer Beiträge zum Seminar am 15. März 2005 in Dortmund Aktualisierte Neuauflage von Heft 03.03 Herausgeber: Siegfried Bloß und Hans-B. Kleeberg 185 Seiten, 65 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-924063-57-5</p>	vergriffen
Heft 09.05	<p>Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 159 Seiten, 44 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-67-4</p>	vergriffen
Heft 10.05	<p>Entscheidungsunterstützung in der Wasserwirtschaft – von der Theorie zum Anwendungsfall Beiträge zum Tag der Hydrologie 2005 am 22./23. März 2005 in Aachen Herausgeber: Heribert Nacken, Sabine Bartussek, Hani Sewilam 314 Seiten, 131 Abbildungen, 25 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-68-2</p>	42 EUR, CD 29 EUR
Heft 11.05	<p>Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte Beiträge zum Seminar am 2./3. Juni 2005 in Braunschweig Herausgeber: Hans-B. Kleeberg und Günter Meon 200 Seiten, 75 Abbildungen, Format A4 ISBN 3-937758-80-1</p>	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 12.05	<p>Akustische Doppler Geräte (ADCPs) in der Hydrometrie: Möglichkeiten und Perspektiven einer innovativen Technik Beiträge zum Seminar am 28./29. September 2005 in Koblenz Herausgeber: Matthias Adler und Hans-B. Kleeberg 172 Seiten, 120 Abbildungen, 8 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-90-9</p>	38 EUR, CD 29 EUR
Heft 13.05	<p>Abflussbildung – Prozessbeschreibung und Fallbeispiele Herausgeber: Axel Bronstert Monographie, 2005 148 Seiten, 81 Abbildungen, 12 Tabellen, Format A4 ISBN 3-937758-91-7</p>	38 EUR, CD 29 EUR

- Heft 14.06 Niederschlag – Input für hydrologische Berechnungen
Aktualisierte Neuauflage
Beiträge zum Seminar am 12./13. April 2005 in Koblenz
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg
205 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-30-4
ISBN-13: 978-3-939057-30-7 38 EUR, CD 29 EUR
- Heft 15.06 Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse
Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006 am 22./23. März 2006
an der Universität der Bundeswehr München
Herausgeber: Markus Disse, Karin Guckenberger, Sabine Pakosch,
Alpaslan Yörük, Astrid Zimmermann
Band 1 Vorträge 1, 278 Seiten
Band 2 Vorträge 2, 338 Seiten beide Vortragsbände zusammen 50 EUR
Band 3 Poster, 280 Seiten Posterband zusätzlich/alleine 15 EUR
ISBN-10: 3 939057-31-2
ISBN-13: 978-3-939057-31-4
- Heft 16.06 Niederschlag-Abfluss-Modellierung
Beiträge zum Workshop am 10./11. April 2006 in Trier
Herausgeber: Markus Casper und Marcus Herbst
195 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-55-X
ISBN-13: 978-3-939057-55-0 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 17.06 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 16./17. Oktober 2006 in Koblenz
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
188 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-56-8
ISBN-13: 978-3-939057-56-7 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 18.06 Hochwasser – Vorsorge und Schutzkonzepte
Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg
Herausgeber: Hans-B. Kleeberg, Heribert Nacken
232 Seiten, Format A4
ISBN-10: 3-939057-57-6
ISBN-13: 978-3-939057-57-4 45 EUR, CD 29 EUR
- Heft 19.07 Dezentraler Hochwasserschutz
Beiträge zum Seminar am 4./5. Juni 2007 in Leipzig
Herausgeber: Klaus Röttcher, Gero Koehler, Hans-B. Kleeberg
196 Seiten, Format A4
ISBN-13: 978-3-940173-03-4 48 EUR, CD 29 EUR

Heft 20.07	<p>Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern Beiträge zum Tag der Hydrologie 2007 am 22./23. März 2007 an der Universität Rostock Herausgeber: Konrad Miegel, Ellen-Rose Trübger, Hans-B. Kleeberg Band 1 Vorträge, 276 Seiten Band 2 Poster, 17 Seiten ISBN: 978-3-940173-04-1</p>	<p>beide Bände zusammen 60 EUR, , CD 29 EUR</p>
Heft 21.07	<p>Verdunstung Beiträge zum Seminar am 10./11. Oktober 2007 in Potsdam Herausgeber: Konrad Miegel, Hans-B. Kleeberg 252 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-05-8</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 22.07	<p>EU-Hochwasserrichtlinie Wohin geht die Reise beim Europäischen Hochwasserschutz Beiträge zum Seminar am 19./10. November 2007 in Koblenz Herausgeber: Heribert Nacken 126 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-44-7</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 23.08	<p>Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung – Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008 am 27./28. März 2008 an der Leibniz Universität Hannover Herausgeber: Uwe Haberlandt, Bernd Riemeier, Max Billib, Hans-Reinhard Verworn, Hans-B. Kleeberg 300 Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-940173-96-6</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 24.08	<p>Klimawandel – Was kann die Wasserwirtschaft tun? Beiträge zum Symposium am 24./25 Juni 2008 in Nürnberg Herausgeber: Hans-B. Kleeberg 256 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-940173-97-3</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 25.09	<p>EU-Hochwasserrichtlinie In drei Schritten zur Umsetzung Beiträge zum Seminar am 19. Februar 2009 in Magdeburg Herausgeber: Heribert Nacken 126 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941089-53-2</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>
Heft 26.09	<p>Hydrologische Systeme im Wandel Beiträge zum Tag der Hydrologie 2009 am 26./27. März 2009 an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Herausgeber: Nicola Fohrer, Britta Schmalz, Georg Hörmann, Katrin Bieger 196 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941089-54-9</p>	<p>48 EUR, CD 29 EUR</p>

Heft 27.10	<p>Auen und Hochwasser Beiträge zum Internationalen Symposium am 10./11. Februar 2010 in Ingolstadt Herausgeber: Bernd Cyffka, Hans-B. Kleeberg 226 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-08-3</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 28.10	<p>Abflüsse aus extremen Niederschlägen Beiträge zum 2. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 14./15. September 2009 in Trier Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz 245 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-22-9</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 29.10	<p>Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Integration von Hydrologie, Hydraulik, Gewässerschutz und Ökonomie Beiträge zum Tag der Hydrologie 2010 am 25./26. März 2010 an der Technischen Universität Braunschweig Herausgeber: Günter Meon 283Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-941897-49-6</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 30.11	<p>Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis Beiträge zum Tag der Hydrologie 2011 am 24./25. März 2011 an der Technischen Universität Wien Herausgeber: Günter Blöschl, Ralf Merz 394 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-941897-79-3</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 31.12	<p>Wasser ohne Grenzen Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012 am 22./23. März 2012 an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg Herausgeber: Markus Weiler 413 Seiten, Format A4, mit Poster-CD ISBN: 978-3-942964-38-8</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 32.13	<p>Wasserressourcen im globalen Wandel: Hydrologische Grundlagen - von der Messung zur Anwendung Beiträge zum Tag der Hydrologie 2013 am 4.-6. April 2013 an der Universität Bern Herausgeber: Rolf Weingartner, Bruno Schädler 199 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-942964-89-0</p>	50 EUR, CD 29 EUR
Heft 33.13	<p>Simulation hydrologischer Systeme – Wie nah kommen wir der Realität? Beiträge zum 3. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 17./18. September 2012 in Trier Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz 212 Seiten, Format A4 ISBN: 978-3-944328-02-7</p>	50 EUR, CD 29 EUR

- Heft 34.14 Wasser - Landschaft - Mensch in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 20./21. März 2014 an der Katholischen Universität
Eichstätt-Ingolstadt
Herausgeber: Bernd Cyffka
274 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-944328-61-4 50 EUR, CD 29 EUR
- Heft 35.15 Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement
Prozesse | Methoden | Konzepte
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn
Herausgeber: Mariele Evers, Bernd Diekkrüger
389 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-229-2
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.35.15
- Heft 36.16 Räumliche Heterogenität - Erkennen, Abbilden, Validieren oder Ignorieren?
Beiträge zum 4. Trierer Workshop zur Niederschlag-Abfluss-Modellierung am 5. und 6. Oktober
2015 in Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz
144 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-341-1
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.36.16
- Heft 37.16 Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016 in Koblenz, ausgerichtet von der
Hochschule Koblenz und der Bundesanstalt für Gewässerkunde
Herausgeber: Gabriele Wernecke, Anna-Dorothea Ebner von Eschenbach,
Yvonne Strunck, Lothar Kirschbauer, André Müller
444 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-342-8
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.37.16
- Heft 38.17 Den Wandel messen – Wie gehen wir mit Nichtstationarität in der Hydrologie um?
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier
Herausgeber: Markus Casper, Oliver Gronz, Rita Ley, Tobias Schütz
372 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-475-3
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.38.17
- Heft 39.18 M³ - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung
Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018 an der Technischen
Universität Dresden
Herausgeber: Niels Schütze, Uwe Müller, Robert Schwarze, Thomas Wöhling,
Jens Grundmann
393 Seiten, Format A4
ISBN: 978-3-88721-606-1
DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18

Mitglieder der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften erhalten auf den Preis einen Nachlass von 20 %

Ab 2015 erschienene Hefte sind unter <http://www.fghw.de> verfügbar.