

Eva Nora Müller, Loes van Schaik, Theresa Blume, Axel Bronstert, Jana Carus, Jan H. Fleckenstein, Nicola Fohrer, Katja Geißler, Horst H. Gerke, Thomas Graeff, Cornelia Hesse, Anke Hildebrandt, Franz Hölker, Philip Hunke, Katrin Körner, Jörg Lewandowski, Dirk Lohmann, Karin Meinikmann, Anett Schibalski, Britta Schmalz, Boris Schröder und Britta Tietjen

Skalen, Schwerpunkte, Rückkopplungen und Herausforderungen der ökohydrologischen Forschung in Deutschland

Scales, key aspects, feedbacks and challenges of ecohydrological research in Germany

Ökohydrologie als verbindende Disziplin zwischen der Biotik und Abiotik von Landschaftssystemen ist in ihrer thematischen Ausrichtung und Methodik äußerst vielfältig. In diesem Artikel werden exemplarisch ökohydrologische Forschungsschwerpunkte von deutschen Forschergruppen für Pflanzen-Tiere-Boden-Systeme, mesoskalige Einzugsgebiete und ihrer Flussnetze, Seensysteme, Küstenregionen und tidebeeinflusste Flussunterläufe vorgestellt und hinsichtlich ihrer räumlichen und zeitlichen Skalen und Art der Interaktionen und Rückkopplungen zwischen hydrologischen und biotischen Prozessen und Mustern (Flora, Fauna, Biogeochemie) diskutiert. Als zentrale Herausforderungen werden die Analyse des interdisziplinären Skalenkontinuums, die Entwicklung von dynamisch gekoppelten Modellsystemen, das integrierte Monitoring von gekoppelten Prozessen und die Übertragung von ökohydrologischer Grundlagenforschung auf die Entwicklung von nachhaltigem Wasser- und Landressourcenmanagement unter regionalem und globalem Wandel definiert.

Schlagwörter: Flussnetzwerke, hyporheische Zone, Küstenregionen, mesoskalige Landschaftssysteme, ökohydrologische Modellierung, Pflanzen-Tiere-Boden-Systeme, Rückkopplung, Trockengebiete

Ecohydrology analyses the interactions of biotic and abiotic aspects of our ecosystems and landscapes. It is a highly diverse discipline in terms of its thematic and methodical research foci. This article gives an overview of current German ecohydrological research approaches within plant-animal-soil-systems, meso-scale catchments and their river networks, lake systems, coastal areas and tidal rivers. It discusses their relevant spatial and temporal process scales and different types of interactions and feedback dynamics between hydrological and biotic processes and patterns. The following topics are considered key challenges: innovative analysis of the interdisciplinary scale continuum, development of dynamically coupled model systems, integrated monitoring of coupled processes at the interface and transition from basic to applied ecohydrological science to develop sustainable water and land resource management strategies under regional and global change.

Keywords: Coastal regions, drylands, ecohydrological modelling, feedback, hyporheic zone, meso-scale ecosystems, plant-animal-soil-system, river networks

1 Definition und Abgrenzung

Die Ökohydrologie forscht an der Schnittstelle zwischen abiotischen, hydrologischen und biotischen Prozessen (Flora, Fauna, Biogeochemie) und setzt sich insbesondere mit den Wechselwirkungen und Rückkopplungsprozessen zwischen hydrologischen und ökologischen Zustandsgrößen auseinander. Im weitesten Sinne verfolgt sie dabei das Ziel einer Integration von hydrologischem und ökologischem Verständnis als Basis für ein nachhaltiges Boden-, Landnutzungs- und Wasserressourcenmanagement in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen oder auf Flusseinzugsgebietsebene.

In der internationalen wie in der deutschen Forschungswelt führte der Begriff Ökohydrologie im letzten Jahrzehnt oftmals zu Verwirrung: im amerikanischen Raum wurde der Begriff anfangs mit Boden-Pflanzen-Systemen in (Halb)-Wüstengebieten assoziiert (BAIRD & WILBY 1999, D'ODORICO & PORPORATO 2006), wohingegen in Europa der Forschungsschwerpunkt überwiegend auf Nährstoffverlagerung und Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen in Feuchtgebieten und Gewässern lag (BRUNKE & GONSER 1997, GROOTJANS et al. 1993, KRAUSE et al. 2011, OLDE VETERINK & WASSEN 1997, VAN DIGGELEN et al. 1991, 1995; WASSEN & GROOTJANS 1996). Seitdem wurden in einer Vielzahl von Veröffentlichungen die thematischen Bereiche der Ökohydrologie beschrieben, wie beispielsweise im UNESCO International Hydrological Programme IHP-V (FOHRER & SCHMALZ 2012, ZALEWSKI et al. 1997), in den Büchern von WOOD et al. (2008),

HARPER et al. (2008), BAIRD & WILBY (1999), in umfassenden Reviewartikeln (z.B. HANNAH et al. 2004, 2007; MCCLAIN et al. 2012) und Sonderbänden (z.B. KRAUSE et al. 2011); es wurde eigens die Zeitschrift *Ecohydrology* (s. SMETTEN 2008) gegründet, entsprechende Forschungseinheiten geschaffen (z.B. Abteilung Ökohydrologie am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) sowie ein Europäisches Master Programm für Ökohydrologie eingerichtet (MCCLAIN et al. 2012).

Einige wesentliche Aspekte dieser Disziplin werden jedoch weiterhin von vielen Ökohydrolog/innen und Forschenden in den angrenzenden Gebieten relativ disziplinär, wenn nicht sogar einseitig behandelt; eine wirklich interdisziplinäre Herangehensweise findet sich eher selten. Aus unserer Sicht erscheinen vier Aspekte als besonders bedeutsam:

- (1) Bei den biotischen Prozessen wird oft nur auf die Interaktionen der Wasserdynamik mit der Vegetation (Art, Verbreitungsmuster, Wurzeln und ihr Einfluss auf die Infiltration, Transpiration) eingegangen; die Rolle der Fauna als treibende Kraft zur Ausprägung hydrologischer Muster und Prozesse wurde jedoch weitgehend vernachlässigt (WESTBROOK et al. 2013), obwohl einige Organismen wichtige Ökosystemingenieure mit starkem Einfluss auf die hydrologischen Verhältnisse sind (ROSKOSCH et al. 2011, VAN SCHAİK et al. 2014, ZEHE & FLÜHLER 2001).
- (2) Ökohydrologie ist zwar ein interdisziplinäres Forschungsfeld – der Dialog zwischen den Disziplinen wird jedoch kaum gelebt. Es gibt nach wie vor verschiedene Paradigmen und Schu-

- len, die klassischerweise getrennt waren, wodurch teilweise gravierende Missverständnisse bezüglich der Terminologie und Methodik entstehen können, so sind z.B. gängige Begriffe wie Skalen, Muster und Modelle in der Ökologie und der Hydrologie mitunter unterschiedlich belegt. Prozessverständnis in der Ökohydrologie wird auf verschiedene Weise angestrebt. Zum einen bieten Prozessmodelle die Möglichkeit, die physikalische Realität abzubilden, zum anderen können anhand statistischer Modelle Muster in Daten identifiziert und interpretiert werden. Beispiele für beide Herangehensweisen finden sich sowohl in der ökologischen wie hydrologischen Forschung (SCHRÖDER 2006). Nach HANNAH et al. (2007) und HARTE (2002) wurden das Verständnis und die Modellierung von ökohydrologischen Prozessen jedoch dabei traditionell von zwei unterschiedlichen Ausgangspunkten bestimmt: i) die Newtonsche Denkweise, die auf der Herleitung von universellen Gesetzmäßigkeiten für Einzugsgebiete basiert, welche unter gegebenen Anfangs- und Randbedingungen zu prognostizierbaren Ereignissen führen; und ii) die Darwinsche Denkweise, die auf ein holistisches Verständnis einer Landschaft setzte, in der sich durch zufällige Ereignisse und deren Wechselwirkungen in der Vergangenheit Strukturen ergeben haben, die die gegenwärtigen Muster erklären konnten. Die scheinbare Diskrepanz (KING & CAYLOR 2011) der beiden Denkansätze wurde in den letzten Jahren heftig debattiert (SIVAPALAN et al. 2013). Die gegenwärtige Diskussion zur Synthetisierung dieser Denkansätze (z.B. HARMANN & TROCH 2013) spielt auch für das heutige Verständnis der Ökohydrologie eine wichtige Rolle, um sie als kohärente Wissenschaftsdisziplin zu etablieren.
- (3) Viele Ökohydrolog/innen sind überzeugt, dass in ihrem Forschungsfeld explizite Rückkopplungen zwischen biotischen und abiotischen Prozessen und Mustern zu berücksichtigen sind, wohingegen andere davon ausgehen, dass ein Arbeiten an der Schnittstelle der beiden Disziplinen Ökologie und Hydrologie auch bei einer relativ statischen Betrachtung der Wirkzusammenhänge möglich ist. Systemanalytische Begriffe wie Wechselwirkung, Interaktion und Feedback werden zudem bisweilen inkonsistent benutzt.
- (4) Es fehlt, bis auf wenige Ausnahmen z.B. in MCCLAIN et al. (2012), eine umfassende Zusammenstellung und Integration der charakteristischen Skalen und systematischen Schwerpunkte, in denen ökohydrologische Forschung betrieben wird, sowohl klimatischer (Trockengebiete versus Feuchtgebiete) als auch räumlicher und fachlicher Art (Hangabschnitte, Flusskorridore, Einzugsgebiete, Ökosysteme, aquatische Systeme, Seen, Küstengebiete).

Ziel dieses Artikels ist es, die vier genannten Aspekte vor dem Hintergrund der aktuellen ökohydrologischen Forschung in Deutschland zu diskutieren und Diskrepanzen zwischen den Disziplinen bezüglich Methodik und Skalen zu überwinden. Dazu werden wir in Anlehnung an MCCLAIN et al. (2012) anhand von vier systematischen Schwerpunkten die weite thematische Spannweite der ökohydrologischen Themengebiete vorstellen und dabei speziell auf die Art und Weise der betrachteten Wechselwirkungen sowie die unterschiedliche Methodik (anhand von Übersichtsgrafiken zu empirischer und modell-basierter Ökohydrologie) eingehen. Die Zusammenstellung der Forschungsschwerpunkte basiert auf einer Auswahl von 14 aktuellen Projekten der Teilnehmer/innen und Gäste des Arbeitskreises Ökohydrologie der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft (DHG) und des Initiativkreises Öko-

hydrologie der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ). Die Auswahl der Projekte erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern erfolgt exemplarisch.

Danach werden Analyseansätze zu ökohydrologischer Komplexität in Bezug auf das Kontinuum der Raum- und Zeitskalen und in Bezug auf die unterschiedlichen Formen von ökohydrologischen Reaktionen, Kaskaden und Rückkopplungen anhand der Fallbeispiele untersucht und darauf aufbauend die zentralen Herausforderungen in der ökohydrologischen Forschung identifiziert.

2 Aktuelle ökohydrologische Forschungsschwerpunkte

Bisher gibt es keine einheitliche Kategorisierung der thematischen oder systematischen Schwerpunkte der ökohydrologischen Forschung. Sie erfolgt vielmehr entlang der Gesamtheit der Schnittstelle zwischen Vegetation, terrestrischem und aquatischem Habitat, Oberflächengewässern, Atmosphäre, der ungesättigten Bodenzone und Grundwasserströmen. Um die volle Bandbreite aktueller Forschungsarbeiten in Deutschland vorzustellen, werden in diesem Kapitel 14 Forschungsschwerpunkte vorgestellt, welche sich in Anlehnung an MCCLAIN et al. (2012) in folgende vier systematische Schwerpunkte gruppieren lassen:

- 1) *Pflanzen-Tiere-Boden-Systeme* auf der Landoberfläche ohne direkten Anschluss an ein ausgeprägtes Flussnetzwerk,
- 2) *mesoskalige Landschaftssysteme bzw. Einzugsgebiete und ihre Flussnetze* mit ihren ober- und unterirdischen Fließ-, Transport-, Umsatz- und Wachstumsprozessen,
- 3) *Seensysteme*,
- 4) *Küstenregionen und tidebeeinflusste Flussunterläufe* einschließlich der salzwasserhaltigen Grundwasserströme und Feuchtgebiete.

Die Einordnung in diese vier Themenschwerpunkte bezieht sich dabei nicht zwangsläufig auf abgrenzbare, räumliche Skalen (auch wenn die relevante räumliche Skala zu den Seensystemen und Küstenregionen tendenziell zunimmt), sondern dient hier zur thematischen Systematisierung der dominanten ökohydrologischen Interaktionen und der sich daraus ergebenden oftmals negativen Umwelteinflüsse (Abb. 1). Abbildung 2 fasst hierfür unterschiedliche Herangehensweisen und Skalen der ökohydrologischen Feldforschung zusammen; Abbildung 3 stellt fünf ökohydrologische Modellierungskonzepte gegenüber.

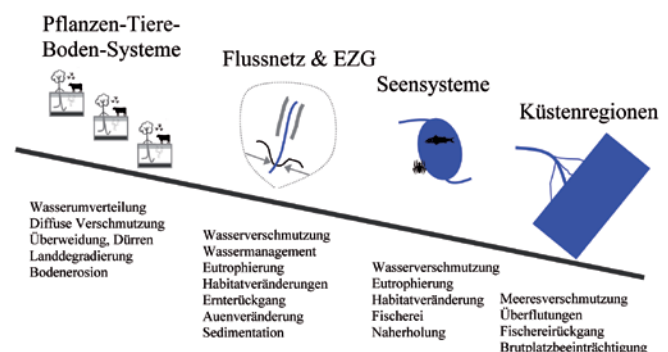


Abbildung 1

Systematisierung der ökohydrologischen Forschungsschwerpunkte und ihre Umweltbelange (abgewandelt nach MCCLAIN et al. 2012)
Schematic drawing of ecohydrological spheres and associated environmental impacts (adapted after MCCLAIN et al. 2012)

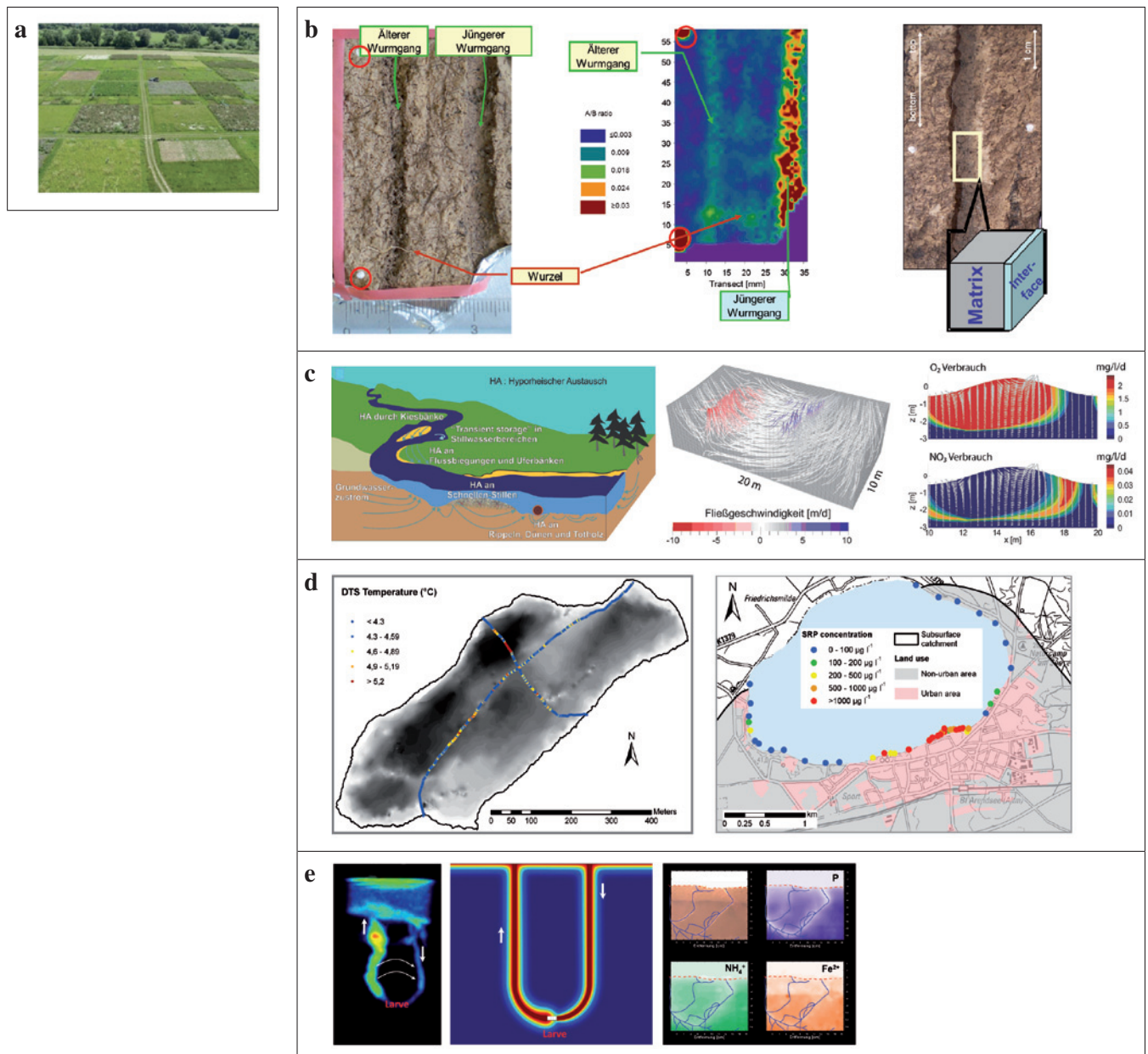


Abbildung 2

Beispiele für Methoden und Skalen der ökohydrologischen Feldforschung

a) Luftfoto der Plots des Jenaer Biodiversitäts-Experimentes

b) Ökohydrologische Prozesse der ungesättigten Bodenzone: (Links) Intakte Gefüge-Oberfläche mit Regenwurmang. (Mitte) Verteilung der Zusammensetzung der organischen Substanz (aus: LEUE et al. 2010). (Rechts) Konzept des Massentransfers durch eine Grenzfläche zwischen Biopore und poröser Bodenmatrix.

c) Hyporheic Austausch: (Links) Schematische Darstellung hyporheischer Austauschprozesse. (Mitte) Modellierung von Fließpfaden in der hyporheischen Zone (HZ) bei Grundwasserzustrom. (Rechts) Modellierung von Stoffumsatzprozessen in der HZ (nach MUTZ et al. 2014 und TRAUTH et al. 2013)

d) Hydrodynamik und Biogeochemie an der Grenzfläche Grundwasser-See. (Links) Bestimmung der Grundwasser-Exfiltrationsmuster mit einer faseroptischen Temperaturmessung (DTS), (Rechts) Ermittlung der grundwasserbürtigen P-Konz. und Prozesse an der reaktiven Grundwasser-See Grenzfläche

e) Hydrodynamisch und biogeochemische Auswirkungen von *C. plumosus* Larven im Sediment. (Links) Advektive Transportprozesse im Sediment visualisiert mit Positronen-Emissions-Tomografie. (Mitte) Transportmodellierung. (Rechts) Redoxzonierung und Biogeochemie in der Umgebung der Wohnröhren

Examples of methods and scales of ecohydrological field experiments

a) Photograph of the plots of the Jena Biodiversity Experiment

b) Ecohydrological processes in the unsaturated soil zone: (Left) Intact surface of soil aggregate with parts of earthworm burrows. (Centre) Distribution of organic matter (OM) composition (from: LEUE et al. 2010). (Right) Concept of mass transfer through the interface between biopore and porous soil matrix.

c) Hyporheic exchange. (Left) Schematic outline of hyporheic exchange. (Centre) Modelling of flow paths in the hyporheic zone (HZ) under groundwater discharge conditions. (Right) Modelling of biogeochemical turnover processes in the HZ (after MUTZ et al. 2014 and TRAUTH et al. 2013)

d) Hydrodynamics and biogeochemistry at the groundwater-lake interface. (Left) Identification of groundwater discharge patterns with fibre-optic distributed temperature sensing. (Right) Quantification of the groundwater-borne P concentrations and biogeochemical processes at the reactive groundwater-lake interface

e) Hydrodynamic and biogeochemical effects of *C. plumosus* larvae in the sediment. (Left) Advektive transport processes in the sediment visualized by positron emission tomography. (Centre) Transport modelling. (Right) Redox zonation and biogeochemistry adjacent to the burrow tubes

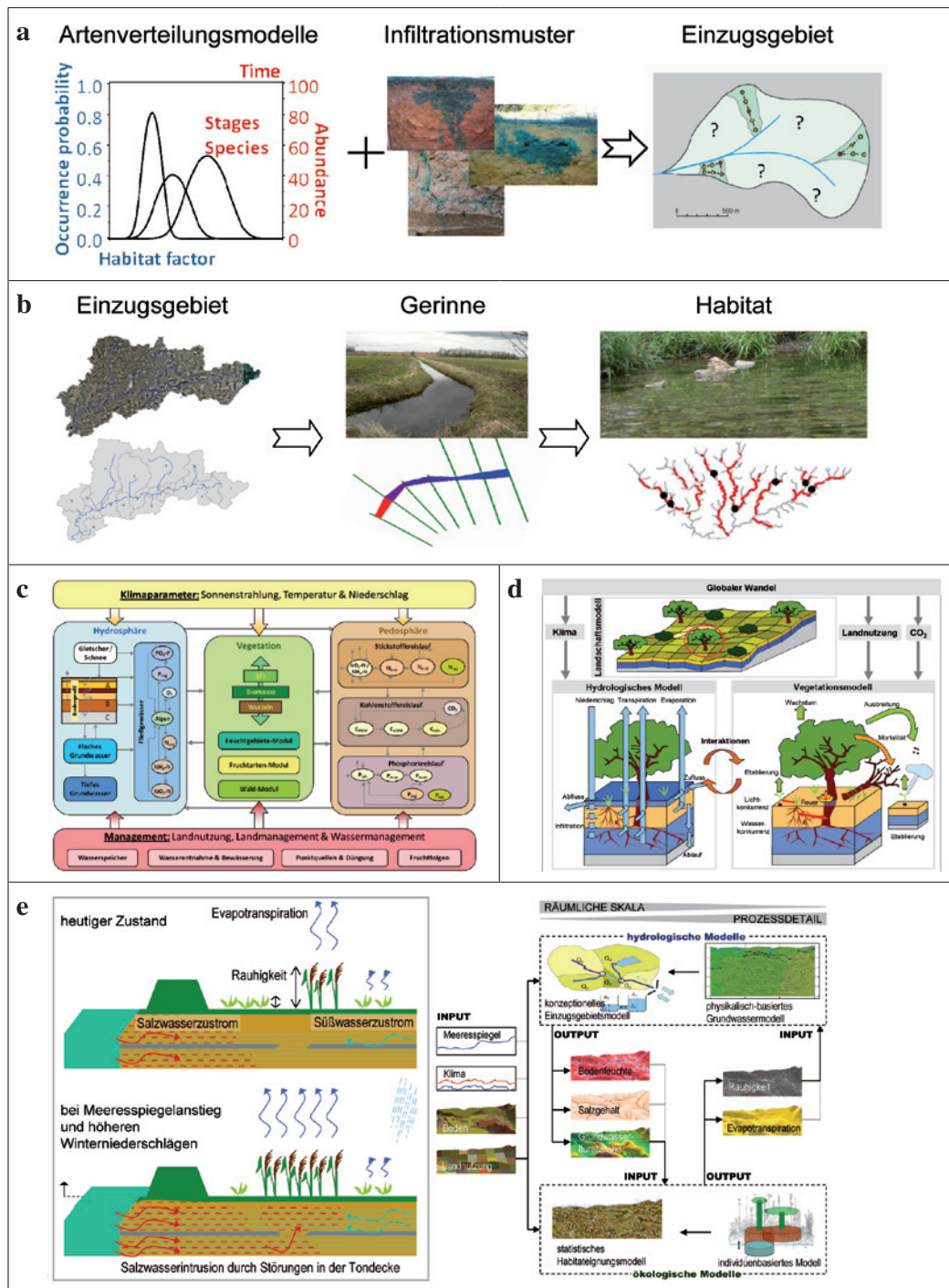


Abbildung 3

Ökohydrologische Modellierungsansätze

- Kombination von Artenverteilungsmodellen mit Infiltrationsmustern zur Vorhersage der räumlichen Variabilität von Wasserflüssen in Einzugsgebieten
 - Simulation hydrologischer Prozesse in mesoskaligen Einzugsgebieten und deren Gerinnen zur Abbildung von Habitatparametern und Artenverbreitungen innerhalb einer Modellkaskade
 - Schema des ökohydrologischen Modells SWIM (Soil and Water Integrated Model)
 - Prozesse und Submodelle im gekoppelten EcoHyD Model zur Simulation von Vegetation und Wasserflüssen in Trockengebieten
 - Modellierung des Einflusses von erhöhtem Meeresspiegel und zunehmenden Winterniederschlägen auf Grundwasserspiegel, Salinität und damit die Vegetation (z.B. Phragmites-Bestände) im Deichhinterland
- Ecohydrological modelling approaches*
- Combining species distribution modelling with infiltration patterns to predict spatial variability of water fluxes
 - Simulation of hydrologic processes in meso-scale catchments and channels for depicting habitat parameters and species distributions within a modelling cascade
 - Model scheme of SWIM (Soil and Water Integrated Model)
 - Processes and submodels of the EcoHyD model for the simulation of vegetation and water fluxes in drylands
 - Influence of sea-level rise and increasing winter precipitation on groundwater level, salinity, and thus vegetation (e.g. Phragmites)

2.1 Ökohydrologie von Pflanzen-Tiere-Boden-Systemen

Ökologische Prozesse innerhalb eines Vegetationspatches oder Habitats interagieren mit den hydrologischen Prozessen am Hang oder innerhalb eines Bodenprofils, wobei komplexe Rückkopplungen durch die Wechselwirkungen zwischen Bioaktivität und Bodenhydrologie entstehen können. So kann die Vegetation, insbesondere das Wurzelwerk und Mulchauflagen, die Wasserverteilung im Boden beeinflussen, die dann wiederum die Wasserverfügbarkeit und damit das Vegetationswachstum bestimmt, wie in den folgenden zwei Abschnitten für Waldbestände und für landwirtschaftlich genutzte Flächen (Äcker, Weiden und Wiesen) beschrieben. Des Weiteren kann Bioaktivität durch Flora und Fauna einen direkten Einfluss auf bodenhydraulische Parameter haben. Eine Rückkopplung zwischen Bioaktivität und Bodenhydrologie entsteht, wenn einerseits die Wasserverteilung im Boden durch Bodenorganismen gesteuert wird, andererseits die räumliche Verbreitung von diesen Bodenorganismen abhängig vom Bodenfeuchteregime ist (Abschnitte 2.1.3 und 2.1.4).

Trockengebiete bilden einen speziellen Schwerpunkt in der ökohydrologischen Forschung (ASBJORNSEN et al. 2011, D'ODORICO & PORPORATO 2006, NEWMANN et al. 2006): in diesen wasserlimitierten Systemen, z.B. semiariden Halbwüsten und Savannen, ist das Pflanzenwachstum und -überleben in besonderem Maße kontrolliert durch sporadische Wasserverfügbarkeit, oft in Form von Starkregen und Oberflächenabfluss. Die sich ergebenden Vegetationsmuster und Artenzusammensetzungen beeinflussen wiederum die räumliche Verteilung von Oberflächenabfluss, Infiltrationsmustern und Bodenfeuchte. Diese Interaktionen werden oft durch intensive Landnutzung wie Überweidung verstärkt, was zu fortschreitender Landdegradierung führen kann.

2.1.1 Rückkopplung zwischen Bäumen und ihren Wasserressourcen

Bäume und Böden sind durch hydrologische Rückkopplungsprozesse miteinander verbunden: einerseits bedingen Bodenphysik und Untergrundstrukturen die Eigenschaften des Wasserspeichers und der Wasserverfügbarkeit, andererseits bestimmen Kronendachdichte und Symmetrie des Geästs die räumliche Variabilität des Wassereintrags an der Bodenoberfläche, während das Wurzelwerk präferenzielle Fließwege fördert. Zusätzlich nehmen Bäume auch durch Transpiration direkten Einfluss auf die Bodenwasser- und Grundwasserdynamik. Bäume können durch „hydraulic lift“ = „hydraulische Anhebung“ sogar zu einer Umverteilung des Wassers im Untergrund beitragen. Unklarheit herrscht jedoch darüber, aus welchen Tiefen sich die Bäume bevorzugt mit Wasser versorgen und ob es hier eine zeitliche Dynamik gibt. Diese Fragen werden durch artenspezifische Unterschiede noch verkompliziert. Zu deren Beantwortung werden derzeit an verschiedenen Baumarten z.B. in Luxemburg und in Nord-Ost-Deutschland innerhalb des TERENO-Projektes (2013) und des CAOS-Projektes (2013) sowohl Saftfluss als auch Bodenfeuchte und Grundwasserdynamik gemessen. Dazu kommen Messfelder zur Bestimmung des Bestandsniederschlags und des Stammabflusses (auch in ihrer zeitlichen Dynamik). Durch die Bestimmung stabiler Isotope in verschiedenen Tiefen der ungesättigten Zone, im Grundwasser, im Xylemwasser, im Holz und in den Blättern wird in den beiden Projekten versucht, die zeitliche Dynamik der Hauptwasserquellen der Bäume zu entschlüsseln. Ein Einbau von stabilen Isotopen in die Baumjahre soll als Proxy der Wasserversorgungsdynamik der Bäume dienen. Diese Methode soll eine Rekonstruktion der Dynamik für die letzten Jahrhunderte ermöglichen. Voraus-

setzung dafür ist ein entsprechend klarer Unterschied in den Isotopensignalen der Wasserherkunftsräume (Grundwasser und Bodenwasser, möglicherweise auch aus unterschiedlichen Tiefen) und die Möglichkeit, die Isotopenkonzentrationen in den einzelnen Jahrringen mit einer sehr hohen zeitlichen Auflösung über die Vegetationsperiode bestimmen zu können.

2.1.2 Biodiversitätsexperimente zu Wasseraufnahmetiefen von Ökosystemen

Biodiversität wirkt sich vielfältig auf Ökosystemfunktionen aus, so sind typischerweise diverse Pflanzenökosysteme zum Beispiel produktiver als solche mit beschränkter Biodiversität (CARDINALE et al. 2011, MARQUARDT et al. 2009). Diese Erhöhung der Produktivität kann durch verschiedene Ökosysteminteraktionen erreicht werden, wie durch positive gegenseitige Beeinflussung (Facilitation) oder komplementäre Ressourcennutzung (ARAYA et al. 2011, DE BOECK et al. 2006, VERHEYEN et al. 2008). Allerdings ist wenig darüber bekannt, wie diverse Pflanzengemeinschaften hinsichtlich Wassernutzung miteinander interagieren, obwohl gerade die Wasseraufnahme vielfältige ökologische Interaktionen zulässt. Um mit temporärem Wasserstress umgehen zu können, ist es für Pflanzen wichtig, zur richtigen Zeit am richtigen Ort zu sein. Dies können einzelne Pflanzen oder Pflanzengemeinschaften auf verschiedene Weise erreichen: (1) Tiefe Wurzeln, welche in feuchtere Bodenschichten reichen, erlauben Pflanzen von Wasserreserven zu profitieren, die für Pflanzen mit kürzer ausgebildeten Wurzeln unerreichbar sind (komplementäre Nutzung); (2) Konkurrenzfähigkeit in den oberen Bodenschichten erleichtert die Wasseraufnahme nach Regen; (3) Wasserverteilung innerhalb des Wurzelnetzwerks (hydraulic lift) kann weniger tief wurzelnde Pflanzen unterstützen und so zu effizienter Ökosystem-Wassernutzung beitragen. Diese Prozesse überspannen eine Skala von wenigen Millimetern (Wurzelwasseraufnahme) bis mehreren Metern (Interaktion zwischen Pflanzen). Der Zusammenhang von Biodiversität und Wasseraufnahmestrategien wird unter anderem im Jena Experiment (ROSCHER et al. 2004) untersucht (Abb. 2a), wobei die Bemessung von Bodenfeuchtedaten, Wasseraufnahme im Boden und ihre ökologische Auswirkung auf die Pflanze eine besondere Herausforderung für diese Art der Feldforschung darstellen. Gerade Verfahren zur Bestimmung der Wurzelwasseraufnahmepprofile aus Feldmessungen der Bodenfeuchte sind mit großen Unsicherheiten behaftet (HUPET et al. 2003, MUSTERS et al. 2000). Hier kann die gezielte Weiterentwicklung von hydrologischen Methoden nicht nur zum hydrologischen, sondern auch zum ökologischen Prozessverständnis beitragen und später die Modellierungsansätze des gekoppelten ökohydrologischen Systems verbessern. So ist bisher auch noch nicht verstanden, welche Pflanzeigenschaften zur Ausbildung der realisierten Wurzelwasseraufnahmepprofile führen (SCHNEIDER et al. 2010). Messungen der Ökosystemwasseraufnahme werden diese Lücke schließen helfen. Eine direkte ökohydrologische Rückkopplung ist hier ebenfalls ersichtlich: das Pflanzenwachstum und damit die Wasseraufnahme verändern die Bodenfeuchte, hängen aber selbst auch von der Bodenfeuchte ab.

2.1.3 Bodengefüge und präferenzieller Fluss in der ungesättigten Bodenzone

Beim Auftreten von präferenziellem Fluss von Wasser und gelösten Stoffen in strukturierten Böden beschränkt sich die Wasserbewegung unter weitgehender Umgehung der porösen Bodenmatrix meist auf größere kontinuierliche Poren wie Regenwurmgänge, Wurzelkanäle oder Schrumpfrisse (z.B. CLOTHIER et al. 2008, JARVIS 2007, SANDER et al. 2009). In 2-Regionenmodel-

len kann dies durch einen verminderten Austausch und Auftreten von lokalem Ungleichgewicht im Potenzial und der Lösungskonzentration zwischen Makroporen und Bodenmatrix abgebildet werden (GERKE 2006, GERKE & VAN GENUCHTEN 1993, KÖHNE et al. 2009). In den Ansätzen zur Beschreibung des Massentransfers spielen neben Durchlässigkeits- und Transporteigenschaften auch die Größe, Beschaffenheit und Geometrie der Austauschfläche eine Rolle (GERKE 2012, GERKE & VAN GENUCHTEN 1996). Die Auskleidungen von Regenwurmgängen und Wurzelbahnen sowie die Ton-Humus-Überzüge von Bodenaggregaten (Kutane) charakterisieren eine subskalige Heterogenität des Bodengefüges, die zu präferenziellem Fluss auf der Boden- und Feldskala führen kann (GERKE et al. 2007, GERKE & KÖHNE 2004) (Abb. 2b). Modellergebnisse deuten an, dass lokale (mm-skalige) Unterschiede hinsichtlich der Dichte und Porosität (z.B. KÖHNE & GERKE 2005) und der Menge und Zusammensetzung der mineralischen und organischen Bodensubstanz eine große Rolle bezüglich des präferenziellen Flusses spielen könnten. Die unterschiedliche Zusammensetzung der organischen Substanzen ist vermutlich verantwortlich für die Tendenz zur Benetzungshemmung an solchen Gefüge-Oberflächen (ELLERBROCK et al. 2009, ELLERBROCK & GERKE 2004, LEUE et al. 2010). Die Zusammenhänge sind jedoch äußerst komplex, u.a. wegen der extremen Heterogenität des Bodengefüges und der Abhängigkeiten des Transfers und der Benetzbarkeit von der Bodenfeuchte und den Randbedingungen (DUSEK et al. 2008, KÖHNE & GERKE 2005). Allerdings sind die variablen Eigenschaften der Gefüge-Oberflächen oft direkt abhängig von der Art der Bewirtschaftung bei ackerbaulich genutzten Böden (z.B. LUO et al. 2010) und dadurch vermutlich zu kontrollieren. Zu den Eigenschaften und besonders zu Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen Bewirtschaftung, hydraulischen (und Transport-) Eigenschaften und Strukturbildung im Boden liegen jedoch kaum quantifizierbare Informationen und Modellvorstellungen vor.

2.1.4 Modellbildung zur Rückkopplung von Bioaktivität und räumlicher Heterogenität von Bodenfeuchte und Bodenwassertransport

In den vergangenen Jahrzehnten wurden durch die Berücksichtigung des Bodenwassertransportes in der hydrologischen Forschung und Modellierung wichtige Fortschritte erzielt (GERKE 2006, KÖHNE et al. 2009). Eine große Herausforderung bleibt weiterhin das Messen der Bodenstruktur und das Quantifizieren ihres Einflusses auf die hydrologischen Prozesse (LARSBO & JARVIS 2005). Weil Bodenstruktur oft biogener Herkunft ist (Bioporen und Bodenaggregate, BUTLER 1995; BIOPORE PROJEKT 2011), werden im CAOS-Teilprojekt J (2013) u.a. Informationen zur Artenverbreitung und -aktivität erhoben, zur Beschreibung von Bodenstruktur genutzt und zur Unterstützung der Parametrisierung von hydrologischen Modellen auf verschiedene Skalen gesetzt (zu den allgemeinen Zielen der DFG-Forscherguppe FOR 1598 CAOS s. ZEHE et al. (2014) sowie www.caos-project.de). Dazu wird lokale Bioaktivität unter variabler Anfangsfeuchte und variablen Niederschlagsbedingungen zum Infiltrationsmuster in Beziehung gesetzt. Auf der Hangskala werden die räumlichen Muster der Artenverbreitung genutzt, um die Konnektivität von Makroporen-Netzwerken zu beschreiben und die Generierung von Zwischenabfluss zu erklären. Für die Extrapolation auf die Einzugsgebietsskala werden, ausgehend von den Kenntnissen bezüglich des Zusammenhanges von Bioaktivität und hydrologischen Prozessen, Artenverbreitungsmodelle (PALM et al. 2013) genutzt (Abb. 3a). Einerseits werden die hydrologischen Prozesse

beeinflusst durch die Bioaktivität (VAN SCHAIK et al. 2014), andererseits ist das Artenvorkommen abhängig vom Bodenfeuchtereime. In der ökohydrologischen Einzugsgebietsmodellierung wird es in Zukunft besonders wichtig sein, diese Rückkopplungen zwischen der Bioaktivität und den hydrologischen Prozessen zu berücksichtigen, um verlässliche Vorhersagen von Änderungen in der Einzugsgebietshydrologie unter globalem Wandel machen zu können.

2.1.5 Modellierung von Rückkopplungen zwischen Vegetation und Bodenfeuchte in Trockengebieten

Trockengebiete umfassen mehr als 40 % der Landoberfläche und sind dadurch ausgezeichnet, dass sie in besonderem Maße durch die Ressource Wasser limitiert sind, deren Verfügbarkeit häufig stark schwankt, sowohl innerhalb eines Jahres als auch zwischen verschiedenen Jahren. Hauptlandnutzungsform dieser Trockengebiete ist die extensive Viehwirtschaft, da diese relativ wenig Wasser erfordert. Durch die komplexen Wechselwirkungen zwischen der Beweidungsintensität und der Vegetationsstruktur einerseits und der Vegetationsstruktur und Wasserflüssen und -verfügbarkeit im Boden andererseits sind die Auswirkungen von Landnutzung und klimatischen Veränderungen kaum direkt abschätzbar. In den 1980er Jahren wurden daher die ersten modellgestützten Analysen durchgeführt (NOY-MEIR 1978, WALKER 1981), denen jedoch insbesondere in Hinblick auf die Wasserverfügbarkeit im Boden stark vereinfachte Annahmen zugrunde lagen. Eine Meta-Analyse von TIETJEN & JELTSCH (2007) ergab, dass Beweidungsmodelle von Trockengebieten die Auswirkungen des Klimawandels nicht adäquat abbilden könnten, da insbesondere intra-annuelle Niederschlagsverteilungen und Wasserflüsse in ökologischen Modellen nicht oder nur unzureichend berücksichtigt wurden. Umgekehrt agieren rein hydrologische Modelle meist nicht auf einer für Landmanagement relevanten zeitlichen Skala, so dass diese nicht unmittelbar mit ökologischen Modellen gekoppelt werden können. Als Konsequenz wurde im Anschluss an die Meta-Analyse ein räumlich explizites ökohydrologisches Modell für Trockengebiete (EcoHyD) entwickelt, welches die Dynamik verschiedener funktioneller Pflanzentypen und des Bodenwassers in zwei Schichten beschreibt (TIETJEN et al. 2009, 2010; Abb. 3d). Das Modell wurde für zahlreiche Fragestellungen in verschiedenen afrikanischen Savannen angepasst, bei denen es insbesondere um die Auswirkungen von klimatischen Veränderungen auf die Dynamik des Bodenwasser-Vegetationssystems (TIETJEN et al. 2010), kombinierte Effekte von Landnutzung und Klimawandel auf Tragfähigkeit und Vegetationsdynamik des Ökosystems (LOHMANN et al. 2012) und ökohydrologische Interaktionen (JELTSCH et al. 2010a) geht. Damit ergänzt es als Ansatz mit mittlerer Komplexität bisherige Modellierungsansätze, die theoretische ökohydrologische Fragestellungen untersuchen (z.B. VON HARDENBERG et al. 2001), aber auch globale Vegetationsmodelle mit hydrologischen Modulen (z.B. LPJmL (GERTEN et al. 2004), aDGVM (SCHEITER & HIGGINS 2009)) oder andere prozessbasierte Modelle mit ökohydrologischer Komponente, deren Schwerpunkt auf dem Verständnis einzelner Prozesse (VAN LANGENVELDE 2003) oder einseitiger Kaskaden liegt.

2.1.6 Vegetationsdynamik und Degradierung in Trockengebieten: die Rolle ökohydrologischer Prozesse und Rückkopplungen

In den mediterranen bis ariden Trockengebieten der Erde wird seit Jahrzehnten eine zunehmende und sowohl aus ökologischer als auch ökonomischer Sicht als Gefahr anzusehende Ver-

änderung der Vegetationszusammensetzung und -bedeckung beobachtet (REYNOLDS et al. 2007). Ökohydrologische Rückkopplungen und die daraus resultierende Dynamik der pflanzlichen Wasserverfügbarkeit sind dabei häufig der Schlüssel zum Verständnis von Ursachen und Folgen der Landdegradierung. Verschiedene funktionelle Typen von Pflanzen (z.B. perennierende Gräser, annuelle Kräuter, Sträucher, Bäume) konkurrieren abhängig von ihrer Wurzeltiefe und dem Pflanzenalter (JOUBERT et al. 2012) um das verfügbare Wasser. Zudem unterscheiden sie sich hinsichtlich ihrer Wassernutzungseffizienz und der Fähigkeit, hohe Saugspannungen zu entwickeln, um dem Boden auch bei geringer Bodenfeuchte noch Wasser zu entziehen. Gleichzeitig beeinflussen sie sowohl die Infiltration in verschiedene Bodentiefen als auch Wasserverluste durch Evapotranspiration und Oberflächenabfluss (HUXMAN et al. 2005). Landnutzung, ein erhöhter atmosphärischer CO_2 -Gehalt und klimatische Veränderungen wie z.B. die Änderung der zeitlichen Niederschlagsverteilung und eine erhöhte Temperatur, können zu starken Veränderungen in der pflanzlichen Konkurrenz um Wasser führen. Dies kann wiederum vielfältige, zum Teil schwerwiegende Auswirkungen auf die Tragfähigkeit der Ökosysteme (LOHMANN et al. 2012, SCHALDACH et al. 2012), deren Biodiversität (BLAUM et al. 2009) und ihren Wasserhaushalt (POPP et al. 2009, TIETJEN et al. 2010) haben. In der dynamischen, prozessorientierten Vegetationsmodellierung für mediterrane und semiaride Systeme (KÖCHY et al. 2008, LOHMANN et al. 2012, TIETJEN et al. 2010) werden die Interaktionen zwischen Wasser und Vegetation explizit berücksichtigt. Bei der Auswertung verschiedener Klimaszenarien zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Ökosystemen: während klimatische Veränderungen, wie zum Beispiel eine Reduktion von Jahresniederschlag nach dem IPCC A1B Szenario, eine zentrale Rolle bei der Degradierung semiarider Savannen auf die zukünftige Landnutzung spielen (durch extreme Reduzierung von Gräsern bei gleichbleibender Beweidungsintensität), erwiesen sich mediterrane Systeme vergleichsweise robust (Abb. 4).

2.2 Ökohydrologie von mesoskaligen Landschaftssystemen bzw. Einzugsgebieten und ihrer Flussnetze

Dieser ökohydrologische Forschungsbereich umfasst die Gesamtheit des Flusskörpers und der Fließgewässer, deren Flusskorridore oder hyporheische Zonen und aquatische Organismen und die hydrologischen und biogeochemischen Transport- und Umsatzprozesse sowie deren Bedeutung für die Wasserqualität

innerhalb von mesoskaligen Einzugsgebieten einschließlich ihrer unterirdischen Einzugsgebiete und Grundwasserströmungen. Damit beinhaltet dieser Bereich auch die Gesamtheit der Kompartimente des oben beschriebenen Pflanzen-Fauna-Boden-Systems.

In 2.2.1 wird zunächst die ökologische Bedeutung der hyporheischen Zone beschrieben. Drei regionale Fallbeispiele veranschaulichen im Anschluss daran die Interaktionen von Fließprozessen mit dem Einzugsgebiet: die Anwendung des ökohydrologischen Modells SWIM zur Berechnung von Fließ-, Nährstoff- und Vegetationsprozessen von mesoskaligen Einzugsgebieten für das Saaleeinzugsgebiet (2.2.2), die Anwendung eines integrierten ökohydrologischen Modellansatzes für das Beispiel der Kielstau und Treene im norddeutschen Tiefland sowie dem chinesischen Changjiang (2.2.3) und die Auswirkungen einer extremen Landnutzungsintensivierung auf Erosions- und Degradierungerscheinungen und Wasserqualitätsverschlechterungen im Cerrado, Brasilien (2.2.4).

2.2.1 Die hyporheische Zone: ein hydrodynamisch gesteuerter Bioreaktor und Lebensraum

Die Übergangszone zwischen Fließgewässern und angrenzenden Grundwasserleitern (hyporheische Zone (HZ), Abb. 2c) ist von großer ökologischer Relevanz. Für viele Fließgewässerorganismen ist sie ein wichtiger Lebens- und Rückzugsraum (BRUNKE & GONSER 1997). Während die Abgrenzung nach oben mit der Sediment-Wasser-Grenze relativ eindeutig ist, ist die untere Grenze schwieriger festzulegen und kann anhand hydrologischer, biogeochemischer oder ökologischer Kriterien definiert werden, die wiederum durch dynamische Prozesse gesteuert werden. Daher ist die räumliche Ausdehnung der HZ zeitlich variabel und abhängig von den bei der Definition herangezogenen Kriterien. Der dynamische Austausch von Wasser, Energie (Temperatur) und Stoffen zwischen Grund- und Oberflächenwasser über die HZ sowie intensive Stoffumsätze in der HZ haben steile hydrologische, thermische und biogeochemische Gradienten zur Folge (KRAUSE et al. 2011), die die Bedeutung der HZ für die Selbstreinigungskraft von Fließgewässern begründen. Die HZ spielt eine wichtige Rolle in den Kreisläufen von Nährstoffen und Kohlenstoff sowie beim Schadstoff- und Energieumsatz. Aufgrund der Komplexität der Austauschprozesse, ihrer zeitlichen Variabilität und ihrer räumlichen Heterogenität ist das Verständnis der hydrodynamischen

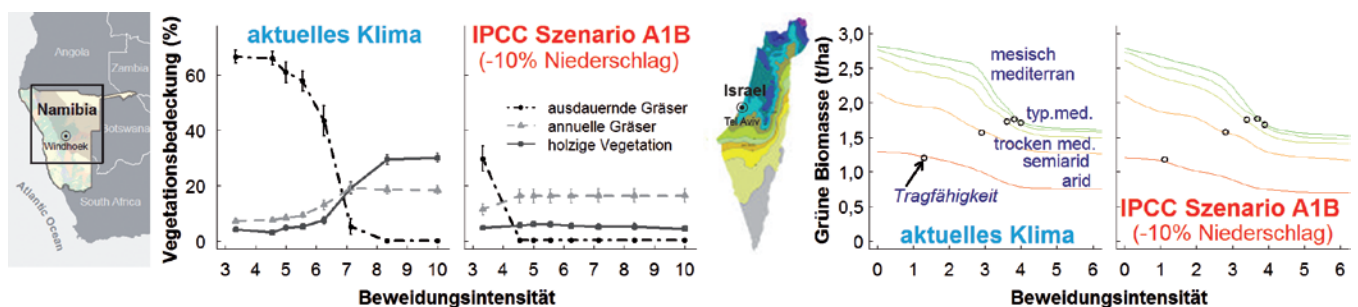


Abbildung 4

Vorhersage von Landdegradierung (Vulnerabilität, JELTSCH et al. 2010b) und Produktivität für (links) afrikanische semiaride Savannen und (rechts) mediterranes Buschland im mittleren Osten, unter Klimawandel und Beweidung auf der Basis prozessorientierter Vegetationsmodellierung (BIOTA Projekt 2010, GLOWA Projekt 2012)

Projection of land degradation (vulnerability, JELTSCH et al. 2010b) and productivity of (left) African semi-arid savannas and (right) Mediterranean shrubland in the Middle East, under climate change and grazing based on process-based vegetation modelling (BIOTA Project 2010, GLOWA Project 2012)

schen, (bio-)geochemischen, (mikro-)biologischen und ökologischen Prozesse in der Übergangszone noch lückenhaft. Eine besondere Herausforderung stellen dabei die unterschiedlichen Zeit- und Raumskalen der Prozesse in den beiden angrenzenden Kompartimenten dar. Während Transportprozesse im freien Wasserkörper sehr dynamisch sind, sind Transportgeschwindigkeiten im Grundwasser um mehrere Größenordnungen geringer. Gleichzeitig sind die biogeochemischen Randbedingungen im Sediment auf Grund kleinräumiger Variationen deutlich heterogener als im darüber liegenden Wasserkörper, was Stoffumsätze begünstigt. Zur Quantifizierung von Austauschflüssen und zur Identifikation von Fließpfaden wird häufig Temperatur als passiver oder aktiver Tracer genutzt (z.B. Thermolanzen, Heat-pulse Sensoren, Distributed Temperature Sensing) (ANGERMANN et al. 2012, BLUME et al. 2013, STONESTROM & CONSTANTZ 2003). Biogeochemische Umsatzprozesse in der hyporheischen Zone können mit 2-dimensionalen Porenwassersammlern, Multi-level-Samplern, Push-Pull-Tests oder planaren Optoden bemessen werden. Abbildung 2c (rechts) zeigt als Beispiel die Resultate einer Stoffumsatzverteilungsmodellierung, mit welcher die biodynamischen Messdaten zusammengeführt wurden, um die Prozesszusammenhänge in der hyporheischen Zone mechanistisch besser zu verstehen (TRAUTH et al. 2013).

2.2.2 Modellierung großskaliger Flusseinzugsgebiete mit dem ökohydrologischen Modell SWIM

Das Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model, KRYSAANOVA et al. 2000, 2014) ist ein häufig genutztes ökohydrologisches Modell und simuliert und berechnet Wasser-, Nährstoff- und Vegetationsprozesse von Einzugsgebieten der Meso- bis Makroskala unter Berücksichtigung der klimatischen und (land-) wirtschaftlichen Verhältnisse und möglicher Rückkopplungen (Abb. 3c). Es ist ein in täglichen Zeitschritten rechnendes Modell, das die Heterogenität eines Einzugsgebietes durch Verschneidung von Landnutzungs-, Bodentypen- und Teileinzugsgebietskarten zu

einer Hydrotopkarte widerspiegelt, unter der Annahme, dass die simulierten Prozesse innerhalb eines Hydrotops gleich sind. Die Klimaparameter Temperatur, Niederschlag, Sonnenstrahlung und relative Luftfeuchte werden unter Berücksichtigung der Höhenlage mittels einer gewichteten inversen Distanzen-Methode zu den Mittelpunkten der Teileinzugsgebiete interpoliert und für die Berechnung der Prozessintensitäten genutzt. Damit ist SWIM ein nützliches Werkzeug zur Abschätzung von Auswirkungen möglicher Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt einer Landschaft, z.B. des Saaleeinzugsgebietes.

Die Saale als größter deutscher Elbe-Nebenfluss (Abb. 5) mit einem Einzugsgebiet von etwa 24.200 km² beheimatet 4,2 Mio. Menschen (FGG-ELBE 2004) und war in den letzten Jahrzehnten einer Vielzahl von politischen, wirtschaftlichen und klimatischen Veränderungen ausgesetzt, die sich auch in der Entwicklung der Qualität des Flusswassers widerspiegeln. Die Stilllegung vieler Industriebetriebe sowie eine effizientere Abwasserbehandlung nach der politischen Wende in Deutschland führten zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Potenzials des Flusses (LINDENSCHMIDT 2005). Aufgrund möglicher Änderungen der klimatischen Verhältnisse im Saaleeinzugsgebiet in den kommenden Jahrzehnten und einer allgemein prognostizierten Temperatur- sowie einer Niederschlagsabnahme speziell in den Sommermonaten (WECHSUNG et al. 2005) könnte sich dieser positive Trend durch Intensivierung von Stoffumsetzungsprozessen sowie fehlende Verdünnung im Flusswasser jedoch umkehren. Die Modellierung der Auswirkungen sich ändernder Umweltbedingungen auf das Flussökosystem mit Hilfe eines kalibrierten Modells des Einzugsgebietes (Abbildung 5 zeigt Beispielergebnisse aus HESSE et al. 2012) kann dabei helfen, mögliche Folgen von Klima und Managementänderungen abzuschätzen und im Rahmen der Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung des Flussgebietes Anpassungsstrategien zu entwickeln sowie deren Nutzen zu testen.

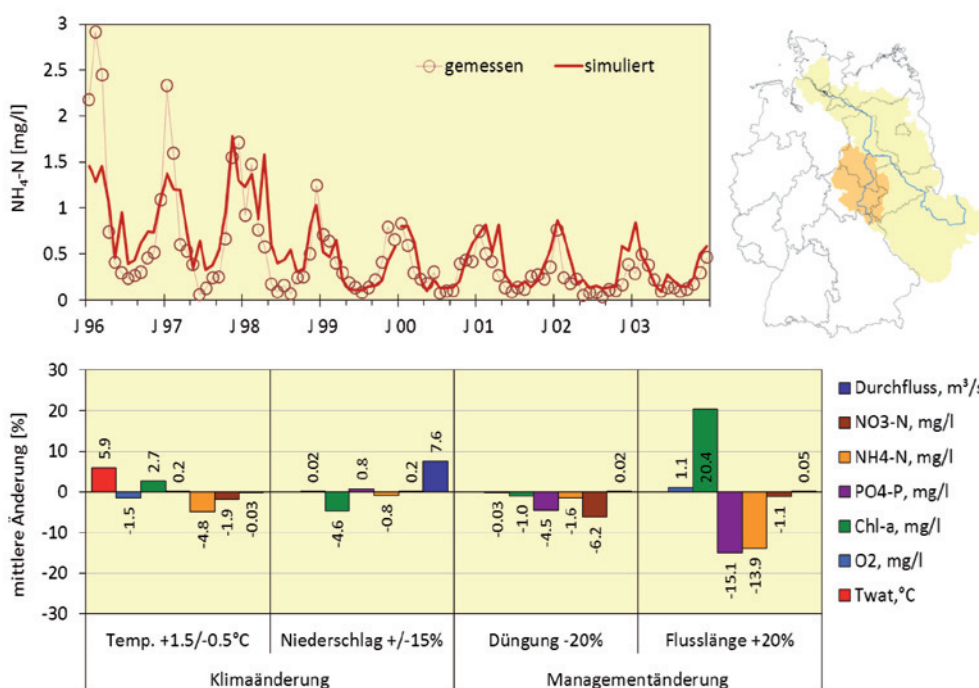


Abbildung 5

Oben: Ammonium-Stickstoff im Saaleeinzugsgebiet (dunkelgrau) innerhalb des Elbeeinzugsgebietes (hellgrau) simuliert mit SWIM; unten: prozentuale Änderung der Modellergebnisse bei geänderten Klima- oder Landnutzungsbedingungen
Top: Ammonium concentration simulated using SWIM for the Saale catchment (dark grey) as part of the Elbe catchment (light grey); bottom: percentual change of SWIM output with changed climate or land use conditions

2.2.3 Integrierte ökohydrologische und hydraulische Modellierung zur Beschreibung aquatischer Ökosysteme

Die Charakteristika eines Flusseinzugsgebiets und das Vorkommen von aquatischen Organismen sind eng miteinander verknüpft. Um die Auswirkungen von Umweltänderungen wie Klima- und Landnutzungswandel auf aquatische Ökosysteme zu untersuchen, wurde ein integrierter Modellansatz entwickelt, welcher auf drei hintereinandergeschalteten Ebenen das Einzugsgebiet, das Fließgerinne und das aquatische Habitat berücksichtigt (Abb. 3b). Abfluss- und Sedimentzeitreihen werden von dem ökohydrologischen Modell SWAT (ARNOLD et al. 1998) an das hydraulische Modell HECRAS (USACE 2010) transferiert. Die berechneten hydraulischen Parameter werden an ein Arealmodell übergeben, mit dessen Hilfe Artenverbreitungen von benthischen Makroinvertebraten in Abhängigkeit von hydrologischen, klimatischen und topographischen Variablen berechnet werden. Je nach Fragestellung kann diese Modellkaskade durch die Auswahl und Anzahl der Modelle und Parameter angepasst werden. Der Modellansatz wurde bereits erfolgreich in den deutschen Tiefland-Einzugsgebieten der Kieltau (JÄHNIG et al. 2012, KIESEL et al. 2009, 2013) und Treene (KUEMMERLEN et al. 2014) sowie im chinesischen Changjiang-Einzugsgebiet (KUEMMERLEN et al. 2012, SCHMALZ et al. 2012) getestet und angewendet. Hydrologische Veränderungen, z.B. durch Klima- und Landnutzungswandel, und ihre Auswirkungen auf die Verbreitung von benthischen Makroinvertebraten können ebenfalls als mögliche Verschiebungen der Verbreitungsgebiete abgebildet werden. Die Herausforderungen bei der Anwendung sind die Erfassung einer adäquaten Datenlage aller beteiligten Disziplinen für das gleiche Untersuchungsgebiet – möglichst in gemeinsamen Feldkampagnen – sowie die unterschiedlich benötigte räumliche und zeitliche Datenaufösung und Skalen bei der hydrologischen und ökologischen Modellierung.

2.2.4 Ökohydrologische Wasser- und Landdegradierung im Cerrado, Brasilien

Ökohydrologische Interaktionen in Folge von exzessiver Bodenerosion auf landwirtschaftlich stark modifizierten Flächen können speziell in tropischen Gebieten einen großen Einfluss auf die Fruchtbarkeit und zukünftige Nutzbarkeit der Böden haben, wie dies z.B. im Cerrado geschieht. Der Cerrado ist neben dem Amazonasgebiet das zweitgrößte Biom in Brasilien und ursprünglich gekennzeichnet durch semiaride bis tropisch gemäßigte Gras-, Strauch- und Waldsavannen (Abb. 6). Es ist unter den 25 bedeutendsten Biodiversitätshotspots gelistet (SPAROVEK et al. 2012). Wegen der sehr nährstoffarmen Böden und der lang anhaltenden Trockenzeiten war die Region bis in die 1980er Jahre landwirtschaftlich fast gar nicht erschlossen. Durch die Einführung trockenresistenten Saatgutes und gezielter staatlicher Subventionsprogramme wurde innerhalb der letzten 20 Jahre der natürliche Cerrado in Agrarflächen (hauptsächlich Soja, Mais, aber

auch Weide und Energieplantagen) umgewandelt. Durch die extreme Intensivierung der Landnutzung kam es zu signifikanten Änderungen von boden-physikalischen und -chemischen Parametern (HUNKE et al. 2013), wie z.B. einer signifikanten Abnahme der mittleren hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 6) und Zunahme von Schluffanteilen, Lagerungsdichte, pH-Wert, Phosphor- und Kaliumgehalt im Oberboden. Dadurch bedingt ist ein verändertes Abflussverhalten zu sehen, mit erhöhtem Oberflächenabfluss nach Starkregen, vermehrter Bodenerosion (verstärkt durch die zeitweilige Offenlegung des Oberbodens nach der Ernte), großflächiger Gullyformierungen bis hin zur Erosion ganzer Hänge (Abb. 6) sowie verstärktem Eintrag von Schadstoffen (gelöst und partikulär gebunden, Nährstoffe und Pestizide) in die zuvor pristinen Gewässer. Die besondere wissenschaftliche Herausforderung ist die Analyse und Projektion der Konsequenzen der Wasser- und Landdegradierung für das Gesamtökosystem Cerrado unter Berücksichtigung der enormen Geschwindigkeit der Veränderung auf einer Fläche sechsmal so groß wie die BRD (ECHO-Projekt 2013). Von besonderer Bedeutung sind ungünstige Klimaprojektionen: nach MARENGO et al. (2009) wird eine über dem globalen Durchschnitt liegende Erwärmung von bis zu 7,5 °C bis 2080 projiziert. Kombiniert mit dem Landnutzungswandel sind die Veränderungen für den Wasser- und Nährstoffhaushalt der Vegetation, die nachhaltige Fruchtbarkeit und damit Nutzbarkeit der fragilen Böden für die Landwirtschaft, den Kohlenstoffhaushalt und dem Erosionsverhalten der tropischen Böden und der Degradierung der Wasser- und Landressourcen derzeit nicht absehbar.

2.3 Ökohydrologie der Seensysteme

Die Ökohydrologie von Seen und Talsperren ist längst nicht nur ein Teilgebiet der Limnologie, also der Wissenschaft von Binnengewässern, deren Stoff- und Energiehaushalt, biologisch-ökologische Struktur und Funktion sie erforscht. Ökohydrologische Forschung integriert vielmehr die Wasser-, Nähr- und Schadstoffeinträge über verschiedene Pfade (Zuflüsse, Grundwasser, Oberflächenabfluss, atmosphärische Deposition) aus dem Gesamteinzugsgebiet eines Sees und analysiert deren Auswirkungen auf Stofftransport- und -umsatzprozesse und Habitatveränderungen

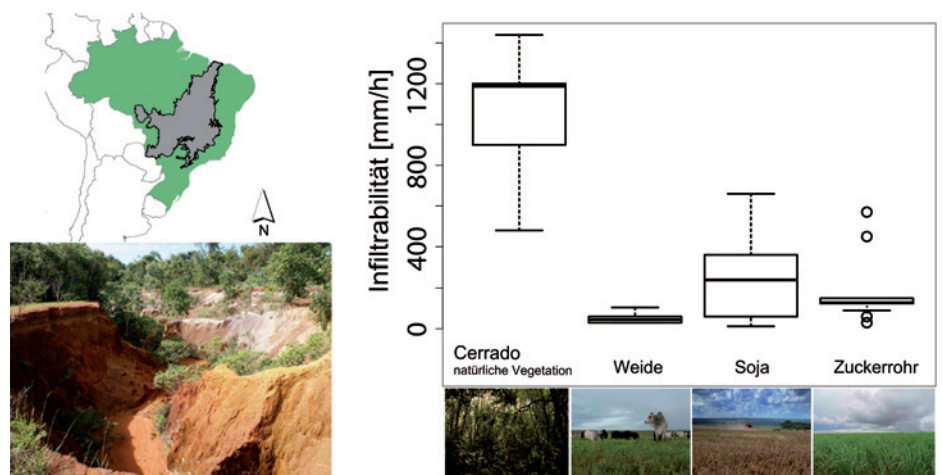


Abbildung 6

Links: Lage des Cerrados und Gullyerosion auf vormals landwirtschaftlich genutztem Feld; rechts: Veränderung der Infiltrationsrate bei unterschiedlicher Bodennutzung

Left: Location of Cerrado and Gully erosion in a former agricultural field; right: Change of infiltration rate under different land uses

im See. Je nach Betrachtungsebene können Seen (insbesondere durchflossene Seen) entweder als eigenständige Einheiten untersucht oder als integraler Bestandteil von Flusskorridoren betrachtet werden; der Übergang zu den in Kapitel 2.2 gegebenen Forschungsschwerpunkten ist daher gleitend.

Bei der Gesamtbetrachtung der Seen spielen speziell auch die Nährstoffeinträge aus Grundwasserströmungen eine wichtige Rolle bei der Entstehung von Eutrophierung, welche lange Zeit nicht angemessen berücksichtigt wurden (Abschnitt 2.3.1); weitere Forschungsschwerpunkte umfassen die Untersuchung des Einflusses von Mückenlarven (Chironomiden) auf Stofftransport- und umsatzprozesse an der Sediment-Wasser-Grenze von Seen (Abschnitt 2.3.2).

2.3.1 Grundwasser – die vernachlässigte Komponente in der Nährstoffbilanz von Seen

Die Eutrophierung von Seen und Flüssen ist nach wie vor eine der größten menschengemachten Veränderungen unserer Oberflächengewässer. Um seeinterne Prozesse zu verstehen, zukünftige Szenarien zu modellieren und effektive Management-Maßnahmen durchzuführen, ist es notwendig, die Relevanz der verschiedenen Nährstoffquellen zu verstehen. Eine Grundlage für Nährstoffbilanzen sind Wasserbilanzen, wobei der Grundwasserterm die am schwierigsten zu bestimmende Größe ist. Eine Abschätzung kann mit unterschiedlichen Verfahren erfolgen (Temperatur als Tracer, stabile Isotope, Seepage-Meter, Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet, Modellierung). Für Nährstoffbilanzen müssen darüber hinaus Konzentrationsschwankungen der verschiedenen Eintragspfade bestimmt werden. Da die Erfassung des Nährstoffeintrags über den Grundwasserpfad extrem schwierig und aufwändig ist, wird diese Größe in Nährstoffbilanzen oft vernachlässigt. Am Arendsee in Sachsen-Anhalt zum Beispiel haben Untersuchungen gezeigt, dass das Grundwasser mit mehr als 50 % zur externen Phosphorbelastung des Sees beiträgt (Abb. 2d). Nach wie vor ist es eine große Herausforderung, die vielfach intensiven kleinräumlichen Heterogenitäten des Grundwasserzustroms und der Nährstoffkonzentrationen zu erfassen (MEINIKMANN et al. 2013). Der Hochrechnung von lokalen Messergebnissen auf einen gesamten See müssen daher Untersuchungen in ausreichender Auflösung zugrunde liegen. Ein Schwerpunkt dieser Thematik zielt darauf ab, das generelle Exfiltrationsmuster zu erfassen und die relevanten hydrodynamischen und biogeochemischen Mechanismen an der reaktiven Grundwasser-See Grenzzone zu erfassen.

2.3.2 Kleine Larve, große Wirkung

Makrozoobenthos-Organismen wie die Larven der Mücke *Chironomus plumosus* legen im Sediment U-förmige Wohnröhren (Durchmesser 1,5–2 mm, bis in 20 cm Sedimenttiefe) an und pumpen Seewasser durch diese Röhren, um zu atmen und Nahrung (Plankton) aus dem Wasser zu filtrieren (Abb. 2e, links). Sie verändern das biogeochemische Milieu im Sediment, indem sie Sauerstoff in tiefe Sedimenthorizonte eintragen und reduzierte Substanzen in den Wasserkörper abtransportieren (LEWANDOWSKI et al. 2005). ROSKOSCH et al. (2011) haben verschiedene Methoden für die Messung der Stoffflüsse entwickelt (Particle Image Velocimetry, Tracer Tests, Sauerstoff- und Flow-Mikrosensoren). Eine einzelne Larve pumpt ca. 60 mL h⁻¹ durch die Wohnröhren und ein kleiner Teil wird advektiv durch das umliegende Sediment transportiert. Bei typischen Individuen-

ichten ergeben sich Pumpraten von 1 m³ m⁻² d⁻¹. Das heißt, das gesamte Wasservolumen eines durchschnittlich 5 m tiefen Flachsees wie dem Müggelsee wird alle 5 Tage einmal durch das Sediment gepumpt (ROSKOSCH et al. 2011). Auswirkungen dieser Pumpleistung wurden bislang nicht quantifiziert. Berücksichtigt man, dass *C. plumosus* Larven effiziente Filtrierer sind, muss von einem erheblichen Fraßdruck auf das Phytoplankton ausgegangen werden. Obwohl die Größenordnung mit der Filtrierleistung des Zooplanktons vergleichbar ist, wurde sie bei Ökosystembetrachtungen bislang vernachlässigt. Der Wechsel von Pump- und Ruhephasen führt zu Redoxfluktuationen im Sediment, die den mikrobiellen Umsatz stimulieren. Mit zweidimensionalen Porenwassersammlern ist es gelungen, die biogeochemischen Bedingungen in der Umgebung der Wohnröhren zu erfassen (LEWANDOWSKI et al. 2007). Gekoppelte hydrodynamische und biogeochemische Modelle können genutzt werden, um die relevanten Prozesse und deren Wechselwirkung zu untersuchen (Abb. 2e, Mitte). Je nach Sedimentzusammensetzung (eisenreich, eisenarm) können die Aktivitäten der Chironomiden zu einer erhöhten Phosphat-Freisetzung oder -Festlegung führen (Abb. 2e, rechts). Langzeiteffekte auf die Phosphat-Festlegung sind bislang unzureichend untersucht. Die zentrale Hypothese der Untersuchungen ist, dass röhrenbauende Makrozoobenthos-Organismen wie Chironomiden Schlüsselorganismen in aquatischen Nahrungsnetzen sind und die Wasserqualität und Trophie von Flachseen über die biogeochemischen Kreisläufe und die Planktodynamik massiv beeinflussen.

2.4 Ökohydrologie der Küstengebiete und tidebeeinflusster Flussunterläufe

Die Ökohydrologie von Küstengebieten und Ästuaren wird von den stromaufwärts gelegenen Einzugsgebieten und den Zuströmen von salzigem Grundwasser und Brackwasser bestimmt und ist durch Feuchtgebiete im Übergangsbereich geprägt wie z.B. Salzwiesen, im Gezeitenbereich liegende Marschen und Mangrovensümpfe, und Korallenriffe (FOHRER & CHICHARO 2012, WOLANSKI 2007). Diese Feuchtgebiete sind von besonders starken Interaktionen zwischen der salz-toleranten Vegetation, den dauerhaft saturierten Bodenbedingungen und der Morphologie gekennzeichnet, die Form und Struktur des Ökosystems bedeutend beeinflussen. Die englischsprachige Literatur fasst dies zunehmend unter dem Begriff *tidal ecogeomorphology* (FAGHERAZZI et al. 2004) zusammen, was auf die besondere Rolle der Bodenformationen für das Fortbe- und Entstehen von Salzmarschen verweist. Küstenregionen haben als Brutplätze eine besondere ökologische und für die Fischerei eine ökonomische Bedeutung. In den folgenden zwei Abschnitten wird auf die Interaktionen von klimabedingtem Meeresspiegelanstieg und verändertem salzhaltigem Grundwassereinstrom auf die Landnutzung der Nordseeküste und die Veränderungen der Ufervegetation im tidebeeinflussten Teil der Elbe eingegangen.

2.4.1 Ökohydrologische Modellierung der Küstenlandschaften an der Nordsee

Küstenlandschaften sind besonders stark durch die Folgen des Klimawandels betroffen. Die Erhöhung des Meeresspiegels macht Sturmfluten und Deichüberströmungen wahrscheinlicher, worauf mit Anpassungen des aktuellen Deichausbaus reagiert wird (NLWKN 2007). Für die Nordseeküste werden zunehmende Winterniederschläge und trockenere Sommer prognostiziert (HUANG et al. 2012), was zu Winterüberschwemmungen und einem Zustrom salzigen Grundwassers in das Hinterland führen

kann (DE LOUW et al. 2010, OUDE ESSINK et al. 2010). Dies stellt Wassermanagement und Landnutzung im Hinterland vor erhebliche Herausforderungen und schränkt die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der stark überprägten Kulturlandschaft ein.

Innerhalb des Projektes COMTESS (2013) wird derzeit ein gekoppeltes Modell entwickelt, welches die Reaktionen des Wasserhaushaltes auf Meeresspiegelanstieg, Änderung der Niederschlagsverteilung und die davon abhängigen Reaktionen der Vegetation und der Landnutzung für Vorhersagen bis 2100 modelliert (Abb. 3e).

Salzwasserintrusion, Deichüberströmung und die Aussüßung für bestimmte Standorte des Hinterlandes werden mit einem physikalisch-basierten Modell untersucht (FEFLOW, DIERSCH 1998). Mit einem konzeptionellen Modellansatz (GSFLOW-MT-3DMS, MARKSTROM et al. 2008, ZHENG et al. 2010), in das die Ergebnisse des prozessbasierten Modells als Randbedingungen eingehen, können dann mesoskalige Küsteneinzugsgebiete modelliert werden. Analog dazu werden statistische Modelle zuerst zur flächigen Vorhersage der Habitatsignung für verschiedene Pflanzenarten verwendet. Diese Vorhersagen werden dann korrigiert durch beispielhafte Ergebnisse eines individuenbasierten Modells (IBC-grass_coast, MAY et al. 2009, WEISS et al. 2014), das lokale Konkurrenz um Ressourcen, Reaktion auf Salzstress und Sauerstoffmangel im Boden sowie Samenausbreitung abbildet. Die Artenzusammensetzung der Vegetation hängt stark von Grundwasserflurabständen und Salzgehalten im Grund- und Oberflächenwasser ab und führt somit zu Veränderungen der möglichen Landnutzung. Gleichzeitig wirkt die Vegetation durch Evapotranspirationsraten und Oberflächenrauigkeit auf hydrologische Prozesse. So führt z.B. Evapotranspiration in Trockenperioden zu einer verstärkten Versalzung des Bodens. Diese Rückkopplung zwischen Gebietshydrologie und Vegetation erfolgt durch eine iterative Kopplung beider Modellansätze. Hierfür gehen Ergebnisse der hydrologischen Modellierung zu Gebietswasserständen und Salzgehalten als Prädiktoren in die ökologischen Modelle ein. Die vorhergesagte Artenzusammensetzung mit

ihren für Evapotranspiration und Rauigkeit relevanten Arteeigenschaften wiederum sind Eingangsgrößen für das hydrologische Modell im nächsten Modellzeitschritt (Abb. 3e, rechts).

2.4.2 Analyse abiotischer und biotischer Treiber der Röhrichtentwicklung in tidebeeinflussten Bereichen

Die natürliche Ufervegetation an gezeitenbeeinflussten Gewässern liefert wichtige Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen: sie dient als Lebensraum, filtert feste und gelöste Stoffe aus dem Wasser und stellt einen Erosionsschutz für die Flussufer dar (MITCH & GOSSELINK 2000). In vielen Flüssen gefährden Landwirtschaft, Wasserbau und Wasserwirtschaft die Struktur, Artenzusammensetzung und Funktionalität der Marschvegetation. Die globale Erwärmung könnte zusätzliche Risiken, wie zum Beispiel eine Änderung des Wasserspiegels, eine Vergrößerung des Tidenhubs und eine daraus resultierende Verschiebung der Salinitätszonen beinhalten (ENGELS & JENSEN 2010). Hierdurch kann die Dynamik der Ufer- und Vorlandvegetation beeinflusst und die Röhrichtgürtel können verschmälert oder fragmentiert werden. Ob und wie weit es zu Änderungen der Vegetation und ihrer Funktionsfähigkeit kommen wird, ist aufgrund der hohen Dynamik des Systems und einer Änderung der maßgeblichen Prozesse schwer vorherzusagen.

Um ein besseres Verständnis für die kausalen Wirkungszusammenhänge zwischen der Vegetation und dem hydrodynamischen Gezeitenregime zu entwickeln, werden die Ausbreitung, das Wachstum und die Vitalität zweier Röhrichtarten (*Phragmites australis* und *Bolboschoenus maritimus*) beispielhaft in zwei Untersuchungsgebieten entlang der Elbe untersucht (Abb. 7, links). Parallel werden Temperatur, Lichtintensität, Strömungsgeschwindigkeit in und außerhalb der Vegetation, Überflutungshöhe, -dauer und -frequenz und Salzgehalt des Bodenwassers gemessen. Aus den Geländedaten werden mit Hilfe statistischer Analysen die Rückkopplungen zwischen Vegetation und den abiotischen Standortfaktoren ermittelt. Die Kopplung eines dynamischen Vegetationsmodells mit der raumzeitlichen Dynamik verschiedener Standortfaktoren ermöglicht es herauszufinden,

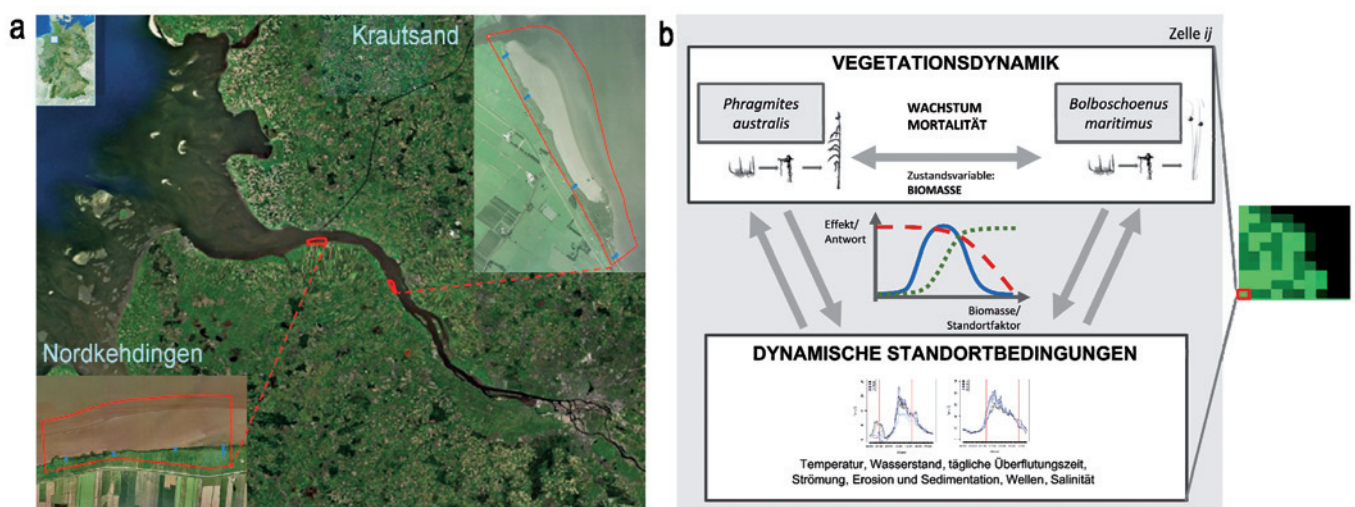


Abbildung 7

Links: Lage der Untersuchungsgebiete und Transekte; rechts: Modellübersicht: Kopplung der Vegetationsdynamik mit dynamischen Standortbedingungen über Effekt- und Antwortfunktionen

Left: Location of research areas and transects; right: Model concept: connection of vegetation dynamics with abiotic habitat conditions through effect and response curves

welche Prozesse die räumlichen Muster der Röhrichtvegetation erklären und Informationen über die kausalen Wirkungszusammenhänge der Vegetationszonierung und -dynamik im Vorland zu erhalten (Abb. 7, rechts). Letztendlich kann diese Art der Modellierung einen Ausblick darauf ermöglichen, wie sich die Tide-röhrichte bei klimawandelinduzierten Änderungen in lokalen Bedingungen und Prozessdynamiken entwickeln und helfen, besonders klimasensitive Vorlandbereiche zu identifizieren (www.kliwas.de).

3 Analyseansätze zu ökohydrologischer Komplexität

3.1 Skalierungsfragen in der Ökohydrologie

Die beschriebenen ökohydrologischen Forschungsschwerpunkte machen bereits die weite Spannbreite der räumlichen und zeitlichen Skalen deutlich; Abbildung 8 fasst die zugehörigen Raum- und Zeitskalen der 14 vorgestellten Schwerpunkte aus Kapitel 2 zusammen. Skalierungsfragen, insbesondere die Übertragung von gewonnenen Erkenntnissen auf eine kleinere oder größere Skalenebene, stehen in der Hydrologie und Ökologie seit langem im Vordergrund der Forschung (z.B. BLÖSCHL 1996, LEVIN 1992). Die Skalierungsfrage in der Ökohydrologie wird dadurch erschwert, dass die gekoppelten Prozesse aus beiden Disziplinen nicht zwangsläufig auf denselben kritischen Skalen in Raum und Zeit ablaufen. So können z.B. die kleinskaligen Wachstumsprozesse von Wurzeln einen signifikanten Einfluss auf das Abflussverhalten von Einzugsgebieten haben (2.1.3 und 2.1.4) oder Makrozoobenthos-Organismen in ihren Wohnröhren die Biogeochemie ganzer Seenkörper und damit auch der unterliegenden Einzugsgebiete beeinflussen (2.3.2). Umgekehrt führen Vegetations- oder Habitatveränderungen, welche auf größeren Gebieten ablaufen, oft zu Änderungen des hydrologischen Ver-

haltens auf der Hangskala, wie z.B. die Effekte von Landnutzungsintensivierung (Überweidung, Abholzungen) auf Degradierungsprozesse des Oberbodens zeigen (2.1.5, 2.1.6, 2.2.4).

Nicht selten gibt es gekoppelte Prozesse, die auf sehr unterschiedlichen Zeitskalen ablaufen, wie z.B. die schnell und sporadisch auftretenden Niederschlags-Abfluss-Prozesse, der Zwischenabfluss und die eher kontinuierlich und bedeutend langsamer fortschreitenden ökologischen Wachstumsprozesse. Hierdurch unterscheidet sich die Skalendarstellung in Abbildung 8 grundlegend von vergleichbaren Abbildungen mit nur hydrologischen (z.B. BLÖSCHL 1996) oder ökologischen Prozessen (z.B. DELCOURT & DELCOURT 1988); d.h. die Spannbreite der betrachteten, relevanten Skalen wird wesentlich größer.

Abbildung 8 macht deutlich, dass bei den meisten Schwerpunkten ein Skalenkontinuum zu betrachten ist, so werden Prozesse im Flusskorridor und/oder in Tidebereichen und an der Schnittstelle Grundwasser-Oberflächenwasser (z.B. 2.2.1, 2.2.3, 2.4.2) von einem besonders weiten Skalenbereich (sowohl räumlich als auch zeitlich) bestimmt. Für politische Entscheidungen des Landschafts- und Ressourcenmanagements von Relevanz ist letztendlich die Mesoskala, deren integrierte Bewertung und Analyse der Wirkzusammenhänge wegen unzureichender Messmethodik und -datengrundlagen oft nur oberflächlich erfolgt, und deren nachhaltiges Management daher nicht selten Schwächen aufweist.

3.2 Ökohydrologische Reaktionen, Kaskaden und Rückkopplungen

Es können drei unterschiedliche Komplexitätsansätze abgegrenzt werden, die sich darin unterscheiden, bis zu welchem Grad die beiden Disziplinen Ökologie und Hydrologie an der ökohydrologischen Schnittstelle miteinander integriert werden; dies

gilt gleichermaßen für die hypothesengetriebene Modellierung als auch für in situ Prozessstudien (Abb. 9):

1. Ökohydrologische Reaktionen sind unidirektionale Auswirkungen von biotischen Prozessen auf die Abiotik bzw. umgekehrt. Typische Beispiele dafür sind die Auswirkungen von Vegetationsveränderungen auf bodenhydrologische Prozesse (z.B. 2.2.4) oder die unidirektionale Quantifizierung von Nährstoffexport von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer (2.2.2).
2. Kaskaden stellen im Vergleich zu Reaktionen komplexere Kausalketten dar, wie z.B. die Auswirkungen von Wasser- und Sedimentströmen auf das Flussbett, die hydraulischen Veränderungen auf das Flusshabitat und die sich daraus ergebenden Veränderungen in der Artenausbreitung von benthischen Makroinvertebraten (KUEMMERLEN et al. 2012, 2014; SCHMALZ et al. 2012; 2.2.3). Genau wie bei Reaktionen erfolgt die

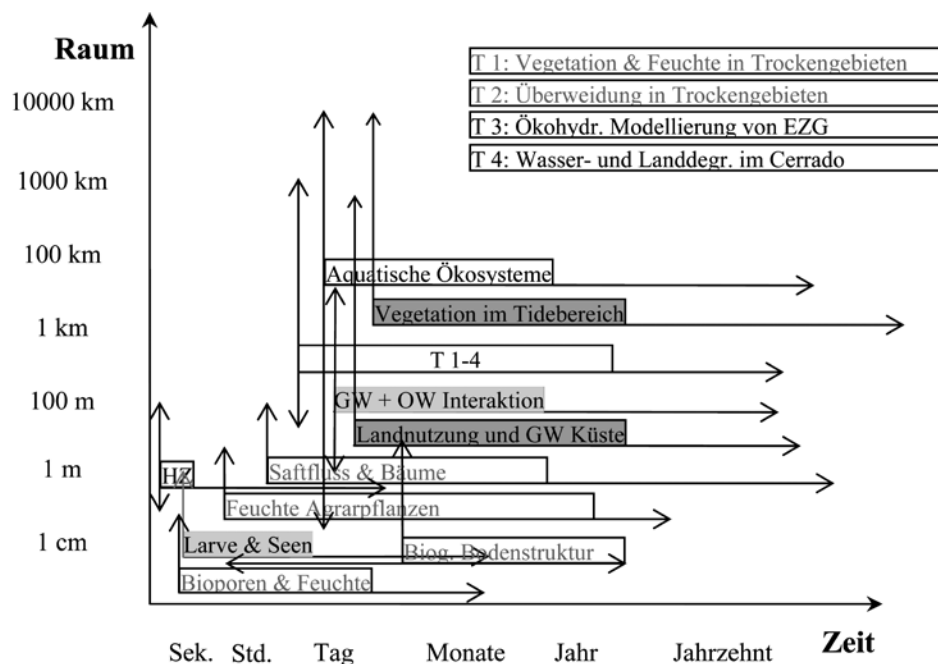


Abbildung 8

Räumliche und zeitliche Skalen der ökohydrologischen Projektbeispiele (Farbkodierung entspricht der Zuordnung zu einer der vier systematischen Forschungsschwerpunkte aus Abbildung 1; FS1: hellgrauer Text, FS2: normaler Text, FS3: hellgrau hinterlegt, FS4: dunkelgrau hinterlegt)

Spatial and temporal scale of ecohydrological research projects (colour coding refers to the four ecohydrological spheres (FS) of Figure 1; FS1: light grey text, FS2: normal text, FS3: light grey shading, FS4: dark grey shading)

Wirkung auch bei Kaskaden nur in einer Richtung; es gibt keine Rückkopplungen.

3. Voll dynamische Rückkopplungen (Synonyme: Wechselwirkung, Interaktion) existieren, wenn eine abiotische Zustandsgröße eine biotische Zustandsgröße verändert, welche wiederum auf den abiotischen Zustand wirkt (oder umgekehrt). Ökohydrologische Rückkopplungen spielen in wasserlimitierten Systemen eine wichtige Rolle, um die Auswirkungen von externen Stressoren, wie z.B. Überweidung oder anhaltende Dürren auf die Reorganisation von Ressourcemonstern gekoppelt an Vegetationsmuster, zu erklären (z.B. 2.1.5-6, JENERETTE et al. 2012, NEWMAN et al. 2006, TURNBULL et al. 2012). Weitere Beispiele für Rückkopplungen sind die Wechselwirkungen zwischen Bioaktivität, Bodenfeuchtereime und hydrologischen Abflussprozessen im Oberboden (z.B. 2.1.4). Man kann des Weiteren zwischen einfacher bzw. direkter Rückkopplung und komplexer Rückkopplung unterscheiden; bei dem ersteren interagieren z.B. die Pflanzen durch verändertes Wurzelwachstum und Infiltrationsrate direkt miteinander, bei dem letzteren ist ein Prozess, z.B. Erosion und sich dadurch ergebene Veränderungen des Bodensubstrates, zwischengeschaltet (Abb. 9).

Positive, also sich selbst verstärkende Rückkopplungsprozesse zwischen Biotik und Abiotik können zu sogenannten katastrophalen Verschiebungen (catastrophic shifts nach SCHEFFER et al. (2001) und SCHEFFER & CARPENTER (2003) oder cusp catastrophe nach TURNBULL et al. (2012)) führen, bei welchen die Resilienzkapazität eines Ökosystems durch einen externen Stressor überschritten wird und die interne Struktur des Systems sich so grundlegend verändert, dass es bei dem Wegfall des externen Stressors nicht mehr in seinen Ausgangszustand zurückkehrt, sondern in einem stabilen alternativen Zustand verbleibt (BEISNER et al. 2003, VAN DE KOPPEL 2001, VAN WESENBECK et al. 2008; s. auch Diskussion zu tipping points, LENTON et al. 2009). Fortschreitende Landdegradierung durch Strauchpropagation (2.1.5, MUELLER et al. 2014), Gullyformationen (2.2.4) und See-eutrophierung sind Beispiele für potenziell katastrophale Verschiebungen, die oft einen enormen ökonomischen Schaden bedeuten und daher aus der Sicht des Land- und Wasserressourcenmanagements besonders wichtig sind.

Die methodischen Ansätze für die Analyse ökohydrologischer Rückkopplungen sind noch in den Anfängen (ASBJORNSSEN et al. 2011, TURNBULL et al. 2012). Wenige Modellsysteme enthalten implizite, numerische Verknüpfungen von ökohydrologischen Rückkopplungsprozessen und wenige Feldkampagnen sind so ausgelegt, dass sie die simultane Erfassung der relevanten Raum- und Zeitskalen ökologischer und hydrologischer Prozesse erlauben. Das liegt unter anderem daran, dass viele empirisch arbeitende Ökohydrologen dazu tendieren, großskalige, kontrollierbare und reproduzierbare Experimente auf statistische Prozess-Muster-Zusammenhänge zu analysieren (HAUSSMANN 2011), wohingegen andere Empiriker in genestetem Design oft an relativ wenigen Probestellen kontinuierlich, in Trockengebieten nur sporadisch, Wasser-

und Stoffflüsse messen (die damit verbundenen Denkansätze wurden in der Einleitung genannt und werden in der aktuellen Studie von HARMAN & TROCH (2013) exzellent diskutiert). Die Diskrepanz zwischen gemessener oder modellierter Raum- und Zeitskala der Datensätze ist vorprogrammiert und erschwert in vielen Fällen eine greifbare Identifizierung und Quantifizierung der vorliegenden Rückkopplungsprozesse.

4 Die wichtigsten Herausforderungen der ökohydrologischen Forschung

Die thematischen Herausforderungen der ökohydrologischen Forschung sind divers und umfassen die Prozessforschung in allen Teilbereichen der ökohydrologischen Forschung mit aktueller Schwerpunktsetzung an deutschen Forschungseinrichtungen u.a. auf die Ableitung von Transpirations- und Verdunstungsinteraktionen für Wald- und Agrarbestände (2.1.1-2), Bioporenformation und Infiltration (2.1.3-4) für Agrarflächen in Zentralmitteleuropa, Degradierungsprozesse in mediterranen und tropischen Regionen Afrikas und Südamerikas durch Überweidung, Dürren und Gullyformationen (2.1.5-6, 2.2.4) und biogeochemische Transferprozesse mit Schwerpunkt auf Nährstoffflüssen innerhalb von Flachland- und Küstenregionen und der hyporheischen Zone des norddeutschen Tieflandes (2.2.1-3, 2.3, 2.4). Vergleichbar wenige Projekte beschäftigen sich dabei explizit mit den Interaktionen von Fauna und Hydrologie (z.B. artenspezifische Infiltrationsmuster durch Bodenorganismen (2.1.4), Landnutzungsänderung und Artenverbreitung von Makroinvertebraten (2.2.3) und Mückenlarven und Wasserqualität (2.3.2).

Durch den Arbeitskreis Ökohydrologie der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft (DHG) wurden die folgenden vier methodischen Herausforderungen identifiziert, die gleichermaßen für alle Bereiche der Ökohydrologie gelten:

1. Wie behandeln wir das multi-disziplinäre, für hydrologische und ökologische Prozesse oft nicht deckungsgleiche Skalenkontinuum in Zeit und Raum?

Abbildung 8 zeigt deutlich, dass die Spannbreite der zu betrachtenden, relevanten Skalen in der Ökohydrologie breiter ist als in den einzelnen Disziplinen Hydrologie und Ökologie, da sich an der Schnittstelle oftmals nicht deckungsgleiche Skalenbereiche für abiotische und biotische Prozesse ergeben (Abschnitt 3.1). Auch wenn die Skalierung von Mustern (z.B. Vegetationsmuster, Bodencharakteristika) und Prozessen (z.B. Wachstumsprozesse, Transferprozesse) und Übertragung von einer Skala auf eine andere in vielen Fällen qualitativ beschreibbar ist, ist sie jedoch auf-

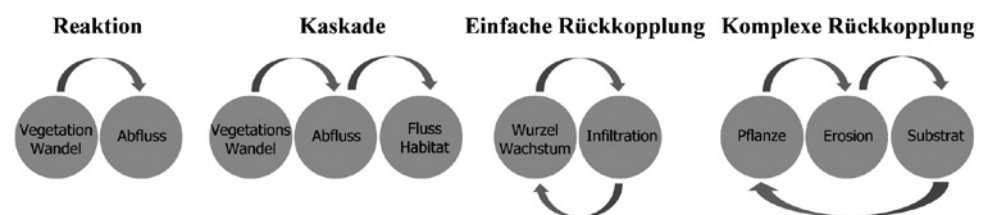


Abbildung 9

Schematische Darstellung von ökohydrologischer Reaktion, Kausalkette und Rückkopplung am Beispiel der Schnittstelle Vegetation-Abfluss
Schematic drawing of ecohydrological reactions, causal cascade and feedback using the example of the interface vegetation-runoff

grund fehlender Datengrundlagen auf der gesamten benötigten Spannbreite oder aufgrund fehlender mathematischer Ansätze oft nicht quantifizierbar. Hier besteht die besondere Herausforderung in der Entwicklung der mathematischen Methodik, z.B. durch die Aufstellung von Transferfunktionen, welche die räumlichen Variabilitäten skalenübergreifend übertragen können (ASBJORNSEN et al. 2011, BRONSTERT et al. 2009, NEWMAN et al. 2006, ZEHE et al. 2014). Lag der Fokus bisher hauptsächlich auf räumlichen Skalen, wird (i) der Skalierung der zeitlichen Variabilität und (ii) den oftmals äußerst unterschiedlichen Zeiträumen, in denen gekoppelte ökohydrologische Prozesse der beiden Disziplinen ablaufen (z.B. die Auswirkungen von Starkregen von einigen Minuten und die Wachstumsprozesse von Flora und Fauna innerhalb von Jahren auf die Degradierung einer Agrarfläche) bisher wenig Beachtung geschenkt – hauptsächlich aufgrund von Defiziten bezüglich der Länge oder der Auflösung vorhandener Zeitreihen.

2. Wie sollen prozessbasierte Modelle entwickelt werden?

Bei dieser Frage dreht es sich sowohl um Modelle, welche zur hypothesengetriebenen Prozessforschung eingesetzt werden, als auch um Prognose- und Szenarienmodelle zu aktuellen oder zukünftigen Stressszenarien wie Landnutzungsänderung oder Klimavariationen. Entscheidend für die Entwicklung der Modellierung ist der Komplexitätsgrad der zu integrierenden ökohydrologischen Prozesse (s. Abschnitt 3.2): inwiefern können Reaktionen, Kaskaden oder explizite Rückkopplungen zwischen Biotik (einschließlich Fauna, welche in heutigen Modellansätzen selten explizit modelliert wird) und Abiotik dynamisch in ein Modell integriert werden? Eine solche Integration und gleichzeitig die Kopplung von Hydrologie und Ökologie wurde perspektivisch mit einem 3D-Modellansatz für ein kleines Wassereinzugsgebiet versucht (GERKE et al. 2013): Die Bilanzierung der zeitlichen Änderungen während der initialen Phase des Einzugsgebiets (SCHAAF et al. 2011) erfolgte dabei über Strukturmodelle der Festphase, von denen die räumlich verteilten Parameter von hydrologischen und ökologischen Modellen abgeleitet werden können.

Nicht alle Prozesse auf den kleinen Skalen können oder müssen jedoch detailliert für mesoskalige Gebiete abgebildet werden. Die Modellentwicklung geht damit parallel einher mit der Skalierungsproblematik: wie kann man die für eine bestimmte zeitliche und räumliche Skala dominanten Prozesse in einem gekoppelten Modellsystem ein- und ausschalten? Hierfür müssten beispielsweise Schwellenwerte für Zustandsgrößen identifiziert werden, welche den Schaltprozess aktivieren. Die entsprechenden Schwellenwerte sind neue Modellparameter, für deren Bestimmung numerische oder in situ Methoden entwickelt werden müssten.

3. Wie gehen wir mit den Unzulänglichkeiten der multi-disziplinären Datengrundlage um?

Wie und vor allem mit welchen Datensätzen können diese Modelle parametrisiert und getestet werden, um sie im nachhaltigen Wasser- und Landressourcenmanagement einzusetzen? Für manche gekoppelten Prozesse liegen noch gar keine oder nur sehr begrenzt Daten vor, so z.B. zu Wechselwirkungen zwischen Fauna und Hydrologie (WESTBROOK et al. 2013 oder s. 2.1.4 zu Einfluss von vergleichsweise kleinen Bodenorganismen auf die Bodenfeuchtedynamik) oder zu biochemischen Transferprozessen vom Wurzelraum durch die ungesättigte oder hyporheische Zone (s. z.B. 2.2.1 für eine Reihe innovativer Messmethoden in der hypo-

rheischen Zone). Dieser Mangel liegt zumeist in der Unzugänglichkeit des Messortes begründet (z.B. unterirdische Wachstumsprozesse) und erfordert verstärkte Innovationen in nicht-invasiven Messmethodiken. Ein Beispiel dafür ist die auf Fluoreszenzemissionen basierende Methode in Kombination mit Neutronenradiographie, welche erstmalig eingesetzt wird, um biogeochemische Parameter in der Wurzelzone parallel zur Wurzelwasseraufnahme und -wachstum zu messen (RUDOLPH et al. 2012).

Langzeitdatensätze zu gekoppelten Prozessen fehlen weitestgehend für alle Skalen der ökohydrologischen Forschung; Plattformen wie das Long Term Ecological Research Network (LTER) für ausgewählte Ökosysteme in den Vereinigten Staaten (z.B. HAVSTAD et al. 2005), Europa und auch speziell für Deutschland (MÜLLER et al. 2010) bilden vereinzelte Ausnahmen, für die kohärente Datensätze für ökologische und hydrologische Prozesse auf den relevanten Skalen für mehr als zwei Jahrzehnte zur Verfügung stehen. Als zukunftsweisend sind auch die 32 weltweiten UNESCO-Referenzprojekte für Ökohydrologie zu nennen, die in Zukunft als Anschauungsobjekte für die Interaktion von Biotik und Abiotik dienen können (FOHRER & SCHMALZ 2012).

Das TERENO-Projekt (seit 2009, 2.1.1) und das Jenaer Biodiversitätsexperiment (seit 2002, 2.1.2) sind als weitere Beispiele der integrierten Feldarbeit in Deutschland zu nennen, und es bleibt zu hoffen, dass sich ihr Ansatz des Langzeitmonitorings durchsetzt, was sowohl die Bereitschaft zu einer substanziellen finanziellen Förderung als auch einer kontinuierlichen Abstimmung beider Disziplinen in der Planung und Durchführung der Experimente voraussetzt.

4. Wie kann ein nachhaltiges Wasser- und Landressourcenmanagement unter regionalem oder globalem Wandel entwickelt werden?

Nahezu alle dargestellten Forschungsschwerpunkte sind methodisch derzeit der Grundlagenforschung zuzuordnen (mit Ausnahme von Teilaspekten der Abschnitte 2.1.6, 2.2.2 und 2.3.2). Es ist anzunehmen, dass das ökohydrologische Systemwissen erst dann von politischen Entscheidungsträgern im nachhaltigen Landschafts-, Wasser- und Ressourcenmanagement eingesetzt wird, wenn es sich als Stand des Wissens etabliert hat (HANNAH et al. 2007, MCCLAIN et al. 2012). Die Ökohydrologie kann eine besondere Rolle in der Bestimmung der Resilienz einer Landschaft spielen: die unter Abschnitt 3.2 diskutierten positiven, also sich selbst verstärkenden Rückkopplungsprozesse zwischen Biotik und Abiotik können unter dem Einfluss von externen Stressszenarien des regionalen und globalen Wandels (Klimaveränderungen, Populationsdruck, Intensivierung der Agrarwirtschaft oder Nutzungsaufgabe) zu möglicherweise katastrophalen Veränderungen oder Dysfunktion eines Landschaftssystems führen (SCHEFFER et al. 2003, TURNBULL et al. 2012). Eine Abschätzung über die Spannbreite der Resilienzkapazität und die möglichen (ökonomischen) Risiken mit Hilfe von Szenarienmodellierung stellt damit eine besonders wichtige Herausforderung dar. Dies könnte z.B. durch eine Kopplung von voll-dynamischen ökohydrologischen Modellsystemen mit agenten-basierten Ansätzen über die Entscheidungsoptionen von Stakeholdern erfolgen (PARKER et al. 2003); Anwendungsbeispiele zu diesem Ansatz gibt es bislang jedoch noch kaum (NELSON et al. 2009). Eine vielversprechende Initiative der IAHS (International Association of Hydrological Sciences), 'Panta Rhei: Changes in Hydrology and Society' mit Schwerpunkt auf transdisziplinärer Wasserforschung hat begonnen (Laufzeit 2013–2022, MONTANARI et al. 2013).

Die angewandte Ökohydrologie als Disziplin kann in Zukunft eine entscheidende Rolle dabei spielen, politische Entscheidungssträger oder Landschaftsmanager daran zu hindern, sich hinter der sogenannten ‚selbstfabrizierten Unwissenheit‘ (engl.: manufactured uncertainty, FAGHERAZZI et al. 2004) zu verstecken, was bislang oft zu Untätigkeit auf der Landschaftsmanagementebene und damit einer nicht-nachhaltigen Nutzung von Wasser- und Landressourcen geführt hat.

Anschriften der Verfasser:

Dr. E.N. Müller, Dr. L. van Schaik, Prof. Dr. A. Bronstert, Dipl.-Geoökol. J. Carus, Dr. T. Graeff, Dipl.-Geoökol. P. Hunke, Dipl.-Geoökol. A. Schibalski
Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Universität Potsdam
Karl-Liebknecht-Str. 24, 14476 Potsdam
enmue@uni-potsdam.de

Dr. L. van Schaik, Dipl.-Geoökol. J. Carus, Prof. Dr. B. Schröder
Umweltsystemanalyse, Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig
Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

Dr. T. Blume
GFZ Deutsches GeoForschungsZentrum, Sektion Hydrologie
Telegrafenberg, 14473 Potsdam

Dr. J.H. Fleckenstein
Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Hydrogeologie
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Prof. Dr. N. Fohrer, Dr. B. Schmalz
Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Institut für Natur- und Ressourcenschutz
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Olshausenstr. 75, 24118 Kiel

Dr. K. Geißler, K. Körner, Dr. D. Lohmann
Institut für Biochemie und Biologie, Vegetationsökologie und Naturschutz, Universität Potsdam
Maulbeerallee 3, 14469 Potsdam

Dr. H.H. Gerke
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. Münchenberg
Institut für Bodenlandschaftsforschung
Eberswalder Straße 84, 15374 Münchenberg

Dipl.-Geoökol. C. Hesse
Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
Telgrafenberg, 14473 Potsdam

Jun.-Prof. Dr. A. Hildebrandt
Ökologische Modellierung, Institut für Geowissenschaften
Friedrich-Schiller-Universität Jena
Burgweg 11, 07749 Jena

Dr. F. Hölker, Dr. J. Lewandowski, K. Meinikmann
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Abteilung Ökohydrologie
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Prof. Dr. B. Schröder
Berlin-Brandenburg Institute of Advanced Biodiversity Research (BBIB)
14195 Berlin

Prof. Dr. B. Tietjen
Institut für Biologie, Freie Universität Berlin
Altensteinstr. 6, 14195 Berlin

Literaturverzeichnis

- ANGERMANN, L., J. LEWANDOWSKI, J.H. FLECKENSTEIN & G. NÜTZMANN (2012): A 3D analysis algorithm to improve interpretation of heat pulse sensor results for the determination of small-scale flow directions and velocities in the hyporheic zone. – *Journal of Hydrology* 475, 1–11
- ARAYA, Y.N., J. SILVERTOWN, D.J. GOWING, K.J. MCCONWAY, H.P. LINDER & G. MIDGLEY (2011): A fundamental, eco-hydrological basis for niche segregation in plant communities. – *The New Phytologist* 189, 253–258
- ARNOLD, J.G., R. SRINIVASAN, R.S. MUTTIAH & J.R. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment part I, model development. – *Journal of American Water Resources Association* 34 (1), 73–89
- ASBJORNSEN, H., G.R. GOLDSMITH, M.S. ALVARADO-BARRIENTOS, K. REBEL & F.P. VAN OSCH (2011): Ecohydrological advances and applications in plant-water relations research: a review. – *Journal of Plant Ecology* 4, 3–22
- BAIRD, A.J. & R.L. WILBY (1999): *Eco-Hydrology: Plants and Water in Terrestrial and Aquatic Environments*. – Routledge, London
- BEISNER, B.E., D.T. HAYDON & K. CUDDINGTON (2003): Alternative stable states in ecology. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 376–382
- BIOPORE-PROJEKT (2011): DFG Projekt 'Linking spatial patterns of anecic earthworm populations, preferential flow pathways and agrochemical transport in rural catchments'; <http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/users/schroeder/biopore/workshop.html>
- BIOTA-PROJEKT (2010): Forschungsprojekt finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung; www.biota-africa.de
- BLAUM, N., C. SEYMOUR, E. ROSSMANITH, M. SCHWAGER & F. JELTSCH (2009): Changes in arthropod diversity along a land use driven gradient of shrub cover in the southern Kalahari: Identification of suitable indicators. – *Biodiversity & Conservation* 18, 1187–1199
- BLÖSCHL, G. (1996): *Scale and scaling in hydrology*. – Habilitationsschrift. – Wiener Mitteilungen. Wasser Abwasser Gewässer 132, Wien
- BLUME, T., S. KRAUSE, K. MEINIKMANN & J. LEWANDOWSKI (2013): Upscaling lacustrine groundwater discharge rates 1 by fiber-optic distributed temperature sensing. – *Water Resources Research* 49, 1–16; DOI: 10.1002/2012WR013215
- BRONSTERT, A., D. KNEIS & H. BOGENA (2009): Interaktionen und Rückkopplungen beim hydrologischen Wandel: Relevanz und Möglichkeiten der Modellierung. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (5), 289–304

- BRUNKE, M. & T. GONSER (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. – *Freshwater Biology* 37 (1), 1–33
- BUTLER, D.R. (1995): *Zoogeomorphology: animals as geomorphic agents*. – Cambridge University Press, New York, USA
- CAOS-PROJEKT (2013): DFG Forschergruppe 1598 CAOS “Catchments as Organised Systems”; www.caos-project.de
- CARDINALE, B.J., K.L. MATULICH, D.U. HOOPER, J.E. BYRNES, E. DUFFY, L. GAMFELDT, P. BALVANERA, M.I. O’CONNOR & A. GONZALEZ (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. – *American Journal of Botany* 98, 572–592
- CLOTHIER, B.E., S.R. GREEN & M. DEURER (2008): Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis. – *European Journal of Soil Science* 59, 2–13
- COMTESS (2013): Nachhaltige Landbewirtschaftung von Küstenräumen: Zielkonflikte bei Ökosystem-Dienstleistungen, Verbundprojekt (FKZ 01LL0911C) des Bundesministerium für Bildung und Forschung; www.comtess.uni-oldenburg.de
- DE BOECK, H.J., C.M.H.M. LEMMENS, H. BOSSUYT, S. MALCHAIR, M. CARNOL, R. MERCKX, I. NIJS & R. CEULEMANS (2006): How do climate warming and plant species richness affect water use in experimental grasslands? – *Plant and Soil* 288, 249–261
- DE LOUW, P.G.B., G.H.P.O. ESSINK, P.J. STUYFZAND & S.E.A.T.M. VAN DER ZEE (2010): Upward groundwater flow in boils as the dominant mechanism of salinization in deep polders, The Netherlands. – *Journal of Hydrology* 394, 494–506; DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.10.009
- DELCOURT, H. & P.A. DELCOURT (1988): Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. – *Landscape Ecology* 2, 23–44
- DIERSCH, H.J.G. (1998): FEFLOW – Reference Manual. – WASY Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH, Berlin
- D’ODORICO, P. & A. PORPORATO (2006): Ecohydrology of arid and semi-arid ecosystems: an introduction. – In: D’Odorico, P. & A. Porporato (Eds) *Dryland Ecohydrology*. – Springer, Utrecht
- DUSEK, J., H.H. GERKE & T. VOGEL (2008): Surface boundary conditions in two-dimensional dual-permeability modeling of tile drain bromide leaching. – *Vadose Zone Journal* 7, 1241–1255
- ECHO-PROJECT Online Resources (2013): Information on the ECHO Project (Feedbacks between ecological and hydrological systems), University of Potsdam, Germany; www.uni-potsdam.de/echo
- ELLERBROCK, R.H. & H.H. GERKE (2004): Characterizing organic matter of soil aggregate coatings and biopores by Fourier transform infrared spectroscopy. – *European Journal of Soil Science* 55, 219–228
- ELLERBROCK, R.H., H.H. GERKE & C. BÖHM (2009): In situ DRIFT characterization of organic matter composition on soil structural surfaces. – *Soil Science Society of America Journal* 73, 531–540
- ENGELS, J.G. & K. JENSEN (2010): Role of biotic interactions and physical factors in determining the distribution of marsh species along an estuarine salinity gradient. – *Oikos* 119, 679–685
- FAGHERAZZI, S., M. MARANI & L.K. BLUM (Eds) (2004): *The Eco-geomorphology of Tidal Marshes*. – American Geophysical Union Coastal and Estuarine Studies 50, Washington DC, 266 S.
- FGG-ELBE (Flussgebietsgemeinschaft Elbe) (2004): Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im Koordinierungsraum Saale. – (B-Bericht); www.fgg-elbe.de
- FOHRER, N. & L. CHICHARO (2012): Chapter 10.06 Interaction of River Basins and Coastal Waters – An Integrated Ecohydrological View. – In: Wolanski, E. & D.D. McLusky (eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science* 10, 109–150; Academic Press, Waltham
- FOHRER, N. & B. SCHMALZ (2012): Das UNESCO Ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet – nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (4), 160–168
- GERKE, H.H. (2012): Macroscopic representation of the interface between flow domains in structured soil. – *Vadose Zone Journal* 11; DOI: 10.2136/vzj2011.0125
- GERKE, H.H. (2006): Preferential flow descriptions for structured soils. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169 (3), 382–400; DOI: 10.1002/jpln.200521955
- GERKE, H.H., J. DUSEK, T. VOGEL & J.M. KÖHNE (2007): 2D Dual-Permeability analyses of a bromide tracer experiment on a tile-drained field. – *Vadose Zone Journal* 6, 651–667
- GERKE, H.H. & J.M. KÖHNE (2004): Dual-permeability modeling of preferential bromide leaching from a tile drained glacial till agricultural field. – *Journal of Hydrology* 289 (1–4), 239–257
- GERKE, H.H., T. MAURER & A. SCHNEIDER (2013): A three-dimensional structure and process model for integrated hydro-geo-pedologic analysis of a constructed hydrological catchment. – *Vadose Zone Journal* 12; DOI: 10.2136/vzj2013.02.0040
- GERKE, H.H. & M.T. VAN GENUCHTEN (1993): A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. – *Water Resources Research* 29, 305–319
- GERKE, H.H. & M.T. VAN GENUCHTEN (1996): Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. – *Advances in Water Resources* 19 (6), 343–357
- GERTEN, D., S. SCHAPHOFF, U. HABERLANDT, W. LUCHT & S. SITCH (2004): Terrestrial vegetation and water balance: hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model. – *Journal of Hydrology* 286, 249–270
- GLOWA-PROJEKT (2012): Forschungsprojekt finanziert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung; www.glowa-jordan-river.de

- GROOTJANS, P., R. VAN DIGGELEN, H.F. EVERTS, P.C. SCHIPPER, J. STREEFKERK, N.P.J. DE VRIES & A. WIERZDA (1993): Linking ecological patterns to hydrological conditions on various spatial scales: case study of small stream valleys. – In: Vos, C.C. & P. Opdam (eds) *Landscape ecology of a stressed environment*. – Chapman & Hall, London, 60–78
- HANNAH, D.M., J.P. SADLER & P.J. WOOD (2007): Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? – *Hydrological Processes* 21, 3385–3390; DOI: 10.1002/hyp.6888
- HANNAH, D.M., P.J. WOOD & J.P. SADLER (2004): Ecohydrology and hydroecology: A 'new paradigm'? – *Hydrological Processes* 18, 3439–3445
- HARMAN, C. & P.A. TROCH (2013): Darwinian hydrology: can the methodology Charles Darwin pioneered help hydrologic science? – *Hydrology and Earth Systems Sciences Discussions* 10, 6407–6444
- HARPER, D., M. ZALEWSKI & D.D.M. HARPER (2008): *Ecohydrology: Processes, Models and Case Studies*. – Cabi Press, Wallingford, 391 S.
- HARTE, J. (2002): Toward a synthesis of the Newtonian and Darwinian worldviews. – *Physics Today* 55, 29–35
- HAUSSMANN, N.S. (2010): Biogeomorphology: understanding different research approaches. – *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 136–138
- KRIS, M., K.M. HAVSTAD, L.F. HUENNEKE & W.H. SCHLESINGER (2005): *Structure And Function Of A Chihuahuan Desert Ecosystem*. – Oxford University Press, UK, 492 pp.
- HESSE, C., V. KRYSANOVA & A. VOß (2012): Implementing In-Stream Nutrient Processes in Large-Scale Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water Quality. – *Environmental Modeling & Assessment* 17 (6), 589–611
- HUANG, S., V. KRYSANOVA & F.F. HATTERMAN (2012): Projection of low flow conditions in Germany under climate change by combining three RCMs and a regional hydrological mode. – *Acta Geophysica*; DOI: 10.2478/s11600-012-0065-1
- HUNKE, P., R. ROLLER, P. ZEILHOFER & E.N. MUELLER (2014): Assessment of water and land degradation phenomena in a heavily modified agricultural landscape in the Cerrado, Brazil. – *Geoderma Regional*, submitted
- HUPET, F., S. LAMBOT, R.A. FEDDES, J.C. VAN DAM & M. VANCLOOSTER (2003): Estimation of root water uptake parameters by inverse modeling with soil water content data. – *Water Resources Research* 39 (11), 1312; DOI: 10.1029/2003WR002046
- HUXMAN, T.E., B.P. WILCOX, D.D. BRESHEARS, R.L. SCOTT, K.A. SNYDER, E.E. SMALL, K. HULTINE, W.T. POCKMAN & R.B. JACKSON (2005): Ecohydrological implications of woody plant encroachment. – *Ecology* 86, 308–319
- JÄHNIG, S.C., M. KUEMMERLEN, J. KIESEL, S. DOMISCH, Q. CAI, B. SCHMALZ & N. FOHRER (2012): Modelling of riverine ecosystems by integrating models: conceptual approach, a case study and research agenda. – *Journal of Biogeography* 39, 2253–2263
- JARVIS, N.J. (2007): A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. – *European Journal of Soil Science* 58, 523–546
- JELTSCH, F., N. BLAUM & N. CLASSEN et al. (2010b): Impacts of landuse and climate change on the dynamics and biodiversity in the Thornbush Savanna Biome. – In: Hoffman, M.T., Schmiedel, U., Jürgens, N. (Eds): *Biodiversity in southern Africa. Volume 3: Implications for landuse and management*. – Klaus Hess Publishers, Göttingen & Windhoek, 33–74
- JELTSCH, F., B. TIETJEN, N. BLAUM & E. ROSSMANITH (2010a): Population and ecosystem modeling of land use and climate change impacts on savanna dynamics. – In: Hill, M.J. & N.P. Hanan *Ecosystem Function in Savannas: Measurement and Modeling at Landscape to Global Scales*. – CRC Press, Boca Raton
- JENERETTE, G.D., G.A. BARRON-GAFFORD, A.J. GUSWA, J.J. McDONNELL & J.C. VILLEGAS (2012): Organization of complexity in water limited ecohydrology. – *Ecohydrology* 5, 184e199; DOI: 10.1002/eco.217
- JOUBERT, D., G.N. SMIT & M.T. HOFFMAN (2012): The role of fire in preventing transitions from grass dominated state to thickened state in arid savannas. – *Journal of Arid Environments* 87, 1–7
- KALBUS, E., F. REINSTORF & M. SCHIRMER (2006): Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. – *Hydrology and Earth System Sciences* 10 (6), 873–887
- KIESEL, J., D. HERING, B. SCHMALZ & N. FOHRER (2009): A trans-disciplinary approach for modelling macroinvertebrate habitats in lowland streams. – *IAHS Publ.* 328, 24–33
- KIESEL, J., B. SCHMALZ, G.L. BROWN & N. FOHRER (2013): Application of a hydrological-hydraulic modelling cascade in lowlands for investigating water and sediment fluxes in catchment, channel and reach. – *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 61 (4), 334–346
- KING, E.G. & K.K. CAYLOR (2011): Ecohydrology in practice: strengths, conveniences, and opportunities. – *Ecohydrology* 4, 608–612; DOI: 10.1002/eco.248, 2011
- KÖCHY, M., M. MATHAJ, F. JELTSCH & D. MALKINSON (2008): Resilience of stocking capacity to changing climate in arid to Mediterranean landscapes. – *Regional Environmental Change* 8, 73–87
- KÖHNE, J.M. & H.H. GERKE (2005): Spatial and temporal dynamics of preferential tracer movement towards a tile drain. – *Vadose Zone Journal* 4, 79–88
- KÖHNE, J.M., S. KÖHNE & J. SIMUNEK (2009): A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. – *Journal of Contaminant Hydrology* 104 (1–4), 4–35
- KRAUSE, S., D.M. HANNAH, J.H. FLECKENSTEIN, C.M. HEPPELL, D. KAESER, R. PICKUP, G. PINAY, A.L. ROBERTSON & P.J. WOOD (2011): Inter-disciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone. – *Ecohydrology* 4 (4), 481–499
- KRYSANOVA, V., F.F. HATTERMANN, S. HUANG, C. HESSE, T. VETTER, S. LIERSCH, H. KOCH & Z.W. KUNDZEWICZ (2014): Modelling climate and land-use change impacts with SWIM:

- lessons learnt from multiple applications. – *Hydrological Sciences Journal*; DOI: 10.1080/02626667.2014.925560
- KRYSANOVA, V., F. WECHSUNG, J. ARNOLD, R. SRINIVASAN & J. WILLIAMS (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model): User Manual. – PIK Report Nr. 69, Potsdam
- KUEMMERLEN, M., S. DOMISCH, B. SCHMALZ, Q. CAI, N. FOHRER & S.C. JÄHNIG (2012): Integrierte Modellierung von aquatischen Ökosystemen in China: Arealbestimmung von Makrozoobenthos auf Einzugsgebietsebene. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (4), 185–192
- KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, B. GUSE, Q. CAI, N. FOHRER & S.C. JÄHNIG (2014): Integrating catchment properties in small scale distribution models of stream macroinvertebrates. – *Ecological Modelling* 277, 77–86
- LARSBO, M. & N. JARVIS (2005): Simulating solute transport in a structured field soil: Uncertainty in parameter identification and predictions. – *Journal of Environmental Quality* 34, 621–634
- LENTON, T.M., H. HELD, E. KRIEGLER, J.W. HALL, W. LUCHT, S. RAHMSTORF & H.J. SCHELLNHUBER (2008): Tipping elements in the Earth's climate system. – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105, 1786–1793
- LEUE, M., R.H. ELLERBROCK & H.H. GERKE (2010): DRIFT mapping of organic matter composition at intact soil aggregate surfaces. – *Vadose Zone Journal* 9, 317–324
- LEVIN, S.A. (1992): The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. – *Ecology* 73, 1943–1967
- LEWANDOWSKI, J. & M. HUPFER (2005): Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. – *Limnology and Oceanography* 50, 1106–1118
- LEWANDOWSKI, J., C. LASKOV & M. HUPFER (2007): The relationship between *Chironomus plumosus* burrows and the spatial distribution of pore-water phosphate, iron and ammonium in lake sediments. – *Freshwater Biology* 52, 331–343
- LINDENSCHMIDT, K.-E. (2005): River water quality modelling for river basin and water resources management with a focus on the Saale River, Germany. – *Habilitationschrift*, BTU Cottbus
- LOHMANN, D., B. TIETJEN, N. BLAUM, D.F. JOUBERT & F. JELTSCH (2012): Shifting thresholds and changing degradation patterns: Climate change effects on the simulated long-term response of a semi-arid savanna to grazing. – *Journal of Applied Ecology* 49, 814–823
- LUO, L., H. LIN & S. LI (2010): Quantification of 3-D soil macropore networks in different soil types and land uses using computed tomography. – *Journal of Hydrology* 393, 53–64
- MARKSTROM, S.I., R.G. NISWONGER, R.S. REGAN, D.E. PRUDIC & P.M. BARLOW (2008): GSFLOW-Coupled Ground-Water and Surface-Water Flow Model Based on the Integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005). – *US Geological Survey Techniques and Methods* 6, 240 pp.
- MARQUARD, E., A. WEIGELT, V.M. TEMPERTON, C. ROSCHER, J. SCHUMACHER, N. BUCHMANN, M. FISCHER, W.W. WEISSER & B. SCHMID (2009): Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. – *Ecology* 90, 3290–3302
- MARENGO, J.A., R. JONES, L.M. ALVES & M.C. VALVERDE (2009): Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modelling system. – *International Journal of Climatology* 29 (15), 2241–2255
- MAY, F., V. GRIMM & F. JELTSCH (2009): Reversed effects of grazing on plant diversity: the role of below-ground competition and size symmetry. – *Oikos* 118, 1830–1843
- MCCLAIN, M.E., L. CHÍCHARO, N. FOHRER, M. GAVIÑO NOVILLO, W. WINDHORST & M. ZALEWSKI (2012): Training hydrologists to be ecohydrologists and play a leading role in environmental problem solving. – *Hydrology and Earth System Science* 16, 1685–1696; DOI: 10.5194/hess-16-1685-2012
- MEINIKMANN, K., G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI (2013): Lacustrine groundwater discharge: Combined determination of volumes and spatial patterns. – *Journal of Hydrology* 502, 202–211
- MITCH, W.J. & J.G. GOSSELINK (2000): *Wetlands*. 3rd. ed. – John Wiley & Sons, New York
- MONTANARI, A., G. YOUNG, H.H.G. SAVENIJE, D. HUGHES et al. (2013): "Panta Rhei – Everything Flows": Change in hydrology and society – The IAHS Scientific Decade 2013–2022. – *Hydrological Sciences Journal* 58, 1256–1275
- MOORE, W.S., J.O. BLANTON & S.B. JOYE (2006): Estimates of flushing times, submarine groundwater discharge, and nutrient fluxes to Okatee Estuary, South Carolina. – *Journal of Geophysical Research-Oceans* 111; DOI: 10.1029/2005JC003041
- MÜLLER, F., C. BAESSLER, H. SCHUBERT & S. KLOTZ (2010): *Long-Term Ecological Research Between Theory and Application*. – Springer, Utrecht, 297 pp.
- MUELLER, E.N., B. TIETJEN & L. TURNBULL (2014): The importance of feedbacks between rain storm and vegetation growth dynamics: An ecogeomorphological modelling approach. – *Biogeoscience*, submitted
- MUSTERS, P.A.D., W. BOUTEN & J.M. VERSTRATEN (2000): Potentials and limitations of modelling vertical distributions of root water uptake of an Austrian pine forest on a sandy soil. – *Hydrological Processes* 14, 103–115
- MUTZ, M., C. SCHMIDT & J.H. FLECKENSTEIN (2014): Hydro-morphologie des hyporheischen Interstitials. – *Limnologie Aktuell* 14
- NELSON, E., G. MENDOZA, J. REGETZ, S. POLASKY, H. TALLIS, D.R. CAMERON, K.M.A. CHAN, G.C. DAILY, J. GOLDSTEIN, P.M. KAREIVA, E. LONSDORF, R. NAIDOO, T.H. RICKETTS & M.R. SHAW (2009): Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4–11

- NEWMAN, B.D., B.P. WILCOX, S.R. ARCHER, D.D. BRESHEARS, C.N. DAHM, C.J. DUFFY, N.G. MCDOWELL, F.M. PHILLIPS, B.R. SCANLON & E.R. VIVONI (2006): Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. – *Water Resources Research* 42 (6); DOI: 10.1029/2005WR00414102
- NLWKN (2007): Generalplan Küstenschutz Niedersachsen/ Bremen – Festland. – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz-Direktion; www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8127&article_id=45183&psmand=26
- NOY-MEIR, I. (1978): Grazing and Production in Seasonal Pastures: Analysis of a Simple Model. – *Journal of Applied Ecology* 15, 809–835
- OLDE VETERINK, H. & M.J. WASSEN (1997): A comparison of six models predicting vegetation response to hydrological habitat change. – *Ecological Modelling* 101, 347–361
- OSTENDORP, W. (1989): "Die-back" of reeds in Europe, a critical review of literature. – *Aquatic Botany* 35, 5–26
- OUDE ESSINK, G.H.P., E.S. VAN BAAREN & P.G.B. DE LOUW (2010): Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. – *Water Resources Research* 46 (10); W00F04; DOI: 10.1029/2009WR008719
- PALM, J., N.L.M.B. VAN SCHAİK & B. SCHRÖDER (2013): Modeling distribution patterns of anecic, epigeic and endogeic earthworms at catchment-scale in agro-ecosystems. – *Pedobiologia* 56 (1), 23–31; <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2012.08.007>
- PARKER, D., S.M. MANSON, M.A. JANSSEN, M.J. HOFFMANN & P. DEADMAN (2003): Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change. – *Annals of the Association of American Geographers* 94, 314–337
- POPP, A., M. VOGEL, N. BLAUM & F. JELTSCH (2009): Scaling up ecohydrological processes – the role of source-sink systems in water limited landscapes. – *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences* 114, 1–10
- REYNOLDS, J.F., D.M. STAFFORD SMITH, E.F. LAMBIN, B.L. TURNER et al. (2007): Global Desertification: Building a Science for dryland development. – *Science* 316, 847–851
- ROSCHER, C., J. SCHUMACHER & J. BAADE (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. – *Basic and Applied Ecology* 121, 107–121
- ROSKOSCH, A., M. HUPFER, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI (2011): Measurement techniques for quantification of pumping activity of invertebrates in small burrows. – *Fundamental and Applied Limnology* 178, 89–110
- RUDOLPH, N., H.G. ESSER, A. CARMINATI, A.B. MORADI, A. HILGER, N. KARDJLOV, S. NAGL & S.E. OSWALD (2012): Dynamic oxygen mapping in the root zone by fluorescence dye imaging combined with neutron radiography. – *Journal of Soils and Sediments* 12, 63–74; DOI: 10.1007/s11368-011-0407-7
- SANDER, T. & H.H. GERKE (2009): Modelling field-data of preferential flow in paddy soil induced by earthworm burrows. – *Journal of Contaminant Hydrology* 104 (1–4), 126–136
- SCHAAF, W., O. BENS, A. FISCHER, H.H. GERKE, W. GERWIN, H. GRÜNEWALD, H.M. HOLLÄNDER, I. KÖGEL-KNABNER, M. MUTZ, M. SCHLOTER, R. SCHULIN, M. VESTE, S. WINTER & R.F. HÜTTL (2011): Patterns and processes of initial terrestrial ecosystem development. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174 (2), 229–239
- SCHALDACH, R., F. WIMMER, J. KOCH, J. VOLLAND, K. GEIßLER & M. KÖCHY (2012): Model-based analysis of the environmental impacts of grazing management on Eastern Mediterranean ecosystems in Jordan. – *Journal of Environmental Management*; DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.11.024
- SCHEFFER, M. & S.R. CARPENTER (2003): Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. – *Trends in Ecology & Evolution* 18, 648–656
- SCHEFFER, M., S.R. CARPENTER, J.A. POLEY, C. FOLKE & B. WALTER (2001): Catastrophic shifts in ecosystems. – *Nature* 413, 591–596
- SCHNEIDER, S. & S.I. HIGGINS (2009): Impacts of climate change on the vegetation of Africa: an adaptive dynamic vegetation modelling approach. – *Global Change Biology* 15, 2224–2246
- SCHMALZ, B., M. KUEMMERLEN, A. STREHMEL, S. SONG, Q. CAI, S. JÄHNIG & N. FOHRER (2012): Integrierte Modellierung von aquatischen Ökosystemen in China: Ökohydrologie und Hydraulik. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56 (4), 169–184
- SCHNEIDER, C.L., S. ATTINGER, J.-O. DELFS & A. HILDEBRANDT (2010): Implementing small scale processes at the soil-plant interface – the role of root architectures for calculating root water uptake profiles. – *Hydrology and Earth System Sciences* 14, 279–289
- SCHRÖDER, B. (2006): Pattern, process and function in landscape ecology and catchment hydrology – how can quantitative landscape ecology support catchment hydrology? – *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 967–979
- SIVAPALAN, M., T.J. TROY, V. SRINIVASAN, A. KLEIDON, D. GERTEN & A. MONTANARI (Eds) (2013): Predictions under Change: Water, Earth and Biota in the Anthropocene. – Special Issue jointly organized between Hydrology and Earth System Sciences and Earth System Dynamics
- SLOMP, C.P. & P. VAN CAPPELLEN (2004): Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. – *Journal of Hydrology* 295, 64–86
- SMETTEN, K.R.J. (2008): Welcome address for the new 'Ecohydrology' Journal. – *Ecohydrol.* 1, 1–2; DOI: 10.1002/eco.2
- SPAROVEK, G., G. BERNDEN, A.G.D.O.P. BARRETTO & I.L.F. KLUG (2012): The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? – *Environmental Science & Policy* 16, 65–72; DOI: 10.1016/j.envsci.2011.10.008
- STONESTROM, D.A. & J. CONSTANTZ (2003): Heat as a tool for studying the movement of ground water near streams. – U.S. Geological Survey Circular 1260, Reston, Virginia

- TERENO: TERrestrial ENvironmental Observatoria (2013); <https://www.ufz.de/index.php?en=16350>
- TIETJEN, B. & F. JELTSCH (2007): Semi-arid grazing systems and climate change – a survey of present modelling potential and future needs. – *Journal of Applied Ecology* 44, 425–434
- TIETJEN, B., F. JELTSCH, E. ZEHE, N. CLASSEN, A. GROENGROEFT, K. SCHIFFERS & J. OLDELAND (2010): Effects of climate change on the coupled dynamics of water and vegetation in drylands. – *Ecohydrology* 3, 226–237
- TIETJEN, B., E. ZEHE & F. JELTSCH (2009): Simulating plant water availability in dry lands under climate change – a generic model of two soil layers. – *Water Resources Research* 45; W01418; DOI: 10.1029/2007WR006589
- TRAUTH, N., C. SCHMIDT, U. MAIER, M. VIEWEG & J.H. FLECKENSTEIN (2013): Coupled 3D stream flow and hyporheic flow model under varying stream and ambient groundwater flow conditions in a pool-riffle system. – *Water Resources Research* 49 (9), 5834–5850; DOI: 10.1002/wrcr.20442
- TURNBULL, L., B.P. WILCOX, J. BELNAP, S. RAVI, P. D'ODORICO, D.L. CHILDERS, W. GWENZI, G.S. OKIN, J. WAINWRIGHT, K.K. CAYLOR & T. SANKEY (2012): Understanding the role of ecohydrological feedbacks in ecosystem state change in drylands. – *Ecohydrology* 5, 174–183
- USACE (2010): HEC-RAS, River Analysis System, User's Manual Version 4.1, US Army Corps of Engineers, Hydraulic Engineering Center, 1–790
- VAN DE KOPPEL, J., P.M.J. HERMAN, P. THOOLEN & C. HEIP (2001): Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. – *Ecology* 82, 3449–3461
- VAN DIGGELEN, R., A. GROOTJANS & A. WIERDE (1995): Hydro-ecological landscape analysis: A tool for wetland restoration. – *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36, 125–131
- VAN DIGGELEN, R., A.P. GROOTJANS, R.H. KEMMERS, A.M. KOOIJMAN, M. SUCCOW, N.P.J. DE VRIES & G. VAN WIRDUM (1991): Hydro-ecological analysis of the fen system Lieper Posse (eastern Germany). – *Journal of Vegetation Science* 2, 465–476
- VAN LANGEVELDE, F., C.A.D.M. VAN DE VIJVER, L. KUMAR, J. VAN DE KOPPEL, N. DE RIDDER, J. VAN ANDEL, A.K. SKIDMORE, J.W. HEARNE, L. STROOSNIJDER, W.J. BOND, H.H.T. PRINS & M. RIETKERK (2003): Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. – *Ecology* 84, 337–350
- VAN SCHAIK, L., J. PALM, J. KLAUS, E. ZEHE & B. SCHRÖDER (2013): Linking spatial earthworm distribution to macropore numbers and hydrological effectiveness. – *Ecohydrology* 7 (2), 401–408; DOI: 10.1002/eco.1358
- VAN WESENBEECK, B.K., J. VAN DE KOPPEL, P.M.J. HERMAN, M.D. BERTNESS, D. VAN DER WAL, J.P. BAKKER & T.J. BOUMA (2008): Potential for sudden shifts in transient systems: Distinguishing between local and landscape-scale processes. – *Ecosystems* 11, 1133–1141
- VERHEYEN, K., H. BULTEEL, C. PALMBORG, B. OLIVÉ, I. NIJS, D. RAES & B. MUYS (2008): Can complementarity in water use help to explain diversity-productivity relationships in experimental grassland plots? – *Oecologia* 156, 351–361; DOI: 10.1007/s00442-008-0998-x
- VIEWEG, M., N. TRAUTH, J.H. FLECKENSTEIN & C. SCHMIDT (2013): Robust optode-based method for measuring in situ oxygen profiles in gravelly streambeds. – *Environmental Science and Technology* 47, 9858–9868; DOI: 10.1021/es401040w
- VON HARDENBERG, J., E. MERON, M. SHACHAK & Y. ZARMI (2001): Diversity of Vegetation Patterns and Desertification. – *Physical Review Letters* 87, 198101–198104
- WALKER, B.H., D. LUDWIG, C.S. HOLLING & R.M. PETERMAN (1981): Stability of semi-arid savanna grazing systems. – *Journal of Ecology* 69, 473–498
- WASSEN, M.J. & A.P. GROOTJANS (1996): Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration. – *Vegetatio* 126 (1), 1–4
- WECHSUNG, F., A. BECKER & P. GRÄFE (Ed.) (2005): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. – Weißensee-Verlag, Berlin
- WEISS, L., H. PFESTORF, F. MAY, K. KÖRNER, S. BOCH, M. FISCHER, J. MÜLLER, D. PRATI, S. SOCHER & F. JELTSCH (2014): Grazing response patterns indicate isolation of semi-natural European grasslands. – *Oikos* 123 (5), 599–612; DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00957.x
- WESTBROOK, C.J., W. VEATCH & A. MORRISON (2013): Is ecohydrology missing much of the zoo? – *Ecohydrology* 6, 1–7
- WOLANSKI, E. (2007): *Estuarine Ecohydrology*. – Elsevier, Amsterdam, 168 S.
- WOOD, P.J., D.M. HANNAH & J.P. SADLER (2008): *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. – John Wiley & Sons, Chichester, UK
- ZALEWSKI, M., G.A. JANAUER & G. JOLANKAJ (1997): Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. – UNESCO IHP Technical Documents in Hydrology no. 7, IHP-V Projects 2-32-4, UNESCO, Paris, France
- ZEHE, E. & H. FLÜHLER (2001): Preferential transport of isoproturon at a plot scale and a field scale tile-drained site. – *Journal of Hydrology* 247, 100–115
- ZEHE, E., U. EHRET, L. PFISTER, T. BLUME, B. SCHRÖDER, M. WESTHOFF & C. JACKISCH (2014): Functional units: a novel framework to explore the link between spatial organization and hydrological functioning of intermediate scale catchments. – *Hydrology and Earth System Sciences (HESS), Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 11, 3249–3313
- ZHENG, C., J. WEAVER & M. TONKIN (2010): MT3DMS, A Modular Three-dimensional Multispecies Transport Model User Guide to the Hydrocarbon Spill Source (HSS) Package. – U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia