

> Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel

Beiträge zu einer integrierten Wasser-
ressourcenbewirtschaftung in Deutschland

Reinhard F. Hüttl/Oliver Bens (Hrsg.)

acatech STUDIE

 acatech

DEUTSCHE AKADEMIE DER
TECHNIKWISSENSCHAFTEN



> Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel

Beiträge zu einer integrierten Wasser-
ressourcenbewirtschaftung in Deutschland

Reinhard F. Hüttl/Oliver Bens (Hrsg.)

acatech STUDIE
Februar 2012

Herausgeber:

Prof. Dr. Dr. h. c. Reinhard F. Hüttl
acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften
Hauptstadtbüro
Unter den Linden 14
10117 Berlin

Dr. Oliver Bens
Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum
Telegrafenberg
14473 Potsdam

Reihenherausgeber:

acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, 2012

Geschäftsstelle
Residenz München
Hofgartenstraße 2
80539 München

Hauptstadtbüro
Unter den Linden 14
10117 Berlin

T +49(0)89/5203090
F +49(0)89/5203099

T +49(0)30/206309610
F +49(0)30/206309611

E-Mail: info@acatech.de
Internet: www.acatech.de

Koordination: Dr. Amelie Bucker, Dr. Knut Kaiser, Dipl.-Ing. Ulrike von Schlippenbach
Redaktion: Monika Damm, Linda Tönskötter
Layout-Konzeption: acatech
Konvertierung und Satz: Fraunhofer-Institut für Intelligente Analyse- und Informationssysteme IAIS,
Sankt Augustin

Die Originalfassung der Publikation ist verfügbar auf www.springerlink.com

> INHALT

1 EINFÜHRUNG	10
Amelie Bücker, Knut Kaiser, Ulrike von Schlippenbach	
1.1 Herausforderungen	10
1.2 Zielstellung des Projektes	17
1.3 Struktur und Arbeitsweise der Projektgruppe	18
1.4 Literatur	20
2 KLIMAWANDEL UND WASSERHAUSHALT	24
Bruno Merz, Knut Kaiser, Oliver Bens, Rolf Emmermann, Hannes Flühler, Uwe Grünwald, Jörg F. W. Negendank	
2.1 Einführung	24
2.2 Möglichkeiten und Grenzen der Quantifizierung von Veränderungen des Wasserhaushalts	26
2.3 Historische, aktuelle und zukünftige Entwicklung des Wasserhaushalts	40
2.4 Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung	57
2.5 Geofernerkundungs- und landgestützte Technologien zur Bodenfeuchtedetektion	69
2.6 Literatur	77
3 WASSERNUTZUNG UND WASSEREFFIZIENZ IN LANDSCHAFTEN	91
Hans-Georg Frede, Amelie Bücker, Oliver Bens, Günter Blöschl, Gerhard Glatzel, Bernd Hansjürgens, Reinhard F. Hüttl, Sabine Kunst, Judy Libra, Franz Makeschin	
3.1 Einführung	91
3.2 Regionale Wasserressourcen in Landschaften	93
3.3 Rückkopplung von Prozessen im mitteleuropäischen Raum mit globalen Prozessen	107
3.4 Synergien von Hydrologie und Bodenwissenschaften	120
3.5 Strategien für eine effizientere Nutzung von (Wasser in) Landschaften	129
3.6 Ansätze zur Bewertung von Wasserressourcen in Landschaften	136
3.7 Literatur	147

4 WASSERBESCHAFFENHEIT	158
Peter Grathwohl, Ulrike von Schlippenbach, Rolf Gimbel, Bernd Hillemeier, Judy Libra, Rainer Meckenstock, Konstantin Reetz, Helmar Schubert, Thomas Ternes	
4.1 Einführung	158
4.2 Stoffeinträge und Stoffbilanzen	160
4.3 Verlagerung, Umwandlung und Auswirkungen von Schadstoffen	179
4.4 Anforderungen an Wasser für verschiedene Nutzungen	191
4.5 Nachhaltiger Grundwasser- und Oberflächengewässerschutz	214
4.6 Literatur	226
5 REGULATORISCHE UND INSTITUTIONELLE ANSÄTZE FÜR EINE NACHHALTIGE WASSERBEWIRTSCHAFTUNG	236
Uwe Grünwald	
5.1 Einführung	236
5.2 Wissensstand und Herausforderungen	237
5.3 Lösungsansätze	243
5.4 Empfehlungen	245
5.5 Literatur	246
GLOSSAR	251
ANHANG: AUTORENVERZEICHNIS	257
ANHANG: VERZEICHNIS DER EXPERTINNEN UND EXPERTEN	258

KURZFASSUNG

Süßwasser (im Folgenden vereinfacht als „Wasser“ bezeichnet) ist ein kostbares Gut. Es gehört zu den essenziellen Georessourcen. Die wohl offensichtlichste Nutzung von Wasser findet im Haushalt statt: wir waschen, kochen, trinken, spülen und gießen unsere Pflanzen mit Wasser. Doch den größten Anteil des Wassers benötigen die Landwirtschaft und die Industrie, vorwiegend die Kraftwerkskühlung bei der Energieerzeugung. Dabei muss klar zwischen dem Verbrauch und dem Gebrauch von Wasser unterschieden werden: Wird Wasser verbraucht (zum Beispiel durch Verdunstung), so steht es der Region (dem Bilanzraum) nicht mehr zur Verfügung. Ein Gebrauch hingegen impliziert die Rückführung und wieder Einleitung in Oberflächen- oder Grundwasser.

Etwa ein Drittel der weltweiten Süßwasserressourcen besteht aus Grundwasser (30,1 Prozent), nur ein kleiner Teil befindet sich in Seen (0,26 Prozent), Feuchtgebieten (0,03 Prozent) und Flüssen (0,006 Prozent). Der weitaus größere Anteil ist in Eis und Schnee gebunden und kann damit nur schwer genutzt werden.

Einfluss des Globalen Wandels auf die Wasserressourcen

Der Klimawandel, die Globalisierung der Märkte, der demografische Wandel, die rasanten technologischen Entwicklungen sowie die Veränderungen der Landnutzung sind verschiedene Facetten des sogenannten Globalen Wandels. Welchen Einfluss der Globale Wandel auf die verfügbaren Wasserressourcen hat, ist von Region zu Region unterschiedlich. In jedem Fall steigt der Nutzungsdruck auf die Georessource Wasser weiter an; bereits jetzt zeichnen sich regionale Konkurrenzen und Konflikte bei der Nutzung ab. So wird sich beispielsweise der Bewässerungsbedarf der Landwirtschaft durch die steigende globale Nachfrage nach Nahrungsmitteln und Rohstoffen weiter erhöhen. Infolge des Globalen Wandels und der Veränderungen der Flusslandschaften ist auch vermehrt mit Hochwasserereignissen zu rechnen.

Ausreichende Wasserressourcen in hinreichender Qualität zu sichern, sowie der Gewässerschutz und die Hochwasservorsorge sind daher zentrale Anliegen unserer Gesellschaft. Innovative Anpassungsstrategien und neue Technologien können hierbei nicht nur zu einer nachhaltigen Wasser- und Bodenbewirtschaftung führen, sondern gleichzeitig auch wirtschaftliche Chancen auf dem Weltmarkt eröffnen. Gerade durch die Entwicklung und den Export von Technologien und Verfahrensweisen kann Deutschland einen Beitrag zur Lösung globaler Wasserprobleme leisten.

Wasserressourcen in Deutschland

Deutschland ist ein wasserreiches Land. Trotz einer insgesamt ausreichenden Wassermenge gibt es jedoch auch hier Regionen mit nur geringen nutzbaren Wasservorkommen bzw. Regionen, deren Wasserressourcen erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen. Mit Blick auf die Wasserressourcen steht Deutschland vor folgenden schon vorhandenen und noch zu erwartenden Herausforderungen:

Klimawandel und Wasserhaushalt

Der Klimawandel ist in Deutschland anhand empirischer Befunde zu belegen. Besonders starke klimatische Veränderungen wurden für Südwestdeutschland, den Alpenraum und Ostdeutschland festgestellt. Pegelmessungen belegen an vielen Flüssen eine deutliche Veränderung des Wasserhaushalts innerhalb der letzten hundert Jahre. Während eine Reihe west- und süddeutscher Flüsse häufiger Hochwasser zu verzeichnen hat, führen andere Flussläufe hingegen weniger Wasser oder trocknen zeitweise sogar aus. Regional verändert sich auch der Grundwasserspiegel. So steigt er in Teilen von Westdeutschland seit etwa zwanzig Jahren deutlich an, in Nordostdeutschland hingegen – vor allem in Brandenburg – sinkt er. Insbesondere in Regionen, deren Wasserhaushalt bereits heute angespannt ist – wie das Tiefland Ostdeutschlands – sind künftig spürbare Auswirkungen auf die verfügbaren Wasserressourcen zu

erwarten. In einigen Gebieten sind Engpässe in der Wasserbereitstellung für Landwirtschaft, Energiewirtschaft und Ökologie absehbar, beispielsweise für die landwirtschaftliche Bewässerung, die Kühlung von Kraftwerken und den Erhalt von Feuchtgebieten. Vor diesem Hintergrund gewinnen eine fundierte Quantifizierung des Wasserhaushalts und eine rationelle Wassermengenbewirtschaftung eine besondere Bedeutung.

Wassernutzung und Wassereffizienz in Landschaften

Die Verfügbarkeit von Wasser wird im Allgemeinen zunächst lokal oder regional beurteilt. Auf dieser Ebene spielen unter anderem die Vegetationsbedeckung und die Art der Bodennutzung eine entscheidende Rolle für die Wasserressourcen in der Landschaft. Mit den zunehmenden weltweiten Wirtschaftsverflechtungen wird jedoch auch die globale Betrachtung immer bedeutsamer. Der Handel und der Transport von Gütern haben direkten Einfluss auf die Wasserressourcen eines Landes („Virtueller Wasserhandel“). So kann zum Beispiel der Wasserverbrauch in einem wasserarmen Land nicht nur durch ein verbessertes lokales Management reduziert werden, sondern auch durch die Einfuhr wasserintensiver Agrargüter statt ihrer Produktion vor Ort.

Wasser kennt zudem keine politischen Grenzen. Flusseinzugsgebiete erstrecken sich oft über mehrere administrative Grenzen oder Länder hinweg. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert daher eine flussgebietsbezogene Bewirtschaftung von Wasserressourcen. Des Weiteren schreibt sie explizit die Information, Anhörung und aktive Beteiligung der Öffentlichkeit vor. Diese zusätzlichen Anforderungen an die Wasserbewirtschaftung stellen die Politik, die Wirtschaft und die Wissenschaft vor eine Vielzahl von Herausforderungen, die es gemeinsam zu bewältigen gilt.

Wasserbeschaffenheit

Eine große wasserbezogene Herausforderung der Zukunft in Deutschland ist voraussichtlich die Wasserbeschaffenheit und damit der Erhalt qualitativ hochwertiger Wasserressourcen. Dies betrifft insbesondere Stoffeinträge in die Gewässersysteme. So führt eine weitere Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion als Folge des Globalen Wandels auch in Deutschland zu einem erhöhten Eintrag von Schadstoffen (Pflanzenschutzmittel, Düngerreste). Hinzu kommt neben den „alten“, aber nach wie vor relevanten Problemstoffen (Schwermetalle, radioaktives Jod, CO₂, Nitrat) auch eine Reihe „neuer“ Stoffe, die in steigendem Maße weltweit produziert werden und schließlich in den Gewässern nachgewiesen werden können. Diese Stoffeinträge beeinträchtigen die Wasserqualität, was sowohl auf die menschliche Gesundheit als auch auf die Umwelt Auswirkungen hat.

Aber auch die Nutzung des Untergrunds ist mit möglichen Folgen für den natürlichen Wasserkreislauf und die Wasserbeschaffenheit verbunden. Bereits heute werden komplexe Anforderungen an den Untergrund gestellt, der zum Beispiel zur Trinkwasserentnahme, Abproduktentsorgung¹, Infrastrukturversorgung oder Speicherung thermischer Energie genutzt wird. Somit ist eine zunehmende Konkurrenz bei der Untergrundnutzung zu erwarten, die sich wiederum auf die Grundwasserqualität auswirken kann.

Regulatorische und institutionelle Ansätze für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung

In den letzten beiden Jahrzehnten hat sich das Konzept des „Integrierten Wasserressourcen-Managements“ (IWRM) als zentraler Teil der internationalen Agenda etabliert. Integrierte Wasserbewirtschaftung wird dabei als ein Prozess beschrieben, der eine Entwicklung der Wasser- und Landressourcen sowie der damit verknüpften Naturressourcen auf eine Weise ermöglicht, dass sowohl der ökonomische

¹ Grundsätzlich ist die Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser nicht zulässig. Unter bestimmten Bedingungen sind jedoch Ausnahmen erlaubt, beispielsweise zur Entsorgung und Speicherung von im Bergbau anfallenden Abwässern, wenn die Aufnahmekapazität der Oberflächengewässer ausgeschöpft ist (zum Beispiel salzhaltige Laugen aus der Gewinnung und Aufbereitung von Kalisalz).

Nutzen als auch die soziale Wohlfahrt für die Gesellschaft ein Maximum erreichen, ohne die (nachhaltige) Lebensfähigkeit der betroffenen Ökosysteme zu beeinträchtigen.

Obwohl über die Existenz der engen Wechselbeziehung zwischen Wasser- und Landnutzung auch in Deutschland weitgehend Klarheit besteht, überwog und überwiegt in Wissenschaft, Verwaltung und Wirtschaft die Tendenz, Land und Wasser getrennt zu betrachten. Besonders die

Umweltschutzverwaltungen im Ressortgefüge von Bund und Ländern müssen sich mit den existierenden Defiziten auseinandersetzen und gegebenenfalls umsteuern.

Die vorliegende acatech STUDIE greift den aktuellen Wissensstand zum Thema Wasser und Globaler Wandel in Forschung, Wirtschaft und Politik auf und diskutiert innovative Ansätze für eine zukunftsfähige Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland.

PROJEKT

Auf Grundlage dieser Studie entstand in dem Projekt auch die acatech POSITION *Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel. Ansätze und Voraussetzungen für eine integrierte Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland* (acatech 2012).

> PROJEKTLEITUNG

- Prof. Dr. Dr. h. c. Reinhard F. Hüttl, acatech Präsident, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum

> STV. PROJEKTLEITUNG

- Prof. Dr. Dr. h. c. Rolf Emmermann, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum, Präsidiumsmitglied acatech

> PROJEKTGRUPPE

- Dr. Oliver Bens, Helmholtz-Zentrum Potsdam - Deutsches GeoForschungszentrum
- Prof. Dr. Günter Blöschl, Technische Universität Wien
- Prof. Dr. Dr. h. c. Rolf Emmermann, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum, acatech
- Prof. Dr. Dr. h. c. Hannes Flühler, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
- Prof. Dr. Hans-Georg Frede, Justus-Liebig Universität Gießen
- Prof. Dr. Rolf Gimbel, Universität Duisberg-Essen
- Prof. Dr. Gerhard Glatzel, Universität für Bodenkultur Wien
- Prof. Dr. Peter Grathwohl, Eberhard-Carls-Universität Tübingen
- Prof. Dr. Uwe Grünewald, Brandenburgische Technische Universität Cottbus
- Prof. Dr. Bernd Hansjürgens, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig

- Prof. Dr. Bernd Hillemeier, Technische Universität Berlin
- Prof. Dr. Dr. h. c. Reinhard F. Hüttl, acatech, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum
- Prof. Dr. Dr. Sabine Kunst, Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kultur des Landes Brandenburg
- Prof. Dr. Dr. Franz Makeschin, Technische Universität Dresden
- Prof. Dr. Bruno Merz, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungszentrum
- Prof. Dr. Rainer Meckenstock, Helmholtz Zentrum München – Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt
- Prof. Dr. Jörg Negendank, Helmholtz-Zentrum Potsdam - Deutsches GeoForschungszentrum
- Dr. Konstantin Reetz, BRAKELEY Gesellschaft für Strategisches Fundraising München
- Prof. Dr. Helmar Schubert, Karlsruher Institut für Technologie
- Dr. Thomas Ternes, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz

> AUFTRÄGE

Zu Einzelthemen wurden 13 Expertisen in Auftrag gegeben. Diese sind in der Reihe acatech MATERIALIEN erschienen:

- Bergmann 2011; Exner und Seemann 2011; Hansjürgens 2011; Knacker und Coors 2011; Koch und Grünewald 2011; Krauss und Griebler 2011; Maurer et al. 2011; Schubert 2011a; Schubert 2011b; Slavik und Uhl 2011; Theesfeld und Schleyer 2011; Wagner et al. 2011; Wiesmann 2011.

Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften

- Dr. Christian Schleyer

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

- Prof. Dr. Uwe Grünewald

Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz

- Dipl.-Meteorologe Peter Krahe
- Dr. Thomas Maurer
- Dr. Enno Nilson

ECT Oekotoxikologie GmbH Flörsheim a. M.

- Dr. Anja Coors
- Dr. Thomas Knacker †

geofluss Hannover

- Dr. Nikolai Panckow
- Dr. Carsten Scheer

Helmholtz Zentrum München – Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt

- Dr. Christian Griebler
- Dr. Steffen Krauss

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig

- Prof. Dr. Bernd Hansjürgens

Institut für Agrarentwicklung in Mittel- und Osteuropa, Halle (Saale)

- Dr. Insa Theesfeld

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Mülheim

- Dr. Axel Bergmann

Karlsruher Institut für Technologie

- Prof. Dr. Helmar Schubert

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung

- Dr. Hagen Koch

Technische Universität Berlin

- Prof. Dr. Matthias Barjenbruch
- Dipl.-Ing. Eva Exner
- Prof. Dr. Reinhard Hinkelmann
- Dipl.-Ing. Sandra Seemann
- Prof. Dr. Udo Wiesmann

Technische Universität Dresden

- Dr. Irene Slavik
- Prof. Dr. Wolfgang Uhl

Technische Universität Wien

- Dr. Annett Bartsch
- Mag. Michael Vetter
- Prof. Dr. Wolfgang Wagner

Darüber hinaus haben zahlreiche Expertinnen und Experten beratend oder durch Vorträge bei Veranstaltungen zum Projekt beigetragen. Diese sind im Anhang genannt. Die Projektgruppe dankt allen Beteiligten.

> MITARBEITERINNEN UND MITARBEITER**Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum**

- Dr. Knut Kaiser
- Dr. Amelie Bücken
- Dipl.-Ing. Ulrike von Schlippenbach
- Dipl. Pol. Monika Damm
- Dr. Judy Libra (bis 30.4.2011, jetzt Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim)

> PROJEKTKOORDINATION

- Dr. Oliver Bens, Helmholtz-Zentrum Potsdam - Deutsches GeoForschungsZentrum
- Dr. Ulrich Glotzbach, acatech Geschäftsstelle

> PROJEKTLAUFZEIT

12/2008 – 12/2011

> FINANZIERUNG

acatech dankt dem acatech Förderverein für die Finanzierung des Projekts und den Freunden der TU Berlin für die Finanzierung einer zusätzlichen Expertise.

1 EINFÜHRUNG

AMELIE BÜCKER, KNUT KAISER, ULRIKE VON SCHLIPPENBACH

1.1 HERAUSFORDERUNGEN

1.1.1 GLOBALER WANDEL

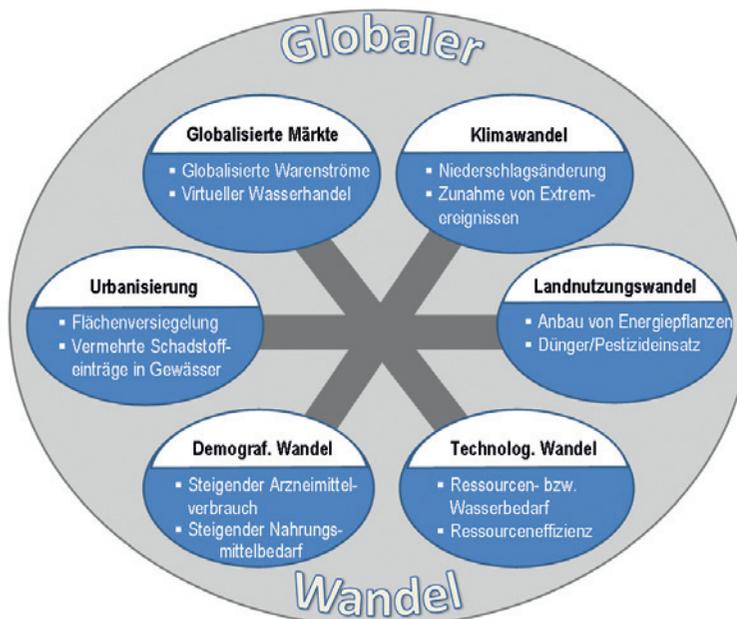
Weltweit finden Veränderungen ökonomischer, ökologischer, politischer, sozialer und kultureller Zusammenhänge statt. Zwischen diesem Wandel der gesellschaftlichen Systeme und den Veränderungen der natürlichen Umwelt bestehen enge Wechselwirkungen, die die Gesellschaftssysteme vor enorme Herausforderungen für den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen stellen (Abb. 1-1).

Eine wesentliche Rolle spielt dabei die demografische Entwicklung, da mit dem rasanten Bevölkerungsanstieg auch die Nachfrage nach Naturressourcen ansteigt. Während die Weltbevölkerung 1950 noch 2,5 Milliarden Menschen zählte, leben heute bereits ca. 7 Milliarden Menschen auf der

Erde (FAO 2011). Für das Jahr 2050 wird mit 8,0 bis 10,5 Milliarden Menschen gerechnet (WWAP 2009; EEA 2010).

Hinzu kommen die Globalisierung der Wirtschaftssysteme und die Intensivierung des internationalen Handels, die – mit unterschiedlichen räumlichen Schwerpunkten – den Druck auf die regionalen Ressourcen weiter erhöhen (Abb. 1-1). Weltweit betrachtet wird das für die nächsten Jahrzehnte zu erwartende Wirtschaftswachstum mit gravierenden ökologischen Auswirkungen einhergehen. In den hoch entwickelten Industrieländern sind bereits jetzt erhebliche Anstrengungen erforderlich, um die Umweltprobleme zu bewältigen (zum Beispiel für die Abwasserentsorgung/Wasserreinigung). In den schnell wachsenden Schwellen- und Entwicklungsländern werden sich die ökologischen Probleme zunehmend verschärfen.

Abbildung 1-1: Facetten des Globalen Wandels (weißer Hintergrund) und exemplarische Auswirkungen auf die Wasserressourcen (blauer Hintergrund).



Auch der Klimawandel führt langfristig zu einer Verknappung der Naturressourcen bzw. zu ökonomischen und ökologischen Problemen. Vergleichsweise langsame Veränderungen klimatischer Parameter, wie Temperatur und Niederschläge, oder hydro-klimatische Extremereignisse, wie Dürren und Hochwasser, wirken sich auf die Nutzungskapazität der Landflächen und der natürlichen Wasserressourcen aus. Die Biodiversität wird ebenfalls durch die Umweltveränderungen und den Verlust an Lebensräumen weiter abnehmen. Die globalen Veränderungen stehen damit in enger Wechselwirkung zu den regionalen Ressourcen und deren Nutzungspotenzialen und -grenzen. Und bereits jetzt zeichnen sich regionale Nutzungskonkurrenzen und -konflikte ab, die sich in Zukunft verstärken werden.

1.1.2 GEORESSOURCEN BODEN UND WASSER

Insbesondere die Georessourcen Boden und Wasser (DFG 2010), die die zentralen Grundlagen für die Landnutzung und damit auch für die Produktion von Biomasse als Nahrungsmittel und regenerative Energiequelle sind, unterliegen einem erhöhten Nutzungsdruck. Zwischen Boden und Wasser bestehen enge Wechselwirkungen. Böden sind das Eingangsmedium für das Wasser in verschiedene Kreisläufe und spielen eine entscheidende Rolle für die Wasserreinhaltung. Mit ihrer Filter-, Speicher- und Pufferfunktion nehmen Böden maßgeblichen Einfluss auf die Qualität und Quantität des Sickerwassers und damit auch des Grund- und Oberflächenwassers.

Grundwasser ist global die wichtigste Ressource zur Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser. In Deutschland werden 74 Prozent des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen (BMU 2008). In vielen Regionen vor allem Asiens, Afrikas und Südamerikas führen jedoch eine wachsende Bevölkerung und die fortschreitende Industrialisierung zu einer oftmals dramatischen Verknappung von sauberen Was-

serressourcen und fruchtbaren Ackerböden. Zudem steht der unterirdische und somit der das Grundwasser enthaltende Raum unter erhöhtem Nutzungsdruck – nicht nur als Quelle für mineralische und Energierohstoffe, sondern auch als potenzielles Speichermedium für Energie und Abfall.

1.1.3 WASSERRESSOURCEN

Globale Betrachtung

Unter „Wasserressourcen“ wird dasjenige Wasser verstanden, das für den Menschen nutzbar oder potenziell nutzbar ist. Zu den Nutzungsmöglichkeiten von Wasser zählen land-, forst- und fischereiwirtschaftliche, industrielle, kommunale, Erholungs- und ökologische Aktivitäten. Wasserressourcen werden einerseits quantitativ charakterisiert – meist um das nutzbare Wasserdargebot zu kalkulieren – und andererseits unter qualitativen Gesichtspunkten hinsichtlich chemischer, physikalischer und biologischer Eigenschaften betrachtet. Schließlich ist die wirtschaftliche Verwendung bzw. die Zugänglichkeit von Wasserressourcen ein weiterer zentraler Nutzungsaspekt.

Von den globalen Wasserressourcen (1,3 bis 1,5 Milliarden Kubikkilometer) liegen nur etwa 2,5 Prozent (0,035 Milliarden Kubikkilometer) in Form von Süßwasser vor. Davon verteilt sich etwa ein Drittel auf Grundwasser (30,1 Prozent), Seen (0,26 Prozent), Feuchtgebiete (0,03 Prozent) und Flüsse (0,006 Prozent). Der größere Rest stellt in Eis und Schnee gebundenes Wasser dar und kann damit nur sehr schwer genutzt werden. Das erneuerbare Wasserdargebot beträgt nur etwa ein Tausendstel der gesamten Süßwassermenge (ca. 39.500 Kubikkilometer; WWAP 2009).

Von diesem weltweit verfügbaren, erneuerbaren Wasserdargebot sind wiederum nur etwa 75 Prozent für den Menschen nutzbar (Tab. 1-1). Diese nutzbaren Wasserressourcen sind räumlich und zeitlich extrem ungleichmäßig verteilt:

Tabelle 1-1: Schätzungen des erneuerbaren Wasserdargebotes und des für den Menschen nutzbaren Anteils (Quelle: WWAP 2009).

INDIKATOR	ASIEN	OSTEUROPA, KAUKASUS, ZENTRALASIEN	LATEIN- AMERIKA	MITTLERER OSTEN UND NORDAFRIKA	AFRIKA (MITTEL/SÜD)	OECD	GLOBAL
Fläche [Mio. km ²]	20,9	21,9	20,7	11,8	24,3	33,8	133,0
Gesamtniederschlag [1000 km ³ /Jahr]	21,6	9,2	30,6	1,8	19,9	22,4	106,0
Verdunstung [% Niederschlag]	55	27	27	86	78	64	63
Gesamtes erneuerbares Wasser- dargebot [% des globalen Abflusses]	25	10	33	1	11	20	100
Nutzbarer Anteil des erneuerba- ren Wasserdargebotes [% des gesamten Dargebotes]	95	45	66	96	93	69	75

Die Spannweite reicht von der wasserreichsten Weltregion Südamerika mit etwa einem Drittel des globalen Abflusses bis zum Mittleren Osten und Nordafrika mit zusammen nur einem Prozent. Zudem ist der nutzbare Abfluss in vielen Regionen nur zeitlich begrenzt, das heißt jahreszeitlich unterschiedlich verfügbar.

Darüber hinaus ist auch die Weltbevölkerung ungleichmäßig verteilt. Etwa vier Fünftel der Menschen leben in klimatisch trockenen Räumen, knapp ein Fünftel hat keinen Zugang zu erneuerbaren Wasserressourcen und nutzt im Wesentlichen fossile, also endliche Wasservorkommen (WWAP 2009). In der Landwirtschaft muss der fehlende Niederschlag durch Bewässerung ausgeglichen werden, sodass ein hoher Anteil der regionalen (teils fossilen) Wasserressourcen für die Landwirtschaft gebraucht wird (Tab. 1-2). Dies führt vor allem in den Trockengebieten zu Wassermangel und Nutzungskonkurrenzen. Die intensive Wassernutzung ist hier oftmals mit der Degradierung der Wasser- und Bodenressourcen verbunden. Hohe ökonomische und teilweise irreversible ökologische Schäden sind die Folge (Black und King 2009; Gleick et al. 2009).

Auch im Hinblick auf die *Wasserqualität* sind global große Unterschiede vorhanden. Dies betrifft zum einen die hygienischen und ästhetischen Anforderungen an das Wasser, zum anderen die regional unterschiedlichen Probleme mit unerwünschten Wasserinhaltsstoffen. Problemregionen hinsichtlich der Wasserhygiene sind der überwiegende Teil von Afrika sowie Teile von Südamerika und Asien (Black und King 2009). Als spezifische europäische Probleme sind beispielsweise Defizite im mikrobiologischen Status von Trinkwasser in Osteuropa und zu hohe, durch intensive Landwirtschaft bedingte Nitratgehalte in Mittel- und Westeuropa zu nennen.

Die kontinuierlich anwachsende Weltbevölkerung und allgemeine Verbesserung der Lebensstandards in vielen Regionen hat einen stetig steigenden Wasserverbrauch zur Folge. Während sich die Weltbevölkerung in den letzten 50 Jahren etwa verdoppelt hat, hat sich der Wasserverbrauch in der gleichen Zeit vervierfacht (OECD 2003). Da ein großer Teil der anfallenden kommunalen und industriellen Abwässer gar nicht oder nur unzureichend behandelt wieder in die Gewässer eingeleitet wird – in OECD-Ländern sind dies

Tabelle 1-2: Wasserentnahmemenge nach Sektoren in ausgewählten Ländern (Quelle: FAO 2011).

WASSERMENGE, SEKTOR		WELT (2003)	DEUTSCHLAND (2007)	SPANIEN (2008)	USA (2005)	BRASILIEN (2006)
Wasserentnahmen (ges.)	km ³	3.862	32	32	478	58
Haushalt	%	11	16	18	14	28
Landwirtschaft	%	70	>0,3	61	40	55
Industrie	%	19	84	22	46	17

35 Prozent und in Entwicklungsländern 90 Prozent (ebenda) – führt die Steigerung des Wasserverbrauchs vielerorts zu einer gravierenden Zunahme der Wasserverschmutzung. Dies ist insbesondere in den Entwicklungs- und Schwellenländern zu beobachten.

Regionale Betrachtung

Für die Wasserbilanz eines Gebietes wird der gesamte Wasserhaushalt betrachtet, der im Wesentlichen durch die Größen Niederschlag, Zu- und Abfluss sowie Verdunstung repräsentiert wird. Aus diesen Daten lässt sich das potenzielle Wasserdargebot ermitteln, das angibt, welche Mengen an Grund- und Oberflächenwasser genutzt werden können. In Kanada beispielsweise stehen 100.000 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr zur Verfügung, in Deutschland dagegen rund 2.300 Kubikmeter und in einigen Ländern Afrikas und Asiens weniger als 500 Kubikmeter.

Diesem Wasserdargebot ist der Wasserbedarf einer Region gegenüberzustellen, der sich an einer ausreichenden Versorgung mit Trinkwasser sowie mit Wasser für industrielle und ökologische Zwecke bemisst. Allein für den menschlichen Bedarf werden im globalen Mittel 1.700 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr als notwendig erachtet (Falkenmark und Widstrand 1992). Stehen nur zwischen 1.700 und 1.000 Kubikmeter Wasser zur Verfügung, spricht man von Wasserstress. Wassermangel liegt bei weniger als 1.000 Kubikmeter und Wassernotstand unterhalb von 500 Kubikmeter vor (ebenda).

Die größten, für einen Teil der Menschheit existenzbedrohenden Wasserprobleme bestehen zweifelsohne außerhalb Europas bzw. werden dort entstehen (WWAP 2009). Aber auch in Europa sind in Zukunft schwerwiegende ökonomische und ökologische wasserbedingte Probleme zu erwarten (EEA 2009). Abbildung 1-2 zeigt die Intensität des Wasserstress für die großen Flusseinzugsgebiete der Erde. Die zugrunde liegenden Daten verdeutlichen, dass auch einige Flusseinzugsgebiete im vergleichsweise wasserreichen Mitteleuropa einen mittleren (zum Beispiel Rhein), teilweise sogar hohen (zum Beispiel Elbe) Wasserstressindex aufweisen (WWAP 2009). Ein mittleres Wasserdargebot ist in diesen Gebieten mit einem hohen bis sehr hohen Wasserbedarf verbunden.

1.1.4 FOKUSREGION DEUTSCHLAND

Mit einem potenziellen jährlichen Wasserdargebot von 188 Milliarden Kubikmeter (Mittel über 30 Jahre) ist Deutschland insgesamt ein wasserreiches Land (BMU 2010). Die Wasserentnahmen betragen hier im Jahr 2007 etwa 32 Milliarden Kubikmeter (= 32 Kubikkilometer, Tab. 1-2). Dieses Volumen entspricht damit weniger als 20 Prozent des potenziellen Wasserdargebots. Trotz einer insgesamt ausreichenden Wassermenge gibt es jedoch auch in Deutschland Regionen mit nur geringen nutzbaren Wasservorkommen bzw. mit erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen des Dargebots und der Nachfrage (zum Beispiel Teile von Süd- und Ostdeutschland, viele Ballungsgebiete).

Zudem ist zu erwarten, dass die globalen ökonomischen und demografischen Entwicklungen auch Veränderungen in den regionalen Ressourcenströmen verursachen werden. Für Länder wie Deutschland, die über eine leistungsfähige Landwirtschaft verfügen, könnte dies unter anderem eine verstärkte Produktion von Agrargütern zur Deckung der wachsenden Nachfrage auf dem Weltmarkt zur Folge haben (Hüttl et al. 2010). Dies würde wiederum auf die regionalen Wasserressourcen zurückwirken.

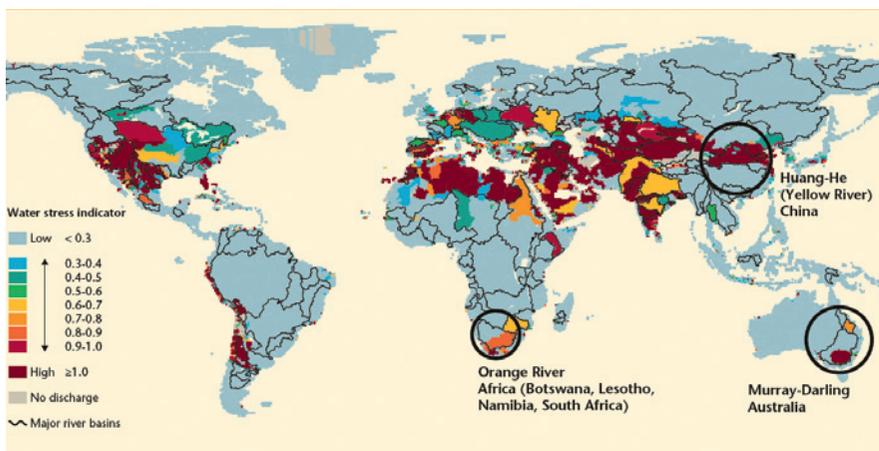
Mit Blick auf die Wasserressourcen in Deutschland lassen sich die bereits vorhandenen und noch zu erwartenden Herausforderungen den folgenden Dimensionen zuordnen:

Quantitative Dimension

Viele der weltweiten, die quantitative Dimension des Wassers betreffenden Probleme sind Managementprobleme (vgl. WWAP 2009). Vor dem Hintergrund des globalen Wandels werden sich diese weiter verstärken und auch in Deutschland eine steigende Bedeutung erfahren.

Zudem ist die Erderwärmung (Klimawandel) der letzten etwa hundert Jahre in Deutschland anhand empirischer Befunde zu belegen. Die Jahresmitteltemperatur hat von 1900 bis zum Jahr 2000 um ca. 0,8 bis 1,0 °C zugenommen (Zebisch et al. 2005). Die Niederschlagsentwicklung ist differenzierter; langfristig lassen sich weder in den Mittelwerten noch in der saisonalen oder regionalen Verteilung signifikante Trends ermitteln. In den letzten dreißig Jahren ist allerdings eine Zunahme der Winterniederschläge zu verzeichnen; die Sommerniederschläge änderten sich hingegen nur wenig. Als Gebiete mit besonders starken klimatischen Veränderungen wurden Südwestdeutschland, der Alpenraum und Ostdeutschland identifiziert (ebenda). Insbesondere in Regionen, in denen der Wasserhaushalt bereits heute als angespannt bezeichnet werden muss – dies betrifft vor allem das Tiefland Ostdeutschlands (Grünwald 2010) – sind zukünftig starke Auswirkungen auf die verfügbaren Wasserressourcen zu erwarten. Dieser Wandel führt zu Veränderungen der ökologischen und ökonomischen Bedingungen besonders in Wasser-, Land- und Forstwirtschaft, Binnenschifffahrt

Abbildung 1-2: Grad des Wasserstresses in den großen Flusseinzugsgebieten der Erde (Quelle: WWAP 2009).



sowie Umwelt- und Naturschutz. In einigen Gebieten sind unter anderem Engpässe in der Wasserbereitstellung für landwirtschaftliche, energiewirtschaftliche und ökologische Nutzungen absehbar (zum Beispiel Bewässerung, Kühlung von Kraftwerken, Erhalt von Feuchtgebieten). Vor diesem Hintergrund gewinnen eine fundierte Quantifizierung des Wasserhaushalts und eine rationelle Wassermengenbewirtschaftung zunehmend an Bedeutung.

Räumliche Dimension

In verschiedenen Regionen, aber selbst innerhalb geografisch ähnlicher Räume, sind Wasserressourcen natürlicherweise meist ungleich verteilt. Der Klimawandel verschärft nun die Situation, da er zum Beispiel die Saisonalität der Niederschläge verschieben oder die Häufigkeit von Extremereignissen auf kleinräumiger Skala beeinflussen kann (Abb. 1-3). In einigen Gebieten sind daher lokal starke Auswirkungen auf die Wasserressourcen der Landschaft zu erwarten.

Generell wird die Verfügbarkeit von Wasser zunächst lokal oder regional beurteilt. Mit den zunehmenden weltweiten Wirtschaftsverflechtungen wird die globale Betrachtung je-

doch immer bedeutsamer. Der Handel und Transport von Gütern hat direkten Einfluss auf die Wasserressourcen eines Landes („Virtueller Wasserhandel“, Abb. 3-2). So kann zum Beispiel der Wasserverbrauch in einem wasserarmen Land nicht nur durch ein verbessertes lokales Management reduziert werden, sondern auch durch die Einfuhr von wasserintensiven Agrargütern statt ihrer Produktion vor Ort.

Wasser kennt zudem keine politischen Grenzen. Flusseinzugsgebiete erstrecken sich oft über mehrere administrative Grenzen Einheiten oder auch über mehrere Länder hinweg. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaft 2000) fordert daher eine flussgebietsbezogene Bewirtschaftung von Wasserressourcen. Auch die Öffentlichkeitsbeteiligung gewinnt eine verstärkte Bedeutung durch die Wasserrahmenrichtlinie, da die Information, Anhörung und aktive Beteiligung der Öffentlichkeit dort klar vorgeschrieben wird. Diese neuen Aspekte der Wasserbewirtschaftung stellen die Politik, die Wirtschaft und die Wissenschaft vor eine Vielzahl von Herausforderungen, die es gemeinsam zu bewältigen gilt.

Abbildung 1-3: Die Elbe in Dresden bei Niedrigwasser 2003 (links) und bei Hochwasser 2006 (rechts; Fotos: H. Simon).



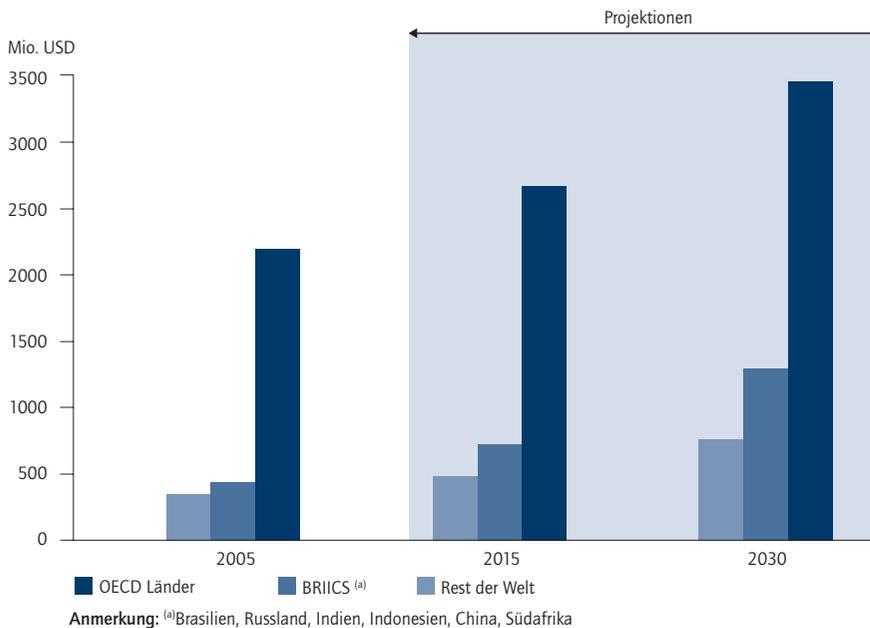
Qualitative Dimension

Eine der größten wasserbezogenen Herausforderungen der Zukunft wird in Deutschland voraussichtlich die Wasserbeschaffenheit und der Erhalt qualitativ hochwertiger Wasserressourcen sein. Dies betrifft insbesondere Stoffeinträge in die Gewässersysteme. So ist eine weitere Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion als Folge des Globalen Wandels direkt verbunden mit dem Eintrag von Schadstoffen (Pflanzenschutzmitteln, Düngereinste). Hinzu kommt – neben „alten“ Problemstoffen wie Schwermetallen oder Arsen – auch eine Reihe von „neuen“ Stoffen, die in steigendem Maße weltweit produziert werden (Abb. 1-4) und schließlich in den Gewässern nachgewiesen werden können. Beispiele hierfür sind industriell produzierte Chemikalien, wie sie in Haushaltsprodukten enthalten sind (zum Beispiel in Waschmitteln, Shampoos oder Nahrungsmittel-

zusatzstoffe) sowie Arzneimittel, die über Abwässer in die Gewässer gelangen. Von diesen anthropogenen Stoffeinträgen gehen Beeinträchtigungen der Wasserqualität aus, die sowohl Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit als auch auf die Umwelt haben können.

Aber auch die Nutzung des Untergrunds ist mit möglichen Folgen für den natürlichen Wasserkreislauf und die Wasserbeschaffenheit verbunden. Bereits heute werden komplexe Nutzungsanforderungen an den Untergrund gestellt, wie zum Beispiel Trinkwasserentnahmen, Abproduktentsorgung, Infrastrukturversorgung oder Speicherung von thermischer Energie. Für die Zukunft ist eine zunehmende Konkurrenz bei der Untergrundnutzung zu erwarten, die auch direkte Auswirkungen auf die Grundwasserressourcen haben kann.

Abbildung 1-4: Wirtschaftsvolumen der produzierten Chemikalien weltweit (in US-Dollar; OECD 2008). Gegenübergestellt sind die Zahlen für 2005 mit Projektionen für 2015 und 2030.



1.2 ZIELSTELLUNG DES PROJEKTES

Um den skizzierten negativen Auswirkungen auf die Georessource Wasser entgegenzuwirken, müssen in Deutschland Anpassungsstrategien entwickelt werden, die auf eine nachhaltige Nutzung von Wasser unter den Bedingungen des Globalen Wandels gerichtet sind. In vielerlei Hinsicht wurden schon erfolgreiche Wege zu einer nachhaltigen Wasserressourcenbewirtschaftung beschritten (BMU und UBA 2001; BMU 2010; GWP 2009). So wurden in Deutschland die Forschungsaktivitäten sowie die

Planung und Umsetzung von praktischen Maßnahmen mit Bezug zu einer zukunftsfähigen Wasserressourcenbewirtschaftung in der vergangenen Dekade stark intensiviert. Träger dieser Aktivitäten sind die an den Universitäten und Großforschungseinrichtungen angesiedelten „Wasserwissenschaften“, die Bundes- und Landesbehörden sowie die Industrie. Hier sind vor allem Projekte zu nennen, die sich mit den zukünftigen Auswirkungen des Klimawandels und entsprechenden Anpassungsmaßnahmen beschäftigen. Neben der „Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel“ (DAS), die umfassend ausgerichtet ist und

Tabelle 1-3: Beispiele (auch) wasserbezogener Projekte/Projektverbände in Deutschland und der EU.

REGION	AKRONYM	PROJEKT(VERBUND)NAME	BEISPIELPROJEKTE	LAUFZEIT
Deutschland	KLIMZUG	Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten	Dynaklim, INKA-BB, REGKLAM etc.	2008 bis 2014
	GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufs	Glowa-Elbe-/Danube, IMPETUS etc.	2000 bis 2011
	KLIMAZWEI	Forschung für den Klimaschutz und Schutz vor Klimawirkungen	BatroS, RegioExAKT, AnkliG, LandCaRe etc.	2006 bis 2009
	KLIWAS	Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt		2009 bis 2013
	KLIWA	Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft		2009 bis 2013
	CLIMREG	Klimawirkungsregister Deutschland		2008 bis 2011
	TERENO	Terrestrial environmental observatories		seit 2008
	IAG Globaler Wandel	Globaler Wandel – regionale Entwicklung (BBAW)		2008 bis 2011
	RIMAX	Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse		2005 bis 2010
Österreich		Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft		2009 bis 2011
Schweiz	CCHydro	Auswirkungen der Klimaänderung auf die Wasserressourcen und die Gewässer in der Schweiz		2008 bis 2011
	NFP61	Nachhaltige Wassernutzung – Nationales Forschungsprogramm	16 verschiedene Projekte	2009 bis 2013
Europa	INTERREG I-IV	Interregional Cooperation Programme	Aquarius, NoRegret, WaterCoRe etc.	seit 1989
	FP 6	6th EU Framework Programme for research and technical development	NeWater, Scenes, GARBADINE etc.	2002 bis 2006
	FP 7	7th EU Framework Programme for research and technical development	ClimateWater, FutureFarm, iSoil, STREAM etc.	2007 bis 2013
	EU Life I/II/III/+	EU's funding instrument for the environment	WAGriCo, Stechlinsee, etc.	seit 1992

somit auch den Wassersektor berücksichtigt (Bundesregierung 2008), und dem daraus hervorgegangenen „Aktionsplan Anpassung“ (Bundesregierung 2011) gibt es eine Vielzahl national-sektoraler sowie regionaler und lokaler Projekte. Stellvertretend seien hier die vom BMBF geförderten Förderschwerpunkte „klimazwei“ und „KLIMZUG – Klimawandel in Regionen“ (Mahammadzadeh et al. 2009; Mahammadzadeh und Wiesweg 2010) sowie die Projekte GLOWA-Elbe (Wechsung et al. 2008), GLOWA-Danube (Barthel et al. 2010) und die IAG Globaler Wandel (Hüttel et al. 2011) genannt. Tabelle 1-3 zeigt eine Auswahl der Projekte bzw. Projektverbünde mit (wasser-)ressourcenwirtschaftlichem und technologischem Hintergrund.

Allerdings führen sowohl die starke Gliederung in (Wasser-)„Subsektoren“ als auch die föderalen Strukturen in Deutschland zu Kommunikationsproblemen sowie zu Einschränkungen in der Grundlagenforschung, in der Technologieentwicklung und in der Umsetzung praktischer Maßnahmen (DFG 2003; BMU 2010). Insbesondere erscheint die strategische Ausrichtung der Wasserwissenschaften auf nationaler Ebene bislang als ungenügend. Notwendige Informationen und Empfehlungen sind teilweise schwer zugänglich bzw. wenig übersichtlich.

Aus diesem Grund hat acatech – die Deutsche Akademie der Technikwissenschaften das Projekt „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“ initiiert. Das Projekt hat zum Ziel, Beiträge für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Wasserressourcen unter den Bedingungen des Globalen Wandels zu erarbeiten und somit den Wissenstransfer zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Gesellschaft zu unterstützen. Der räumliche Fokus des Projektes liegt auf Deutschland. Im Mittelpunkt stehen einerseits „sensitive Regionen“, das heißt Gebiete, in denen Probleme im Wassersektor vorhanden oder absehbar sind. Andererseits wird – vor allem unter dem Aspekt des „Virtuellen Wasserhandels“ bzw. des „Wasser-Fußab-

drucks“ – die globale Verflechtung Deutschlands betrachtet. Zentrales Ergebnis des Projektes sind Empfehlungen an Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und Verwaltung.

Aus der Perspektive der oben beschriebenen drei Dimensionen der Georessource Wasser lassen sich drei allgemeine Fragestellungen ableiten:

- Wie beeinflusst der Klimawandel den regionalen Wasserhaushalt und welche Konsequenzen ergeben sich daraus für Wasserressourcen?
- Wie können Wasserressourcen nachhaltig lokal genutzt werden, auch zum Schutz globaler Ressourcen?
- Welcher Einfluss des Globalen Wandels ist auf die Beschaffenheit von Wasser und insbesondere von Grundwasser zu erwarten?

1.3 STRUKTUR UND ARBEITSWEISE DER PROJEKTGRUPPE

1.3.1 FRAGESTELLUNGEN UND THEMENSCHWERPUNKTE DER ARBEITSGRUPPEN

Den drei allgemeinen Fragestellungen wurden jeweils vier bis fünf Themenschwerpunkte bzw. thematische Vertiefungen zugeordnet, die in drei interdisziplinären Arbeitsgruppen bearbeitet wurden (Tabelle 1-4). Eine Reihe von übergreifenden Themen – zum Beispiel „Monitoring“, „Prognose-Unsicherheit“, „Virtuelles Wasser“ und „Institutionelle Ansätze“ – verbindet die Fragestellungen der drei Arbeitsgruppen. Eine ausführliche Darstellung der Fragestellungen und Themenschwerpunkte erfolgt in den Kapiteln 2, 3 und 4.

Tabelle 1-4: Fragestellungen und Themenschwerpunkte des Projektes.

THEMATIK:	KLIMAWANDEL UND WASSERHAUSHALT
allgemeine Fragestellung:	Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und Konsequenzen für Wasserressourcen
Themenschwerpunkte:	Möglichkeiten und Grenzen der Quantifizierung von Veränderungen des Wasserhaushaltes Historische, aktuelle und zukünftige Entwicklung des Wasserhaushaltes Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung Geofernerkundungs- und landgestützte Technologien zur Bodenfeuchtedetektion
THEMATIK:	WASSERNUTZUNG UND WASSEREFFIZIENZ IN LANDSCHAFTEN
allgemeine Fragestellung:	Möglichkeiten zu einer Effizienzsteigerung der regionalen Wassernutzung, auch zum Schutz globaler Ressourcen
Themenschwerpunkte:	Einfluss der Landnutzung auf regionale Wasserressourcen Rückkopplung von Prozessen im mitteleuropäischen Raum mit globalen Prozessen Verbesserung des Systemverständnisses durch die Verknüpfung von Hydrologie und Bodenwissenschaften Strategien für eine effizientere Nutzung von Landschaftsressourcen Einbindung von Wasserressourcen in Bewertungsansätze
THEMATIK:	WASSERBESCHAFFENHEIT
allgemeine Fragestellung:	Einfluss des Globalen Wandels auf die Beschaffenheit (Qualität) von Wasserressourcen (vor allem Grundwasser)
Themenschwerpunkte:	Stoffeinträge in den Wasserkreislauf und Stoffbilanzen Verlagerung, Umwandlung und Auswirkungen von Schadstoffen Anforderungen an das Wasser für verschiedene Nutzungen Nachhaltiger Grundwasser- und Oberflächengewässerschutz

1.3.2 EINBINDUNG VON TECHNOLOGIETHEMEN

Grundlegende technologiebezogene Themen innerhalb des Projektes sind auf die Funktion, die Risiken und Möglichkeiten sowie auf die Erfahrungen mit ausgewählten Wassertechnologien gerichtet. Damit verbunden stellen sich Fragen nach den Rahmenbedingungen, die technologische Innovationen im Wassersektor einerseits fördern und andererseits hemmen können.

Aus der Fülle der Wassertechnologien wurde für eine vertiefende Beschäftigung eine Auswahl derjenigen getroffen, die eine besondere Bedeutung für das Thema Globaler Wandel besitzen, die besonders innovativ sind, die allerdings gleichzeitig noch Diskussions-/Klärungsbedarf aufweisen und die arbeitspraktisch vor dem Hintergrund der begrenzten Projektlaufzeit und -ressourcen zu bewältigen waren.

1.3.3 ARBEITSWEISE DER PROJEKTGRUPPE

Das prinzipielle methodische Vorgehen bestand in der Synthetisierung von Forschungsergebnissen, das heißt in einer Ergebniskompilation, -reflexion und -bewertung, um letztlich Empfehlungen für verschiedene Zielgruppen abzuleiten. Somit lag die Aufgabe der Projektgruppe in der Integration von Befunden und Erkenntnissen zur Schaffung eines erweiterten Wissensstandes im Sinne einer „Sekundärstudie“ (vgl. Mayntz et al. 2008).

Zur Gewinnung der notwendigen Informationen erstellten beauftragte Fachleute Expertisen, wurden Workshops, Konferenzen und Expertengespräche abgehalten und Interviews mit Schlüsselakteuren durchgeführt. Die inhaltlichen Fakten und Daten wurden durch die Projektgruppe zusammengetragen, bewertet und schließlich unter einheitlichen Gesichtspunkten zusammengefasst und Schlussfolgerungen und Empfehlungen formuliert.

Ein weiteres Anliegen des Projektes war es, das Fachwissen der Wirtschaft einzubeziehen und innovative Ideen zu fördern. In Interviews mit Experten aus Industrie, Forschung und Praxis wurden zum einen zukunftsweisende technische Lösungen erfasst, zum anderen Voraussetzungen und Hemmnisse für die Entwicklung und Anwendung von Technologien diskutiert.

Aus dem Projekt entstand eine Vielzahl von Veröffentlichungen. Die ausführliche Darstellung der Projektergebnisse in der vorliegenden acatech STUDIE wurde in der acatech POSITION zusammengefasst und für Entscheidungsträger aus Forschung, Politik und Wirtschaft aufbereitet (acatech 2012). Die 13 in Auftrag gegebenen Expertisen wurden im Rahmen der Reihe acatech MATERIALIEN veröffentlicht (Bergmann 2011; Exner und Seemann 2011; Hansjürgens 2011; Knacker und Coors 2011; Koch und Grünewald 2011; Krauss und Griebler 2011; Maurer et al. 2011; Schubert 2011a; Schubert

2011b; Slavik und Uhl 2011; Theesfeld und Schleyer 2011; Wagner et al. 2011; Wiesmann 2011). Des Weiteren wurden zwei Konferenzbände mit Beiträgen zum aktuellen Wasserhaushalt in Nordostdeutschland bzw. zu wasserbezogenen Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland publiziert (Kaiser et al. 2010, Grünewald et al. 2012). Hinzu kommen ein Workshopband zur Wasserhaushalts- und Wassernutzungsgeschichte in Mitteleuropa (Kaiser et al. 2012) sowie Beiträge in Fachzeitschriften (Libra et al. 2011, Germer et al. 2011).

1.4 LITERATUR

acatech (Hrsg.): *Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel. Ansätze und Voraussetzungen für eine integrierte Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland*, (acatech POSITION), Heidelberg u. a.: Springer Verlag 2012.

Barthel, R., Mauser, W., Schneider, K., Gundel, A., Ziller, R., Bendel, D.: *Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserhaushalt, Grundwasserneubildung, Grundwasserstände und Grundwasserqualität im Einzugsgebiet der Oberen Donau – Abschließende Ergebnisse des GLOWA-Danube-Projekts*. (Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften Nr. 67), Stuttgart: Schweizerbart Verlag 2010.

Bergmann, A.: *Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf* (acatech Materialien Nr. 12), München 2011.

Black, M., King, J.: *Der Wasseratlas – ein Weltatlas zur wichtigsten Ressource des Lebens*, Hamburg: Europäische Verlagsanstalt 2009.

BMU (Hrsg.): *Grundwasser in Deutschland* (Reihe Umweltpolitik), Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008.

BMU (Hrsg.): *Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010.

BMU, UBA (Hrsg.): *Der Wassersektor in Deutschland. Methoden und Erfahrungen*, Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt 2001.

Bundesregierung (Hrsg.): *Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. Unterrichtung durch die Bundesregierung (Deutscher Bundestag Drucksache 16/11595), Berlin 2008.

Bundesregierung (Hrsg.): *Aktionsplan Anpassung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. Vom Bundeskabinett am 31. August 2011 beschlossen, Berlin 2011.

DFG (Hrsg.): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung*. Denkschrift, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Weinheim: Wiley-VCH 2003.

DFG (Hrsg.): *Dynamische Erde – Zukunftsaufgaben der Geowissenschaften*. Strategieschrift, Bremen: Deutsche Forschungsgemeinschaft 2010.

EEA (Hrsg.): "Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought". In: EEA Report, Nr. 2 (2009), European Environment Agency, Copenhagen.

EEA (Hrsg.): *The European Environment – State and outlook 2010*. Synthesis, Copenhagen: European Environment Agency 2010.

Europäische Gemeinschaft (Hrsg.): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, Europäische Gemeinschaft 2000.

Exner, E., Seemann, S.: *Wasserinstitutionen in Deutschland* (acatech Materialien Nr. 13), München 2011.

Falkenmark, M., Widstrand, C.: *Population and Water Resources: A Delicate Balance* (Population Bulletin), Population Reference Bureau, Washington D.C., USA 1992.

FAO: *Aquastat – FAO's Information System on Water and Agriculture*. Food and Agriculture Organisation. URL: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat>. [Stand: 01.09.2011].

Germer, S., Kaiser, K., Bens, O., Hüttl, R. F.: „Water balance changes and responses of ecosystems and society in the Berlin-Brandenburg region – a review“. In: *Die Erde* 142 (1/2) (2011), S. 65-95.

Gleick, P., Cooley, H., Cohen, M., Morikawa, M., Morrison, J., Palaniappan, M.: *The World's Water 2008-2009: the biennial report on freshwater resources*, Washington D.C., USA: Island Press 2009.

Grünewald, U.: *Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg*. (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 7). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Grünewald, U., Bens, O., Fischer, H., Hüttl, R. F., Kaiser, K., Knierim, A. (Hrsg.): *Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland*, Stuttgart: Schweitzerbart 2012.

GWP (Hrsg.): *Excellence in Water Technology and Water Management. Booklet on Capacities, Organisational Structures and Actors*. 2nd edition, Berlin: German Water Partnership 2009.

Hansjürgens, B.: *Bewertung von Wasser in Landschaften - Konzepte, Ansätze und Empfehlungen* (acatech Materialien Nr. 8), München 2011.

Hüttl, R. F., Born, H., Eckelmann, W., Frede, H.-G., Fritz, R., Hülsbergen, K.-J., Isermeyer, F., Makeschin, F., Quinckhardt, M., Schneider, B. U., Seppelt, R., Vahrenholt, F., von Braun, J.: *Empfehlungen zum Forschungsfeld Bioökonomie: Boden, Wasser und Landnutzung – Herausforderungen, Forschungs-, Technologie- und Handlungsbedarf* (Berichte aus dem BioÖkonomieRat 01), Berlin: BioÖkonomieRat 2010.

Hüttl, R. F., Emmermann, R., Germer, S., Naumann, M., Bens, O. (Hrsg.): *Globaler Wandel und regionale Entwicklung – Anpassungsstrategien in der Region Berlin-Brandenburg*, Berlin, Heidelberg: Springer 2011.

Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen* (Scientific Technical Report STR10/10), Potsdam: Deutsches GeoForschungsZentrum 2010.

Kaiser, K., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Historische Perspektiven auf Wasserhaushalt und Wassernutzung in Mitteleuropa* (Cottbuser Studien zur Geschichte von Technik, Arbeit und Umwelt), Münster: Waxmann-Verlag 2012.

Knacker, T., Coors., A.: *Ökotoxikologische Bewertung von anthropogenen Stoffen im Wasserkreislauf* (acatech Materialien Nr. 10), München 2011.

Koch, H., Grünewald, U.: *Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland* (acatech Materialien Nr. 5), München 2011.

Krauss, S., Griebler, C.: *Pathogenic Viruses in Groundwater* (acatech Materialien Nr. 6), München 2011.

Libra, J. A., Ro, K. S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N. D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H.: „Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis“. In: *Biofuels* 2 (2011), S. 71-106.

Mahammadzadeh, M., Biebeler, H., Bardt, B. (Hrsg.): *Klimaschutz und Anpassung an die Klimafolgen. Strategien, Maßnahmen und Anwendungsbeispiele*, Institut der deutschen Wirtschaft Köln Medien GmbH, Köln 2009.

Mahammadzadeh, M., Wiesweg, M.: „KLIMZUG – Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54 (2010), S. 47-51.

Maurer, T., Nilson, E., Krahe, P.: *Entwicklung von Szenarien möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Abfluss- und Wasserhaushaltskenngrößen in Deutschland* (acatech Materialien Nr. 11), München 2011.

Mayntz, R., Neidhardt, F., Weingart, P., Wengenroth, U. (Hrsg.): *Wissensproduktion und Wissenstransfer. Wissen im Spannungsfeld von Wissenschaft, Politik und Öffentlichkeit*, Bielefeld: Transcript Verlag 2008.

OECD (Hrsg.): *Improving Water Management: Recent OECD Experience* (OECD Report Series), Organisation for Economic Co-operation and Development 2003.

Schubert, H.: *Die Konzepte des Virtuellen Wassers und des Wasser-Fußabdrucks* (acatech Materialien Nr. 4), München 2011a.

Schubert, H.: *The virtual water and the water footprint concepts* (acatech Materialien Nr. 14), München 2011b.

Slavik, I., Uhl, W.: *Konzepte und Technologien für eine nutzungsgerechte Bereitstellung von Wasser* (acatech Materialien Nr. 9), München 2011.

Theesfeld, I., Schleyer, C.: *Institutional Requirements for Integrated Water Resource Management in Germany* (acatech Materialien Nr. 3), München 2011.

Wagner, W., Vetter, M., Bartsch, A.: *Novel Microwave- and Lidar Remote Sensing Techniques for Monitoring of In-Land Water Resources* (acatech Materialien Nr. 5), München 2011.

Wechsung, F., Kaden, S., Behrendt, H., Klöcking, B. (Hrsg.): *Integrated Analysis of the Impacts of Global Change on Environment and Society in the Elbe River Basin*, Berlin: Weißensee Verlag 2008.

Wiesmann, U.: *Historische Impressionen bei einer Spreefahrt durch Berlin* (acatech Materialien Nr. 2), München 2010.

WWAP: *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World, World Water Assessment Programme*, UNESCO, Paris, London: Earthscan 2009.

Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W.: *Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme* (UBA-Texte 08/05), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2005.

2 KLIMAWANDEL UND WASSERHAUSHALT

BRUNO MERZ, KNUT KAISER, OLIVER BENS, ROLF EMMERMANN, HANNES FLÜHLER,
UWE GRÜNEWALD, JÖRG F. W. NEGENDANK

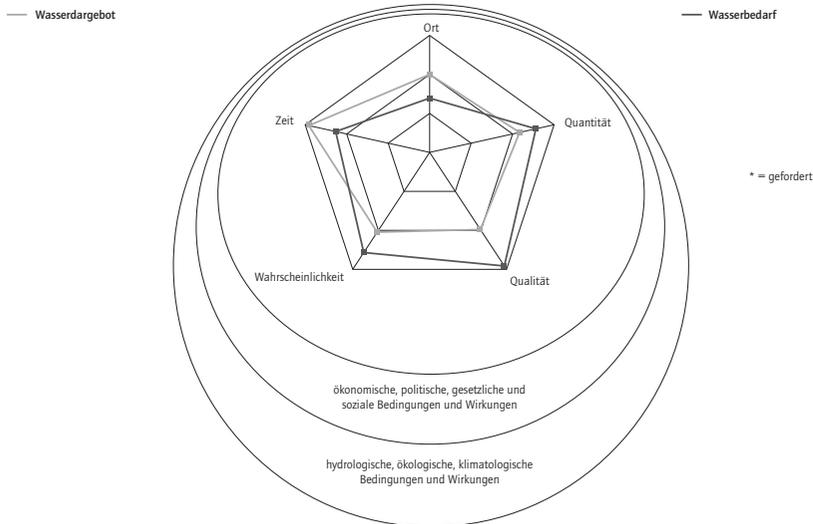
2.1 EINFÜHRUNG

Die kostengünstige Deckung des Wasserbedarfs der Nutzer bei gleichzeitiger Erhaltung der Ökosystemfunktionen von Gewässern stellt eine stetig zu erfüllende Aufgabe der Wasserwirtschaft dar. Eine nachhaltige Bewirtschaftung hoch beanspruchter Wasserressourcen-Systeme ist dabei nur möglich, wenn fortlaufend solche Methoden und Verfahren evaluiert und weiterentwickelt werden, die Veränderungen und Anpassungen des Wasserwirtschaftssystems erlauben. Es gilt, Wasserdargebot und Wasserbedarf durch dargebots-

und/oder bedarfsorientierte Einflussnahmen unter minimalen Kosten bzw. bei maximaler Nachhaltigkeit in Übereinstimmung zu bringen (Grünewald 2008a; Abb. 2-1).

Grundlage jeder wasserwirtschaftlichen Planung, wie auch vieler wassertechnologischer Entwicklungen, ist die Beschäftigung mit der Dynamik der Wassermengensituation, sowohl mit Blick auf das Wasserdargebot als auch bezogen auf den Wasserverbrauch und die Wassernutzung. Obwohl im Ganzen ein wasserreiches Land, und aufgrund der sozioökonomischen Verhältnisse wie der technischen

Abb. 2-1: Modell der Hauptprobleme der integrierten Wasserressourcen-Bewirtschaftung in einem Einzugsgebiet unter sich verändernden Rahmen- und Randbedingungen. Das Wasserdargebot und der Wasserbedarf sind durch dargebots- und/oder bedarfsorientierte Einflussnahmen in ihren Elementen Quantität, Qualität, Ort, Zeit und Wahrscheinlichkeit unter minimalen Kosten bzw. maximaler Nachhaltigkeit in vertretbare Übereinstimmung zu bringen (aus: Grünewald 2001).



Transformation:

„dargebotsorientierte Maßnahmen“ und/oder „bedarfsorientierte Maßnahmen“
mit „Kosten“ ⇒ Min. und „Nachhaltigkeit“ ⇒ Max.

keine direkten Lösungen ⇒ Szenariotechniken ! keine mathematisch exakte Lösung ⇒ Variantenrechnungen

Entwicklung weit entfernt vom „Wassermangelsyndrom“ vieler Länder Afrikas und Asiens oder im mediterranen Süden Europas (EEA 2009a; WWAP 2009), gibt es auch in Deutschland Regionen, deren wasserwirtschaftliche Situation hinsichtlich bestimmter Nutzungen (zum Beispiel Landwirtschaft) und ökologischer Belange (zum Beispiel Feuchtgebietserhaltung) als „kritisch“ bzw. „sensitiv“ (Kunstmann 2007) bezeichnet werden kann. Teilweise führt die Mehrfachnutzung der Landschaft hier zu starken Konkurrenzen um Wasserressourcen, die unerwünschte Wirkungen auf die Wasserquantität und Wasserqualität haben. Eine Reihe von Wasserhaushaltsveränderungen in Deutschland wurde für das 20. Jahrhundert nachgewiesen und wird für das 21. Jahrhundert erwartet, wie die Zu- oder Abnahme der Abflüsse und der Grundwasserneubildung, die Zunahme von Niedrigwasserperioden und des Hochwasserrisikos sowie stärkere Abfluss- und Pegelschwankungen (Bundesregierung 2008; UFZ 2008). Das Wasserdargebot ist in Deutschland räumlich und zeitlich einer erheblichen Dynamik unterworfen.

Aber auch der Wasserbedarf bzw. die Wassernutzung verändern sich. In den vergangenen etwa zwanzig Jahren nahmen die Wasserentnahmen der hauptsächlichen Nutzergruppen Wärmekraftwerke, Bergbau und Verarbeitendes Gewerbe sowie Öffentliche Wasserversorgung von 46,3 Milliarden Kubikmeter (1991) auf 32,0 Milliarden Kubikmeter (2007), das heißt um ca. dreißig Prozent ab (UBA 2011a). Die Gesamtberechnungsfläche der Landwirtschaft nahm zwischen 1989 und 2001 vor allem aufgrund wirtschaftspolitischer Veränderungen in Ostdeutschland von ca. 900 Quadratkilometer auf ca. 500 Quadratkilometer (ca. -44 Prozent) ab; damit verringerte sich auch die verregnete Wassermenge (Simon 2009). Scheinbar entschärft sich also – auf ganz Deutschland bezogen – die Problematik eines möglicherweise in der Zukunft klimabedingt abnehmenden Wasserdargebotes, zumal wenn der im Jahr 2007 mit 17 Prozent

vergleichsweise geringe Nutzungsgrad des Wasserdargebotes berücksichtigt wird (UBA 2011a).

Allerdings greift diese Schlussfolgerung zu kurz und wird weder der Komplexität des Problems – wichtige Aspekte wie der wassergebundene Transport oder der Feuchtgebietsschutz sind hier ergänzend zu nennen – noch der erheblichen regionalen Problemdifferenzierung gerecht. Vor allem Letzteres stellt *die* Herausforderung mit Blick auf den quantitativen Zustand von Wasserressourcen in Deutschland dar. Da die Regionen überwiegend selbst für ihre Wasserversorgung bzw. die Erhaltung von gewässergebundenen Ökosystemfunktionen aufkommen und der Ausbau von Fernwasserversorgungssystemen aus Kostengründen und Gründen der Nachhaltigkeit nur begrenzt möglich ist, bilden die regionalen Veränderungen im Wasserhaushalt und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Wasserbewirtschaftung eine wichtige Grundlage für entsprechende Strategien zum Umgang mit Wasserressourcen.

Die zentrale Frage dieses Kapitels lautet: Wie beeinflusst der Klimawandel den regionalen Wasserhaushalt und welche Konsequenzen ergeben sich daraus für die Wasserressourcen?

Anhand von vier Themenschwerpunkten wird im Folgenden dieser Frage nachgegangen:

- Möglichkeiten und Grenzen der Quantifizierung von Veränderungen des Wasserhaushalts;
- historische, aktuelle und zukünftige Entwicklung des Wasserhaushalts;
- Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung;
- Geofernerkundungs- und landgestützte Technologien zur Bodenfeuchtedetektion.

2.2 MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN DER QUANTIFIZIERUNG VON VERÄNDERUNGEN DES WASSERHAUSHALTS

2.2.1 HERAUSFORDERUNG

Der Wasserhaushalt ist vielfältigen Eingriffen und Einflüssen ausgesetzt, die auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen wirken. Neben der natürlichen Klimavariabilität und dem anthropogen verursachten Klimawandel wirken weitere Kräfte auf den Wasserkreislauf, auf Einzugsgebiete und Flusssysteme, wie zum Beispiel der Bau von Speichern, Entnahmen und Überleitungen im Einzugsgebiet, der Ausbau von Flüssen, Veränderungen der Landnutzung und landwirtschaftliche Praktiken. Aufgrund dieser vielfältigen Treiber wird zunehmend die Annahme der Stationarität in Frage gestellt (Milly et al. 2008), die häufig die Grundlage der Wasserwirtschaft ist.

Im vorliegenden Kapitel werden die Möglichkeiten und Grenzen der Quantifizierung von Veränderungen des Wasserhaushalts mit einem Schwerpunkt auf dem Klimawandel beleuchtet:

- Wie gut können wir Veränderungen der Vergangenheit detektieren und attributieren? Wasserhaushaltsgrößen können erheblich in Raum und Zeit variieren, und hydrologische Größen werden als Realisationen von stochastischen Prozessen betrachtet. Diese Variationen erschweren die Detektion von Änderungen. Falls wir signifikante Änderungen identifizieren: Wie gut können wir diesen Änderungen – vor dem Hintergrund vielfältiger, sich überlagernder Einflüsse – Ursachen zuweisen?
- Wie gut können wir zukünftige Änderungen im Wasserhaushalt quantifizieren? Fokus dieser Frage ist der anthropogen verursachte Klimawandel mit seinen möglichen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt während der nächsten Dekaden.

2.2.2. WISSENSSTAND

Wie gut können wir Veränderungen der Vergangenheit detektieren und attributieren?

Die Analyse von Veränderungen der Vergangenheit kann in die beiden Schritte Detektion und Attribution (oder Attribution) gegliedert werden. Unter Detektion wird in der Hydrologie und angrenzenden Disziplinen der Nachweis bezeichnet, dass eine beobachtete Änderung signifikant (im statistischen Sinn) unterschiedlich ist von Änderungen, die durch die natürliche Variabilität erklärt werden können. Attribution ist die anschließende Zuschreibung der Ursache(n) der Veränderung. Dies sollte den Nachweis einschließen, dass die detektierte Änderung konsistent mit der zugeschriebenen Ursache ist, aber auch die Demonstration, dass andere plausible Ursachen nicht in Übereinstimmung mit der beobachteten Änderung zu bringen sind.

Typischerweise basiert die Detektion auf einem statistischen Argument: Es wird berechnet, ob die beobachtete Veränderung signifikant von der Nullhypothese „keine Veränderung“ abweicht. Solche Trendtests können keine sicheren Aussagen liefern und es sind zwei Arten von Fehlern möglich: Entweder wird fälschlicherweise eine Veränderung bestimmt, obwohl sie in Wahrheit durch die stochastischen Variationen in den Beobachtungen zu erklären ist (Fehler Typ-1), oder eine existierende Veränderung wird aufgrund der Überlagerung mit stochastischen Variabilitäten nicht identifiziert (Fehler Typ-2).

Die Ergebnisse statistischer Trendanalysen von Wasserhaushaltsgrößen sind mit Vorsicht zu interpretieren:

- Es können unterschiedliche Typen von Änderungen wirksam sein: So zeigten beispielsweise Delgado et al. (2010), dass mittlere Hochwasser im Verlauf einer achtzigjährigen Beobachtungsreihe am Mekong abnahmen,

während gleichzeitig die Variationen zwischen den Hochwasserscheitelwerten aufeinanderfolgender Jahre zunehmen. Dieses gegenläufige Verhalten von Mittelwert und Varianz in dieser Zeitreihe kann dazu führen, dass eine abnehmende Hochwassergefahr wahrgenommen und von den üblicherweise eingesetzten Trendtests identifiziert wird, während die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines extremen Hochwassers tatsächlich steigt.

- Zeitreihen von Klima- und Wasserhaushaltsgrößen weisen häufig Oszillationen auf unterschiedlichen, auch niederfrequenten Zeitskalen auf: Dieser sogenannte *Hurst*-Effekt führt dazu, dass Abweichungen vom mittleren Verhalten für längere Zeiträume auftreten können. Sind diese Oszillationen länger als die zur Verfügung stehende Beobachtungsperiode, so kann eine Oszillation als Trend missinterpretiert werden.
- Die Fähigkeit der Detektion von tatsächlichen Veränderungen hängt vom Signal-Rausch-Verhältnis, von der Struktur und von der Länge der Zeitreihe ab: Die formelle Akzeptanz der Null-Hypothese bedeutet nicht notwendigerweise, dass keine Veränderung vorliegt. Eventuell ist nur die Zeitreihe zu kurz, um das Signal im hohen Rauschen zu erkennen. Diese Fehlerquelle (Fehler Typ-2) ist schwierig zu quantifizieren (Frei und Schär 2001).
- Es existieren unterschiedliche Typen von statistischen Tests, die zu verschiedenen Ergebnissen führen können: Verschiedene Tests beruhen auf verschiedenen Annahmen, zum Beispiel über die Art der vermuteten Veränderung als Bruchpunkt oder als graduelle Änderung. Trendergebnisse, insbesondere die statistische Signifikanz, sind stark abhängig von den Annahmen und damit vom gewählten Test.

Aufgrund der Komplexität von hydrologischen Zeitreihen, der häufig begrenzten Verfügbarkeit von verlässlichen Daten zum Wasserhaushalt und der oben genann-

ten Aspekte können statistische Trendtests in den meisten Fällen nur als Hinweise auf Veränderungen des Wasserhaushalts gewertet werden. Wichtig erscheint die Prüfung solcher Ergebnisse durch die Analyse der hinter der Veränderung vermuteten Mechanismen. Dies ist eng verbunden mit der Frage der Attribution und dem Problem, dass sich die verschiedenen Einflüsse auf eine Wasserhaushaltsvariable, etwa den Abfluss, nicht ohne Weiteres separieren lassen.

Ein verbreitetes Vorgehen zur Attribution sind Vergleiche und Korrelationsanalysen zwischen der betrachteten Wasserhaushaltsgröße und den möglichen Verursachern der Veränderung. So verzeichnen etwa die Niedrigwasserabflüsse (NM7Q) am Pegel Neu Darchau an der Elbe zwischen 1930 und 2000 einen zunehmenden Trend, während sowohl der mittlere Niederschlag als auch der mittlere Abfluss im Wesentlichen konstant bleiben. Dieser Vergleich lässt vermuten, dass die Zunahme der Niedrigwasserabflüsse aus einer veränderten Bewirtschaftung resultiert; in diesem Fall aufgrund der Erhöhung von Niedrigwasserabflüssen in Tschechien durch die Moldaukaskade und die Talsperre Nechranice/Ohre (Koch et al. 2010; Maurer et al. 2011). Die Summe der Stauräume an Moldau und Elbe in Tschechien beträgt dabei ca. 2,5 Milliarden Kubikmeter (Simon et al. 2005).

Solche Betrachtungen liefern jedoch häufig keine klaren Antworten. Maurer et al. (2011) diskutieren beispielsweise die Veränderungen des Abflussregimes des Rheins in den alpinen Regionen. Die Abflussmengen im Sommer sind während der letzten hundert Jahre zurückgegangen, im Winter dagegen angestiegen. Ein wichtiger Grund sind die mildereren Winter. Es fällt mehr Niederschlag und dieser öfter als Regen anstatt als Schnee. Zusätzlich schmilzt in Tauwetterperioden mehr Schnee bereits im Winter ab. Insgesamt wird weniger Schnee im Gebirge akkumuliert und entsprechend weniger Schmelzwasser kann im Sommer

abfließen. Dies stellt sich im Jahresgang des Abflusses als saisonaler Umverteilungseffekt vom Sommer zum Winter dar. Diese beobachtete Tendenz könnte ein Anzeichen für zukünftige Änderungen des Abflussregimes sein. Eine Tendenz zu höheren Winterabflüssen und geringeren Sommerabflüssen passt zur Überlegung, dass zukünftig infolge der globalen Erwärmung im Alpenraum und in den höheren Mittelgebirgslagen im Winter eine geringere Wassermenge in der Schneedecke gespeichert werden und damit deren puffernde Wirkung abnehmen könnte. Jedoch ist bei solchen Überlegungen zu berücksichtigen, dass die Talsperrenbewirtschaftung für die Wasserkraftnutzung im Alpenraum (Speichervolumen im Einzugsgebiet bis Basel ca. 1,9 Milliarden Kubikmeter) einen ähnlichen Umverteilungseffekt in vergleichbarer Größenordnung hat (Maurer et al. 2011). Damit ist die Frage offen, welcher Anteil der detektierten Veränderung auf Klimaeinflüsse zurückgeht.

Für eine überzeugende Attribution von detektierten Veränderungen von Wasserhaushaltsgrößen mittels Korrelationsanalysen und vergleichender Betrachtung verschiedener Zeitreihen müssen günstige Bedingungen vorliegen oder/und intelligente Attributionsanalysen durchgeführt werden. So kann der Abfluss eines Pegels durch eine Vielzahl von lokalen Veränderungen im Einzugsgebiet „kontaminiert“ sein, sodass es bei Betrachtung dieser einen Abflusszeitreihe schwer möglich ist zu entscheiden, ob/inwieweit eine klimatische Ursache hinter Abflussveränderungen steht. Möglicherweise lässt sich diese Frage durch regionale Trendstudien beantworten. Dabei werden möglichst viele Abflusszeitreihen von verschiedenen Einzugsgebieten einer Region auf Trends analysiert. Ergeben sich räumlich konsistente Trendergebnisse, so kann ein großräumig wirksamer Treiber angenommen werden. Es ist dann zu prüfen, ob außer klimatischen Ursachen andere Treiber vorstellbar sind, die ein regional konsistentes Veränderungssignal hervorrufen können. Basierend auf dieser Idee haben Petrow und

Merz (2009) Veränderungen der Hochwassergefahr in ca. 150 Einzugsgebieten in Deutschland für die Periode 1951 bis 2002 untersucht. Ihre räumlich und saisonal konsistenten Ergebnisse weisen auf eine klimatische Ursache der Veränderung der Hochwassertätigkeit in Deutschland hin.

Für eine detaillierte und quantitative Attribution von Veränderungen im Wasserhaushalt werden in den meisten Fällen Simulationsmodelle einzusetzen sein. Koch et al. (2010) liefern ein Beispiel für die Abflüsse der tschechischen Elbe, die stark durch den Betrieb der Speicher an der Moldau beeinflusst sind. Hundecha und Merz (2011) versuchen den klimatischen Anteil an beobachteten Trends von Hochwasserabflüssen mittels eines Simulationsansatzes zu quantifizieren. Ein Wettergenerator erzeugt viele Realisationen von räumlich konsistenten Feldern des Niederschlags und anderer klimatischer Parameter. Diese Felder dienen als Input für ein räumlich detailliertes hydrologisches Modell, das kontinuierlich den Wasserhaushalt im Gebiet berechnet. Damit werden viele Realisationen von langen Abflusszeitreihen erzeugt, die auf Hochwassertrends ausgewertet werden. Durch unterschiedliche Parametrisierung des Wettergenerators können gezielt Simulationsexperimente durchgeführt werden, um zu prüfen, ob die Hochwassertrends der Beobachtungen konsistent sind mit den simulierten Trends (Abb. 2-2).

Diese Betrachtungen lassen sich wie folgt zusammenfassen und ergänzen:

- Die Analyse von Veränderungen des Wasserhaushalts ist – maßgeblich motiviert durch die Frage nach dem Einfluss von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt – mittlerweile weit verbreitet. Unzählige Trendstudien liegen vor.
- In Anbetracht der Komplexität vieler Wasserhaushaltskomponenten (Vielzahl anthropogener Eingriffe in Flusssysteme und Einzugsgebiete, Variabilitäten auf

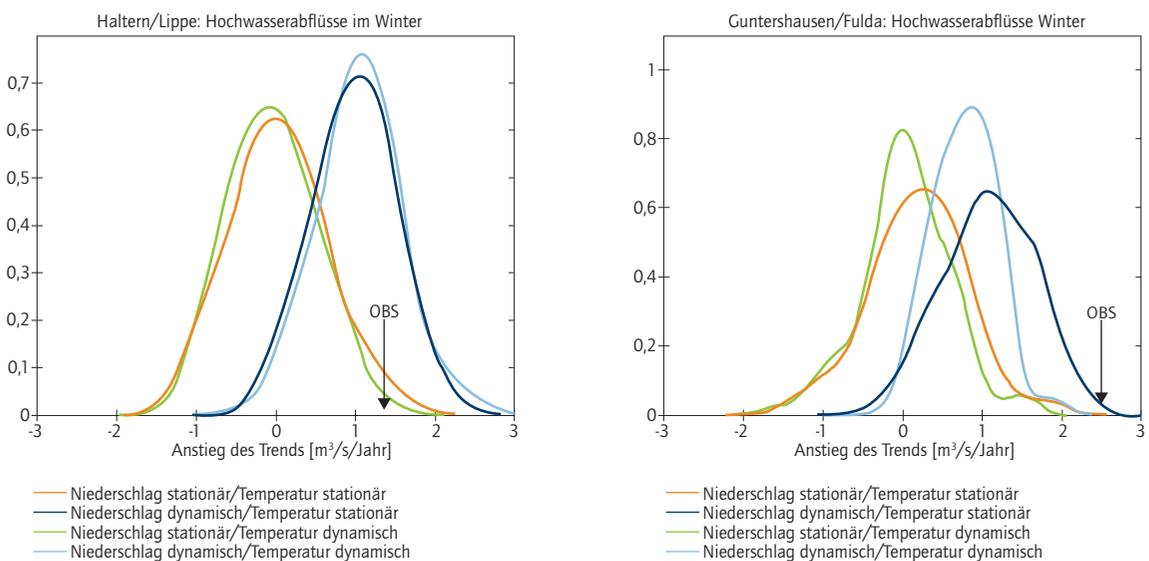
unterschiedlichen Zeit- und Raumskalen, Interaktionen des Wasserhaushalts mit anderen Komponenten des Systems Erde-Mensch) sind die Möglichkeiten der Detektion und Attribution mittels statistischer Verfahren sehr beschränkt. Notwendig ist ein Verständnis der dominanten Mechanismen und Ursache-Wirkungs-Beziehungen.

- Die hydrologische Literatur enthält vergleichsweise wenige tiefgründige Studien zur Attribution von Veränderungen des Wasserhaushalts. Während statistische Trendtests zur Detektion häufig angewendet werden, beschränkt sich die Attribution in vielen Fällen auf qualitative Analysen und teilweise auf Spekulation. Der Beitrag der verschiedenen Einflüsse (klimatische, anthropogene etc.) auf Veränderungen des Wasserhaushalts ist größtenteils nicht quantifiziert.

Wie gut können wir zukünftige Änderungen im Wasserhaushalt quantifizieren?

Der Frage nach den Möglichkeiten und Grenzen der Quantifizierung zukünftiger Änderungen des Wasserhaushalts wird am Beispiel des Klimawandels und seines Einflusses auf hydrologische und wasserwirtschaftliche Systeme während der nächsten Dekaden nachgegangen. Zukunft ist grundsätzlich durch Ungewissheit und Unsicherheit geprägt. Entwicklungen im System Erde-Mensch stehen in vielschichtigen Wechselwirkungen miteinander und laufen teilweise kontinuierlich, teilweise auch in Sprüngen ab. Es sind immer mehrere, unterschiedliche Zukunftspfade denkbar, und durch die Auswahl eines bestimmten Zukunftspfades werden Alternativen ausgeschlossen und gleichzeitig neue mögliche Pfade eröffnet.

Abbildung 2-2: Untersuchung der Bedeutung von Veränderungen meteorologischer Größen auf Hochwassertrends (verändert nach Hundecha und Merz 2011). Im Fall des Pegels Haltern (links) lässt sich der in der Periode 1951 bis 2002 beobachtete Hochwasser-Trend (OBS) fast vollständig durch die Veränderungen des Niederschlags erklären. Im Fall des Pegels Guntershausen (rechts) können die klimatischen Veränderungen während der Beobachtungsperiode den beobachteten Trend nur zu einem kleinen Teil erklären. Hieraus kann gefolgert werden, dass im Einzugsgebiet weitere Hochwasser-verschärfende Einflüsse stattgefunden haben.

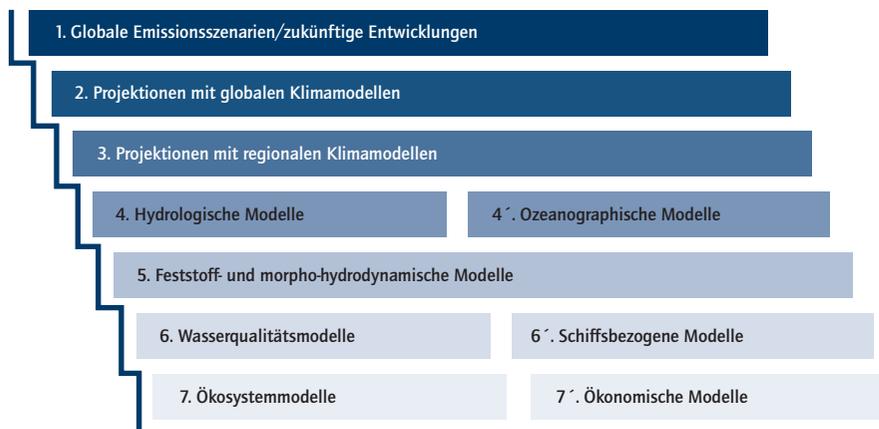


Der dominante Ansatz zur Quantifizierung zukünftiger Änderungen des Wasserhaushalts aufgrund des anthropogen verursachten Klimawandels ist die Implementierung von Modellketten (Abb. 2-3). Ausgangspunkt sind globale Emissionsszenarien, in der Regel Emissionsszenarien des IPCC (SRES 2000), als Randbedingung von globalen Klimamodellen. Seit den 1970er Jahren werden in die globalen Klimamodelle immer mehr Teilprozesse bei immer höherer räumlicher Auflösung integriert. Nach und nach wurden neben der Atmosphäre, Landoberfläche, Ozeane, Seeeis, Aerosole, Kohlenstoffkreislauf, Vegetationsdynamik und Atmosphärenchemie berücksichtigt (IPCC 2007). Die heute allgemein verfügbaren Projektionen globaler Klimamodelle haben eine räumliche Auflösung von etwa 100 Kilometer. Da diese Auflösung für die meisten hydrologischen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen zu gering ist, erfolgt ein sogenanntes *Downscaling*. Mittels dynamischer regionaler Klimamodelle werden die globalen Ergebnisse auf Skalen von teilweise bis zu ca. 10 Kilometer heruntergebrochen. Alternativ werden statistische *Downscaling*-Verfahren

eingesetzt. Diese haben gegenüber den regionalen Klimamodellen den Vorteil, dass sie keine systematischen Fehler aufweisen, da ihrem Konstruktionsverfahren die Ableitung von statistischen Beziehungen in der Vergangenheit zugrunde liegt. Andererseits ist offen, wie weit in die Zukunft diese Zusammenhänge extrapoliert werden dürfen. Je nach Fragestellung können dem hydrologischen Modell weitere Modelle, zum Beispiel zur Abschätzung der Feststoffdynamik, nachgeschaltet werden (Maurer et al. 2011).

Während der Implementierung einer solchen Modellkette muss eine Vielzahl von Entscheidungen getroffen werden. Beispiele sind Veränderungen des wasserwirtschaftlichen Systems infolge gesellschaftlicher Entwicklungen, zum Beispiel der Ökonomie, der Technologie, der Energieversorgung, der Demografie, des Konsumverhaltens oder der Landwirtschaft. Werden *keine* Annahmen über Veränderungen getroffen, so wird davon ausgegangen, dass diesbezüglich alles beim Alten bleibt, oder die Möglichkeit, das wasserwirtschaftliche System abzubilden, ist nicht in der

Abbildung 2-3: Schema einer exemplarischen Modellkette zur Abschätzung von Klimafolgen innerhalb des Forschungsprogramms „KLIWAS – Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen“ (BMVBS 2007).



Modellkette vorgesehen. Beides kommt häufig vor und ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen (Maurer et al. 2011). Die Begriffe Szenario bzw. Projektion verdeutlichen, dass es sich nicht um Vorhersagen, sondern um *potenziell mögliche* zukünftige Situationen handelt, in der Regel inklusive der Entwicklungspfade, die zu dieser zukünftigen Situation führen. Kosow und Gaßner (2008) weisen darauf hin,

- dass Szenariotechniken die Wahrnehmung auf bestimmte Aspekte bzw. Schlüsselfaktoren der Zukunft richten und kein umfassendes Bild der Zukunft darstellen;
- dass die Auswahl und Kombination von Schlüsselfaktoren Konstruktionsarbeit ist. Dabei werden bestimmte Faktoren und Ereignisse als relevant erachtet und diese unter bestimmten Annahmen in Wechselwirkung miteinander gesetzt.
- dass jeder Szenario-Konstruktion Annahmen zugrunde liegen, zum Beispiel wie die Zukunft einmal aussehen könnte und wie bestimmte Trends verlaufen könnten.

Szenarien verfügen somit über keinen Wahrheitsanspruch, sondern leisten lediglich die hypothetische Konstruktion möglicher Zukunftsperspektiven aufgrund von gegenwärtigem Wissen (Kosow und Gaßner 2008: 10).

Die Unsicherheiten solcher Modellketten speisen sich aus verschiedenen Quellen:

- **Anfangsbedingungen:** Dynamische Systeme mit nicht-linearen Interaktionen sind oft sensitiv gegenüber den Anfangsbedingungen. Wenn Rückkopplungen Fehler des initialen Zustands vergrößern, kann eine kleine Abweichung in den Anfangsbedingungen dazu führen, dass sich Trajektorien über die Zeit unterschiedlich entwickeln. Konkret bedeutet dies, dass ein zweiter Lauf eines Klimamodells (identische Modellstruktur und Parametrisierung, identische Randbedingungen) eine

andere Ausprägung von raum-zeitlichen Feldern von klimatologischen Parametern liefert. Diese Unsicherheitsquelle macht man sich zunutze, indem ein einzelner Lauf eines Klimamodells als eine mögliche Realisation eines stochastischen Prozesses betrachtet wird. Somit werden Ensembles von vielen Läufen, die sich jeweils in ihren Anfangsbedingungen unterscheiden, als Beschreibung der Variabilität des stochastischen Prozesses angesehen.

- **Randbedingungen:** Unsicherheiten über die zukünftige Entwicklung im dynamischen Antrieb von Klimamodellen speisen sich zum Beispiel aus der ökonomischen Entwicklung und ihrem Einfluss auf die Treibhausgasemissionen oder aus vulkanischen Eruptionen oder Variationen der Sonnenaktivität. Üblicherweise werden verschiedene Entwicklungen der Randbedingungen im Sinne von Szenarien ausgewählt. Die Ergebnisse der Modellkette sind dann konditioniert auf diese Auswahl zu interpretieren. Darüber hinaus existieren Überlegungen, auch hier den Ensemble-Ansatz zu nutzen, das heißt Ensemble mit verschiedenen Perturbationen in den Randbedingungen zu erstellen.
- **Modellstruktur und -parameter:** Aufgrund unseres beschränkten Wissens, beschränkter Observationen und notwendiger Vereinfachungen, zum Beispiel aufgrund von Rechenkapazitätsbeschränkungen, sind Simulationsmodelle Approximationen des zu beschreibenden Systems. So wissen wir heute nicht genug, um bestimmte Prozesse zu modellieren, zum Beispiel wie sich Wolken formieren (Knutti 2008) oder wie bestimmte Formen der Landnutzung die Abflussbildung in Einzugsgebieten beeinflussen (Blöschl und Montanari 2010). Ein erhebliches Problem bei der Entwicklung von dynamischen Modellen sind Rückkopplungen und nicht-lineare Interaktionen. Komplexität resultiert aus kombinatorischen und kumulativen Effekten der Interaktion von mehreren Komponenten, wobei die einzelne Komponente selbst das Verhalten nicht zeigt (Kumar

2011). Insofern laufen einfache Modelle Gefahr, wichtige Elemente und Interaktionen nicht zu enthalten und keine verlässliche Prozessbeschreibung zu liefern. Andererseits tendieren möglichst umfassende Modelle dazu, dass sie – aufgrund der resultierenden hohen Komplexität – schwierig zu interpretieren und häufig nicht zu validieren sind. Reduziert auf die Frage der Unsicherheit aufgrund von Modellstruktur und -parametrisierung bei Klimamodellen, wird heute im Wesentlichen der Multi-Modell-Ensemble-Ansatz gewählt. Basis hierfür ist, dass unterschiedliche Klimamodelle plausible Approximationen zur Beschreibung des Klimasystems sind, und ein Ensemble bestehend aus mehreren Modellen eine Stichprobe dieses Unsicherheitsraums darstellt.

- **Modellkopplung:** Stand der Technik ist es, verkettete Teilmodelle einzusetzen (Abb. 2-3), die in den meisten Fällen einer Hierarchie folgend ohne Rückkopplung hintereinander abgearbeitet werden. Die Ausgabedaten des jeweils übergeordneten Modells liefern die Randbedingungen für das nachgeordnete Modell. Dieses Vorgehen ist eine Näherung, da keine Rückkopplungen möglich sind, und damit bestimmte Interaktionen nicht abgebildet werden. Die Kopplung von Teilmodellen verschiedener Kompartimente und Skalen, die jedes für sich in der Regel intern wiederum viele weitere Prozesse abbilden, zusammen mit der Notwendigkeit, Szenarien für verschiedene zukünftige Entwicklungen annehmen zu müssen, führt zu dem, was in der Literatur als „Unsicherheitskaskade“ (Schneider 1983) und „Unsicherheitsexplosion“ (Henderson-Sellers 1993) bezeichnet wurde. Aussagen werden entlang der Modellkette immer unsicherer (Maurer et al. 2011).

Bei der Frage nach der Güte der Quantifizierung von zukünftigen Änderungen des Wasserhaushalts steht man vor dem Problem, dass Modellaussagen für die nächsten Jahrzehnte im Sinne eines Vergleichs von Beobachtung und Simulation nicht validiert werden können. Damit sind solche Modellergebnisse grundsätzlich verschieden von Wettervorhersagen oder Hochwasservorhersagen, welche täglich neu validiert werden können – auch wenn den Modellen die gleichen Annahmen und Gleichungen zugrunde liegen. In dieser Situation gewinnt ein Modell Glaubwürdigkeit, wenn es (1) im Einklang mit dem theoretischen Verständnis ist, und (2) konsistent zu den verfügbaren Beobachtungsdaten ist. Ob die erste Bedingung erfüllt ist, lässt sich für viele Modelle nur schwer bewerten. So wird beispielsweise in hydrologischen Modellen die theoretisch bekannte Komplexität und Heterogenität von Abflussbildungsprozessen (präferentielle Fließwege, Schwellwertverhalten, Interaktion von Prozessen der Abflussbildung mit Vegetation, Fauna etc.) kaum abgebildet.

Die zweite Bedingung, die Konsistenz zu Beobachtungsdaten, ist erfüllt, wenn gezeigt werden kann, dass die Modellkette im historischen Zeitraum in der Lage ist, die Statistik der jeweils interessierenden Phänomene (zum Beispiel Abflussregime, Niedrig- und Hochwasserextreme) abzubilden. Nach Maurer et al. (2011) ist das interessierende Phänomen möglichst differenziert zu bewerten nach:

- betrachteter Fluss- bzw. Speichergröße,
- betrachteter statistischer Kennzahl der Größe,
- betrachtetem Ort,
- betrachteter räumlicher Aggregation bzw. Ausprägung der Größe,
- betrachteter zeitlicher Aggregation bzw. Ausprägung der Größe.

Es sollte für jede interessierende Kombination dieser Dimensionen (nachfolgend *Differenzierungs-Tupel* genannt) anhand von zur Modellaufstellung nicht herangezogenen historischen Daten gezeigt werden, welche prognostische Fähigkeit die Modellkette für das Differenzierungs-Tupel besitzt, das heißt, inwiefern sie die statistischen Kennzahlen der beobachteten Größen „nachhersagen“ kann. In der Praxis wird dieser Nachweis aus Gründen des Aufwandes bzw. der Datenlage häufig nur exemplarisch erbracht, bzw. werden umgekehrt Modelle für andere Differenzierungs-Tupel angewandt, für die ein solcher Nachweis nicht erbracht wurde/werden konnte (Maurer et al. 2011). Ein Beispiel dafür ist der Nachweis, dass der monatlich gemittelte Niederschlag über Gesamtdeutschland von einem regionalen Klimamodell mit einer gewissen Güte im Kontrollzeitraum nachvollzogen werden kann.

Wenn die Modellkette im historischen Zeitraum befriedigende Ergebnisse erzielt, erfolgt die Anwendung des Modells für die Zukunft. Diese Übertragung basiert auf der Hypothese, dass die Annahmen, Gleichungen und Parametrisierungen des Modells außerhalb des beobachteten Bereichs extrapoliert werden können. Diese Hypothese ist offensichtlich gültig für einzelne Teile von Klimamodellen (zum Beispiel Prinzipien der Massen- und Energieerhaltung), aber offen für andere Teile, nämlich im Fall von Parametrisierungen, die empirisch aus Beobachtungen abgeleitet wurden (Knutti 2008). Zur Frage, inwieweit diese Hypothese für hydrologische Modelle gültig ist, gibt es wenige Untersuchungen (Vaze et al. 2010). Die übliche Annahme „das hydrologische Modell kalibriert in historischer Periode ist gültig für eine zukünftige Periode unter geänderten Klima“ ist durchaus fragwürdig. Naheliegend ist beispielsweise, dass die Zunahme der CO₂-Konzentration zu Änderungen der Pflanzenphysiologie und in Konsequenz zu Änderungen der Wasserflüsse führt. Denkbar ist weiterhin, dass sich Treiber (zum Beispiel Klimawandel), Struktur (zum Beispiel Fließpfade, Landnutzung in Einzugsgebieten) und

Dynamik (zum Beispiel Abflussregime) von hydrologischen Systemen wechselseitig beeinflussen und verändern (Sivapalan 2011).

Eine Übereinstimmung zwischen Modell und Beobachtungen in der Vergangenheit ist somit nicht per se eine Garantie für eine zuverlässige Beschreibung des Systems in der Zukunft. Alle globalen Klimamodelle reproduzieren den beobachteten Anstieg der Temperatur relativ gut, verschiedene Rückkopplungen führen jedoch zu unterschiedlichen Projektionen der zukünftigen Erwärmung (Knutti 2008). Obwohl globale Klimamodelle ihre Fähigkeit, Beobachtungen zu simulieren, kontinuierlich verbessert haben, konvergieren sie kaum in ihren Projektionen. Eine Erklärung hierfür ist, dass aus der Berücksichtigung neuer Prozesse und Rückkopplungen auch neue Möglichkeiten für potenzielle Unsicherheitsquellen und Abweichungen zwischen den Modellen resultieren (Knutti 2008).

Die Projektion des zukünftigen Wasserhaushalts erfolgte in der Vergangenheit häufig basierend auf der Implementierung einzelner Modellketten. Aufgrund der vielfältigen Unsicherheitsquellen und aufgrund teilweise dramatischer Abweichungen zwischen verschiedenen Modellketten beleuchten viele der bis heute vorliegenden Untersuchungen denkbar zukünftige Zustände lediglich schlaglichtartig. Die Ergebnisse können bestenfalls als Anhaltspunkt dienen, im ungünstigen Fall kommen sie einem Zufallsergebnis nahe (Blöschl und Montanari 2010; Maurer et al. 2011). Heute wird zunehmend der Multi-Modell-Ensemble-Ansatz gewählt. Das heißt, es wird der Versuch unternommen, durch die parallele Berechnung mit verschiedenen Klimamodellen eine Bandbreite für die interessierenden Kenngrößen abzuschätzen. Dieser Ansatz basiert auf der Erkenntnis, dass die Unsicherheiten der meisten Klimawandel-Projektionen durch die Unsicherheiten in Klimamodellstruktur und -parameter dominiert werden (Knutti 2008).

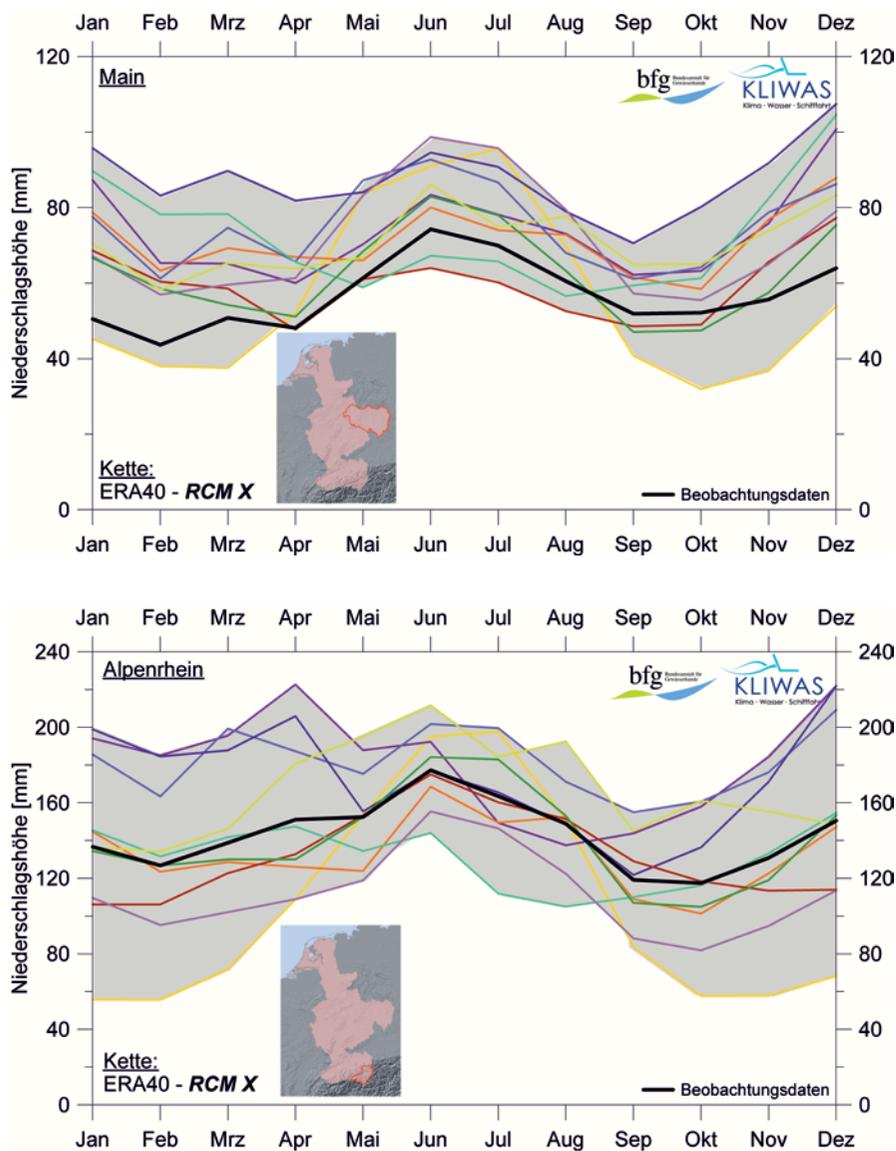
Dieser Ansatz erfordert einen äußerst hohen Aufwand. Außerdem ist offen, wie hoch die Aussagekraft der resultierenden Bandbreite ist – auch wenn die Nutzer von Klimaprojektionen die Abweichung zwischen verschiedenen Modellketten als Maß für die Unsicherheit betrachten. Die heute verfügbaren Klimamodelle sind somit eher als eine Sammlung der besten Modelle zu sehen, die die verschiedensten Gruppen über die Jahre hinweg entwickelt haben. Allerdings erfolgte die Modellentwicklung nicht mit dem Ziel, Unsicherheiten zu explorieren; die Modelle sind nicht unabhängig voneinander und sie sind gegen die gleichen (möglicherweise fehlerhaften) Datensätze kalibriert (Knutti 2008). Zusätzliche Modelle müssen deshalb nicht notwendigerweise das Vertrauen in das Ergebnis erhöhen. Denn es ist offen, ob die Kollektion der bestehenden Klimamodelle eine adäquate Stichprobe der Grundgesamtheit aller möglichen und plausiblen Modelle ist. Selbst dort, wo verschiedene Modelle ein ähnliches Ergebnis liefern, besteht die Gefahr, dass das Ergebnis falsch ist, weil die Modelle denselben Fehler in ihrer Modellstruktur haben.

Auch wenn der Ensemble-Ansatz ein erheblicher Fortschritt gegenüber der Implementierung einzelner Modellketten ist, darf die Bandbreite, die sich aus der Untersuchung von Multi-Modell-Ensembles ergibt, nicht überbewertet werden. Es werden nicht alle Unsicherheitsquellen berücksichtigt und es besteht immer die Möglichkeit, dass die Annahmen und Entscheidungen, die zur Einschränkung der Bandbreite und Unsicherheit gewählt wurden, sich als nicht haltbar herausstellen. Knutti (2008) folgert, dass die Bandbreite, die sich aus der Verwendung einiger Klimamodelle und/oder einem Anfangswert-Ensemble ergibt, kein gutes Maß für die tatsächliche Unsicherheit ist. An verbesserten Methoden zur Beschreibung der Unsicherheit (zum Beispiel Bayes'sche Methoden, *perturbed physics ensembles*, *pattern scaling arguments*) wird gearbeitet, aber insgesamt stecken diese Methoden noch in den Kinderschuhen (Tebaldi und Knutti 2007).

Um die Grenzen der heutigen Klimamodelle beispielhaft aufzuzeigen, soll ein Blick auf ihre Fähigkeit zur Beschreibung des Niederschlags geworfen werden. Gerade für diese für den Wasserhaushalt wichtige Größe sind die Fähigkeiten der globalen und regionalen Klimamodelle sehr begrenzt. Krahe et al. (2009) berichten für das Rheingebiet von der Auswertung eines Multi-Modell-Ensembles regionaler Klimamodelle, die mit Reanalyse-Daten angetrieben wurden. Dabei ergaben sich systematische Fehler dreißigjähriger Monatsmittel des Niederschlags auf einer räumlichen Aggregationskala von etwa 10.000 Quadratkilometern zwischen -74 Prozent und +376 Prozent für einzelne Modelle und Monate. Derartige systematische Fehler müssen vor einer weiteren Verwendung in Wasserhaushaltsmodellen korrigiert werden (Bias-Korrektur). Abbildung 2-4 zeigt für das Einzugsgebiet des Mains und des Alpenrheins erhebliche systematische Abweichungen simulierter monatlicher Niederschlagsmengen von den beobachteten Niederschlägen. Darüber hinaus wird ersichtlich, mit welcher großer Spannweite der simulierten Werte bei verschiedenen Klimamodellen zu rechnen ist. Wichtig hierbei ist, dass sich diese Spannweite allein aufgrund verschiedener regionaler Klimamodelle ergab, da alle Modelle mit den gleichen Reanalyse-Daten angetrieben wurden.

Die heutigen Modellketten – von globalen Emissionsszenarien über Klimamodelle bis hin zu hydrologischen Modellen – zur Quantifizierung von zukünftigen Änderungen des Wasserhaushalts sind hypothetische Konstruktionen von möglichen Zukünften aufgrund von gegenwärtigem Wissen. Dieses Wissen ist in vielfacher Hinsicht beschränkt. Dementsprechend vorsichtig sind die Ergebnisse zu interpretieren. Wichtig dabei ist, dass die Unsicherheiten sehr unterschiedlich sind und beispielsweise von dem betrachteten hydrologischen Prozess, von der interessierenden statistischen Kennzahl sowie von der räumlichen Skala abhängen. Es ist ungleich problematischer, Aussagen über hydrologische Prozesse zu machen, die durch das

Abbildung 2-4: Vieljährig gemittelte monatliche Gebietsniederschlagshöhen in Teileinzugsgebieten des Rheins. Gegenüberstellung von Beobachtungsdaten (schwarze Linie) und von Daten, die von verschiedenen regionalen Klimamodellen abgeleitet, aus dem Reanalysen-Datensatz ERA40 (ENSEMBLES 2009) stammen. Main (AEo= 27.200 km²; oben); Alpenrhein (AEo= 6.100 km²; unten). Modelle: ALADIN, DMI_HIRHAM, CLM, HADRM, REGCM, RACMO, METNO_HIRHAM, CRCM, REMO, RCA (Bülow et al. 2009; Krahe et al. 2009; aus: Maurer et al. 2011).



Niederschlagsgeschehen dominiert werden, als Aussagen über temperaturdominierte Prozesse. Ebenso ist es schwieriger, Aussagen zu Extremwerten zu treffen als zu langjährigen Mittelwerten. Und die Aussageschärfe nimmt umso mehr ab, je kleiner das betrachtete Gebiet ist.

Damit gehört die Projektion von Veränderungen des Abflussregimes für große Flusseinzugsgebiete zu den vergleichsweise einfacheren Aufgaben, insbesondere dann, wenn ein erheblicher Prozentsatz des Abflusses aus schmelzendem Schnee stammt. Denn ganz grundsätzlich ist bei höheren Temperaturen mit einer Verschiebung der Schneegrenze nach oben zu rechnen, das heißt auch mit kleiner werdenden Schneespeichern, die dann zur Jahresmitte hin früher aufhören, den Abfluss zu stützen. Nichtsdestotrotz bestehen aber auch in diesem einfachsten Fall erhebliche Unsicherheiten aufgrund der großen Bandbreite der projizierten Niederschlagsmengen einerseits und der tatsächlichen Veränderung der aktuellen Evapotranspiration andererseits. Zwar erhöht sich mit steigenden Temperaturen die potenzielle Evapotranspiration, es ist jedoch im Einzelfall zu prüfen, in welchem Maß bei erhöhten Temperaturen das Boden- und Grundwasser für die Evapotranspiration überhaupt zur Verfügung steht (abhängig vom Flurabstand des Grundwasserspiegels). Ebenso ist zu untersuchen, ob der erwartete vermehrte Winterniederschlag nicht im Grundwasser überjährig gespeichert werden könnte (Maurer et al. 2011).

Am anderen Ende des Spektrums liegt die Aufgabe, zukünftige Veränderungen von extremen Sturzfluten zu bestimmen. Für diese Aufgabe werden Modellketten benötigt, die kurzzeitige Starkniederschläge gut beschreiben können. Allerdings sind die auf dieser Skala relevanten konvektiven Gewitterzellen gar nicht Bestandteil der Klimamodelle, sondern müssen – mit großen Unsicherheiten – parametrisiert werden. Aussagen über die Veränderung der Auftretenswahrscheinlichkeit von Sturzfluten während der nächsten Dekaden sind heute (noch) Spekulation.

2.2.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Daten und Beobachtungen

Eine entscheidende Grundlage für die solide Quantifizierung vergangener und zukünftiger Änderungen des Wasserhaushalts ist die Gewinnung, Dokumentation und Bereitstellung von langen Beobachtungszeitreihen und räumlichen Datensätzen. Es ist festzuhalten, dass weltweit (1) die existierenden Messnetze nur unvollständige und inkompatible Daten bereitstellen, (2) eine beunruhigende Tendenz zur Reduzierung von hydro-meteorologischen Messnetzen besteht und (3) die Bereitstellung und der Austausch von hydrologischen Daten nur unzureichend funktionieren (*observational gap*, WWAP 2009). Die bestehenden Monitoringsysteme sind demzufolge zu erhalten und zu optimieren, die Dokumentation und den Zugang zu verbessern und es ist in globale Ansätze zum Austausch von Daten und zur Datenanalyse zu investieren.

Zunehmend eröffnen sich neue technologische Möglichkeiten, den Wasserhaushalt zu erfassen. Beispiele hierfür sind die Nutzung von Satelliten-, Flugzeug- oder bodengestützter Gravimetriemessung zur Detektion von zeitlichen Veränderungen der Wasserspeicherung in Landschaften oder die Nutzung von Navigationssatellitensystemen (GPS) zur Bestimmung des atmosphärischen Wassergehalts. Neue Generationen günstiger, kleiner und selbstorganisierender Sensornetze können künftig umfassende und in Echtzeit verfügbare Datensätze ermöglichen (*ubiquitous sensor networks, ubiquitous sensing*; vgl. Kapitel 2.5). Es ist denkbar, dass die rapide wachsenden Möglichkeiten der Erfassung multi-dimensionaler Datensätze dazu führen, dass hydrologische Phänomene durch datengetriebene Ansätze zuverlässiger beschrieben und quantifiziert werden können als durch Ansätze, die auf Simulationsmodellen beruhen und mit Daten kalibriert wurden (Kumar 2011).

Der größte Nutzen ist aus solchen Entwicklungen zu erwarten, in denen in gemeinsamen Anstrengungen global

abgestimmte Observatorien und Messkonzepte entstehen. Darüber hinaus sind Strategien zu entwickeln, mit deren Hilfe eine bessere Beobachtung der Veränderungen im Wasserhaushalt möglich ist, beispielsweise in Regionen, die besonders sensibel auf bestimmte Treiber reagieren oder in Einzugsgebieten mit einer engen Kopplung verschiedener Treiber (Sivapalan 2011).

Prozessverständnis und Modellketten

Offensichtlich ist, dass unser heutiges Verständnis von Prozessen und Rückkopplungen entlang der gesamten Modellkette nicht ausreicht, um viele Fragen nach der Zukunft des Wasserhaushalts beantworten zu können. Bei der Weiterentwicklung und beim Einsatz von Modellen sollte zwischen verschiedenen Zielsetzungen unterschieden werden: Szenarien und Projektionen können genutzt werden, um eine bestimmte Managementstrategie auf ihre Zukunftsfähigkeit zu testen bzw. um eine Strategie aus der Vielzahl der möglichen Strategien auszuwählen. Ziel kann es aber auch sein, möglichst unterschiedliche hypothetische Zukünfte zu entwerfen, um so das potenziell Mögliche zu erfassen und nicht nur das unbedingt Wahrscheinliche. Für Letzteres ist es durchaus sinnvoll, die entsprechenden Szenarien und Modellannahmen freier zu wählen, um so die Möglichkeiten von Überraschungen nicht zu sehr zu beschränken. Die Weiterentwicklung und der Einsatz von Modellen stehen deshalb in enger Beziehung zu der jeweiligen Frage, die beantwortet werden soll. Eine Diskussion dieser Beziehungen findet generell zu selten statt. Beispielsweise werden momentan viele Ressourcen in die Abschätzung der Veränderung des Hochwasserrisikos aufgrund des Klimawandels investiert. Dabei wird jedoch häufig vergessen, dass andere Treiber (zum Beispiel wasserwirtschaftliche Infrastruktur, Landnutzungsänderungen, politische, gesellschaftliche und ökonomische Entwicklungen) eine weitaus bedeutendere Rolle spielen können. Sollen Interaktionen analysiert und der mögliche Zukunftsraum erforscht werden, dann ist auch der Versuch zu unternehmen, die „Ko-Evolution“ zwischen klimatischen, hydrologischen, geomorphologischen, ökolo-

gischen und humanen Sub-Systemen zu erfassen (Sivapalan 2011). Fragen nach dem Zusammenhang zwischen Treiber (zum Beispiel Klima), Struktur (zum Beispiel Fließpfade, Konnektivität) und Dynamik (zum Beispiel Abflussbildungsprozesse) können dann von Bedeutung sein und neue Simulationsansätze erfordern.

Grenzen des Wissens und Unsicherheiten

Die bisherigen Darlegungen zeigen, dass das Wissen über mögliche Änderungen des Wasserhaushalts während der nächsten Dekaden noch vergleichsweise gering ist. Die benötigten Werkzeuge – im Wesentlichen also Modellketten – sind mit großen Unsicherheiten verbunden. Werden heute Entscheidungen gefällt, die Auswirkungen auf die nächsten Dekaden haben, so ist es angebracht, diese Grenzen des Wissens, und der Abschätzungen zu berücksichtigen. Einige dieser Unsicherheiten sind intrinsisch und nicht reduzierbar (zum Beispiel Zeitpunkt und Auswirkungen von Vulkanausbrüchen in der Zukunft).

Szenarien haben ursprünglich die Funktion, mögliche Zukünfte zu konstruieren, mit dem Ziel, Hypothesen und Problemkonstellationen zu untersuchen. Die Quantifizierung von Projektionen in numerischen Modellen beinhaltet die Gefahr, dass ein Grad von Zuverlässigkeit suggeriert wird, der tatsächlich jedoch nicht gegeben ist (Bunn und Salo 1993). Die zahlreichen Belege über die Schwierigkeiten, „in die Zukunft zu sehen“, und über nicht-eingetretene Vorhersagen (Schnaars 1987; Taleb 2010) sollten Anlass zur Bescheidenheit geben.

In dieser Situation ist es hilfreich, die Grenzen des bestehenden Wissens stärker auszuloten und zu kommunizieren. Welche (bedingten) Veränderungen können mit einer vernünftigen Zuverlässigkeit prognostiziert werden? Für welche Fragen liefern die heutigen Modellketten zwar Antworten, kann aber diesen Antworten keine befriedigende Sicherheit zugewiesen werden? Blöschl und Montanari (2010) unterscheiden zwischen *hard facts*, Folgen des Klimawandels, die vernünftig abschätzbar sind, und *soft facts*, solchen Folgen,

die sehr große Unsicherheiten bergen bzw. spekulativ sind. Diese Grenzen des Wissens dürften demnach enger sein als gedacht.

Eng damit verbunden sind Aspekte der Kommunikation von Unsicherheiten. Idealerweise sollten die Annahmen, Modell-/Parameterentscheidungen sowie die Unsicherheiten den jeweiligen Entscheidungsträgern und Nutzern der Modellergebnisse kommuniziert werden. Denn die Zuverlässigkeit von Ergebnissen ist wesentlich für gute Entscheidungen. Dies bedeutet, dass die Unsicherheiten hinsichtlich ihrer Bedeutung und ihres Zustandekommens verständlich zu kommunizieren sind. Die Darstellung von Annahmen, Entscheidungen und Unsicherheiten ist jedoch häufig komplex sowie schwer und nur mit hohem Zeitaufwand zu verstehen (Knutti 2008). Daher muss der Modellierer die Modellergebnisse und Unsicherheit für den Nutzer interpretieren.

Projektionen und Entscheidungsfindung

In den Diskussionen über zukünftige Änderungen des Wasserhaushalts und der Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft steht der szenariogetriebene Ansatz der Modellketten eindeutig im Mittelpunkt. Prudhomme et al. (2010) weisen darauf hin, dass sich zwar viele Studien zu den Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt finden, dass dem aber nur wenige Beispiele für Anpassungsentscheidungen als Folge solcher Studien gegenüber stehen. Dies könnte daran liegen, dass die Entscheidungsträger aufgrund sich widersprechender Aussagen bzw. aufgrund großer Ergebnisbandbreiten keine vernünftigen Schlussfolgerungen für ihr Handeln ableiten können. Die Wahl der optimalen Managementstrategie hängt stark vom gewählten Szenario sowie von wissenschaftlichen und sozioökonomischen Unsicherheiten ab. Außerdem sind bei jedem neuen Szenario die Managementstrategien erneut zu prüfen, falls es sich nicht um Einmalentscheidungen ohne Möglichkeiten der Korrektur handelt.

Neben diesen *Top-Down*-Strategien, die vom Emissionsszenario entlang der Modellkette bis zur Managementstrategie führen, werden – allerdings sehr viel seltener – *Bottom-Up*-Strategien verfolgt. Ein Beispiel ist das Konzept der Anpassungs-Kipppunkte (*adapation tipping points*; Kwadijk et al. 2010). Dieses Konzept beginnt beim Ende der Modellkette und analysiert die Frage, ob und für wie lange die jetzigen Managementstrategien unter verschiedenen Klimawandel-Projektionen wirksam sind. Ein Anpassungs-Kipppunkt wird dann erreicht, wenn die durch den Klimawandel hervorgerufene Magnitude der Änderung so groß ist, dass die jetzige Bewirtschaftung nicht mehr ausreicht und eine alternative Managementstrategie notwendig wird. Das heißt, es wird nicht versucht, möglichst genau den potenziellen Klimawandel abzuschätzen und dann die Managementstrategie darauf auszurichten, sondern die Frage lautet umgekehrt: Mit welchem Klimawandel können wir umgehen? Was sind die ersten Probleme, mit denen wir als Folge des Klimawandels konfrontiert werden, und wann ist das zu erwarten? Es geht also um eine Sensitivitätsanalyse des bestehenden Managementsystems. Die Grundlage dieses Ansatzes ist die Überlegung, dass der Klimawandel nur dann von Relevanz für einen bestimmten Entscheider ist, wenn er zu anderen Entscheidungen führt. Die Sensitivität bzw. die Anpassungsfähigkeit des zu bewirtschaftenden Systems stehen im Fokus – und nicht der Klimawandel per se. In ähnlicher Weise analysieren Prudhomme et al. (2010) die Robustheit von Sicherheitszuschlägen für Hochwasser. Zentraler Ansatz ist eine Sensitivitätsanalyse verschiedener Einzugsgebiete für einen plausiblen Bereich von Klimawandel-Projektionen. Damit ist die Analyse sozusagen szenarionneutral. Sie baut nicht auf einer möglichst guten Abschätzung des Klimawandels und seiner Folgen auf, sondern bestimmt, wie vulnerabel ein Einzugsgebiet hinsichtlich plausibler Klimawandel-Szenarien ist. So lassen sich Einzugsgebiete schnell nach ihrem Grad der Vulnerabilität hinsichtlich Klimawandel klassifizieren.

Der anthropogen verursachte Klimawandel ist ein Treiber für Veränderungen des Wasserhaushalts – neben vielen anderen Treibern (Wasserentnahmen, Wasserrückhalt durch Talsperren etc.), deren Einflüsse die Wirkung des Klimawandels teilweise um ein Vielfaches übersteigen dürften (siehe zum Beispiel Klemeš 1991; Graf 1999; Falkenmark und Lanerstad 2005). Klimawandel ist „nur“ eine Erweiterung des seit jeher auf der Tagesordnung stehenden Themas des Umgangs mit Schwankungen, Extremen und Veränderungen. Allerdings ist er eine zusätzliche Quelle der Veränderung und Unsicherheit und damit ein weiterer Grund für Bescheidenheit und vorsichtiges Agieren. Letztendlich erfordert er keine grundsätzlich neuen Strategien, sondern macht Strategien des Risikomanagements und der Erhaltung bzw. Schaffung von Flexibilität notwendiger denn je.

2.2.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Hydrologische Quantifizierung verbessern und Unsicherheiten offensiver kommunizieren

– Offensive Kommunikation von Hintergründen und Grenzen

Die Annahmen, Erkenntnisgrenzen sowie die teilweise nicht-reduzierbaren Unsicherheiten bei der Quantifizierung von Änderungen des Wasserhaushalts sind klarer als bislang zu benennen. Eine Klassifizierung des Wissens in „harte“ und „weiche“ Fakten bzw. in „unsicheres Wissen“, „bekanntes Unwissen“ und „unbekanntes Unwissen“ ist dabei hilfreich. In ähnlicher Weise sollten Problemstellungen kategorisiert werden und sind Fragen, die heute schon mit einer vernünftigen Ausageschärfe beantwortet werden können, von solchen Fragen zu trennen, die im Bereich der Spekulation sind.

– Unsicherheiten

Hinsichtlich der Unsicherheiten benötigen die Nutzer und Entscheidungsträger Hilfestellungen, wie die Ergebnisse zu bewerten sind. Zu verstärken ist die

Diskussion darüber, welche Rolle Unsicherheiten bei Entscheidungen spielen und welche Strategien und Entscheidungskriterien in Situationen mit großer Unsicherheit vorteilhaft sind (zum Beispiel „Flexibilität“ und „Reversibilität“).

– Inwertsetzung der Daten

Datenmengen und Rechenzeit wachsen exponentiell, nicht aber die Entscheidungsrelevanz. Es werden große Anstrengungen zur Verbesserung von Modellen unternommen und erhebliche Ressourcen in die Durchführung von Computerläufen investiert, aber die generierten Daten werden nur unzureichend verwertet. Größere Anstrengungen zum Verstehen sowie zur Analyse und Interpretation der Ergebnisse lassen einen erheblichen Zusatznutzen erwarten.

– Forschungsbedarf

a) Der heute dominierende Ansatz zur Quantifizierung von Wasserhaushaltsveränderungen nutzt aufwändige und komplexe Modellketten. Aufgrund der vielfältigen Limitierungen, denen dieser Ansatz (noch) unterliegt, sollten alternative Zugänge stärker verfolgt werden. Hierzu gehören systematische Untersuchungen über Ursache-Wirkungs-Beziehungen und zur Frage, wie hydrologische und wasserwirtschaftliche Systeme auf Veränderungen reagieren.

b) Die Quantifizierung der Unsicherheiten von Klimawandel-Projektionen und von Impaktvariablen steckt noch in den Kinderschuhen. Die Bedeutung der Bandbreite heutiger Ensemble-Ansätze ist weithin unklar. Verbesserte Methoden zur Bewertung einzelner Modellketten und von Ensembles sind notwendig.

c) Zu häufig orientieren sich Analysen und Strategien bislang an dem, was bereits aufgetreten ist. Vor dem Hintergrund immer schneller werdender Veränderungen, zunehmend engerer Verschränkungen zwischen Mensch und Natur sowie dramatischer Schadenspotenziale ist es notwendig, nicht nur nach dem Wahrscheinlichen, sondern auch nach dem Möglichen zu suchen.

Dies erfordert neue Modellansätze, die Interaktionen zwischen Systemen sowie die Möglichkeit von Schwellwertverhalten und Regimewechseln berücksichtigen.

(2) Qualitativ hochwertige und umfassende Datensätze bereitstellen, Monitoring optimieren

Um Monitoringsysteme zu erhalten bzw. auszubauen und aussagekräftige Datensätze zu erheben bzw. bereitzustellen, sind kontinuierliche Anstrengungen notwendig. Dabei sind systematisch neue Technologien auf ihr Potenzial zur Erfassung von Wasserhaushaltsgrößen zu untersuchen. (zum Beispiel Gravimetriemessungen, Navigationssatellitensysteme/GPS, selbst-organisierende Sensornetzwerke). Mit den rapide wachsenden Möglichkeiten zur Erfassung multi-dimensionaler Datensätze ist zu prüfen, ob hydrologische Phänomene durch datengetriebene Ansätze zuverlässiger beschrieben und quantifiziert werden können als durch Ansätze, die auf Simulationsmodellen und Datenkalibrierung beruhen.

(3) Diskussion über den Nutzen der Stationaritätsannahme führen

Die Wasserwirtschaft hat häufig auf der Grundlage der Stationaritätsannahme gearbeitet, das heißt unter der Annahme, dass die Vergangenheit als Richtschnur für die Zukunft dienen kann. Heute wird diese Annahme zunehmend als nicht mehr gültig betrachtet. Die Stationaritätsannahme hat der Wasserwirtschaft in der Vergangenheit allerdings gut gedient und sollte nicht verworfen werden, solange nicht gezeigt wird, dass die wahrgenommene Instationarität real genug ist. Reichen die Hinweise, dass die Magnitude der erwarteten Änderungen für die nächsten Dekaden außerhalb der Unsicherheit aufgrund der Stationaritätsannahme ist? Die Wasserwirtschaft und ihre Infrastruktur sind vielerorts durch einen hohen Grad an Robustheit gekennzeichnet. Sie sind fähig, sich durch technologische und institutionelle Veränderungen an Stress anzupassen. Bevor die Stationaritätsannahme verworfen wird, sind die Folgen

zu bedenken und ist Klarheit darüber zu gewinnen, wie Instationarität in der Praxis der Wasserwirtschaft umgesetzt werden kann.

2.3 HISTORISCHE, AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG DES WASSERHAUSHALTS

2.3.1 HERAUSFORDERUNG

Der Wasserhaushalt ist als (quasi-)natürliches System einem steten Wandel unterworfen. Das Klima und die klimaabhängigen Landschaftsfaktoren wie die Oberflächen-, Boden- und Vegetationsausprägung ändern sich in verschiedenen zeitlichen Skalen und verändern somit auch den von ihnen abhängigen Wasserhaushalt. Seit mehreren tausend Jahren ist in Mitteleuropa zudem der Mensch, zunächst aufgrund von lokalen bis regionalen Vegetations-/Landnutzungsveränderungen, später aufgrund von fast flächendeckenden Landnutzungs-, Siedlungs-, Bergbau- und wasserbaulichen Eingriffen, ein bedeutender Wasserhaushaltsfaktor. Gegenwärtig wird in intensiv wirtschaftlich genutzten Räumen, wie zum Beispiel in den Metropolregionen oder in den (Alt-) Bergbaugebieten, der Wasserhaushalt sogar großräumig anthropogen gesteuert.

In der Zukunft ist – begleitet von regionalen hydrologischen Veränderungen – einerseits mit der Fortsetzung bestehender Trends der Wassernutzung zu rechnen. So werden vermutlich die Wasserentnahmen aufgrund der demografischen, preislichen und technologischen Entwicklung weiter sinken. Andererseits könnten die aufgrund des Klimawandels sich neu ergebenden Bedarfsanforderungen – beispielsweise für die landwirtschaftliche Bewässerung, die Aufrechterhaltung der Binnenschifffahrt oder die Erhaltung von Feuchtgebieten – auch erhöhte Anforderungen an die Wassermengenbereitstellung stellen. In der „Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel“ (Bundesregierung 2008, 2011; UFZ

2008) – wie auch in thematischen Studien der Nachbarländer (zum Beispiel EEA 2007, 2009; Kundzewicz et al. 2008; Blöschl et al. 2011) – wird allerdings verdeutlicht, dass den bislang wenigen Gewissheiten hinsichtlich zu erwartender Auswirkungen auf die Wasserressourcen eine weit größere Zahl offener Fragen gegenübersteht (zum Beispiel zur regionalen Vorhersage von Änderungen des Abflusses und der Grundwasserneubildung, zur wassermengenabhängigen Veränderung der Wasserqualität, zu den Auswirkungen von Landnutzungsänderungen).

Nachfolgend wird ein Überblick zur Entwicklung und Prognose des Wasserhaushalts und der zugrunde liegenden Ursachen in Deutschland sowie der erkennbaren Wissensdefizite gegeben.

2.3.2 WISSENSSTAND

Historische Perspektive

Ein wichtiger Aspekt des Wasserhaushalts ist das Verständnis der Variabilität hydrologischer Parameter in Folge von klimatischen und anthropogenen Veränderungen. Diese Variabilität erschließt sich aus statistischen Gründen nur aus sehr langen Zeitreihen in der Dimension hunderter bis tausender Jahre. Instrumentelle Daten von Klima- und Wasserhaushaltsgrößen (zum Beispiel Temperatur, Niederschlag, Abfluss, Grundwasserstand) liegen aus Deutschland – wenngleich regional in sehr unterschiedlicher Dichte und Qualität – seit etwa hundert Jahren vor. Für die letzten ca. tausend Jahre stehen historische Quellen zur Verfügung (Urkunden, Karten, Berichte, Bilder; zum Beispiel Glaser 2001; Bartl et al. 2008), aus denen sich mehr oder weniger präzise hydrologische Daten ableiten lassen. Von wissenschaftlicher Seite befasst sich mit diesem Zeitraum vor allem das Querschnittsfach „Historische Hydrologie“ (Brázdil et al. 2006). Demgegenüber steht die „Paläohydrologie“ (Betrachtungszeitraum > 1000 Jahre; Gregory und

Benito 2003), die vor allem geowissenschaftliche Archive (zum Beispiel Fluss-, Moor- und Seeablagerungen) und somit sogenannte „Proxydaten“ zur Rekonstruktion der hydrologischen Verhältnisse analysiert. Als allgemein wichtig ist der Umstand anzusehen, dass sich allein aus klimatischen Daten und ihren Veränderungen noch keine wirklichkeitsgetreue, räumlich hoch aufgelöste Reaktion des Landschaftswasserhaushaltes modellieren lässt; zu komplex sind die Beziehungen zwischen den klimatischen und weiteren Einflussgrößen (zum Beispiel Relief, Boden, Vegetation/Nutzung). Dies gilt für die aktuelle Perspektive ebenso wie für die historische und zukünftige.

Die bisherige Forschung sowohl der „Historischen Hydrologie“ wie auch der „Paläohydrologie“ in Deutschland hat sich vor allem mit Hochwassereignissen von Flüssen bzw. mit der Entwicklung von Flusstälern beschäftigt. Der Grund dafür liegt einerseits in der gesellschaftlichen Bedeutung, die diese Räume zum Beispiel für Siedlung, Wirtschaft und Verkehr haben, und, damit verbunden, andererseits in der thematischen Ausrichtung entsprechender Forschungseinrichtungen (zumeist der Universitäten). Aus wasserwirtschaftlich-hydrologischer Sicht ist die Kenntnis von Extremereignissen insbesondere wichtig für die Bemessung und den Betrieb wasserbaulicher Anlagen (zum Beispiel Hochwasserschutzanlagen, Kanalschleusen, Filterbrunnen), für die Sicherung der Wasserqualität und das Risikomanagement.

Exemplarisch sollen Ergebnisse zur *Historischen Hydrologie* der Elbe skizziert werden, wie sie in ähnlicher Form auch für weitere große Flüsse in Deutschland vorliegen. Erste Aufzeichnungen insbesondere zu Hochwassern liegen für das Elbegebiet aus dem 11. Jahrhundert vor, während nahezu kontinuierliche Informationen erst seit dem 16. Jahrhundert verfügbar sind. Durch Mudelsee et al. (2003) wurden deutliche Änderungen der Hochwassereignisse („Jährlichkeit“) zwischen dem 16. und dem 20. Jahrhundert nachgewiesen,

mit einem ersten Maximum in der Mitte des 16. Jahrhunderts. In dieser Zeit zeigten viele Flüsse in Mittel- und Südwesteuropa eine Häufung von Sommerhochwassern, die mit höheren Niederschlägen in Verbindung gebracht wurden (Brázdil et al. 1999). Danach nahm die Frequenz der Sommerhochwasser ab. Im Gegensatz dazu nahmen die Winterhochwasser zunächst ab, erreichten dann aber Mitte des 19. Jahrhunderts ein Maximum. Mudelsee et al. (2003) schlossen mit Hilfe statistischer Korrelationen darauf, dass der Gewässerausbau, die Errichtung von Stauseen, aber auch Entwaldungen – und somit anthropogene Faktoren – seit dem 18. Jahrhundert nur einen geringen Einfluss auf die Häufigkeit von Extremhochwassern besaßen. Weiterhin kamen sie zu dem Schluss, dass sowohl nach Aussage historischer (Urkunden-) als auch moderner (Pegel-)Daten sich für die Elbe keine aktuelle Zunahme der Hochwasserhäufigkeit erkennen lässt. Allgemein stellt diese Aussage einen bedeutenden Befund im Hinblick auf die aktuelle Debatte zu regionalen hydrologischen Veränderungen in Folge des Klimawandels dar. Sie verweist nachdrücklich auf den Wert (sehr) langer hydrologischer Datenreihen. Diese können unter anderem helfen, die sich aus zu kurzen Datenreihen etwaig ergebenden scheinbaren Trends zu identifizieren (Blöschl und Montanari 2010).

Ein Schwerpunkt der bisherigen *paläohydrologischen* Forschung in Deutschland war die säkulare, das heißt die sich über die letzten ca. 15.000 Jahre (erdgeschichtlich das sogenannte Spätpleistozän und Holozän umfassend) erstreckende Entwicklung der großen west- und süddeutschen Flusstäler wie zum Beispiel von Rhein, Donau, Main und Weser (zum Beispiel Hagedorn 1995; Schirmer 1995). Ein wichtiges Ergebnis ist dabei unter anderem die Ableitung von zunächst primär klimatisch und tektonisch, ab der Bronzezeit (ca. 4200 bis 3200 Jahre vor heute) dann zunehmend anthropogen gesteuerten sogenannten „Aktivitäts- und Stabilitätsphasen“ (Hoffmann et al. 2008; Abb. 2-5). „Aktivität“ ist dabei vor allem mit verstärkter Hochwasserdynamik

und Entwaldung in den Flussauen verbunden, während „Stabilität“ vor allem eine verringerte Hochwasserdynamik und (Wieder-) Bewaldung indiziert. Die Ausprägung der Phasen ist von einer Reihe geologischer, klimatischer, hydrologischer und weiterer Faktoren (zum Beispiel Vegetationsbedeckung/Nutzung im Einzugsgebiet) abhängig. Mit den Phasen sind jeweils unterschiedliche hydrologische, hydromorphologische und damit ökologische Zustände verbunden. In Abhängigkeit der Konstellation oben erwähnter Faktoren lassen sich somit auch historisch belegte „Referenzzustände“ (= potenziell natürliche Gewässerzustände) ableiten. Dies stellt einen wichtigen Aspekt bei der (zukünftigen) Revitalisierung von Flussauen bzw. bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie dar (zum Beispiel Bennion und Battarbee 2007; Zerbe und Wiegleb 2009).

Die langfristige Entwicklung weiterer Größen des Wasserhaushalts hingegen – zum Beispiel Niedrigwasser und mittlerer Durchfluss von Fließgewässern, Grundwasser- und Seespiegel, Bodenwassergehalt, Oberflächenabfluss – ist im Vergleich zu den Hochwasserereignissen bislang wenig(er) untersucht. Allerdings gibt es erhebliche regionale Wissensunterschiede, die nicht zuletzt auch von der Verfügbarkeit entsprechender hydrologischer Systeme bzw. „Geoarchive“ – zum Beispiel Seen und Moore – abhängen.

Wissenslücken bzw. Datendefizite hinsichtlich der (prä-)historischen Entwicklung des Wasserhaushalts bzw. der langfristigen hydrologischen Variabilität bestehen in Deutschland vor allem zu folgenden Aspekten:

- Ein systematischer Überblick des Kenntnisstandes zur Thematik mit nationaler Perspektive fehlt bislang. Zwar gibt es einige Übersichten mit lokalem und regionalem, darunter auch einzugsgebietsbezogenem Fokus (zum Beispiel Schirmer et al. 2005; Hoffmann et al. 2008; Kaiser et al. 2012), doch wird nur eine überregionale

Datenkompilation und -analyse der notwendigen räumlichen und zeitlichen Auflösung gerecht (vgl. Cook et al. 2008).

- Studien, die möglichst viele hydrologische Größen parallel untersuchen (zum Beispiel Abflussparameter *und* Grundwasserspiegel *und* Hydromorphologie...) – und die damit ein komplexes Bild der Wasserhaushaltsgeschichte und der ökologischen Folgen zeichnen könnten – liegen bislang für Deutschland nicht vor.
- Quantitative Befunde im Sinne von Raten, Flüssen (*Fluxes*) und Bilanzen existieren bislang ebenfalls nur in geringer Zahl (zum Beispiel Bork et al. 1998); qualitative und semi-quantitative Befunde dominieren. Dies erschwert eine Nutzung der Paläodaten für die (paläo-)hydrologische Modellierung.
- Aufgrund wissenschaftspolitischer und -organisatorischer Gründe (zum Beispiel Forschungstraditionen,

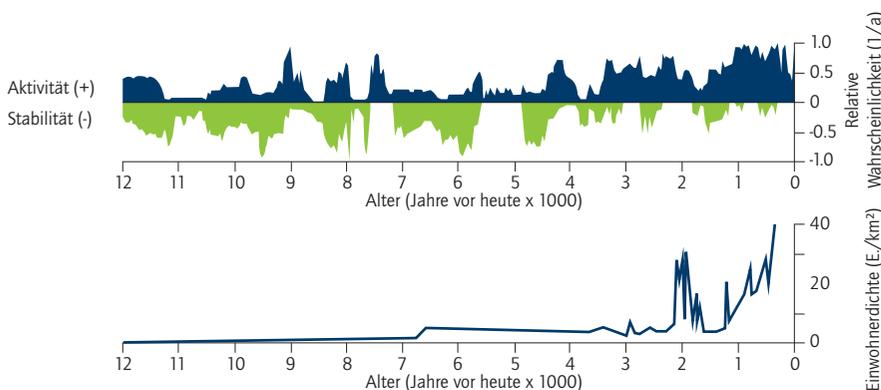
Durchführung von Schwerpunktvorhaben) ist der regionale Kenntnisstand sehr unausgewogen. So liegen beispielsweise zu den west- und süddeutschen Flüssen (zum Beispiel Rhein, Main, Weser, Donau) zahlreiche Studien vor, während der Forschungsstand zu den ostdeutschen Flüssen (zum Beispiel Elbe, Oder, Saale) als ungenügend zu bezeichnen ist.

Aktuelle Perspektive

Obgleich der nachfolgende Aspekt, die *jüngste Vergangenheit* der letzten Jahrzehnte betreffend, ebenfalls auf der Analyse (nunmehr) historischer Daten beruht, wird zur besseren Abgrenzung zum vorigen Abschnitt der Begriff „aktuelle Perspektive“ verwendet.

Beobachtungen zu den letzten Dekaden deuten in vielen Regionen Deutschlands auf eine systematische Änderung

Abbildung 2-5: Obere Teilabbildung: Synthetische Kurven der Aktivität (blau ausgefüllte Fläche bzw. positiver Wertebereich) und Stabilität (grün ausgefüllte Fläche bzw. negativer Wertebereich) von west- und süddeutschen Flüssen (Rhein, Main, Weser) in den letzten 12.000 Jahren. Aktivität ist mit verstärkter Hochwasserdynamik und Entwaldung, Stabilität hingegen mit verringerter Hochwasserdynamik und Entwaldung in den Flussauen verbunden. Diese Darstellung basiert auf der statistischen Auswertung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen einer Kollektion von ca. 500 Radiokohlenstoffdatierungen. Untere Teilabbildung: Schätzung der mitteleuropäischen Einwohnerdichte für diesen Zeitraum (aus Hoffmann et al. 2008, verändert).



des Wasserkreislaufs und bestimmter Teilprozesse hin. Dieser sich über einen längeren Zeitraum signifikant ändernde Wasserhaushalt lässt sich nach Bronstert et al. (2009) allgemein auch als „hydrologischer Wandel“ bezeichnen. Dafür sind insgesamt die Klimaänderung (geänderte Wasser- und Energieflüsse wirken auf den Wasserkreislauf), die Änderung der Landnutzung und des Landmanagements (intensive Land- und Forstwirtschaft sowie Industrialisierung und Siedlungsaktivität wirken auf Landbedeckung und -management) und das Wassermanagement (großräumig intensivierete Wasserressourcennutzung insbesondere für Landwirtschaft, Industrie und Schifffahrt) verantwortlich (Huntington 2006). Da die beiden letztgenannten Aspekte vor allem Gegenstand von Kapitel 3 sind, konzentriert sich die nachfolgende Übersicht auf den Aspekt „Klimawandel und Wasserhaushalt“.

Rate und Ausmaß des globalen und regionalen *Klimawandels* in den letzten ca. hundert Jahren sind – zumindest mit Blick auf die letzten zweitausend Jahre – beispiellos. Seit 1990 stieg zum Beispiel die globale Mitteltemperatur um $0,7 \pm 0,2$ Kelvin an; Europa hat sich in derselben Zeit um ca. 1 Kelvin erwärmt (Ausführungen in diesem und im folgenden Abschnitt nach Zebisch et al. 2005; BMU 2008a; Hattermann und Wechsung 2008). Der Niederschlag über den mittleren und höheren Breiten der Nordhemisphäre nahm im 20. Jahrhundert um ca. 5 bis 10 Prozent zu, während er über den subtropischen Breiten abnahm.

In Deutschland hat die Jahresmittel-Temperatur im 20. Jahrhundert um ca. 0,8 bis 1,0 Kelvin zugenommen (Abb. 2-6), wobei Regionen mit geringerem Anstieg (zum Beispiel weite Teile Ostdeutschlands) solchen mit höherem Anstieg (zum Beispiel Teile von West- und Süddeutschland) gegenüberstehen. Besonders stark war die Temperaturzunahme mit 1,5 Kelvin in den Alpen. Nach einem wechselhaften Verlauf in der ersten Jahrhunderthälfte ist seit Ende der

1970er Jahre in Deutschland ein kontinuierlicher und rapider Temperaturanstieg zu beobachten. Von 1981 bis 2000 war die Erwärmung im Winter stärker (+2,3 Kelvin) als die im Sommer (+0,7 Kelvin). Die *Niederschläge* in Deutschland sind räumlich und saisonal von starken Schwankungen geprägt. Einem relativ trockenen Osten und Südosten steht ein relativ feuchter Westen und Südwesten gegenüber. Für die letzten fünfzig Jahre lassen sich im Wesentlichen zwei Trends beobachten: Die Sommerniederschläge nehmen ab, die Winterniederschläge nehmen zu. Räumlich nehmen die Niederschläge im Westen Deutschlands fast überall zu, während sie im östlichen Teil abnehmen. Deutliche Veränderungen lassen sich auch bei der Dauer der *Schneedecke* in Süddeutschland (Bayern, Baden-Württemberg) seit 1950 feststellen: Abnahmen wurden in niedrigen (unter 300 Meter NN, um 30 bis 40 Prozent) und in mittleren Lagen (300 bis 800 Meter NN, um 10 bis 20 Prozent) festgestellt. In den höheren Lagen über 800 Meter NN sind dagegen aufgrund vermehrter Niederschläge im Winter nur geringe Abnahmen, teilweise sogar Zunahmen zu verzeichnen. Die alpinen *Gletscher* verloren von 1850 bis 2000 ca. 50 Prozent ihrer Fläche.

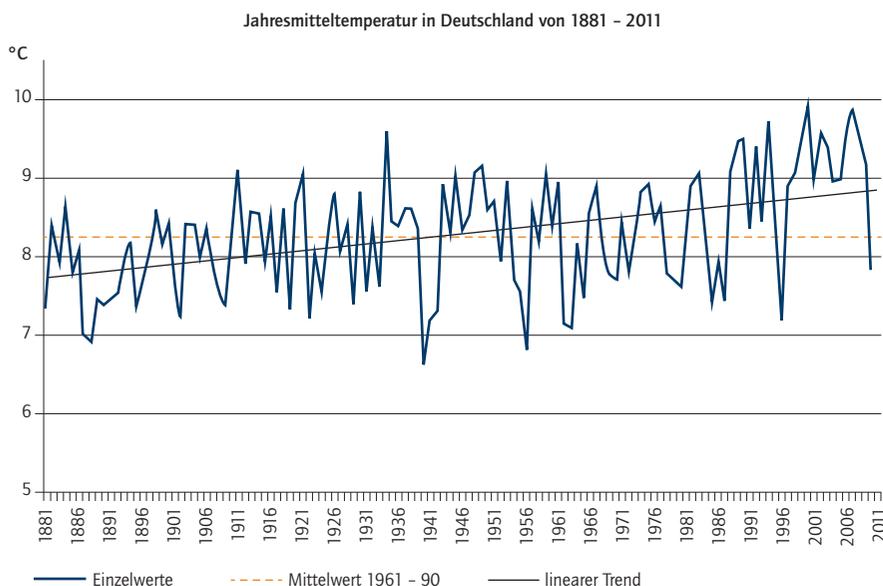
Auch für *Extremereignisse* ist ein deutlicher Trend zu beobachten. So hat sich zum Beispiel die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von *Hitzetagen* ($T > 30$ °C) in den Monaten Juli und August fast überall in Deutschland in den letzten hundert, besonders deutlich aber in den letzten zwanzig Jahren erhöht. *Starkniederschläge* haben insbesondere in den letzten vierzig Jahren des 20. Jahrhunderts an Häufigkeit und Intensität, und zwar deutlicher im Winter- als im Sommerhalbjahr, zugenommen. Zur Häufigkeit und Intensität von *Stürmen* lässt sich bislang kein statistisch gesicherter Trend nachweisen. Tendenziell hat aber die Wahrscheinlichkeit extrem hoher täglicher Maxima (Beaufort/ Bft > 8) im Winter zu- (Ausnahme Küstenbereich) und im Sommer abgenommen (Ausnahme Süddeutschland; Zebisch et al. 2005).

Entsprechend den klimatischen Veränderungen wurden für das 20. Jahrhundert *regional differenzierte* Änderungen im Wasserhaushalt diagnostiziert. Allgemein ist dazu anzumerken, dass Untersuchungen zu den jüngst stattgefundenen Wasserhaushaltsveränderungen gegenüber den zukünftig *möglicherweise* zu erwartenden Änderungen in wesentlich geringerer Zahl vorliegen. Das kann damit zusammenhängen, dass sich die hydrologische und wasserwirtschaftliche Forschung aus methodischem und wissenschaftspolitischem Interesse eher mit „Neuland“ (Modellentwicklung/Projektionen, Detailschärfung etc.) als mit „Fleißarbeit“ (historische Zeitreihenanalysen, Regionalisierung etc.) beschäftigt. Zwar sind entsprechende Daten vielfach in Berichten der Bundesländer zur Situation der Umwelt dargestellt bzw. als Teil von einzugsgebiets- oder länderbezogenen Anpassungsstrategien mitbehandelt worden (zum Bei-

spiel Gerstengarbe et al. 2003; HLUG 2005; IKS 2009), doch fehlt bislang eine national orientierte Übersicht zur (sub-)aktuellen Veränderung von Wasserhaushaltsgrößen. Entsprechend kann der nachfolgende Abriss die Veränderung wichtiger Wasserhaushaltsgrößen nur exemplarisch darstellen.

Generell steht man bei der Analyse von Wasserhaushaltsdaten aus der (jüngsten) Vergangenheit vor dem Problem, dass sich die verschiedenen Einflüsse auf eine betrachtete Größe, etwa den Abfluss, nicht ohne Weiteres separieren lassen. Über die Zeit kommt es im Allgemeinen neben den Klima- auch zu vielfältigen weiteren, anthropogen bedingten Änderungen, wie zum Beispiel: Speicherbau, Wasserentnahme und -überleitung, Flussausbau und Veränderung der Landnutzung (Bormann 2010; Maurer et al. 2011).

Abbildung 2-6: Langfristiger Trend der Jahresmitteltemperatur in Deutschland von 1901 bis 2011 (aus: DWD 2011).



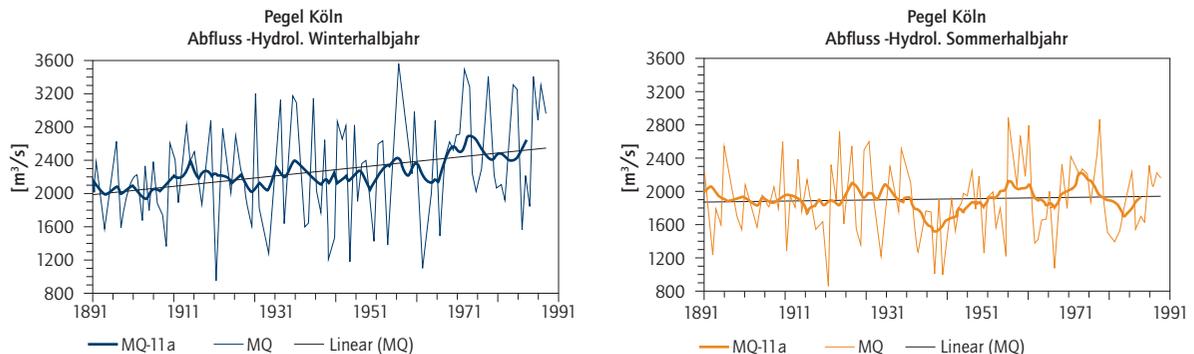
So verzeichnen etwa die Niedrigwasser-*Abflüsse* der *Elbe* am Pegel Neu Darchau zwischen 1930 und 2000 einen zunehmenden Trend (Finke et al. 1999; Simon et al. 2005), während sowohl der mittlere Niederschlag als auch der mittlere Abfluss im Wesentlichen konstant bleiben. Insgesamt wird für die Elbe das Abflussverhalten in diesem Zeitraum als primär durch die (Talsperren-)Bewirtschaftung gesteuert angesehen (Koch et al. 2010).

Am *Rhein* hingegen sind die Bewirtschaftungseinflüsse auf den Abfluss im Vergleich zum Elbegebiet vergleichsweise moderat. Eine Analyse der Daten für das 20. Jahrhundert zeigt, dass sich sein Abflussverhalten messbar verändert hat (Belz et al. 2007). Im Ober- und Unterlauf ist jeweils ein eigenes Grundmuster vorherrschend; der Wechsel tritt in etwa mit der Einmündung des Mains ein. In den alpinen Regionen sind die Abflussmengen im Sommer zurückgegangen, im Winter dagegen angestiegen. Ausschlaggebend dafür sind die milderen Winter. Es fällt mehr Niederschlag und dieser dann öfter als Regen anstatt als Schnee. Zusätzlich schmilzt in Tauwetterperioden mehr Schnee bereits im Winter ab. Insgesamt wird so weniger Schnee in den Alpen akkumuliert und entsprechend weniger Schmelzwasser

kann im Sommer abfließen: Abflussbezogen ist damit ein saisonaler Umverteilungseffekt vom Sommer zum Winter zu erkennen. Zusätzlich führte die Talsperrenbewirtschaftung im Alpenraum zu einem ähnlichen Umverteilungseffekt in vergleichbarer Größenordnung. Sie bewirkt einen Oberflächenwasserrückhalt und damit eine Verstärkung des Abflussrückgangs im Sommer und eine erhöhte Wasserabgabe im Winter. Nicht die gesamten beobachteten Abflussveränderungen gehen daher auf das Konto des Klimawandels. Im Mittel- und Unterlauf des Rheins spielt Schnee in der Wasserbilanz eine geringere Rolle, es dominiert der Regen.

Dort hat sich der im Winter ohnehin größere Abfluss weiter erhöht, im Sommer hingegen sind wenige Änderungen zu erkennen (Abb. 2-7). Das wird darauf zurückgeführt, dass in der kalten Jahreszeit die regenreichen Westwindlagen deutlich zugenommen haben. In der Summe führen die Änderungen in den verschiedenen Teileinzugsgebieten zu einer Erhöhung der Abflussmengen im Rhein. Im Jahresmittel ist der Rhein um ca. 10 Prozent wasserreicher geworden. Im Einklang damit ist im Mittel auch ein Anstieg der jährlichen Hochwasserabflüsse zu erkennen (Maurer et al. 2011).

Abbildung 2-7: Entwicklung des mittleren Abflusses (MQ = Jahreswerte, MQ-11 a = gleitendes Mittel einer Periode von elf Jahren) des Rheins am Pegel Köln links im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) und rechts im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) im 20. Jahrhundert. In diesem Zeitraum fand eine Zunahme der Temperatur, der Niederschläge und der Abflüsse im Rheineinzugsgebiet statt. Die Abflusszunahme war im Winterhalbjahr ausgeprägter als im Sommerhalbjahr (Maurer et al. 2011).

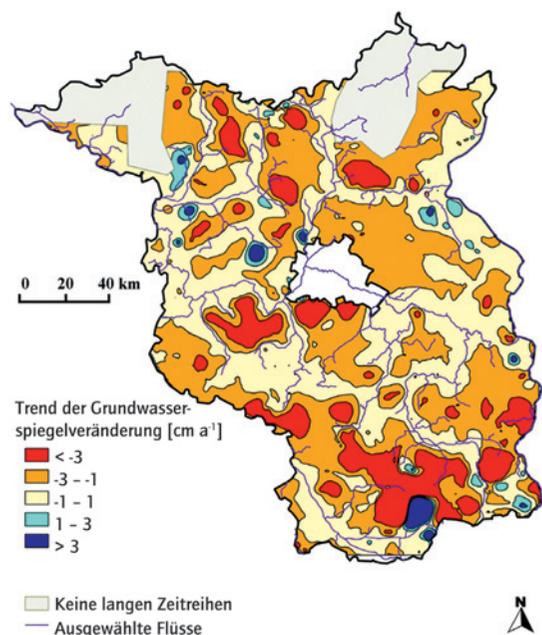


Zur Trendentwicklung von *Hochwassern* in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts liegt eine aktuelle Analyse für ganz Deutschland vor (Petrow und Merz 2009). Danach zeigen die 145 über das Territorium verteilten Abflusspegel – und dies im Gegensatz zur häufigen Darstellung in den Medien – *keinen universellen Anstieg* der Stärke und Häufigkeit von Hochwasserereignissen in diesem Zeitraum. Allerdings wurde für eine beträchtliche Zahl von Flüssen ein deutlicher Hochwassertrend festgestellt. In den meisten Fällen handelt es sich um steigende, selten um fallende Trends. Flüsse in Nordostdeutschland – zum Beispiel die Elbe und Oder – zeigen nur geringe Änderungen ihrer Hochwasserdynamik. Stärkere Änderungen wurden hingegen in West- und Süddeutschland sowie im zentralen Bereich festgestellt, das heißt in den Einzugsgebieten des Rheins, der Donau und der Weser. Saisonal sind stärkere Veränderungen im Winter gegenüber dem Sommer erkennbar. Ursächlich ist dies mit der Veränderung atmosphärischer Zirkulationsmuster verbunden, die eine Veränderung der Niederschlagsintensitäten bewirken. Die veränderte Hochwasserdynamik hat somit einen klimatischen Hintergrund. Im Detail handelt es sich um ein hoch komplexes Zusammenspiel aus klimatischen, topografischen, anthropogenen und hydrologischen Faktoren, die die Stärke und Häufigkeit von Hochwassern beeinflussen. Insgesamt bestehen noch erhebliche Defizite im Prozessverständnis und in der räumlichen Abbildung der Trends (Petrow und Merz 2009).

Mit ca. 74 Prozent erfolgt die Trinkwasserversorgung in Deutschland überwiegend aus dem *Grundwasser* (BMU 2008b). Zusammen mit seiner Bedeutung für aquatische Ökosysteme und Ökosystemdienstleistungen stellt das Grundwasser somit eine besonders sensible Wasserressource dar. Entsprechend der hydroklimatischen Differenzierung Deutschlands stehen Gebiete mit höherer Grundwasserneubildung (zum Beispiel weite Teile von Westdeutschland) solchen mit geringerer (zum Beispiel weite Teile von Ostdeutschland) gegenüber. Kennzeichnend für die klimatisch trockeneren Regionen ist, dass die Jahressummen der Grund-

wasserneubildung durch eine hohe Variabilität geprägt sind. Entsprechend ausgeprägt sind auch die Schwankungen der Grundwasserstände zwischen nassen und trockenen Witterungsperioden (Kämpf et al. 2008). Eine Übersicht zum Trend der Grundwasserspiegelentwicklung in den letzten Jahrzehnten liegt für Deutschland bislang nicht vor, wohl aber für einige Regionen. So wird für Teile von Hessen seit den 1990er Jahren ein erheblicher Grundwasseranstieg beobachtet, der mit erheblichen Schäden in Siedlungsbereichen und in der Infrastruktur verbunden ist (Kämpf et al. 2008). Dieser positive Trend scheint vor allem klimatisch bedingt zu sein (Zunahme der Winterniederschläge) und wird durch geringere kommunale als auch industrielle Wasserentnahmen verstärkt. Dem gegenüber steht großräumig ein negativer Trend des Grundwasserspiegels des obersten Aquifers in Nordostdeutschland

Abbildung 2-8: Trend des Wasserspiegels des obersten unbedeckten Grundwasserkörpers in Brandenburg von 1976 bis 2005, interpoliert anhand der Daten von 1183 Grundwasserpegeln (Daten nach LUA 2008; aus: Germer et al. 2011, verändert).



(Kaiser et al. 2010). Diese am stärksten in Brandenburg ausgeprägte Entwicklung ist seit etwa dreißig bis vierzig Jahren zu beobachten (Abb. 2-8). Die hier allgemein abnehmenden Abflüsse und Wasserstände – neben dem Grundwasser betrifft dies auch Fließgewässer und Seen – werden auf die Summenwirkung anthropogener Eingriffe (zum Beispiel Hydromelioration, Waldstruktur) und des Klimawandels zurückgeführt. Ausnahmen von diesem regional dominierenden Negativtrend stellen lokal ansteigende Grundwasserspiegel dar, die in Teilen von Berlin durch abnehmende kommunale Wasserentnahmen und in Teilen der Niederlausitz durch die abnehmende Grubenwasserförderung für den Braunkohlebergbau bedingt sind (Grünewald 2010; Lischeid 2010; Germer et al. 2011).

Nur insgesamt fünf Prozent der Grundwasserkörper in Deutschland wurden von den Bundesländern im Hinblick auf Wassermengenprobleme als gefährdet eingestuft (BMU 2008b). Dieser geringe Gefährdungsgrad in quantitativer Hinsicht – mit Blick auf die Grundwasserqualität sind es dagegen 53 Prozent – überrascht und könnte vor dem Hintergrund der weiträumigen Grundwasserabsenkungen vor allem im östlichen Teil von Deutschland als zu gering veranschlagt worden sein.

Während staugeregelte *natürliche Seen und Talsperren* in Deutschland zumeist mehr oder weniger stabile bzw. von der Bewirtschaftung abhängige stark schwankende Wasserstände aufweisen, zeigen zu- und abflusslose sogenannte Grundwasserseen in Nordostdeutschland in den letzten zwanzig bis dreißig Jahren einen weitgehend negativen Trend des Wasserstandes. Teilweise erreichen die Absenkungsbeträge drei Meter (Germer et al. 2010). Neben der Erholungs- und fischereilichen Nutzung sind diese zumeist kleinen Seen (< 250 Hektar) vor allem für den Gewässer- und Naturschutz von Bedeutung, da sie häufig die im Tiefland selten gewordenen natürlichen nährstoffarmen (vor allem mesotrophen) Gewässer repräsentieren. Bei Andauer des Negativtrends ist

teilweise mit ihrer Eutrophierung, teilweise sogar mit ihrem Verschwinden zu rechnen (Hupfer und Nixdorf 2011).

Folgende Forschungsdefizite bzw. Wissenslücken mit Bezug zum *aktuellen* Wasserhaushalt lassen sich identifizieren:

- Die Kenntnis der Beziehungen zwischen Klima, Wetter und Wasserhaushalt unter dem aktuellen Klimaregime ist – trotz des erreichten Wissensstandes der Hydrologie und der Klimatologie – noch nicht ausreichend, um diese äußerst komplexen Zusammenhänge in großer Skalbreite präzise genug abzubilden bzw. zu modellieren (Blöschl und Montanari 2010). Die Rolle der Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen einzelnen Prozessen und Kompartimenten des Wasserkreislaufs ist oft unklar, so auch die Bedeutung von Interaktionen zu anderen Teilsystemen des Erdsystems (zum Beispiel Atmosphäre, Vegetation). Diese offenen Fragen schränken die Möglichkeiten für eine Prognose von sich verändernden hydrologischen Bedingungen und deren Auswirkungen erheblich ein (Bronstert et al. 2009). Folglich sind hier Verbesserungen sowohl auf methodischer als auch auf Datenebene notwendig (zum Beispiel großflächige Verdunstungsbestimmung, Stationsdichte qualitativ hochwertiger Niederschlagsdaten, digitale Zugänglichkeit von Daten, korrekte Simulation hydrologisch relevanter Wetterlagen in regionalen Klimamodellen). Dies schließt verstärkte interdisziplinäre Perspektiven, so zum Beispiel bei der Integration des Bodens und der Vegetation/Nutzung ein.
- Eine Übersicht zu den aktuellen hydrologischen Veränderungen auf Bundesebene – als eine der Grundlagen für eine nationale Anpassungsstrategie – unter Nutzung eines vereinheitlichten methodischen Ansatzes fehlt bislang. Zwar sind die Daten der umfassenden gewässerbezogenen Monitoringprogramme der Bundesländer zumeist in Form von Umweltberichten allgemein zugänglich, doch weisen sie erhebliche Lücken hinsichtlich der räumlichen Datenrepräsentanz, der Datenpräsentation

und -analyse sowie der Interpretation von Veränderungen auf. Eine deutschlandweite Homogenisierung und Digitalisierung von hydrologischen Daten stellt die Voraussetzung für eine solche nationale Perspektive dar.

- Eine wichtige wissenschaftliche Fragestellung muss sich der Trennung von natürlichen (bezogen auf die natürliche klimatische und hydrologische Variabilität), anthropogenen und auf den Klimawandel zurückzuführenden Ursachen bei den aktuellen hydrologischen Veränderungen widmen. Die Beantwortung dieser Frage entscheidet mit darüber, welche praktischen Maßnahmen zur Erhaltung der Ökosystem- und wasserwirtschaftlichen Funktionalität ergriffen werden können. Eine entsprechende wissenschaftliche Forschung steht jedoch noch am Beginn, die empirische Basis hierfür ist noch nicht ausreichend (Bronstert et al. 2009).
- Ein Überblick über die durch die aktuellen hydrologischen Veränderungen ausgelösten (sub-)sektoralen Betroffenheiten liegt bislang nur in Ansätzen vor. So wurde beispielsweise für die Region Nordostdeutschland deutlich, dass gegenwärtig vor allem der Natur- bzw. Ökosystemschutz (inklusive der für den Klimaschutz wichtige Moorschutz) große und weitgehend ungelöste Probleme aufgrund regional fallender Grund- und Seewasserspiegel besitzt – weniger offenbar jedoch die Wasserwirtschaft oder andere von Wasserressourcen abhängige Sektoren der Wirtschaft (Kaiser et al. 2010). Hier besteht der dringende Bedarf nach einer – möglichst um die Zukunftsperspektive zu erweiternden – Betroffenheitsanalyse für *alle* vom Wasser abhängigen Sektoren.

Zukünftige Perspektive

Als Basis zur Abschätzung (Projektion) zukünftiger Veränderungen im Wasserhaushalt dienen *Klimamodelle*, die entsprechend ihrer unterschiedlichen methodischen Struktur und Eingangsgrößen – vor allem verschiedener Treibhausgas-Emissionsszenarien („SRES-Szenarien“; SRES 2000) – unterschiedliche numerische Werte von Klimavariablen liefern.

Diese speisen dann regionale Wasserhaushaltsmodelle. Die Simulation der Auswirkungen des Klimawandels auf den regionalen Wasserhaushalt wird in hohem Maße durch das gewählte Klimaszenario bestimmt. Allerdings sind diese, mit Globalen Zirkulationsmodellen (GCMs) errechneten Szenarien nur mit starken Einschränkungen für regionale Untersuchungen anwendbar. Durch regionale Klimamodelle werden darum üblicherweise die globalen Szenarien auf die regionale Skala transformiert, wobei entweder genestete numerische Modelle genutzt werden (physikalisch-deterministische regionale Klimamodelle; zum Beispiel REMO und CCLM) oder aber beobachtete Beziehungen zwischen bestimmten großskaligen meteorologischen Größen und lokalem Wetter zur Anwendung kommen (statistische regionale Klimamodelle; zum Beispiel WettReg und STAR; Hattermann et al. 2010a).

Die wissenschaftliche Forschung auf dem Gebiet der „Klima-/Wasserhaushaltsprognose“ ist äußerst dynamisch; „sichere Prognosen“ des Wasserhaushalts sind aufgrund der Komplexität des Klimasystems und des Wasserhaushaltes aber grundsätzlich nicht möglich (Maurer et al. 2011). Stattdessen lassen sich „Bandbreiten“ möglicher Entwicklungen darstellen, die dann auch den Rahmen für hydrologisch-wasserwirtschaftliche Konsequenzen bzw. Anpassungsmaßnahmen bestimmen. Insbesondere die Aussagen zur Niederschlagsentwicklung sind derzeit noch hoch problematisch. Abbildung 2-9 aus dem IPCC-Bericht 2007 (Solomon et al. 2007) illustriert dies stellvertretend: Quer durch Mitteleuropa zieht sich ein weißes Band, für das ebenso viele globale Klimamodelle eine Zunahme des Niederschlags projizieren wie eine Abnahme (Maurer et al. 2011).

Die Angaben zur *möglichen* klimatischen Entwicklung in Deutschland in den folgenden vier Abschnitten beruhen auf einer Datenzusammenstellung, die im Zusammenhang mit der Konzeption der „Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel“ (Bundesregierung 2008) durchgeführt wurde.

Die vier genutzten regionalen Klimamodelle (REMO, CCLM, WettReg, STAR) zeigen, dass sich je nach Entwicklung der anthropogenen Emissionen die durchschnittliche Jahres-Temperatur in Deutschland für den Zeitraum 2021 bis 2050 um 0,5 bis 1,5 Kelvin und für den Zeitraum 2071 bis 2100 um 1,5 bis 3,5 Kelvin gegenüber dem Wert der Periode 1961 bis 1990 erhöhen könnte. Räumlich ergeben sich für die Periode 2021 bis 2050 unterschiedliche Trends: Die Modelle REMO, CCLM und STAR zeigen eine sich nach Süden verstärkende Erwärmung, während das Modell WettReg eine von Osten nach Westen zunehmende Erwärmung darstellt. Die Erwärmung wird besonders die Wintermonate betreffen.

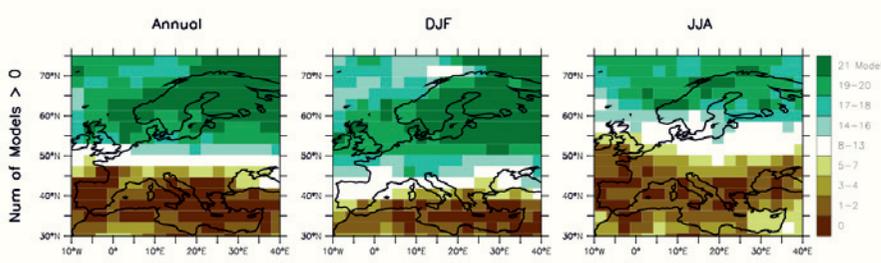
Der *Niederschlag* bleibt zwar auf das Jahr bezogen annähernd konstant, doch muss damit gerechnet werden, dass sich der Niederschlagszyklus verschiebt. So lassen die Ergebnisse aller vier Modelle darauf schließen, dass die Niederschläge im Sommer bundesweit um bis zu vierzig Prozent abnehmen könnten, wobei der Südwesten Deutschlands besonders stark betroffen sein könnte. Im Winter dagegen könnten die Niederschlagsmengen abhängig vom Modell um bis zu vierzig Prozent zunehmen. Das Modell WettReg zeigt in Teilen von Rheinland-Pfalz, Hessen und Bayern sogar Gebiete, in denen die Winterniederschläge für den Zeitraum 2071 bis 2100 um bis zu siebenzig Prozent ansteigen könnten. Die Modelle CCLM und REMO deuten

zudem auf einen zusätzlichen Anstieg der Niederschlagsmengen im Frühjahr hin.

Ein Beispiel zur regionalen Differenzierung der *möglichen* Entwicklung von Niederschlag und Temperatur in Deutschland in der Mitte des 21. Jahrhunderts zeigt die Abbildung 2-10. Diese Projektion erfolgte mit dem Klimamodell STAR (Huang et al. 2010).

Vergleichsstudien der Modelle WettReg und REMO zeigen, dass *Extremereignisse* sich in ihrem Ausmaß künftig steigern und gleichzeitig häufiger werden könnten. Beispielsweise könnte sich die Anzahl von Sommertagen ($T > 25 \text{ }^\circ\text{C}$) bis zum Ende des 21. Jahrhunderts verdoppeln und die von heißen Tagen ($T > 30 \text{ }^\circ\text{C}$) sogar verdreifachen. Zur Entwicklung von Starkwindereignissen (Stürmen) sind derzeit keine Aussagen möglich. Nach einer jüngst vorgelegten Studie (UBA 2011b) sind ab etwa 2040 gravierende Änderungen in der Anzahl von Starkniederschlägen zu erwarten. Unter anderem ist dies für die Hochwasserdynamik relevant. In den küstennahen Gebieten könnten Starkniederschläge im Winter – verglichen mit der Periode 1960 bis 2000 – um ca. einhundert Prozent zunehmen, in den Alpenregionen nahezu konstant bleiben und zwischen der Küste und den Alpen um bis zu fünfzig Prozent zunehmen. Auch für den Sommer wird eine regionale Differenzierung deutlich: In den meisten Regionen ist mit einem Anstieg um fünfzig

Abbildung 2-9: Anzahl der im vierten Sachstandsbericht des IPCC verwendeten Globalen Zirkulationsmodelle, die eine durchschnittliche Niederschlagszunahme in Europa für die Periode 2080 bis 2099 im Vergleich zu 1980 bis 1999 projizieren (DJF = Dezember bis Februar, JJA = Juni bis August; aus: Christensen et al. 2007).

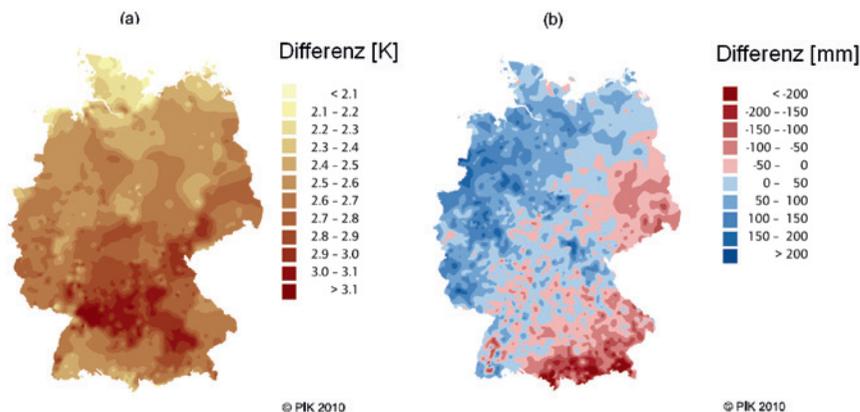


Prozent zu rechnen, während in Teilen des Nordostens mit einer leichten Abnahme gerechnet werden kann.

Grundsätzlich sind die Aussagen der Klimamodelle für Änderungen der Temperatur wesentlich eindeutiger und damit sicherer als für den Niederschlag. Ebenso ist es einfacher, Aussagen über langjährige Mittel zu treffen als über Extremwerte, und schließlich lassen sich über größere Gebiete – im Vergleich zu den kleineren – präzisere Aussagen treffen. Klimaprojektionen der oben geschilderten Art lassen in Zusammenhang mit Wasserhaushaltsmodellen letztlich Aussagen zur möglichen Entwicklung hydrologischer Parameter zu. Allerdings sind aufgrund des komplexen Zusammenspiels der Wasserhaushaltskomponenten und der individuellen Eigenschaften der Einzugsgebiete (Höhe, Klima, Untergrund) praktisch *keine allgemeingültigen Aussagen* für hydrologische Veränderungen ableitbar (Görgen et al. 2010; Maurer et al. 2011).

Aussagen zur Entwicklung der *Abflüsse* für große Einzugsgebiete – wie nachfolgend dargestellt – sind scheinbar weniger problematisch, zumal wenn bisher – wie in Rhein und Donau – ein erheblicher Anteil des Abflusses aus der Schneeschmelze stammt. Hier ist mit einer Verschiebung der mittleren monatlichen Abflüsse vom Sommer in den Winter zu rechnen. Für den Rhein ist zukünftig im Winter mit einer leichten Zunahme der mittleren und niedrigen Abflüsse zu rechnen, während im Sommer bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts keine wesentlichen Änderungen, danach jedoch eine abnehmende Tendenz zu erwarten sind. Insgesamt erhöht sich der über das Jahr gemittelte Abfluss und setzt somit den aktuellen Trend fort (Maurer et al. 2011). Der Abfluss im Einzugsgebiet der Oberen *Donau* wird sich zukünftig verringern. Die Abnahme liegt je nach Klimaszenario zwischen 5 bis 35 Prozent bis zum Jahr 2060. Regional wird sie in den Alpen am geringsten und entlang der Donau am höchsten sein. Entsprechend verringert sich die jährliche Wasserabgabe bei Passau

Abbildung 2-10: Veränderung des Jahresniederschlags (a) und der Jahresdurchschnittstemperatur (b) in Deutschland in der Periode 2051 bis 2060 (Projektion mit dem Klimamodell STAR) verglichen mit der Referenzperiode 1961 bis 1990 (siehe auch Huang et al. 2010). Abnahmen des Niederschlags in Teilen Ost- und Süddeutschlands stehen Zunahmen in West- und Nordwestdeutschland gegenüber; relativ geringen Zunahmen der Temperatur im Küstenbereich stehen relativ hohe Zunahmen im südlichen und mittleren Deutschland gegenüber.



an die Donau-Unterlieger bis 2060 um 9 bis 31 Prozent und reduziert sich hier der Niedrigwasserabfluss um 25 bis 53 Prozent (Barthel et al. 2010). Für die *Elbe* deutet sich eine Abnahme der mittleren und der Niedrigwasserabflüsse an; das Abflussmaximum verlagert sich weiter vom Frühjahr in den Winter, Niedrigwasserperioden treten früher ein, dauern länger und werden das bisherige Niveau deutlicher unterschreiten (Hattermann et al. 2010b). Einige kleinere und mittlere Flüsse im Elbe-Einzugsgebiet werden wohl sogar – wie bereits in der jüngsten Vergangenheit in Trockenjahren geschehen (Abb. 2-11) – zeitweise trockenfallen. In rückgestauten Flussabschnitten, wie im Spree- und Havellauf, werden sich Phasen ohne nennenswerten Durchfluss häufen, sodass sich die Wasserverweilzeiten in den Stauhaltungen erheblich verlängern könnten. Allgemein kommen Hattermann et al. (2010a) nach einer vergleichenden Analyse mittels der vier gängigen regionalen Klimamodelle (REMO, CCLM, WettReg, STAR) zu dem Schluss, dass die bisherigen Ergebnisse zu

möglichen Abflussveränderungen für Anwender in der wasserwirtschaftlichen Praxis hinsichtlich ihrer Eindeutigkeit unbefriedigend sind, da die projizierten hydrologischen Auswirkungen des Klimawandels in einer Region stark vom verwendeten Klimamodell abhängen (vgl. auch Huang et al. 2010).

Aussagen über die Entwicklung extremer Abflüsse – *Hoch- und Niedrigwasser* umfassend – sind derzeit noch hoch problematisch. Exemplarisch seien Befunde vom Rhein genannt (Maurer et al. 2011). Allgemein könnte aus den im Mittel aller Klimamodelle projizierten wärmeren und trockeneren Sommern der Schluss gezogen werden, dass es zu häufigeren meteorologischen Trockenperioden und damit auch zu vermehrten extremen Niedrigwasserabflüssen kommt (hydrologische Trockenheit). Dies kann so sein, muss es aber nicht unbedingt. Auf jeden Fall bedarf es einzugsgebietspezifisch eingehenderer Analysen. Die große Komplexität von Niedrigwasser auslösenden Faktoren führt

Abbildung 2-11: Trockengefallene Schwarze Elster (Lausitz) am Wehr in Senftenberg im Trockenjahr 2006. Die Wasserführung flussabwärts des Wehrs (Hintergrund) ist durch die Zuleitung von Bergbauwasser aus der nahegelegenen Grubenwasseraufbereitungsstation Rainitzta bedingt (Foto: R. Ender).



dazu, dass die Aussagen über die Auftretenswahrscheinlichkeit extremer Niedrigwasserperioden mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet sind und zudem stark abhängig von den verwendeten Modellketten sein können. Weisen schon die Aussagen für mittlere und niedrige Abflüsse eine erhebliche Bandbreite auf, so gilt dies umso mehr für die Häufigkeit des Auftretens extremer Hochwasserereignisse. Aussagen für Extremhochwasser am Oberrhein können derzeit nicht getroffen werden. Die Projektionen für den Mittel- und Niederrhein schwanken je nach zugrundeliegendem Klimamodell erheblich. Für ein hundertjähriges Hochwasser (HQ100) beispielsweise liegt hier die ermittelte Bandbreite bei einer Zunahme zwischen 0 und 30 Prozent. Die Szenario-Bandbreiten sind dabei allgemein für die ferne Zukunft und sie sind für die seltenen Ereignisse größer als für häufige Ereignisse in der nahen Zukunft (de Keizer et al. 2010b).

Hinsichtlich der Veränderung der *Grundwasser*-Neubildungsraten zeigen die vorliegenden Untersuchungen ein regional stark differenziertes Bild (DWA 2011): Für Hessen beispielsweise wird eine Zunahme um etwa 25 Prozent bis 2050 projiziert; die zukünftigen mittleren Verhältnisse werden hier voraussichtlich den ausgesprochenen Nassperioden der Vergangenheit entsprechen. Für Teile von Süddeutschland ist eine ähnliche Entwicklung mit einer Erhöhung der Grundwasserneubildung von ca. 10 bis 20 Prozent anzunehmen (BMU 2008b). Im ebenfalls in Süddeutschland gelegenen Einzugsgebiet der Oberen Donau wird sie sich dagegen bis zum Zeitraum 2036 bis 2060 um 5 bis 21 Prozent verringern (Barthel et al. 2010). Ein besonders starker Rückgang der Grundwasserneubildung wird mit ca. vierzig Prozent für Nordostdeutschland – insbesondere für Brandenburg – in der Periode 2040 bis 2050 erwartet (Gerstengarbe et al. 2003). Dies bedeutet (auch) hier die Fortsetzung – und Verschärfung – eines bestehenden Trends.

Ebenfalls stark von der Entwicklung der regionalen klimatischen und Nutzungsbedingungen abhängig ist der Wasserstand bzw. das Wasservolumen *natürlicher Seen und Tal-*

sperren. Das für viele Flusseinzugsgebiete erwartete höhere Wasserdargebot im Winter und die höheren Verdunstungsraten bei erhöhten Temperaturen sowie stärkere Nutzungsansprüche zurzeit des sommerlichen Niedrigwassers werden Veränderungen in der Bewirtschaftung der Talsperren zur Folge haben. Konkurrierende Ansprüche, beispielsweise hinsichtlich einer stärker auf die Trinkwasserversorgung oder einer auf die Hochwasservorsorge ausgerichteten Betriebsweise, werden sich folglich stärker ausprägen. Soll etwa die Wasserversorgung mit größtmöglicher Sicherheit gewährleistet werden, wäre das vorhandene Speichervolumen so weit wie möglich auszunutzen, das heißt, der Wasserstand in der Talsperre ist dann so hoch als möglich zu halten. Damit stünden allerdings geringere Einstaurenserven für die Hochwasservorsorge zur Verfügung. Infolge der projizierten Zunahme trockener Sommer wird sich die Wahrscheinlichkeit der Unterschreitung eines Mindeststauinhalts bis zum Jahr 2100 deutlich erhöhen (MKULNV 2011). Zur möglichen zukünftigen Wasserstands- bzw. Volumenentwicklung von Seen in Deutschland ergab eine Pilotstudie, welche 228 Seen zum Gegenstand hatte, dass in der Vergleichsperiode (1961 bis 1990) die Seen in Deutschland nur eine schwache bis mittlere Sensitivität hinsichtlich einer Wasserstands- bzw. Volumenabnahme aufwiesen. Unter Zugrundelegung eines trockenem-warmen Szenarios wird deutlich, dass sich die Sensitivität jedoch im Zeitraum 2046 bis 2055 in Richtung mittelstark bis stark verschiebt. Die sensitivsten Seen sind in der nordostdeutschen Tiefebene vorhanden, wohingegen weniger sensitive Seen vor allem im Alpenvorland vorkommen (Roithmeier 2008).

Im Rahmen des Projektes „CLIMREG – Klimawirkungsregister Deutschland“ wurde den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserhaushaltsgrößen (zum Beispiel Verdunstung, Abfluss, Grundwasserneubildung) erstmals in einer gesamtdeutschen Perspektive nachgegangen (Hattermann et al. 2010a; Huang et al. 2010). Die verwendete Modellkombination – Klimamodell STAR und ökohydrologisches Modell SWIM (Hattermann et al. 2005) – zeigt dabei

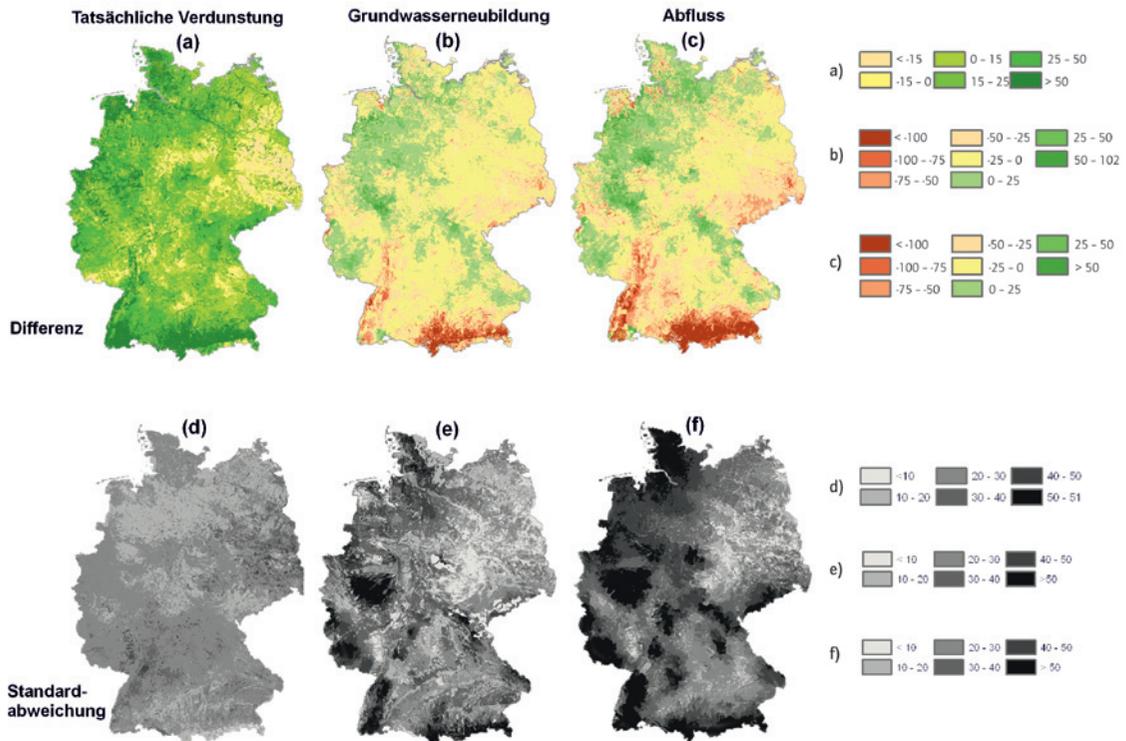
gravierende regionale Unterschiede in den projizierten hydrologischen Veränderungen auf (Abb. 2-12).

Die Wissenslücken und der Forschungsbedarf hinsichtlich einer Abschätzung (Projektion) zukünftiger Veränderungen im Wasserhaushalt lassen sich wie folgt kennzeichnen:

- Derzeit gibt es allgemein erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich der zu erwartenden hydrologischen Folgen

des Klimawandels. Die Ergebnisse sind je nach verwendetem Emissionsszenario und Klimamodell unterschiedlich, teilweise sogar gegensätzlich unter Verwendung eines Emissionsszenarios und unterschiedlicher Klimamodelle. Hier besteht hoher Forschungsbedarf beispielsweise zur Beantwortung der Frage, warum mit statistischen und dynamischen regionalen Klimamodellen angetriebene Wasserhaushaltsmodelle zu unterschiedlichen Aussagen kommen (Hattermann et al. 2010b).

Abbildung 2-12: Veränderung von Wasserhaushaltsgrößen in Deutschland zwischen der Klimaszenario-Periode 2051 bis 2060 (Modelle STAR und SWIM) und der Referenzperiode 1961 bis 1990 (a-c = Differenzen, d-f = Standardabweichungen; Einheiten: mm/a; siehe auch Huang et al. 2010).



- Derzeit lassen sich zwar gewisse Aussagen zur Entwicklung hydrologischer Größen in verschiedenen und zu meist sehr großen Flusseinzugsgebieten treffen (zum Beispiel Elbe, Donau, Rhein), doch weder die räumliche Auflösung in der Dimension von Teileinzugsgebieten noch die wünschenswerte Analyse aller wasserwirtschaftlich relevanten Größen befriedigt bzw. ist verfügbar.
- Eine besondere – und bislang ungelöste – Herausforderung stellen Aussagen zu extremen Abflüssen, insbesondere zu Extremhochwässern dar. De facto sind derzeit keine belastbaren Projektionen möglich; hier ist eine weitere Forschung unabdingbar (Maurer et al. 2011).
- Die bislang existierenden hydrologischen Modelle können die Anforderungen für hydrologische Systeme im Wandel nicht erfüllen, zumindest nicht vollständig. So sind in den verfügbaren Modellen Wasser- und Energieflüsse sehr selten miteinander gekoppelt, obwohl dies bei bestimmten hydro-meteorologischen Bedingungen und Zeitskalen sehr stark gekoppelte Prozesse sind (Bronstert et al. 2009). Eine Entwicklung verbesserter Modelle erscheint notwendig; unklar ist jedoch noch die dafür einzusetzende Methodik.

2.3.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Information und nationale Perspektive

Der tiefgreifende Wandel hydrologischer Systeme in Deutschland aufgrund des Klimawandels ist eine Tatsache. Die Information der Gesellschaft darüber muss jedoch verbessert werden. Zudem sind die Forschung und die zum hydrologischen Wandel in Deutschland verfügbaren Informationen entweder stark von politischen Grenzen (zum Beispiel Bundesländer) oder aber von (Groß)Einzugsgebietsgrenzen (zum Beispiel Rhein, Donau, Elbe) bestimmt. Daraus erwächst – auch in der Öffentlichkeit (zum Beispiel in den Medien) – eine stark selektive bzw. regional orientierte Wahrnehmung und Diskussion der

Thematik. Neben diesen, aus politischen und wissenschaftlichen Gründen sinnvollen räumlichen (Teil-)Perspektiven ist jedoch auch eine explizit nationale Perspektive als Bestandteil einer nationalen Anpassungsstrategie sowie als Grundlage für den internationalen Vergleich notwendig. Ein erstes Vorhaben dieser Art ist die vor der Fertigstellung stehende Erstellung eines „Klimawirkungsregisters“ für Deutschland, das unter anderem die Veränderung des regionalen Wasserhaushaltes im 21. Jahrhundert zum Gegenstand hat (Hattermann et al. 2010a).

Prozessverständnis und Prognostik

Obwohl die Auswirkungen des hydrologischen Wandels von hoher ökonomischer, ökologischer und sozialer Relevanz sind, ist der Wissensstand über die räumlichen Muster sowie die Stärke der Auswirkungen und die Zuverlässigkeit der diesbezüglichen Prognosen noch sehr begrenzt. Die Prognosefähigkeit vieler hydrologischer Modelle ist oft so inadäquat, dass diese für eine effiziente Politikberatung und für Managementfragen kaum brauchbare Ergebnisse liefern (Bronstert et al. 2009). Die Erforschung der Mechanismen des regionalen hydrologischen Wandels und dessen Prognostizierbarkeit sollte daher eine verstärkte wissenschaftliche Aufmerksamkeit erfahren. Für einen Fortschritt in Richtung einer besseren Quantifizierbarkeit und Prognostizierbarkeit des hydrologischen Wandels sind allgemein erweiterte Datenerhebungs-, Datenanalyse- und Modellierungsmethoden erforderlich (vgl. auch Kapitel 2.2).

Obgleich häufig bereits praktiziert – noch häufiger aber wohl nur proklamiert – sind verstärkte interdisziplinäre Anstrengungen zur Verbesserung des Prozessverständnisses und der Prognose vonnöten (vgl. auch Kapitel 3.4).

Daten und Beobachtung

Eine wichtige Grundlage bei der Interpretation von Beobachtungen und der Modellierung von Prognosen sind

langfristige Messreihen hydrologischer Parameter, wie Abflüsse, See- und Grundwasserspiegel sowie hydrometeorologische Größen. Die in den vergangenen Jahren sichtbare Tendenz einer Ausdünnung und Qualitätsminderung der Bundes- und Ländermessnetze wirkt den Bemühungen zum Verständnis und zur Prognose des hydrologischen Wandels jedoch entgegen. Leistungsfähige Monitoring- und Prognosewerkzeuge können nur dann (weiter-)entwickelt werden, wenn parallel die hierfür notwendigen Daten zur Verfügung stehen. Dafür werden Investitionen in Messnetze, -programme und -techniken benötigt. Eine solche Verbesserung erfordert ein länger andauerndes und umfangreiches Forschungsprogramm, welches sowohl die Einrichtung entsprechender Forschungseinzugsgebiete mit innovativen hydrogeophysikalischen Messeinrichtungen beinhaltet als auch die zielgerichtete Entwicklung bzw. Weiterentwicklung von Modellsystemen. Einen ersten Schritt in diese Richtung stellen die langfristig ausgelegten (> 10 Jahre) terrestrischen Observatorien (zum Beispiel in Form von Kleineinzugsgebieten) der TERENO-Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft dar (Terrestrial Environmental Observatories; <http://www.tereno.net>, Zacharias et al. 2011). Ähnliche Ansätze einer komplexen Umweltbeobachtung, die hydrologische Untersuchungen regulär einschließen, sollten in verschiedenen räumlichen Maßstäben ausgebaut und durch die Betreiber (Forschungseinrichtungen, Hochschulen, Bundes- und Landesbehörden) vernetzt werden.

2.3.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Erkenntnisse und deren Grenzen offensiver kommunizieren

Eindeutige Aussagen zur Zukunft des Wasserhaushalts sind nicht möglich. Die Entscheidungsträger müssen sich an den Umgang mit einem „Bündel von möglichen Zukünften“ gewöhnen. Die Wissenschaft muss jedoch die verfügbaren Informationen fokussieren und sich in der Kommunikation

von Unsicherheiten üben. Die Wissenschaft muss zudem sicherstellen, dass eine ausgewogene Sicht des hydrologischen Wandels vermittelt wird, die sowohl mögliche negative wie auch positive Effekte beinhaltet.

(2) Wissensstand zur bisherigen Veränderlichkeit des Wasserhaushalts verbessern

– Nutzung des historischen Datenpotenzials

Die Analyse des hydrologischen Wandels setzt ein vertieftes Verständnis der Veränderlichkeit des Wasserhaushalts in Folge von natürlichen und anthropogenen Prozessen voraus. Die hydrologische Variabilität erschließt sich aus statistischen Gründen nur aus sehr langen Zeitreihen in der Dimension hunderter bis tausender Jahre. Historische Wasserhaushaltsdaten („Proxydaten“) stellen dafür ein großes Potenzial dar, das bislang erst ansatzweise durch die Hydrologie und die Wasserwirtschaft genutzt wurde (zum Beispiel für Aussagen zum Hoch- und Niedrigwasserrisiko). Die rekonstruierten hydrologischen Datenreihen sind mit den vorliegenden Instrumentendaten zu verbinden und prognostisch orientierten Forschungsvorhaben zugänglich zu machen. Hierfür ist eine enge Zusammenarbeit von Geowissenschaften und historischen Wissenschaften auf der einen und Hydrologie, Klimatologie sowie Wasserwirtschaft auf der anderen Seite notwendig.

– Initiierung von Studien in unterschiedlichen räumlichen Maßstäben

Für die Gewinnung neuer Daten zur langfristigen Entwicklung des Wasserhaushalts sind historisch-hydrologische bzw. paläohydrologische Studien in unterschiedlichen räumlichen Maßstäben – von Kleineinzugsgebieten bis zum Gesamtraum von Deutschland – notwendig. Diese Studien sollten, soweit möglich, quantitativ orientiert sein und mit einer Vielzahl sich gegenseitig absichernder Befunde aus verschiedenen Disziplinen untersetzt sein.

2.4 ANPASSUNGSOPTIONEN DER WASSER-BEWIRTSCHAFTUNG

2.4.1 HERAUSFORDERUNG

Stößt die Gesellschaft an die Grenze des natürlichen Wasserdargebots, so hat sie die grundsätzliche Wahl, entweder auszuweichen oder sich anzupassen. Letzteres erfordert eine weitere Wahl zwischen der Anpassung der eigenen Bedürfnisse an die begrenzten Ressourcen oder der Anpassung der natürlichen Gegebenheiten an die steigenden Bedürfnisse, was in der Regel zu einer weiteren gesellschaftlichen Entwicklung führt (Maurer et al. 2011). In wasserwirtschaftlichen Problemen stecken somit immer auch gesellschaftliche Chancen bzw. – anders formuliert – Ansätze für technologische und nicht-technologische Innovationen. Die Wasserwirtschaft sorgt dabei seit Alters her mittels eines Instrumentariums von entwickelten Kulturtechniken für eine Vergleichmäßigung des Wasserdargebots in Raum und Zeit, mit den Zielen einer kontinuierlichen Versorgung mit Wasser in ausreichender Quantität und Qualität sowie eines Schutzes vor zu viel Wasser (Strigel et al. 2010).

Der Klimawandel und der sozioökonomische Wandel stellen die Wasserbewirtschaftung in Deutschland vor große Herausforderungen. Da wasserwirtschaftliche Strukturen (zum Beispiel Speichersysteme und großräumige Wasserüberleitungen) in der Regel langfristig genutzt werden, müssen für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung die Effekte sich ändernder natürlicher Bedingungen (natürliches Wasserdargebot) und sozioökonomischer Verhältnisse (Wasserbedarf und -verbrauch inklusive Landnutzung) dementsprechend langfristig bzw. vorausschauend berücksichtigt werden.

Der Klimawandel kann mit einer Verringerung (Verstärkung von Niedrigwasserperioden) aber auch mit einer Erhöhung (möglicherweise verknüpft mit höheren Risiken durch häu-

figere und extremere Hochwasser) von Durchflüssen oder Wasserständen einhergehen. Das kann mit einer Verminderung der Wasserqualität verbunden sein. Demgegenüber bieten der demografische Wandel und der technologische Fortschritt prinzipiell Möglichkeiten, den Wasserbedarf zu senken.

Die Wasserbewirtschaftung in Deutschland war auch in der Vergangenheit ohne die Berücksichtigung des Klimawandels mit vielen Unsicherheiten hinsichtlich des zukünftigen Wasserbedarfs bzw. des verfügbaren Wasserdargebots konfrontiert. Der Klimawandel erhöht diese Unsicherheiten als weiteres Element. Der in der Vergangenheit häufig verfolgte Ansatz, auf einen steigenden Bedarf einseitig mit erhöhten Speicher- oder Leitungskapazitäten zu reagieren, ist zukünftig aus ökonomischen und ökologischen Gründen nicht mehr durchführbar.

Allgemein dürfte die Wasserwirtschaft in Deutschland sehr gut in der Lage sein, die sich abzeichnenden zukünftigen Herausforderungen zu bewältigen (BMU 2009, 2010). Für spezielle Sektoren (zum Beispiel Energiewirtschaft, Bergbau, Landwirtschaft, Naturschutz) und Regionen (zum Beispiel nordost- und mitteldeutsches Tiefland), die heute bereits durch hohe Konfliktpotenziale bezüglich einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung gekennzeichnet sind, gilt es jedoch, differenzierte Anpassungsoptionen zu entwickeln.

2.4.2 WISSENSSTAND

Hintergrund und Fokus

Die Ausführungen in diesem Kapitel basieren weitgehend auf einer Übersicht von Koch und Grünwald (2011), für die Projekte mit eigener Beteiligung sowie die Literatur ausgewertet wurden.

Allgemein spielt die Verfügbarkeit von Daten eine wichtige Rolle. Insbesondere für industrielle Sektoren sind Informationen hinsichtlich Versorgungs- oder Produktionsengpässe nur begrenzt erhältlich, da diese Informationen teilweise als vertraulich eingestuft werden. Für den Agrarsektor, der stark auf Subventionen bzw. Entschädigungszahlungen angewiesen ist (zum Beispiel bei Dürre- oder hochwasserbedingten Ernteverlusten), ist die Datenlage besser. Auch für Atomkraftwerke ist die Datenverfügbarkeit relativ gut, da sämtliche Störfälle, hierzu zählen auch Einschränkungen aufgrund von hohen Wassertemperaturen oder mangelnder Wasserverfügbarkeit, melde- und veröffentlichungspflichtig sind. Im Gegensatz dazu sind Informationen über Produktionseinschränkungen bei anderen Kraftwerkstypen, zum Beispiel (Braun- und Stein-)Kohle- oder Gaskraftwerke, nur sehr begrenzt verfügbar.

Bezüglich der detaillierten Diskussion von Auswirkungen des Klimawandels auf Abfluss- und Wasserhaushaltskenngrößen in Deutschland wird auf das Kapitel 2.3 und die entsprechende Literatur verwiesen (zum Beispiel Krahe et al. 2009; Bormann 2010; Görgen et al. 2010; Hattermann et al. 2010; Ihringer 2010; Maurer et al. 2011). Der Schwerpunkt der nachfolgenden Ausführungen liegt auf der Betrachtung von Oberflächenwasser. Wo geboten, wird auf Grundwassernutzungen eingegangen.

Mögliche Folgen des Klimawandels auf Wassernutzung und Wasserbedarf

Nach UBA (2008b) gehören allgemein vermehrte Starkniederschläge, eine steigende Hochwassergefahr im Winter und Frühjahr, häufigeres Niedrigwasser im Sommer sowie veränderte Grundwasserspiegel mit Folgen für die Trinkwasserversorgung zu den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft.

In den letzten Jahren ist es in Deutschland, trotz des in Kapitel 2.1 beschriebenen Rückganges des Wasserbedarfs,

in einigen Gebieten wiederholt zu Einschränkungen von Wassernutzungen gekommen. Insbesondere die *Trockenjahre 2003 und 2006* geben Hinweise darauf, wie sich die mutmaßliche zukünftige Zunahme von Niedrigwasserereignissen und Wassertemperaturen auf die Wasserbewirtschaftung auswirken könnte (BfG 2006).

Geringere Wassermengen und erhöhte Wassertemperaturen führten in beiden Jahren zur Leistungsreduzierung in *thermischen Kraftwerken*, vor allem in Atomkraftwerken (Deutsches Atomforum e.V. 2004, 2007). Damit sollte ein zu hoher Wärmeeintrag über das ablaufende Kühlwasser in die Gewässer verhindert werden. Von derartigen Einschränkungen waren jedoch auch Kohle- und Gaskraftwerke betroffen. Insgesamt kam es bei thermischen Kraftwerken im Zeitraum 1976 bis 2007 in Deutschland während Hitze- und Trockenperioden in neun Jahren zu Leistungseinschränkungen aufgrund wasserrechtlicher Genehmigungen (Rothstein et al. 2008). Bei thermischen Kraftwerken (Durchlaufkühlung, Ablaufkühlung, Kreislaufkühlung) ist bei steigenden Wassertemperaturen mit einem erhöhten Wasserbedarf für die Kühlprozesse zu rechnen, welcher mit erhöhten Betriebskosten und teilweise mit einer Reduktion der effektiven Leistung verbunden ist (Koch und Vögele 2009; Koch et al. 2011).

Die Energieerzeugung an *Wasserkraftanlagen* ist direkt an den Durchfluss beziehungsweise die Fallhöhe gekoppelt. Insbesondere bei Laufwasserkraftanlagen an Talsperren ist die Fallhöhe bei geringen Wasserständen, wie sie insbesondere während Trockenperioden auftreten, reduziert. Im tschechischen Teil des Elbegebietes lag die Auslastung der installierten Kapazität für 2003 bei nur ca. vierzig Prozent. In den Jahren 1998 bis 2008 (exklusive 2003) lag die Auslastung der installierten Kapazität hingegen bei ca. 50 bis 65 Prozent (Ministry of Agriculture und Ministry of the Environment 2003, 2008). Ein entsprechender konkreter Wert war für Deutschland nicht erschließbar. Nach Ruprecht und Göde

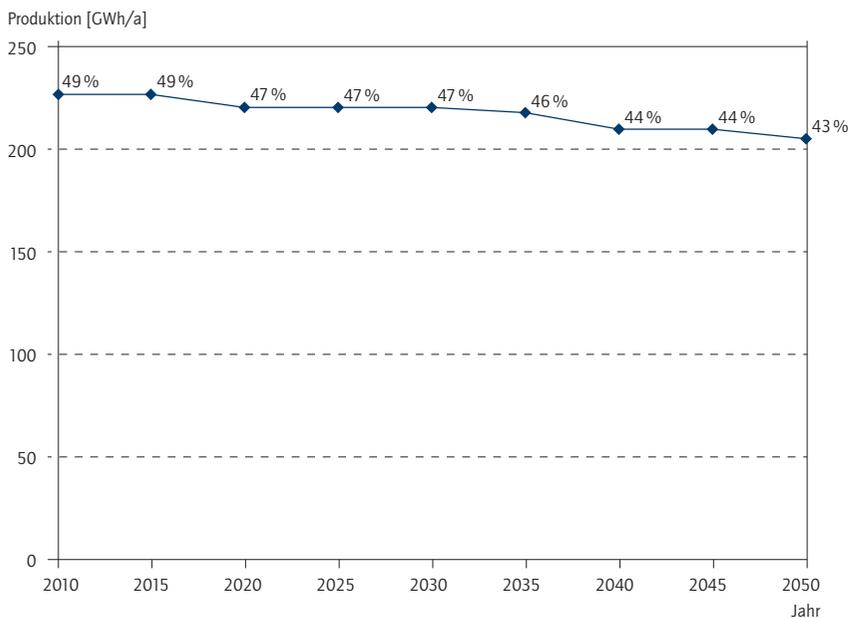
(2009) gab es jedoch auch in Deutschland eine erhebliche Reduktion in der Auslastung der Wasserkraftanlagen.

In Abbildung 2-13 sind die jährliche Energiebereitstellung und die Auslastung der installierten Kapazität der Wasserkraftanlagen im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes von 2010 bis 2050 für ein ausgewähltes Klimaszenario dargestellt. Die Reduktion von 2010 bis 2050 beträgt ca. zwölf Prozent. Die dargestellten Werte stellen Mittelwerte aus einhundert Realisierungen mit einem mittleren Temperaturanstieg von ca. zwei Kelvin bis 2050 dar. Für die Regionalisierung des Klimatrends wurde das statistische Modell STAR (Werner und Gerstengarbe 1997; Orłowsky et al. 2008) genutzt.

In anderen Regionen besteht allerdings auch die Möglichkeit, dass wegen steigender Niederschläge bzw. abtauender Gletscher für einen Übergangszeitraum die Auslastung der Wasserkraftanlagen zunächst ansteigt, dann aber abfällt (EEA 2009b). Für die Obere Donau berechnen Koch et al. (2010c) für verschiedene Szenarien des Temperaturanstiegs einen Rückgang der jährlichen Produktion um 0 bis 17 Prozent bis 2060. Der geringere Rückgang für die Obere Donau gegenüber der Elbe kann zumindest teilweise durch die abtauenden Alpengletscher erklärt werden.

Im Jahr 2003 waren im deutschen Donaueinzugsgebiet ca. drei Prozent der *industriellen Nutzer* von Nutzungseinschränkungen betroffen (EEA 2009b). Etwa acht Prozent

Abbildung 2-13: Jährliche Energiebereitstellung (in Gigawattstunden pro Jahr, Y-Achse) bzw. Auslastung der installierten Kapazität (Prozentangaben) der Wasserkraftanlagen im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes. Die Berechnungen wurden innerhalb des Projektes GLOWA-Elbe durchgeführt und umfassen fünfzig Grundlast-Wasserkraftanlagen an Flüssen und Talsperren mit einer installierten Kapazität von ca. 460 Gigawattstunden pro Jahr (aus: Koch und Grünwald 2011).



der Firmen gaben für das deutsche Elbeinzugsgebiet an, dass sie im Sommer 2003 von Wassermangel oder Wasserqualitätsproblemen betroffen waren (Mutafoglu 2010). Allgemein weisen diverse industrielle Sektoren, beispielsweise die Getränkeproduktion, einen Jahresgang mit den höchsten Werten in den Sommermonaten auf (Mutafoglu 2010). Bei zukünftig höheren Sommertemperaturen ist mit einer erhöhten Nachfrage nach Getränken zu rechnen. Dementsprechend steigt auch der Wasserbedarf.

Insbesondere in den ost- und süddeutschen Bundesländern traten in der *Landwirtschaft* im Jahr 2003 vor allem Trockenschäden auf. Bei einzelnen Betrieben kam es zu Ernteeinbußen von bis zu achtzig Prozent (BfG 2006). Insgesamt lag die Getreideernte ca. 13 Prozent unter dem langjährigen Mittel. Lippert et al. (2009) berechnen für die Landwirtschaft in Deutschland allerdings insgesamt positive Effekte des Klimawandels. Diese ergeben sich aufgrund der in ihren Berechnungen höheren Niederschläge in vielen Gebieten Deutschlands, verbunden mit einer Temperaturerhöhung von ca. 1,4 bis 1,6 Kelvin bis 2040. Für Teile Ostdeutschlands werden allerdings negative Effekte ermittelt, da es hier zu einer Verringerung der Niederschläge kommt. Längerfristig, das heißt in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts, sind jedoch auch für Gesamtdeutschland negative Effekte nicht auszuschließen. Die in dieser Analyse genutzten regionalen Klimadaten wurden mit dem Modell REMO erzeugt, welches für große Teile Deutschlands eine Zunahme der Niederschläge simuliert. Andere regionale Klimamodelle hingegen simulieren eine Abnahme der Niederschläge. Insbesondere in Regionen, in denen heute die (zu niedrigen) Temperaturen die Ertragsfähigkeit beschränken, können bei ausreichender Wasserverfügbarkeit höhere Erträge erwartet werden (Zebisch et al. 2005). In Regionen, in denen nicht ausreichend Wasser zur Verfügung steht, unter anderem weite Gebiete in Ostdeutschland, kann die Temperaturerhöhung die heute schon auftretenden Wasserver-

sorgungsprobleme in der Landwirtschaft verstärken. Für die landwirtschaftliche Bewässerung zeigen interne Ergebnisse des Projekts GLOWA-Elbe (unveröffentlicht), dass der Bedarf an Beregnungswasser im Elbeinzugsgebiet (105 landwirtschaftliche Bewässerungsnutzer mit einer bewässerten Fläche von ca. 35.000 Hektar) in der Jahressumme um ca. dreißig Prozent steigt. Einen gleichermaßen ansteigenden Wasserbedarf (+ 30 Prozent) weisen Untersuchungen von Heidt (2010) für Nordost-Niedersachsen aus (zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Deutschland vgl. auch Kapitel 3.2).

In Sachsen war im Jahr 2003 die *Binnenfischerei* vom Wassermangel betroffen. Nicht alle Fischteiche konnten gefüllt werden. Im Laufe des Sommers führten die hohen Wassertemperaturen bei mangelnder Wasserversorgung zu Problemen mit der Sauerstoffversorgung in den Teichen; Fischverluste waren die Folge (Lfl 2004). In der Zukunft wird für etwa sechzig Binnenfischereinutzer im Elbeinzugsgebiet der mittlere jährliche Wasserbedarf um ca. vier Prozent ansteigen. Dabei steigen die Mittelwerte insbesondere in den Sommermonaten deutlich an (zum Beispiel im Juli um 15 Prozent; unveröffentlichte Ergebnisse aus dem Projekt GLOWA-Elbe).

Höhere Wassertemperaturen können die Qualität der *öffentlichen Wasserversorgung* negativ beeinflussen, insbesondere bei Nutzung von Uferfiltrat bzw. bei Entnahmen aus Trinkwassertalsperren (EEA 2009b). Dies betrifft unter anderem erhöhte Konzentrationen von Algen, Bakterien und Pilzen. Insgesamt stellte die öffentliche Wasserversorgung im Sommer 2003 mit Ausnahme weniger Regionen – zum Beispiel in Franken und der Oberpfalz (Lfw 2005) – kein Problem dar (BfG 2006). Hinsichtlich der Haushalte findet Ansmann (2010) für die Hitzesommer 2003 und 2006 keinen signifikanten Einfluss auf den Wasserbedarf. Für diese Analyse standen allerdings nur Gesamtjahreszahlen zur Verfügung, in welchen die Auswirkungen der Hitzeperioden möglicherweise nicht erfasst werden können. Laut

EEA (2007) lag der Wasserbedarf in den Niederlanden im August 2003 ca. 15 Prozent über dem langjährigen Mittelwert. Frehmann et al. (2011) gehen davon aus, dass auch in Deutschland bei längeren Hitzeperioden der Wasserbedarf deutlich ansteigen wird.

Die *Binnenschifffahrt* ist direkt von der Wasserführung in den Flüssen und Kanälen abhängig. Im Jahr 2003 sank das Transportvolumen gegenüber 2002 um ca. fünf Prozent (BfG 2006). Auf dem Rhein, der mit achtzig Prozent des Transportaufkommens per Schiff die wichtigste Wasserstraße in Deutschland ist, konnten die Schiffe über einen längeren Zeitraum nur mit zwanzig bis dreißig Prozent der Kapazität beladen werden, während die Schifffahrt auf Oder und Elbe vollständig bzw. weitgehend eingestellt werden musste. Insbesondere in unregulierten Flüssen dürften sich die Auswirkungen des Klimawandels bemerkbar machen (UBA 2008a). In den Wintermonaten könnten dagegen höhere Temperaturen wegen kürzerer Eisbedeckung zu einer Verbesserung der Schifffahrt führen (Zebisch et al. 2005; EEA 2009b).

Neben diesem auf einzelne Nutzungen gerichteten Blickwinkel ist auch der *Landschaftswasserhaushalt* als Ganzes für die Wasserbewirtschaftung von Interesse, da er die quantitativen und qualitativen Rahmenbedingungen der Wassernutzung vorgibt. Im Hinblick auf bestimmte Nutzungen (zum Beispiel Landwirtschaft) und ökologische Belange (zum Beispiel Feuchtgebietserhaltung) traten hier bereits in der Gegenwart erhebliche Probleme auf, die sich vor allem in den „sensitiven“ Regionen Deutschlands zukünftig noch verschärfen werden (Demuth et al. 2010; vgl. Kapitel 2.3).

Vor allem das nordostdeutsche Tiefland stellt mit Niederschlägen zwischen 500 und 650 Millimeter pro Jahr ein besonders trockenes und damit sensibles Gebiet dar (BMU 2003; Grünwald 2010). Ein hohes sommerliches Defizit der klimatischen Wasserbilanz und das Vorherrschen sandiger

Böden mit geringer Wasserhaltekapazität führen episodisch zu saisonalem Wassermangel mit negativen ökonomischen und ökologischen Folgen (zum Beispiel Ertragsminderung bei landwirtschaftlichen Kulturen, Austrocknung von Feuchtgebieten). Problemverschärfend, das heißt den potenziellen Landschaftswasserspeicher reduzierend, kommt eine starke anthropogene Überformung des Wasserhaushaltes hinzu, dessen gegenwärtiger Zustand vor allem aus komplexen Meliorationsprojekten zwischen ca. 1950 und 1980 resultiert. Eine besondere nationale Verantwortung besitzt diese Region für den Erhalt und die Entwicklung großflächiger Feuchtgebiete, zu denen Seenlandschaften, Moorgebiete und Flussauen gehören. Es handelt sich um die größten derartigen naturnahen Ökosysteme in Deutschland. Neben ihrer besonderen Funktion für den Natur, Klima- und Gewässerschutz, stellen sie wichtige touristische Ziele mit einer teilweise hohen regionalwirtschaftlichen Bedeutung dar.

Mögliche Folgen des demografischen und sozioökonomischen Wandels für Wassernutzung und Wasserbedarf

Der Haushaltswasserbedarf ist unter anderem von der Bevölkerungsgröße determiniert. Die Projektionen der *Bevölkerungsentwicklung* in Deutschland gehen von einer sinkenden Einwohnerzahl aus (zum Beispiel KfW 2006; Lanzieri 2006). So rechnet BMU (2010) damit, dass die Einwohnerzahl in Deutschland von heute ca. 83 Millionen auf voraussichtlich 67 Millionen im Jahr 2050 sinkt. Unter Annahme eines stabilen Wassergebrauchs von 123 Litern pro Einwohner und Tag ergäbe sich ein jährlicher Wasserbedarf von ca. drei Milliarden Kubikmetern im Jahr 2050, was einer Reduktion um ca. 18 Prozent gegenüber 2008 entspräche. Dabei sind allerdings regional starke Unterschiede in der Entwicklung möglich, insbesondere zwischen Ballungsräumen und ländlich geprägten Gebieten. So rechnet die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (2009) für Berlin bis 2030 in einer Basisvariante mit einem geringen Bevölkerungszuwachs (ca. drei Prozent),

in einer Wachstumsvariante mit einer Bevölkerungszunahme um ca. sechs Prozent und in einer Schrumpfungsvariante mit einer Bevölkerungsabnahme von ca. drei Prozent. Für Brandenburg hingegen rechnen das Amt für Statistik Berlin-Brandenburg und das Landesamt für Bauen und Verkehr (2010) bis 2030 mit einer Abnahme der Bevölkerung um ca. zwölf Prozent. Dabei wird für das Berliner Umland (den sogenannten „Speckgürtel“) von einem Bevölkerungszuwachs von ca. 7 Prozent ausgegangen, für die entfernten Regionen von einer Bevölkerungsabnahme um ca. 22 Prozent. Ein verstärkter Trend zu *Single*-Haushalten mit spezifisch höherem Wassergebrauch, wie er in den letzten Jahren beobachtet wurde, wirkt hingegen dem allgemein sinkenden Trend entgegen.

In den vergangenen Jahren haben sich einige neue bzw. erweiterte Ansprüche an Wasserressourcen entwickelt, die aller Voraussicht nach in der Zukunft noch an Bedeutung gewinnen werden.

So soll der Anteil erneuerbarer Energien in den nächsten Jahren deutlich gesteigert werden (SRU 2011). Dies betrifft unter anderem auch den *Anbau von nachwachsenden Rohstoffen*. Bereits im Jahr 2008 wurden in Deutschland bei einer landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche von ca. 17,8 Millionen Hektar auf ca. 1,9 Millionen Hektar (ca. zehn Prozent) nachwachsende Rohstoffe angebaut (Statistisches Bundesamt 2010). Regional können diese Anteile sogar noch höher liegen. Beispielsweise wurde im Jahr 2007 ein Anteil von 18,4 Prozent der Ackerfläche des Landes Brandenburg für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen genutzt (Drastig et al. 2010). Allgemein würde die potenzielle Ausweitung der Ackerflächen den Bewässerungsbedarf erhöhen, insbesondere weil davon auszugehen ist, dass diese bisher nicht genutzte Flächenpotenziale in Ungunstgebiete erschließen müsste. Da der Wasserbedarf in der Landwirtschaft während der Vegetationsperiode, das heißt in den

besonders von Trockenheit betroffenen Sommermonaten hoch ist, ist eine Ausweitung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht problematisch.

Welche Auswirkung der *Trend zum verstärkten Urlaub in Deutschland* auf den Wasserbedarf des Herbergs- und Bädergewerbes hat, ist schwer zu bestimmen. So ist insbesondere in den Sommermonaten mit einem positiven Trend für den Badeurlaub in Deutschland zu rechnen (Zebisch et al. 2005). Dies ist unter anderem mit den höheren Sommertemperaturen und geringeren -niederschlägen in Deutschland zu begründen. In anderen Regionen, zum Beispiel in mediterranen Gebieten, führen selbige Veränderungen zu einer Reduzierung der Attraktivität, da Wassermangel und Hitzestress zunehmen. Somit wären dem urlaubsbedingt jahreszeitlich erhöhten Wasserverbrauch in Deutschland die Wassereinsparungen in den außerhalb von Deutschland gelegenen Tourismusgebieten gegenüberzustellen.

2.4.3 LÖSUNGSANSÄTZE UND INNOVATIVE TECHNOLOGIEN

Betrachtung der Vulnerabilität

Die *Vulnerabilität* (Verletzbarkeit) einer Region bzw. eines (ökonomischen) Sektors gegenüber dem Globalen Wandel hängt von der Ausgangssituation (Prädisposition) ab (Zebisch et al. 2005). Dazu sind allgemein die folgenden Fragen zu beantworten:

- Wie ausgeprägt sind der Klimawandel und andere Elemente des Globalen Wandels in der betrachteten Region?
- Wie stark wirkt sich der Globale Wandel in der Region potenziell auf die einzelnen Bereiche aus?
- Wie hoch ist der Anpassungsgrad in den einzelnen Bereichen innerhalb der Region an die potenziellen Auswirkungen?

Eine Analyse der Vulnerabilität von Regionen in Deutschland gegenüber dem Klimawandel zeigt eine allgemein hohe Ausprägung für weite Teile des ostdeutschen Tieflands, für Teile des Rheingebietes und für die Alpen (Zebisch et al. 2005). Eine mäßige Vulnerabilität ist unter anderem entlang der großen Flüsse (Rhein, Donau, Weser, Elbe, Oder) ausgewiesen, während viele Mittelgebirge und das nordwestdeutsche Tiefland eine geringe Ausprägung aufweisen. Im Bereich „Wasser“ ist in allen Teilen Deutschlands mit einer „hohen“ aktuellen Vulnerabilität aufgrund einer steigenden Hochwassergefahr und eines hohen Schadenspotenzials zu rechnen (Zebisch et al. 2005). Die hohe Unsicherheit bei der Modellierung der regionalen Niederschlagsverteilung lässt eine weitere regionale Differenzierung im Moment noch nicht zu. Des Weiteren besteht insbesondere in Ostdeutschland eine Gefahr von Dürren. Hier stehen bisher kaum geeignete Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung.

Grundsätze von Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den Globalen Wandel

Grundlage der Wasserbewirtschaftung in Europa und damit auch in Deutschland sind die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL 2000) und der EU-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (EU-HWRMRL 2007) festgelegten Ziele. Diese erfordern eine *einzugsgebietsbezogene Wasserbewirtschaftung* unter Beachtung ökologischer, soziokultureller sowie ökonomischer Gesichtspunkte. Hinsichtlich der Erreichung dieser Ziele bzw. der Umsetzung einer wirklich einzugsgebietsbezogenen Wasserbewirtschaftung besteht allerdings kein Konsens. Insbesondere in Deutschland mit seinen föderalen Strukturen bestehen bei der einzugsgebietsbezogenen Wasserbewirtschaftung unterschiedliche Meinungen, ob und wie diese erreicht werden kann (Grünwald 2008a; von Keitz und Kessler 2008; vgl. Kapitel 5).

Wegen der momentan noch nicht mit Sicherheit abschätzbaren Folgen des Klimawandels sollten Anpassungsmaß-

nahmen generell so gestaltet werden, dass diese *win-win*-Situationen erzeugen bzw. möglichst *robust* sind (BMU 2010). Ersteres (*win-win*) bezieht sich auf Maßnahmen, die den Wasserbedarf bzw. -verlust reduzieren. Dadurch werden Wasserressourcen geschont. Häufig gehen derartige Modernisierungsmaßnahmen mit einer insgesamt gesteigerten Effektivität einher, wodurch unter Umständen neben Energie und Wasser auch noch andere Ressourcen eingespart werden können (Haakh 2010). Letzteres (Robustheit) bedeutet, dass Maßnahmen so gestaltet werden, dass sie sowohl gegen Niedrig- als auch Hochwasserereignisse eine für den jeweils betroffenen Sektor ausreichende Vorsorge gegen Schäden darstellen. Dabei sind in der landwirtschaftlichen Produktion andere Sicherheitsstandards als beispielsweise für thermische Kraftwerke gegeben. Derartig gestaltete Maßnahmen werden als *no-regret*-Maßnahmen bezeichnet, da sie auch ohne Klimaänderung positive Effekte aufweisen. So treten beispielsweise Hoch- und Niedrigwasser auch unabhängig vom Klimawandel – gegebenenfalls jedoch mit geringerer Intensität bzw. Frequenz – auf.

Eine Anpassung an den Klimawandel und damit eine Reduzierung der Vulnerabilität kann auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen stattfinden. Dabei lassen sich kurzfristige (spontan, reaktiv) und langfristige (antizipiert, geplant) Anpassungsmaßnahmen unterscheiden.

Anpassungsmaßnahmen sollten, wenn möglich, *im Zuge von üblichen Reinvestitionen* vorgenommen werden. Bei langfristig genutzten Anlagen, beispielsweise bei thermischen Kraftwerken mit Laufzeiten von dreißig bis vierzig Jahren, kann eine Nachrüstung sinnvoll sein. So lässt sich ein Durchlaufkühlsystem mittels Errichtung eines Kühlturms zu einem Ablaufkühlsystem umbauen. Wegen der steigenden Effizienz brauchen neu errichtete Anlagen bei gleicher installierter Kapazität im Allgemeinen deutlich weniger Wasser als bestehende Anlagen. Im Bereich des

Wohnungsbaus bzw. der Sanierung/Modernisierung von Gebäuden können verschiedene „Neuartige Sanitärsysteme“ (NASS) installiert und dadurch der Wasserbedarf im Sanitärbereich erheblich reduziert werden (Frehmann et al. 2011; Londong et al. 2011). In der Landwirtschaft kann demgegenüber eine Anpassung etwas kurzfristiger vorgenommen werden, da die Nutzungsdauer von landwirtschaftlichen Geräten kürzer ist. Bei der Neuzucht von wasserstressresistenten Sorten sind jedoch längere Zeiträume einzuplanen. Allerdings gilt auch hier die oben genannte Prämisse, dass die Zucht derartiger Sorten auch ohne Klimawandel sinnvoll ist, um Wasserressourcen zu schonen. Für die Schifffahrt sind ebenfalls eher langfristige Anpassungsmaßnahmen, zum Beispiel im Rahmen der Flottenmodernisierung, geboten. Hier sind beispielsweise neue Schiffstypen mit reduziertem Tiefgang zu entwickeln. Ebenfalls ist die Anpassung der Be- und Entladeterminals an neue Schiffstypen nicht kurzfristig möglich.

In vielen Bundesländern spielen wasserwirtschaftliche Stauanlagen und deren multifunktionale Nutzung eine erhebliche Rolle. Ihre Bewirtschaftung unterlag seit jeher entsprechend den sich ändernden natürlichen und anthropogenen Bedingungen einem stetigen Anpassungsprozess (zum Beispiel Sieber und Socher 2010). Insbesondere betrifft das den Interessenkonflikt zwischen der (Trink-)Wasserbereitstellung und der Hochwasservorsorge. Während zum Beispiel für die Sicherheit der Trinkwasserbereitstellung aus Talsperren hohe Füllstände gute quantitative und qualitative Voraussetzungen ergeben, liefern relativ geringe Füllstände gute Voraussetzungen für die Reduzierung der im Talsperreneinzugsgebiet entstehenden Hochwasserwellen. Dies erforderte (zum Beispiel Grünwald 1977) und erfordert (zum Beispiel Paul et al. 2011) eine stetige Weiterentwicklung wissenschaftlich fundierter Verfahren der Wasserbewirtschaftung.

Neben den oben genannten Aspekten stellen die folgenden Punkte wichtige Grundsätze für wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen dar (UBA 2008a, 2008b):

- effizientere Nutzung der Wasserressourcen mittels eines integrierten und flexiblen Wassermanagements,
- Berücksichtigung der Änderung der Intensität und Häufigkeit von Extremereignissen in der Planung der wasserwirtschaftlichen Infrastruktur und im Management von Ressourcen,
- sektorübergreifende Abstimmung von Anpassungsmaßnahmen,
- Implementierung eines nachhaltigen Landnutzungsmanagements zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes,
- angepasste infrastrukturelle Vorsorge zur ausreichenden Bevorratung von Wasser in Talsperren und Grundwasserleitern oder zur Bereitstellung von Trinkwasser über Verbünde,
- Fortführung von Wassersparmaßnahmen in Industrie, Land- und Forstwirtschaft sowie in privaten Haushalten,
- Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer zur Reduzierung der Anfälligkeit der aquatischen Ökosysteme und als Grundlage für eine sichere Trinkwasserversorgung.

Generell sind die Wasserentnahmen zu reduzieren, indem die Prozesse der Wassernutzung optimiert werden. Entsprechend den grundlegenden Formen der Wassernutzung (1) Wasserentnahme und fast vollständige Rückleitung (zum Beispiel Durchlaufkühlung), (2) Wasserentnahme und Verdunstung/Versickerung (zum Beispiel landwirtschaftliche Beregnung) sowie (3) Wasserentnahme und Einschluss in Produkte (zum Beispiel Getränkeherstellung) ist bei (1) die Wasserqualität möglichst gering zu beeinflussen und sind die Entnahmemengen zu reduzieren, indem Wasser sparende Technologien genutzt werden, und sind bei (2) die Verdunstungs- bzw. Versickerungsmengen zu reduzieren.

Bei (3) ist eine Reduzierung der Wasserentnahme ohne Verringerung der Produktion kaum möglich. Insbesondere bei starker Nutzung von Grundwasser mit Einleitung des Abwassers in Oberflächengewässer, zum Beispiel über Kläranlagen, kann jedoch die Reduktion der Wasserentnahmen die Oberflächenwasserverfügbarkeit lokal verringern.

Innovative Technologien

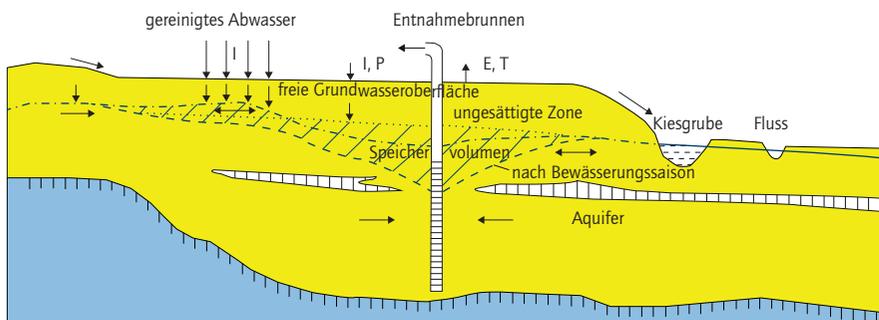
Alternierende Nutzung von Grundwasserleitern für Bewässerungszwecke

Unter anderem im ostdeutschen Tiefland ist aufgrund ungünstiger hydroklimatischer und Bodenbedingungen die sommerliche Bewässerung bestimmter Anbaukulturen (Veredlungskartoffeln, Gemüse, Obst und andere) notwendig. Der Bewässerungsbedarf wird mit den prognostizierten Klimaänderungen steigen. Eine den gegenwärtigen Umfang übertreffende Wasserentnahme aus Fließgewässern, Seen und Grundwasserkörpern ist aus ökologischen und wasserrechtlichen Gründen nicht möglich. Flachlandspeicher (Stauseen) für Bewässerungszwecke haben in Nordostdeutschland mangels geeigneter Reliefbedingungen nur marginale Speicherpotenziale.

Als Problemlösung bietet sich an, einen durch lokale Wasserentnahme in der Bewässerungssaison im Grundwasserleiter entstandenen Absenkungstrichter durch Versickerung von winterlichen Abflussüberschüssen bzw. Klarwasser aus Kläranlagenabläufen wiederaufzufüllen (technisches Prinzip der Grundwasseranreicherung; UNESCO 2006) und somit eine ausreichende Speichervorlage für die nächste Bewässerungssaison zu schaffen (Quast und Messal 2010; Abb. 2-14). Die träge Dynamik der Grundwasserströmung begünstigt eine solche Speichertechnologie. Wenn der Absenkungstrichter nicht vollständig wieder aufgefüllt wird, kann eine seitliche Ausbreitung des infiltrierten Wassers vermieden werden. Dadurch und durch eine Standortwahl im Abstrombereich zu Entlastungsgebieten/Niederungen lässt sich eine solche Speicherlösung kontaminationssicher hinsichtlich angrenzender regionaler Grundwasserbereiche gestalten. Das ist wichtig zum Abbau von Vorbehalten gegen die Versickerung von Klarwasser aus Kläranlagenabläufen und zur Nutzung dieser großen Potenziale (zum Beispiel Berliner Klärwerke: 600.000 Kubikmeter pro Tag).

Es besteht ein dringender Bedarf an Pilotanlagen für Systemlösungen mit Infiltrationstechnologien, Zuleitungen und

Abbildung 2-14: Prinzipskizze zur Grundwasserentnahme für Bewässerungszwecke und die nachfolgende Wiederauffüllung des Absenkungstrichters als Speichervorlage für die nächste Bewässerungssaison (Quast und Messal 2010).



Speichermanagement. Erfolgreich arbeitende Beispiele der Grundwasseranreicherung in vergleichbaren Naturräumen, die vor allem auf die Abwasserentsorgung bzw. landwirtschaftliche Abwassernutzung gerichtet sind, gibt es zum Beispiel in Niedersachsen (Braunschweig, Wolfsburg; Müller und Wacker 1985; Eggers 2008). Sie stellen aber im Vergleich zur vorgestellten neuen (Bewässerungs-)Technologie der „Alternierenden Nutzung...“ nur eine Teillösung dar (Teil Infiltration). Neben einer Vielzahl spezifischer Fragestellungen zur technischen und ökonomischen Machbarkeit sind auch Fragen zu den Anforderungen an gereinigtes Oberflächen- und Abwasser sowie zur Prozesssteuerung (Akteure der Steuerung, Monitoring) im Rahmen von Pilotvorhaben zu klären.

2.4.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Wassermengenbewirtschaftung optimieren

- **Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes**
Bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist einerseits ein möglichst naturnaher und regulierungsarmer Zustand anzustreben und die „Hochwasserneutralität“ sicherzustellen. Andererseits sind die Bewirtschaftungskosten auf ein Mindestmaß zu beschränken. Vorhaben, die auf eine hydrologische Stabilisierung bzw. Renaturierung von Einzelgewässern (zum Beispiel Bach, See, Moor) oder gar von ganzen Landschaften zielen, müssen von weitergehenden Maßnahmen bei der Bewirtschaftung von Einzugsgebieten begleitet werden. Dies schließt, nach einer teilweisen Neuordnung der Land- und Wassernutzung, zum Beispiel den Rückbau von Entwässerungsanlagen, den Wiederanschluss von Fluss-Altarmen und den Umbau von Nadel- zu Mischwaldbestockungen ein.
- **Optimierung der Wasserversorgung**
Im Fokus von Anpassungsstrategien für die öffentliche Wasserversorgung stehen Maßnahmen für die Wassergewinnung, -aufbereitung und -förderung sowie für die Wasserspeicherung und den -transport. Letztere betref-

fen vor allem die Vorhaltung ausreichender Speichervolumina, die Ertüchtigung der Transportleitungen zur Spitzenbedarfsdeckung und die erweiterte Schaffung von Verbundmöglichkeiten. Häufig wurden aufgrund des sinkenden Wasserbedarfs in den letzten Jahren Wasserfassungen außer Betrieb genommen. Um einen möglichen zukünftigen Mehrbedarf zum Beispiel während Hitzeperioden bedienen zu können, sollte auf eine potenzielle Ertüchtigung dieser Anlagen geachtet werden.

- **Priorisierung von Wassernutzungen**

Die Priorisierung, das heißt die Beschränkung von Wassernutzungen ist ein wichtiger Schritt, um Wasserressourcen insbesondere bei Niedrigwasser bzw. Wassermangel zu schützen. Beispielsweise lassen sich durch ein Niedrigwasserkonzept die Wasserentnahmerechte für priorisierte Wassernutzungen (zum Beispiel landwirtschaftliche Beregnung) bei Unterschreitung bestimmter Grenzwerte an vorgegebenen Pegeln reduzieren. Den rechtlichen Rahmen für dieses Vorgehen bietet die EU-Wasserrahmenrichtlinie.

(2) Risikomanagement in Wasserwirtschaft etablieren

- **Wasserwirtschaft und Risikomanagement**
Der Klimawandel sollte als Motivation gesehen werden, gut begründete Strategien des Risikomanagements stärker in der Wasserwirtschaft zu verwenden sowie Risikomanagementstrategien weiterzuentwickeln (zum Beispiel für den Betrieb von Talsperren und Wasserversorgungssystemen). Der Klimawandel ist als zusätzliche Quelle von Veränderung und Unsicherheit zu sehen. Ein Risikomanagement mit den Schritten Risikoanalyse („Was kann passieren?“), Risikobewertung („Was darf nicht passieren?“) und Risikoumgang („Wie kann mit dem Restrisiko umgegangen werden?“) hat bisher nur zögerlich in die Wasserwirtschaft Einzug gehalten. Vor dem Hintergrund dieser zusätzlichen Risikoquelle erscheint dies jedoch nötiger denn je.

- **Wasserbezogene Risikoanalysen für Industrieanlagen vornehmen**

Da Industrieanlagen teilweise große Wassermengen benötigen bzw. Rohstoffe und Produkte auf dem Wasserweg transportiert werden, befinden sie sich häufig an Flüssen, was dazu führt, dass damit auch einer erhöhten Gefährdung gegenüber Hochwasserereignissen ausgesetzt sind. Daher ist es notwendig, entsprechende Vorsorge- bzw. Schutzmaßnahmen zur Schadensminderung anzupassen. Weiterhin kann der Transport auf dem Wasserweg sowohl von Niedrig- als auch von Hochwasser beeinträchtigt werden, was eine Änderung der Infrastrukturen und der Lagerhaltung nach sich ziehen kann.

(3) Verwaltungsstrukturen und -prozesse für die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen optimieren

- **Raum- und Regionalplanung anpassen**

Die Raum- und Regionalplanung bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten, auf die räumlichen Rahmenbedingungen von Anpassungsmaßnahmen Einfluss zu nehmen. Beispielsweise sollten Neubauten in hochwassergefährdeten Gebieten untersagt oder nach Hochwasser beschädigte oder zerstörte Gebäude möglichst nicht an derartig exponierten Standorten wiedererrichtet werden. Bei der Umsetzung dieser Vorgaben stößt die Raum- und Regionalplanung jedoch häufig auf eng gesetzte Grenzen, da die (kurzfristigen) wirtschaftlichen und/oder politischen Zielsetzungen andere sind. Hier ist gegebenenfalls eine Neudefinition von wirtschaftlichen und politischen Zielen notwendig.

- **Für abgestimmtes Vorgehen sorgen**

Die Gestaltung der rechtlichen Grundlagen für wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen und deren Umsetzung erfordern ein abgestimmtes Vorgehen, damit der gesetzliche Rahmen für einen Sektor nicht die Anpassung in einem anderen Sektor erschwert.

- **Vorhersagen verbessern**

Einen wichtigen Beitrag zur Anpassung stellt eine verbesserte Wasserstands- und Wassertemperaturvorhersage dar. So wurde beispielsweise nach den Erfahrungen des Hitzesommers 2003 in Baden-Württemberg eine operationelle Niedrigwasservorhersage für neunzig Pegel mit einer Vorlaufzeit von sieben Tagen eingerichtet. Mit Hilfe dieser Informationen können ökologische oder wasserrechtliche Grenzsituationen frühzeitig erkannt werden.

- **Behörden mit ausreichenden Ressourcen ausstatten**

Die oben unter (2) dargestellten Konzepte zum Risikomanagement sind Schritte auf dem notwendigen Weg von der Krisenbewältigung (*crisis response*) zum Risikomanagement (*risk management*) im Wassersektor. Deren Implementierung erfordert allerdings, dass die Umweltbehörden mit ausreichenden personellen und materiellen Ressourcen ausgestattet werden, damit die Umsetzung kontrolliert und nicht genehmigte Wasserentnahmen unterbunden werden können.

(4) Spezifische wassertechnologische und infrastrukturelle Anpassungsmaßnahmen umsetzen

- **Wasserbedarf thermischer Kraftwerke optimieren**

Der auch ökologisch sinnvolle Ersatz der Durchlaufkühlung durch die Kreislaufkühlung mit integriertem Verdunstungskühlturm verringert zwar die thermische Belastung des jeweils genutzten Oberflächenwassers, vergrößert infolge der Verdunstungswirkung aber auch den Wasserverbrauch. Kann jedoch die thermische Energie zum Beispiel mittels Kraft-Wärme-Kopplung für Heiz- oder andere Zwecke genutzt werden, so ist die Kreislaufkühlung hinsichtlich des Wasserbedarfs die sparsamste Technologie. Für Kühlzwecke lässt sich zudem mehr als bislang Wasser von minderer Qualität verwenden, da dieses nicht zwangsläufig Trinkwasserstandards erfüllen muss.

- **Wasserkraftanlagen modernisieren und reaktivieren**

Das Wasserkraftpotenzial in Deutschland (25.500 Gigawattstunden) wird aktuell zu etwa 85 Prozent ausgenutzt (BMU 2006). Neben der Nutzung des Restpotenzials sind die Modernisierung der vorhandenen und die Reaktivierung ehemaliger Wasserkraftanlagen nötig, um die aufgrund geringerer Abflüsse sinkende Elektroenergieerzeugung auszugleichen. Durch den Austausch der alten Francis-Turbinen durch Kaplan-Turbinen und den Ersatz der alten Generatoren durch neue können die Ausbauleistung und der Wirkungsgrad deutlich erhöht werden. Ein erhebliches, bislang nicht genutztes Wasserkraftpotenzial besteht in der Ausstattung von Trinkwasserleitungen größeren Gefälles, also vor allem in Gebirgsgegenden, mit Wasserkraftanlagen. Dies ist insbesondere wichtig, da die Errichtung neuer Querbauwerke in den natürlichen Fließgewässern – als unumgängliche Voraussetzung für Wasserkraftanlagen – dem in der Wasserrahmenrichtlinie festgelegten Verschlechterungsverbot widerspricht.
- **Haushaltswassernutzungs- und Abwassersysteme modernisieren**

Eine Nutzung von Grauwasser, das heißt von zum Beispiel zum Duschen oder Abwaschen genutztes Wasser, senkt deutlich den (Trinkwasser-)Bedarf. Das Grauwasser kann beispielsweise für die Toilettenspülung eingesetzt werden. Dafür sind Investitionen in die Wasserinfrastruktur der Wohngebäude notwendig. Die Reduktion des Haushaltswasserverbrauchs und auch der Anlagenverschleiß erfordern langfristig eine Modernisierung der Abwassersysteme (zum Beispiel durch Querschnittsverengung und Einsatz von Pumpen).
- **Für die Bewässerungslandwirtschaft alternative Wasserquellen erschließen**

Durch eine verstärkte Einführung von Verfahren der künstlichen Grundwasseranreicherung – zum Beispiel unter Nutzung winterlicher Oberflächenwasserüberschüsse oder des Klarlaufs von Kläranlagen – lassen sich große Mengen an Bewässerungswasser zur Verfügung stellen, ohne die Grund- und Oberflächengewässer zusätzlich zu belasten.
- **Binnenschifffahrt anpassen**

Zur Sicherung der Schifffbarkeit der Bundeswasserstraßen – der Anteil der Binnenschifffahrt an der Gesamtverkehrsleistung in Deutschland beträgt gegenwärtig ca. 13 Prozent (BMU 2006) – können Anpassungsmaßnahmen in den Bereichen Infrastruktur, Schiffdesign (Flottenmodernisierung) und Logistik getroffen werden. So ist es möglich, durch eine geänderte Bewirtschaftung der Talsperren die negativen Auswirkungen des Klimawandels auf die Schifffbarkeit (Niedrigwasser) größtenteils auszugleichen. Nur für Kanäle und andere künstliche Gewässer ist der Bau neuer Staustufen zur Niedrigwasseraufhöhung möglich, da ein solcher in natürlichen Fließgewässern dem in der Wasserrahmenrichtlinie festgelegten Verschlechterungsverbot widerspricht. Hinsichtlich des Schiffdesigns ist der in den letzten Jahren zu beobachtende Trend zu immer größeren Schiffen zu hinterfragen. Kleinere bzw. Schiffe mit geringerem Tiefgang sind von Niedrigwasserperioden deutlich geringer betroffen als solche mit großem Tiefgang. Dies gilt vor allem für häufig von Niedrigwasser betroffene Flüsse wie zum Beispiel die Elbe. Eine geänderte Logistik, mit einer Lagerhaltung zur Überbrückung von möglichen Lieferengpässen beim Empfänger, stellt eine wichtige Anpassungsoption an häufigere Hoch- und Niedrigwasser dar.

2.5 GEOFERNERKUNDUNGS- UND LANDGESTÜTZTE TECHNOLOGIEN ZUR BODENFEUCHTEDETEKTION

2.5.1 HERAUSFORDERUNG

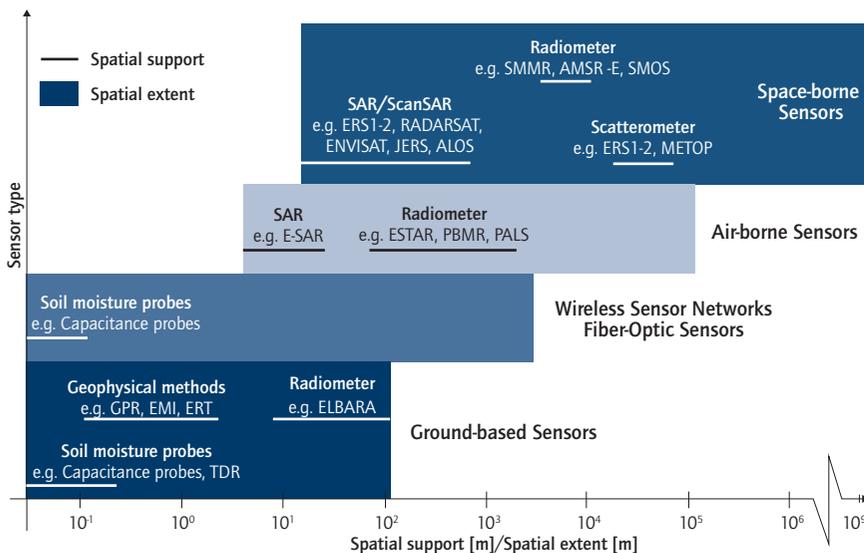
Die Bodenfeuchte ist eine Schlüsselvariable für das Verständnis hydrologischer Prozesse in der *ungesättigten* bzw. *vadosen* (im Wesentlichen auch *critical*) Zone der Erdoberfläche (Lin 2010, siehe auch Abb. 3-11). Zum einen spielt die Bodenfeuchte eine bedeutende Rolle in regionalen bis globalen klimatischen und hydrologischen Prozessen, da sie den Wasser- und Energiehaushalt mitbestimmt. Zum anderen sind die Landwirtschaft und das Bewässerungsmanagement, insbesondere in den Trockengebieten, von einer präzisen zeitlichen und räumlichen Bestimmung der Bodenfeuchte abhängig, da diese die Produktion und die Pflanzengesundheit der Kulturen steuert. Zudem ist die

Bodenfeuchte von Bedeutung bei der Erhaltung der natürlichen Ökosysteme und deren Biodiversität (Robinson et al. 2008; Vereecken et al. 2008).

Allgemein erfordern die Quantifizierung und Vorhersage hydrologischer Prozesse räumlich und zeitlich möglichst hoch aufgelöste Daten über den Bodenwassergehalt und die Bodenwasserbewegung. Dafür sind (geophysikalische) Messtechniken notwendig, die sich in geofernerkundungs- und landgestützte Verfahren differenzieren lassen (Abb. 2-15).

Eine enge Zusammenarbeit von (Boden-)Hydrologie und Geofernerkundung galt in den letzten Jahren vor allem der satellitengestützten Detektion von Veränderungen der Bodenfeuchte anhand von Mikrowellendaten. Die bislang aufwändigsten Satellitenmissionen dieser Art sind *METOP (Meteorological Operational)* und *EUMETSAT* der

Abbildung 2-15: Verfügbare land- und geofernerkundungsgestützte Messtechniken bzw. Sensoren zur Bodenfeuchtedetektion und ihr räumlicher Anwendungsbereich (aus: Vereecken et al. 2008).



ESA (gestartet 2006), *SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity)* der ESA (gestartet 2009) und *SMAP (Soil Moisture Active Passive)* der NASA (geplant 2013/15; Wagner et al. 2007a, 2011). Die aus der Fernerkundung stammenden Bodenfeuchtedaten finden insbesondere in der hydrologischen Modellierung Anwendung, so zum Beispiel bei der Kartierung, Kalibration und Datenassimilation (Wagner et al. 2009). Aber auch hinsichtlich der landgestützten Bodenfeuchtedetektion resultierten die Entwicklung und der Einsatz neuer geophysikalischer Verfahren in den letzten Jahren in einen deutlichen methodischen Fortschritt. Dies betrifft beispielsweise den Einsatz von Bodenradar und Sensornetzwerken zur präzisen Erfassung der räumlichen Verteilung der Bodenfeuchte in Kleinzugsgebieten, die Entwicklung neuer Verfahren zur Bestimmung von lokalen Wasserspeicheränderungen (zum Beispiel durch Supragravimeternmessungen) oder den Einsatz mobiler Bodensensoren auf landwirtschaftlichen Fahrzeugen (Robinson et al. 2008; Vereecken et al. 2008; Viscarra Rossel et al. 2010).

Weitere Technologieentwicklung und eine intelligente Datenverarbeitung sind wichtige Schritte zur Verbesserung der Bodenfeuchtedetektion und ihrer Anwendung. Darüber hinaus ist ein experimentelles Rahmendesign notwendig, das zuverlässige Ergebnisse zur Bodenfeuchteverteilung und -veränderung auf der Einzugsgebietsebene liefert und der Überprüfung von Hypothesen dient. Die aktuellen Herausforderungen bestehen in solchen der Geländemesstechnik, des Monitorings, der Geofernerkundung und der Modellierung (Robinson et al. 2008; Vereecken et al. 2008). Der Fokus in den nachfolgenden Kapiteln liegt – mit abnehmender Intensität – auf der Geofernerkundung und der Geländemesstechnik bzw. dem Monitoring.

2.5.2 WISSENSSTAND

Die Ausführungen in den nachfolgenden Abschnitten basieren weitgehend auf einer Expertise von Wagner et al. (2011)

und auf dem Workshop „Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung“, der im Rahmen des Projektes „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“ am 27. Januar 2011 am Deutschen GeoForschungsZentrum in Potsdam stattfand.

Hydrologie und Geofernerkundung

Hydrologie und Geofernerkundung sind Fachgebiete mit prinzipiell verschiedenen Interessen und Traditionen. Während sich die Hydrologie als Geo-/Naturwissenschaft mit dem Vorkommen und dem Verhalten von Wasser oberhalb, auf und unterhalb der Erdoberfläche beschäftigt (Savenije 2009), besitzt die Geofernerkundung vor allem eine technologische Grundlage und zielt im Wesentlichen auf die Entwicklung von Sensor- und Datenprozessierungssystemen zur nichtinvasiven Erdbeobachtung. Beide Fachgebiete haben jedoch viele gemeinsame wissenschaftliche Fragen und sind komplementär hinsichtlich ihrer prinzipiellen Ziele (Wagner et al. 2009).

In den vergangenen Jahren hat die Geofernerkundung bedeutende Fortschritte hinsichtlich des Monitorings, des Prozessverständnisses und der Vorhersage des Erdsystems gemacht. Die Palette geophysikalischer Produkte, abgeleitet aus satelliten- und flugzeuggestützten Missionen/Daten, reicht dabei weit über die „traditionellen“ Landbedeckungs-/nutzungskarten und digitalen Höhenmodelle hinaus. Für die Hydrologie beispielsweise sind hochdynamische Erdoberflächenparameter wie die Bodenfeuchte, die Verdunstung und die Schneedecke oder auch saisonal veränderliche Merkmale wie die Vegetationsstruktur und die hydrodynamische Rauigkeit relevant. Allerdings ist die Exaktheit der Fernerkundungsdaten bzw. -produkte, welche generell in Raum und Zeit variiert, häufig nur ungenügend bekannt. Auch ist die Integration der Fernerkundung in aktuelle hydrologische Fragestellungen – zum Beispiel im Rahmen der Initiative *Prediction in Ungauged Basins* (Sivapalan et al. 2003) – noch unzureichend. In weitaus den meisten hydrologischen Anwendungen kommt die satellitengestützte Geofernerkundung zum

Einsatz, obschon flugzeuggestützte Missionen dank der wesentlich besseren räumlichen Auflösung für die Hydrologie geeigneter wären. Allgemein scheinen bis heute politische und technologische Motive einen stärkeren Einfluss auf das Design von Fernerkundungsprogrammen zu haben als die Bedürfnisse der Geowissenschaften. Wahrscheinlich kommt die Fernerkundung deshalb auch bei vielen geowissenschaftlichen Fragestellungen bislang nur weit unter ihren Möglichkeiten zur Anwendung; die Hydrologie ist da keine Ausnahme (Wagner et al. 2009).

Geofernerkundungsgestützte Bodenfeuchtedetektion mittels Mikrowellen

In der mikrowellenbasierten Geofernerkundung kommen sogenannte aktive und passive Sensoren zur Anwendung. Aktive Sensoren (Altimeter/Höhenmesser, Scatterometer/Streustrahlungsmesser, Radar mit synthetischer Apertur/SAR) senden einen elektromagnetischen Impuls aus und messen die von der Erdoberfläche zurückgestreute Strahlung; passive Sensoren (Radiometer/Strahlungsmesser) hingegen messen die von der Erde ausgehende Strahlung direkt. Beide Sensortypen nutzen das gleiche physikalische Phänomen; jedoch können sich die Eigenschaften des Messsignals in Abhängigkeit vom Messprinzip unterscheiden (Wagner et al. 2007a). Mikrowellensensoren arbeiten in einem oder mehreren Frequenzbändern, abgekürzt durch Buchstaben. Die wichtigsten Frequenzbänder für Erdoberflächenstudien sind das L-Band (1 bis 2 GHz), das C-Band (4 bis 8 GHz) und das X-Band (8 bis 12 GHz). Je tiefer die Frequenz ist, umso tiefer die zum Messsignal beitragende Bodenschicht, welche maximal einige Zentimeter umfasst. Die Anbindung an die Bodenfeuchte im ganzen Bodenkörper verlangt also eine differenzierte Modellierung dieses Kompartimentes.

Für alle Instrumentenklassen gibt es etablierte Sensor-/Produktlinien. Beispielsweise betreiben die USA seit 1978 (nahezu) ohne Unterbrechungen Multifrequenzradiometer.

Europa nutzt C-Band-Scatterometer und SAR-Instrumente seit 1991, ebenfalls fast ununterbrochen. Darüber hinaus gibt eine zunehmende Anzahl spezialisierter Mikrowelleninstrumente, die die Grenzen der oben erwähnten vier Instrumentenklassen überschreiten und eine hohe Signalsensitivität mit maximaler raumzeitlicher Auflösung verbinden (zum Beispiel das Instrument „SIRAL“ an Bord von *CryoSat* der ESA; Wingham et al. 2006). Es dauert jedoch häufig viele Jahre, ehe diese neuen Technologien reif genug für Anwendungszwecke sind. Jede Technologie durchläuft üblicherweise viele Zyklen der Weiterentwicklung, ehe ein stabiles Design erreicht ist. Daher ist es aus der Anwenderperspektive vielfach attraktiver, Daten etablierter Sensorlinien zu nutzen, obwohl diese meist von geringerer Qualität sind als die der neuen Instrumente (Wagner et al. 2011).

Die aktuell vorherrschende wissenschaftliche Meinung ist, dass passive Sensoren für die Bodenfeuchtedetektion zu bevorzugen sind, da der Einfluss der Oberflächenrauigkeit und der Vegetation auf das Signal einfacher (weg-)modelliert werden kann als bei aktiven Sensoren (Kerr 2007; Bindlish et al. 2009; Piles et al. 2009). Eine weitere wissenschaftliche Präferenz betrifft die Nutzung von L-Band-Sensoren, da in vielen Experimenten die besten Resultate für diesen Frequenzbereich erzielt wurden (Calvet et al. 2011). Entsprechend nutzen die beiden ersten spezifisch für die Bodenfeuchtedetektion konzipierten Satellitenmissionen passive L-Band-Sensoren (SMOS: Kerr et al. 2001, 2010; SMAP: Entekhabi et al. 2010). Dessen ungeachtet wurden deutliche Fortschritte bei der Bodenfeuchtedetektion auch mit aktiven Sensoren erzielt (Wagner et al. 2007b; de Jeu et al. 2008). Anwendung finden die durch mikrowellenbasierte Geofernerkundung erhaltenen Bodenfeuchtedaten in mehreren Forschungs- und angewandten Bereichen.

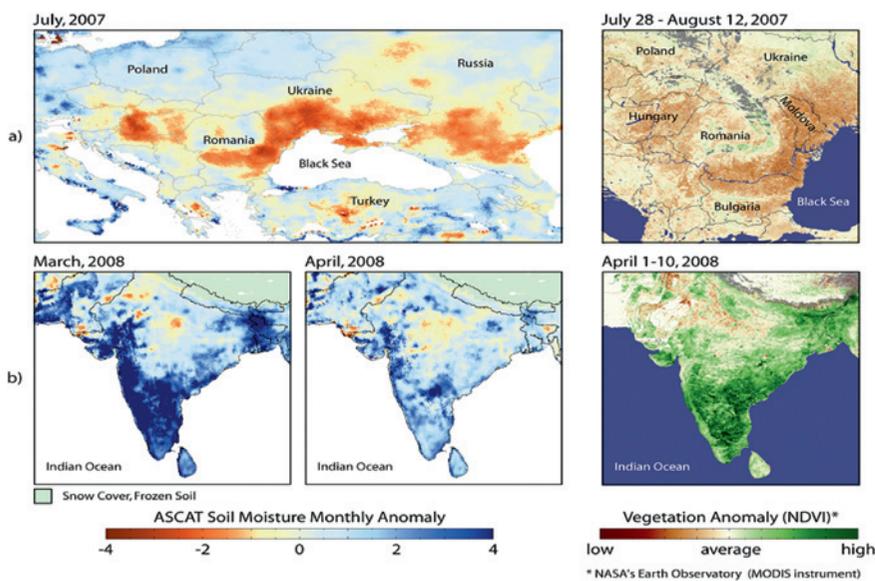
Die Bodenfeuchte ist eine der wichtigsten Kontrollfaktoren für den oberirdischen *Abfluss*; sie ist äußerst variabel in Raum und Zeit (Western et al. 2002). Verschiedene

Studien in unterschiedlich großen Einzugsgebieten haben erfolgreich die Beziehungen zwischen der (durch Geofernerkundung bestimmten) Bodenfeuchte und der (durch hydrologische Pegel bestimmten) Abflussdynamik untersucht (Scipal et al. 2005; Brocca et al. 2009, 2010). Allerdings ist noch sehr viel mehr Forschung notwendig, um verschiedene Methodenkombinationen in einer weiten Spanne von Beispiels-Einzugsgebieten zu testen und die Mechanismen besser zu verstehen, die zwischen den Bodenfeuchtedaten und der Abflussprognose bestehen (Wagner et al. 2011).

Die Erfassung von *Dürren* ist von größter Wichtigkeit für das Wasser- und Landnutzungsmanagement in Trockengebieten und erfordert sowohl ein Verständnis der historischen Dürreperioden als auch der Dürrefolgen während ihres Auftretens (Mishra und Singh 2010). Als Ergänzung zu bestehenden Dürreindizes könnten geofernerkundungsgestützte Boden-

feuchtedaten eine bedeutende neue Datenquelle für Dürre-Monitoringsysteme werden. Insbesondere die Kombination von Vegetations- und Bodenfeuchtedaten – ausgedrückt in speziellen Indizes (*Normalised Difference Vegetation Index/NDVI* und *Soil Water Index/SWI*) – ist hierbei vielversprechend (Gouveia et al. 2009; Zribi et al. 2010). Ein Hauptvorteil der geofernerkundungsgestützten Bodenfeuchtedaten besteht darin, dass diese bereits relativ frühzeitig eine Dürregefährdung signalisieren; das heißt einige Wochen, bevor ein Einfluss auf die Vegetation erkennbar ist (Wagner et al. 2011; Abb. 2-16). Dies erhöht deutlich die Dürre-Vorwarnzeit und unterstützt somit die Begrenzung der Dürrefolgen. Eine Voraussetzung für diese Anwendung ist allerdings, dass die Erkenntnisse aus den Pflanzen- und Bodenwissenschaften zur Wasseraufnahme durch die verschiedenen Vegetationstypen in die hydrologische/klimatologische Modellierung besser als bislang integriert werden.

Abbildung 2-16: Vergleich von aus Geofernerkundungsdaten abgeleiteten anomalen Bodenfeuchte- und Vegetationszuständen in einem extrem trockenen Beispiel (oben: Osteuropa und Westasien) und in einem extrem feuchten Beispiel (unten: Indien; aus: Naeimi und Wagner 2010).



Studien zum *Klimawandel* zeigen, dass zukünftig die Bodenfeuchte in großen Teilen der Welt durch die globale Erwärmung abnehmen könnte (zum Beispiel Gerten et al. 2007). Bislang sind allerdings solche Vorhersagen zur Entwicklung der Bodenfeuchte unsicher, da es keine Beobachtungsdaten gibt, die die Modellierungsdaten stützen oder anfechten könnten (Li et al. 2007). Langzeit-Satellitendaten sind noch nicht verfügbar und Geländemessungen sind in vielen Erdgegenden selten. Allerdings eröffnet methodisch die Kombination von mit aktiven und passiven Mikrowellensensoren abgeleiteten Bodenfeuchtedaten – passive Sensoren liegen bereits seit Ende der 1970er Jahre vor – die Möglichkeit, Langzeit-Datenserien zu generieren (Drusch et al. 2005; Wagner et al. 2007b, 2009). Die ersten Schritte in Richtung langer Bodenfeuchte-Zeitreihen (30+ Jahre) werden derzeit im durch die ESA geförderten WACMOS-Projekt gegangen (Su et al. 2010). Terrestrische Erdbeobachtungsgebiete – zum Beispiel im Rahmen der TERENO-Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft (*Terrestrial Environmental Observatories*; Zacharias et al. 2011) – spielen eine wichtige Rolle, wenn es um die Verifizierung der Interpretationsalgorithmen von Fernerkundungsdaten geht.

Datenperspektive

Es existiert eine erhebliche Diskrepanz zwischen dem erreichten Stand der Geofernerkundung und der nur ansatzweisen Nutzung entsprechender Daten beispielsweise für hydrologische und wasserwirtschaftliche Fragestellungen (Wagner et al. 2009). Der Hauptgrund dafür ist in einer nicht ausreichenden Bemühung um "hochrangige", das heißt nutzerfreundliche Geofernerkundungs(end)produkte zu sehen. Die meisten Weltraumagenturen definieren als ihre Aufgaben („nur“) die Sicherstellung der Missionen und die Produktion von Rohdaten (sogenannte *Level 0-* und *Level 1-Daten*; Wagner et al. 2011). Hinter diesem Geschäftsmodell verbirgt sich die Annahme, dass öffentliche (zum Beispiel wissenschaftliche) Nutzer und der "Markt" schon

dafür sorgen werden, dass auf Grundlage der Rohdaten entsprechende Endprodukte (*Level 3-* und *Level 4-Daten*) bzw. Serviceeinrichtungen (Datenverarbeitungszentren) entstehen. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, hat sich jedoch diese Hoffnung bislang nicht erfüllt. Dieses starke Ungleichgewicht in der Finanzierung/Förderung des Satellitensegments gegenüber dem Datenverarbeitungssegment verschärft sich sogar trotz gewisser Bemühungen um einen Ausgleich – zum Beispiel in Form der Projekte „GMES“ (*Global Monitoring for Environment and Security*) und „GEOSS“ (*Global Earth Observation System of Systems*; Wagner et al. 2011) – infolge einer quasi exponentiell wachsenden Datenmenge weiter.

Die Fortschritte in der Informationstechnologie machten es bislang immer möglich, der jeweils neuesten Sensortechnologie gewachsen zu sein. Das Vertrauen in das "Moore'sche Gesetz", welches besagt, dass sich die Komplexität integrierter Schaltkreise regelmäßig (etwa alle 1,5 bis 2 Jahre) verdoppelt (Schaller 1997), ließ bislang bei den meisten Fachexperten keine Besorgnis aufgrund der rasch anwachsenden Datenmengen und deren Prozessierung bzw. Archivierung aufkommen. Tatsächlich reichen aber bereits heute die Datenverarbeitungskapazitäten für eine (nahezu) Echtzeit-Datenprozessierung nicht mehr aus, geschweige denn für eine Re-Prozessierung der Daten.

Ein Beispiel möge das illustrieren: Aktuell hat das beim Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) angesiedelte Deutsche Fernerkundungsdatenzentrum (DFD) mutmaßlich die größten Datenarchivierungs- und Datenprozessierungskapazitäten in Europa. Innerhalb der nächsten Jahre plant das DFD die Ausweitung seiner Kapazität um mehrere Zehner von Petabytes. Das sind zwar zweifelsohne gewaltige neue Kapazitäten, die sich jedoch relativieren, wenn man bedenkt, dass einzelne Satellitenmissionen wie beispielsweise Sentinel-1 (Attema et al. 2007) bereits 2-3 Petabytes pro Jahr an Daten produzieren. Somit ist diese Entwicklung selbst für sehr

große Datenverarbeitungszentren wie das DFD eine enorme Herausforderung; die meisten Universitäten, Forschungseinrichtungen und Firmen haben dagegen keine Chance, hinsichtlich der notwendigen Informationstechnik mitzuhalten (Wagner et al. 2011). Dies könnte den weiteren wissenschaftlichen Fortschritt auf dem Feld der geofernerkundungsgestützten Bodenfeuchtedetektion deutlich hemmen.

Landgestützte Bodenfeuchtedetektion

Auch im Bereich der landgestützten Bodenfeuchtedetektion sind in den vergangenen Jahren eine Vielzahl neuer Methoden bzw. Methodenkombinationen entwickelt worden. Diese ergänzen teils die „klassischen“ bodenphysikalischen Verfahren (zum Beispiel TDR-Sonden, Lysimeter), teils sind sie ihnen hinsichtlich zeitlicher Auflösung und räumlicher Abdeckung auch deutlich überlegen (Robinson et al. 2008; Vereecken et al. 2008, 2011). Auf Standortniveau/-skale (Abb. 2-15) werden aktuell radar- und mikrowellengestützte Verfahren (GPR, Radiometer) getestet, die eine raumzeitlich hoch aufgelöste Kartierung der Bodenfeuchte gestatten. Auf Kleinzugsgebietsniveau/-skale lassen sich durch kabellose Sensornetzwerke raumzeitlich hoch aufgelöste Bodenfeuchtedaten ermitteln. *Cosmic Ray*-Sensoren werden experimentell derzeit unter anderem im Rahmen der TERE-NO-Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft angewandt. Diese Sensoren schaffen durch eine räumliche Datenabdeckung von mehreren hundert Metern eine methodische Brücke zwischen lokalen Messungen und Fernerkundungsplattformen. Insbesondere für die Bodenfeuchtebestimmung in landwirtschaftlich genutzten Böden bietet die *Cosmic Ray*-Sensortechnologie ein großes Potenzial.

Neben der Sensor-/Geräteentwicklung erlauben auch neue informationstechnische bzw. Modellierungsansätze eine verbesserte Diagnose und Prognose von Bodenfeuchtezuständen und -veränderungen. So werden Methoden der Datenassimilation genutzt, um raumzeitlich hoch aufgelöste Wassergehaltsdaten aus Testgebieten für die Vorher-

sage von hydrologischen Prozessen zu nutzen (Houser et al. 1998). Bestimmte statistische Verfahren (*Particle Filter Methods*) lassen sich nutzen, um Vorhersagen der Bodenfeuchteentwicklung zu treffen und bodenhydraulische Parameter anhand von Bodenfeuchtemessungen abzuschätzen. Schließlich bietet eine Kombination aus hydrologischen und regionalen Wettermodellen im Rahmen der Datenassimilation die Möglichkeit, wöchentliche Vorhersagen der hauptsächlich hydrologischen Prozesse und des Bodenwassergehaltes zu treffen (Vereecken et al. 2011).

2.5.3 LÖSUNGSANSÄTZE UND INNOVATIVE TECHNOLOGIEN

Geofernerkundungsprodukte und Daten

Es besteht ein Widerspruch zwischen dem erreichten methodischen Stand der Geofernerkundung und der Entwicklung/Anwendung von Geofernerkundungsprodukten für die Hydrologie und das Wasserressourcenmanagement (Wagner et al. 2011). Die bisherigen Bemühungen um einen Brückenschlag zwischen Datenproduzenten und -nutzern reichen für wirklich nutzerfreundliche Angebote, sprich für einen hochrangigen Datenservice (*Level 3 bis 4*) nicht aus. Auch die Anstrengungen im Umgang mit den wachsenden Datenmengen sind bislang nicht angemessen. Zukünftig ist diesen Aspekten somit deutlich mehr Aufmerksamkeit zu widmen. Dies betrifft den Aufbau hochrangiger Datendienste ebenso wie das Aufgreifen der vielfältigen wissenschaftlichen und technologischen Herausforderungen, die mit der Datenverarbeitung und -archivierung verbunden sind. Zudem ist ein intensivierter Austausch von Experten aus der Geofernerkundung und den Datennutzern aus Wissenschaft und Praxis notwendig.

Skalenübergreifende Messstrategien

Für viele, vor allem praktische Fragestellungen werden *großflächige* und *verlässliche* Informationen über die Bodenfeuchte

benötigt. Eine kritische Analyse der zur Verfügung stehenden Verfahren zum Bodenfeuchtemonitoring zeigt, dass zum einen Zeitreihen mit einer hohen zeitlichen Auflösung nur kleinräumig erfasst werden können. Zum anderen hängt die Qualität der vorhandenen großräumigen Verfahren vom Zutreffen verschiedener Annahmen bei der Ableitung von Bodenfeuchtwerten aus indirekten Größen ab (Dietrich 2011). Um trotz dieser Limitierungen großflächige und belastbare Informationen über die Bodenfeuchte und ihre Dynamik zu erhalten, sind zwei skalenerübergreifende, das heißt miteinander verbundene Ansätze notwendig. Auf der einen Seite werden in repräsentativen *kleinräumigen* Testarealen mittels landgestützter Bodenfeuchtesensoren hochauflösende Zeitreihen *direkt* und mittels weiterer Messverfahren ergänzend auch indirekt erfasst. Andererseits werden *großräumig* mittels geofernerkundungsgestützter Methoden Bodenfeuchtedaten *indirekt* erfasst. Die in den kleinräumigen Testarealen gewonnenen Daten lassen sich dann zur Evaluation und Optimierung der großflächig bestimmten Bodenfeuchtedaten heranziehen.

Innovative Technologien

Bodenfeuchtedetektion durch „Cosmic Ray Sensing“

Die neuartige Methode des *Cosmic Ray Sensing* (CRS) kann potenziell einen Beitrag zur Bestimmung von Bodenfeuchteänderungen auf der Einzugsgebietsebene liefern (Oswald 2011). Diese zuerst von Zreda et al. (2008) vorgestellte Methode zielt auf die zeitliche Veränderung eines „mittleren“ Wassergehalts von Landflächen bis mehreren Hektar Größe und bis in eine Tiefe von etwa 50 Zentimeter. Die Methode basiert auf einer Messung von Neutronen, die infolge der natürlichen Höhenstrahlung an der Landoberfläche vorhanden sind. Deren Anzahl wird stark vom Wassergehalt des Bodens beeinflusst. Untersuchungen mit Neutronensonden zur CRS-Messung haben bestätigt, dass diese Methode auch unter den in Deutschland vorherrschenden Verhältnissen anwendbar ist. Dies wurde für land- und forstwirtschaftlich genutzte Standorte in Brandenburg und Nordrhein-Westfalen gezeigt.

Es gilt nun, in weiteren Studien den Einfluss von Größen wie Schneedecke, Vegetation, Bodenart und räumlicher Variabilität zu bestimmen, um präzise und mit möglichst wenig Kalibrierungsbedarf auf die Bodenfeuchte an einem Standort bzw. in einem Einzugsgebiet schließen zu können (Oswald 2011).

Detektion von Wasserspeicheränderungen durch „Supraleitgravimetermessungen“

Durch Gravimeter (Schweremesser) – diese werden in der Geodäsie und der Geophysik normalerweise eingesetzt, um Variationen des Erdschwerefelds zu bestimmen – lassen sich Wasserspeicheränderungen von der Erdoberfläche bis zum Grundwasser kontinuierlich und nichtinvasiv auf der Standorts- und Einzugsgebietsskala detektieren (Creutzfeldt 2011). Eine Studie am Geodätischen Observatorium Wettzell (Bayerischer Wald) untersuchte die Beziehung zwischen zeitabhängigen Gravimetermessungen und Wasserspeicheränderungen, um den Nutzen von Supraleitgravimetermessungen für die Hydrologie zu erkunden (Creutzfeldt et al. 2010). Es zeigte sich, dass Supraleitgravimeter aufgrund ihrer Fähigkeit, über die verschiedenen Speicherkomponenten (Grundwasser, Wasser der ungesättigten Zone, Schnee) in einem größeren Gebiet zu integrieren, Informationen über Gesamtwasserspeicheränderungen bieten. Diese integrative Eigenschaft macht es notwendig, Erdschweredaten in hydrologischen Studien mit großer Vorsicht zu interpretieren. Dennoch können Gravimeter der Hydrologie als neuartiges Messinstrument dienen und für die Beantwortung offener Forschungsfragen genutzt werden (Creutzfeldt 2011).

Einsatz mobiler Bodenfeuchtesensoren auf landwirtschaftlichen Fahrzeugen

Für ein optimales Pflanzenwachstum darf der Bodenwassergehalt weder zu hoch noch zu niedrig sein; auch Bewirtschaftungsmaßnahmen im Freiland (Bodenbearbeitung/Befahrbarkeit) sind an bestimmte Bodenfeuchtezustände

gebunden (Gebbers et al. 2011). Bei der räumlich differenzierten Bewirtschaftung durch den Präzisionspflanzenbau (*precision farming*) wird eine Kombination aus Sensoren, Geo-Informationssystemen, Entscheidungsunterstützungssystemen und Aktuatoren eingesetzt, welche eine georeferenzierte Datenerfassung, -verarbeitung und -applikation ermöglichen (Reichardt und Jürgens 2009). Neben fahrzeuggestützten Pflanzensensoren zur Schätzung der Biomasse und des Stickstoffgehalts haben mobile Sensoren zur Ermittlung von Bodeneigenschaften (zum Beispiel Bodenart, Humus- und Salzgehalt, Bodenfeuchte) eine große Bedeutung in Forschung und Praxis. Geoelektrische Sensoren sind dabei heute Stand der Technik. Aktuell befinden sich spektraloptische Bodensensoren in der Einführungsphase. Mit ihnen werden Reflexionsspektren in der Ackerkrume (bis ca. 30 Zentimeter Tiefe) während der Fahrt erfasst, die unter anderem Daten zur Bodenfeuchte liefern können. Alle Ansätze zur (alleinigen) fahrzeuggestützten Erfassung der Bodenfeuchte weisen jedoch deutliche methodische und praktische Grenzen auf. Ein Fortschritt in Richtung praxistauglicher Bodenfeuchtedetektion ist indes durch eine Kombination von Methoden möglich, in dem die mobilen Sensoren geschickt mit stationären Sensoren (zum Beispiel pF-Meter) verbunden werden und zudem die Genauigkeit sowie die Praktikabilität der geofernerkundungsgestützten Detektionsmethoden verbessert werden (Gebbers et al. 2011).

2.5.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Das Prozessverständnis verbessern und die Methodenentwicklung fördern

Die Thematik „Bodenfeuchte“ (Einflussfaktoren, Detektion, Rolle in Geo/Öko- und Nutzungssystemen) ist hoch komplex und wird von verschiedenen Fachgebieten (Hydrologie, Bodenwissenschaften, Klimatologie, Fernerkundung, Agrar- und Ingenieurwissenschaften) in der Grundlagenforschung und für praktische Zwecke sehr spezialisiert untersucht. Der

Austausch zwischen den Disziplinen ist hingegen bislang ungenügend. Dies betrifft beispielsweise das Verständnis der grundlegenden physikalischen Prozesse, den interdisziplinären Beweis von Hypothesen und die Formulierung gemeinsamer Forschungsperspektiven. So werden teilweise die Konzepte für die Beschreibung von Transportprozessen in natürlichen Böden kritiklos übernommen, obgleich die diesen Konzepten zugrunde liegenden Annahmen nicht erfüllt sind. Die notwendige Förderung des interdisziplinären Austausches muss sowohl im Rahmen der Hochschulausbildung als auch im Bereich der Grundlagen- und angewandten Forschung stattfinden. Insbesondere im Rahmen von mit ausreichenden finanziellen und materiellen Mitteln ausgestatteten Forschungsvorhaben kann interdisziplinär und auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen die Thematik entscheidend vorangebracht werden.

(2) Durch Methodenkombination die Qualität der Bodenfeuchtedetektion verbessern

Die verschiedenen geofernerkundungs- und landgestützten Verfahren zur Bodenfeuchtedetektion besitzen jeweils spezifische Limitierungen. Es gibt folglich nicht „die“ Methode für alle Zwecke. Die Qualität der räumlichen Darstellung von Bodenfeuchteverteilungen kann aber durch die Kombination von Verfahren deutlich verbessert werden. Dies betrifft vor allem den Einsatz von Methodenkombinationen in repräsentativen Testarealen. Dafür müssen verschiedene Sensoren mit hierarchisch überlappender Auflösung in Raum und Zeit weiterentwickelt werden („Multisensortechnik“).

(3) Aufbau von Daten-Prozessierungszentren und Entwicklung von Anwendungen

Während die meisten Mittel in die Sicherstellung der Satellitenmissionen fließen, fehlt es im Bereich einer nutzerorientierten Datenbearbeitung und -bereitstellung weitgehend an den notwendigen Institutionen und methodischen Entwicklungen. Gleichzeitig steigt die zu verarbeitende und zu archivierende Datenmenge quasi exponentiell an. Durch

Aufbau und Betrieb von Prozessierungszentren kann die hoch komplexe Verarbeitungskette von Roh- zu Anwendungsdaten sichergestellt werden. Methodische Verbesserungen und (Weiter-)Entwicklungen von Anwendungen lassen sich in diesem Rahmen durch die Rückkopplung mit den Anwendern gewährleisten. Die Prozessierungszentren ermöglichen zudem die notwendige Verbesserung der Datenarchivierung.

(4) Wissensstand zur Bodenfeuchtedetektion bei Anwendern und Beratern verbessern

Trotz vielfältiger bodenfeuchtebezogener Anwendungsentwicklungen bzw. -perspektiven (zum Beispiel im Pflanzenbau) werden diese erst zögerlich von der Praxis angenommen. Dafür sind neben den Investitionskosten und einer gewissen Unübersichtlichkeit des Marktes auch Defizite bei der Information der Anwender und der sie beratenden technischen Experten erkennbar. Durch eine möglichst zu verstetigende Initiative der Berufsverbände (zum Beispiel Landesbauernverbände) in Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Einrichtungen lässt sich eine Verbesserung des Wissensstandes über die Verfahren der Bodenfeuchtedetektion und ökosystemaren Dateninterpretation bei Anwendern und Beratern und damit eine größere Akzeptanz der Nutzung entsprechender Technologien erreichen.

2.6 LITERATUR

Amt für Statistik Berlin-Brandenburg und Landesamt für Bauen und Verkehr, Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (Hrsg.): *Bevölkerungsprognose für das Land Brandenburg 2009 bis 2030* (Statistischer Bericht A I 8-09), 2010.

Ansmann, T.: *Simulation der Haushaltswassernachfrage im Elbegebiet – Ein mikrobasierter, mesoskaliger Modellsansatz* (Dissertation), Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 2010.

Attema, E., Bargellini, P., Edwards, P., Levrini, G., Lokas, S., Moeller, L., Rosich-Tell, B., Secchi, P., Torres, R., Davidson, M., Snoeij, P.: „Sentinel-1: The Radar Mission for GMES Land and Sea Services“. In: *ESA Bulletin*, Nr. 131 (2007), S. 10-17.

Barthel, R., Mauser, W., Schneider, K., Gundel, A., Ziller, R., Bendel, D.: „Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserhaushalt, Grundwasserneubildung, Grundwasserstände und Grundwasserqualität im Einzugsgebiet der Oberen Donau – Abschließende Ergebnisse des GLOWA-Danube-Projekts“. In: *Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*, Nr. 67 (2010), S. 107.

Bartl, S., Grünewald, U., Schümborg, S.: „Zur Rekonstruktion langjähriger Wasserstands- und Durchflusszeitreihen am Elbepegel Dresden“, In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Nr. 52 (4) (2004), S. 162-167.

Belz, J. U., Brahmer, G., Buiteveld, H., Engel, H., Grabher, R., Hodel, H., Krahe, P., Lammersen, R., Larina, M., Mendel, H.-G., Meuser, A., Müller, G., Plonka, B., Pfister, L., van Vuuren, W.: *Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert – Analyse, Veränderungen, Trends* (Bericht Nr. I-22 der KHR), Koblenz und Lelystad 2007.

Bennion, H., Battarbee, R. W.: „The European Union Water Framework Directive: opportunities for palaeolimnology“. In: *Journal of Paleolimnology*, Nr. 38 (2007), S. 285-295.

BfG (Hrsg.): *Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland: Ursachen – Wirkungen – Folgen* (BfG-Mitteilungen 27), Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde 2006.

Bindlish, R., Jackson, T., Sun, R., Cosh, M., Yueh, S., D'Nardo, S.: „Combined passive and active microwave observations of soil moisture during CLASI“. In: *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, Nr. 6 (2009), S. 644-648.

Blöschl, G., Montanari, A.: „Climate change impacts – throwing the dice?“. In: *Hydrological Processes*, Nr. 24 (2010), S. 374-381.

Blöschl, G., Schöner, W., Kroiß, H., Blaschke, A. P., Böhm, R., Haslinger, K., Kreuzinger, N., Merz, R., Parajka, J., Salinas, J. L., Viglione, A.: „Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft - Ziele und Schlussfolgerungen der Studie für Bund und Länder“. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Nr. 63 (1-2) (2011), S. 1-10.

BMU (Hrsg.): *Hydrologischer Atlas von Deutschland*, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2003.

BMU (Hrsg.): *Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006.

BMU (Hrsg.): *Klimawandel in den Alpen. Fakten, Folgen, Anpassung*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008a.

BMU (Hrsg.): *Grundwasser in Deutschland* (Reihe Umweltpolitik), Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008b.

BMU (Hrsg.): *Dem Klimawandel begegnen – Die Deutsche Anpassungsstrategie*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2009.

BMU (Hrsg.): *Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2010.

BMVBS (Hrsg.): *Schifffahrt und Wasserstraßen in Deutschland – Zukunft gestalten im Zeichen des Klimawandels – Bestandsaufnahme*, Bundesministerium für Verkehr, Berlin: Bau und Stadtentwicklung 2007.

Bork, H.-R., Dalchow, C., Faust, B., Piorr, H.-P., Schatz, T.: *Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Wirkungen des Menschen auf die Landschaften*, Gotha: Klett-Perthes 1998.

Bormann, H.: „Runoff regime changes in German rivers due to climate change“. In: *Erdkunde*, Nr. 64 (2010), S. 257-279.

Brázdil, R., Glaser, R., Pfister, C., Dobrovolný, P., Antoine, J.-M., Barriendos, M., Camuffo, D., Deutsch, M., Enzi, S., Guidoboni, E., Kotyza, O., Rodrigo, F.S.: „Flood events of selected European rivers in the sixteenth century“. In: *Climatic Change*, Nr. 43 (1999), S. 239-285.

Brázdil, R., Kundzewicz, Z. W., Benito, G.: „Historical hydrology for studying flood risk in Europe“. In: *Hydrological Sciences Journal*, Nr. 51 (2006), S. 739-764.

Brocca, L., Melone, F., Moramarco, T., Morbidelli, R.: „Antecedent wetness conditions based on ERS scatterometer data“. In: *Journal of Hydrology*, Nr. 364 (2009), S. 73-87.

Brocca, L., Melone, F., Moramarco, T., Wagner, W., Naeimi, V., Bartalis, Z., Hasenauer, S.: „Improve runoff prediction through the assimilation of the ASCAT soil moisture product“. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, Nr. 14 (2010), S. 1881-1893.

Bronstert, A., Kneis, D., Bogen, H.: „Interaktionen und Rückkopplungen beim hydrologischen Wandel: Relevanz und Möglichkeiten der Modellierung“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Nr. 53 (2009), S. 289-304.

Bülow, K., Jacob, D., Tomassini, L.: „Vergleichende Analysen regionaler Klimamodelle für das heutige und zukünftige Klima“. In: BMVBS (Hrsg.): *KLIWAS – Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. Tagungsband der ersten KLIWAS-Statuskonferenz*, Berlin 2009, S. 96-105.

Bundesregierung (Hrsg.): *Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen*, Berlin 2008.

Bundesregierung (Hrsg.): „*Aktionsplan Anpassung der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 31. August 2011 beschlossen*“, Berlin 2011.

Bunn, D. W., Salo, A. A.: „Forecasting with scenarios“. In: *European Journal of Operational Research*, Nr. 68 (1993), S. 291-303.

Calvet, J.-C., Wigneron, J.-P., Walker, J., Karbou, F., Chancy, A., Albergel, C.: „*Sensitivity of passive microwave observations to soil moisture and vegetation water content: L-band to W-band*“. In: *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, Nr. 49 (2011). S. 1190-1199.

Christensen, J. H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R. K., Kwon, W.-T., Laprise, R., Magaña Rueda, V., Mearns, L., Menéndez, C. G., Räisänen, J., Rinke, A., Sarr, A., Whetton, P.: „Regional Climate Projections“. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L. (Hrsg.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge/New York: Cambridge University Press 2007, S. 847-940.

Cook, E. R., Bartlein, P. J., Diffenbaugh, N., Seager, R., Shuman, B. N., Webb, R. S., Williams, J. W., Woodhouse, C.: „Hydrological variability and change“. In: U.S. Geological Survey (Hrsg.): *Synthesis and assessment product 3.4. Report by the U.S. Climate Change Science Program*, 2008, S. 143-257.

Creutzfeldt, B.: „Supraleitgravimetermessungen zur Bestimmung von lokalen Wasserspeicheränderungen“. In: Kaiser, K., Merz, B., Damm, M. (Hrsg.): *Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung* (Workshop am Deutschen Geoforschungszentrum in Potsdam, 27. Januar 2011, Vortragszusammenfassungen), Potsdam 2011, S. 9.

Creutzfeldt, B., Güntner, A., Vorogushyn, S., Merz, B.: „The benefits of gravimeter observations for modelling water storage changes at the field scale“. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, Nr. 14 (2010), S. 1715-1730.

de Jeu, R., Wagner, W., Holmes, T., Dolman, H., van de Giesen, N. C., Friesen, J.: „Global soil moisture patterns observed by space borne microwave radiometers and scatterometers“. In: *Surveys in Geophysics*, Nr. 29 (2008), S. 399-420.

de Keizer, O., Carambia, M., Nilson, E.: „Changes in mean flow in the Rhine River basin“. In: Görgen, K., Beersma J., Brahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keizer, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, C., Volken, D. (Hrsg.): *Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River basin: results of the RheinBlick2050 project* (Schriftenreihe der KHR I-23), Koblenz und Lelystad 2010a, S. 109-114.

de Keizer, O., Beersma, J., Lammersen, R., Buiteveld, H.: „High Flow Changes in the Rhine River Basin“. In: Görgen, K., Beersma J., Brahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keizer, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, C., Volken, D. (Hrsg.): *Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River basin: results of the RheinBlick2050 project* (Schriftenreihe der KHR I-23), Koblenz und Lelystad 2010b, S. 121-127.

Delgado, J. M., Apel, H., Merz, B.: „Flood trends and variability in the Mekong River“. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, Nr. 14 (2010), S. 407-418.

Demuth, B., Heiland, S., Wojtkiewicz, W., Wiersbinski, N., Finck, P.: *Landschaften in Deutschland 2030 – Der große Wandel* (BfN-Skripten 284), Bundesamt für Naturschutz, Bonn 2010.

Deutsches Atomforum e.V. (Hrsg.): *Kernenergie in Deutschland – Jahresberichte 2003*, Berlin 2004.

Deutsches Atomforum e.V. (Hrsg.): *Kernenergie in Deutschland – Jahresberichte 2006*, Berlin 2007.

Dietrich, P.: „Bodenfeuchte und skalenübergreifende Messstrategien“. In: Kaiser, K., Merz, B., Damm, M. (Hrsg.): *Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung* (Workshop am Deutschen Geoforschungszentrum in Potsdam, 27. Januar 2011, Vortragzusammenfassungen), Potsdam 2011, S. 12.

Drastig, K., Prochnow, A., Brunsch, R.: *Wassermanagement in der Landwirtschaft*. (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 3). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010. Drusch, M., Wood, E., Gao, H.: „Observation operators for the direct assimilation of TRMM microwave imager retrieved soil moisture“. In: *Geophysical Research Letters*, Nr. 32 (2005), L15403.

DWA (Hrsg.): *Wirkungen und Folgen möglicher Klimaänderungen auf den Grundwasserhaushalt* (DWA-Themen T1/2011), Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2011.

DWD (Hrsg.): *Online Datenbank. Deutscher Wetterdienst*. URL: <http://www.dwd.de> [Stand: 01.09.2011].

EEA (Hrsg.): „Climate change and water adaptation issues“. In: *EEA Technical Report, Nr. 2* (2007), Kopenhagen: European Environment Agency.

EEA (Hrsg.): „Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought“. In: *EEA Technical report, Nr. 2* (2009a), Kopenhagen: European Environment Agency.

EEA (Hrsg.): „Regional climate change and adaptation – The Alps facing the challenge of changing water resources“. In: *EEA-Report, Nr. 9* (2009b), Kopenhagen: European Environment Agency.

Eggers, T.: „Verregnung von geklärtem Abwasser auf 3000 ha landwirtschaftlich genutzten Flächen“. In: *GWF Wasser Abwasser*, Nr. 149 (13) (2009), S. 25-31.

Entekhabi, D., Njoku, E. G., O'Neill, P. E., Kellog, K. H., Crow, W. T., Edelstein, W. N., Entin, J. K., Goodman, S. D., Jackson, T. J., Johnson, J., Kimball, J., Piepmeier, J. R., Koster, R., Martin, N., McDonald, K. C., Moghaddam, M., Moran, S., Reichle, R., Shi, J. C., Spencer, M. W., Thurman, S. W., Tsang, L., van Zyl, J.: *The Soil Moisture Active Passive (SMAP) mission, Proceedings of the IEEE 98 (5)*, 2010, S. 704-716.

Europäische Gemeinschaft: *Richtlinie 2007/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken* (Amtsblatt der Europäischen Union L 288/27), Brüssel 2007.

Europäische Gemeinschaft: *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik* (2000L0060 - DE - 16.12.2001), Brüssel 2000.

Falkenmark, M., Lannerstad, M.: „Consumptive water use to feed humanity – curing a blind spot.“ In: *Hydrology and Earth System Sciences*, Nr. 9 (2005), S. 15-28.

Finke, W., Fröhlich, W., Haberkorn, R., Krause, S., Lausche, C., Oppermann, R.: *Untersuchungen zum Abflussregime der Elbe*. (Bundesanstalt für Gewässerkunde Bericht-1228), Koblenz 1999.

Frehmann, T., Hansen, C., Hasse, J. U., Liesenfeld, J., Quirmbach, M., Siekmann, T.: „Die Emscher-Lippe-Region auf dem Weg zur Anpassung an den Klimawandel“. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58, Nr.2 (2011), S. 138-144.

Frei, C., Schär, C.: „Detection probability of trends in rare events: Theory and application to heavy precipitation in the alpine region“. In: *Journal of Climate* 14 (2001), S. 1568-1584.

Gebbers, R., Drastig, K., Schirrmann, M., Mirschel, W., Lück, E., Rühlmann, J.: „Bodenwasser und Präzisionspflanzenbau“. In: Kaiser, K., Merz, B., Damm, M. (Hrsg.): *Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung* (Workshop am Deutschen Geoforschungszentrum in Potsdam, 27. Januar 2011, Vortragszusammenfassungen. S. 12), Potsdam 2011.

Germer, S., Kaiser, K., Mauersberger, R., Stüve, P., Timmermann, T., Bens, O., Hüttl, R. F.: „Sinkende Seespiegel in Nordostdeutschland: Vielzahl hydrologischer Spezialfälle oder Gruppen von hydrologisch ähnlichen Seesystemen?“. In: Kaiser, K., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. (Scientific Technical Report STR10/10), Potsdam: Deutsches GeoForschungszentrum 2010, S. 40-48.

Germer, S., Kaiser, K., Bens, O., Hüttl, R. F.: „Water balance changes and responses of ecosystems and society in the Berlin-Brandenburg region – a review“. In: *Die Erde* 142 (1/2) (2011), S. 65-95.

Gerstengarbe, F.-W., Badeck, F., Hattermann, F., Krysanova, V., Lahmer, W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F., Werner, P. C.: *Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven* (PIK Reports 83), Potsdam 2003.

Gerten, D., Schaphoff, S., Lucht, W.: „Potential future changes in water limitations of the terrestrial biosphere“. In: *Climate Change* 80 (2007), S. 277-299.

Glaser, R.: *Klimageschichte Mitteleuropas – 1000 Jahre Wetter, Klima, Katastrophen*, Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft 2001.

Görgen, K., Beersma, J., Brahmer, G., Buiteveld, H., Carambia, M., de Keizer, O., Krahe, P., Nilson, E., Lammersen, R., Perrin, C., Volken, D.: *Assessment of Climate Change Impacts on Discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 project* (Bericht Nr. I-23 der KHR), Koblenz u.a. 2010.

Gouveia, C., Trigo, R. M., Da Camara, C. C.: „Drought and vegetation stress monitoring in Portugal using satellite data“. In: *Natural Hazards and Earth System Sciences* 9 (2009), S. 185-195.

Graf, W. L.: „Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts“. In: *Water Resources Research* 35 (1999), S. 1305-1311.

Gregory, K. J., Benito, G. (Hrsg.): *Palaeohydrology: understanding global change*, Chichester: Wiley 2003.

Grünewald, U.: „Stochastische Simulation von Tagesmittelwerten des Durchflusses in Hochwasserzeiten“. In: *Wasserwirtschaft – Wassertechnik* 27, Nr. 1 (1977), S. 28-31; 27 (2), S. 51-53.

Grünewald, U.: „Wasserwirtschaftliche Planungen“. In: Lecher, K., Lühr, H.-P., Zanke, U. C. E. (Hrsg.): *Taschenbuch der Wasserwirtschaft*, Berlin: Verlag Paul Parey 2001, S. 1123-1163.

Grünewald, U.: „Voraussetzung für eine erfolgreiche Flussgebietsbewirtschaftung: Klare einzugsgebietsbezogene Ursache-Wirkungs-Analysen und klares einzugsgebietsbezogenes Handeln“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Nr. 8 (2008a), S. 423-426.

Grünewald, U.: „Klimawandel und Wasserbewirtschaftung“. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg.): *Klimawandel – Was kann die Wasserwirtschaft tun?* (Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 24), Hennef: DWA 2008b, S. 5-18.

Grünewald, U.: *Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg*. (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 7). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Haakh, F.: *Anpassungsstrategien der Wasserversorgung an klimabedingte Veränderungen am Beispiel einer Fernwasserversorgung*, (Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft – KLIWA-Berichte 15), 2010, S. 221-233.

Hagedorn, J. (Hrsg.): „Late Quaternary and present-day fluvial processes in Central Europe“. In: *Zeitschrift für Geomorphologie Supplement* 100 (1995).

Hattermann, F. F., Wattenbach, M., Krysanova, V., Wechsung, F.: „Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe catchment – validation and uncertainty analysis“. In: *Hydrological Processes* 19 (2005), S. 693-714.

Hattermann, F. F., Wechsung, F.: „Klimawandel und Wasserressourcen im Osten Deutschlands: Das Projekt GLOWA-Elbe“. In: Dupuis, J. F. (Hrsg.): *Wasser in Zeiten des Klimawandels. Verständnis und Bewältigung des Klimawandels und seiner Auswirkungen auf Wasser und Gewässer: Deutsche Forschungsprojekte und -ansätze* (Science Allemagne 10/2008), Berlin 2008, S. 16-18.

Hattermann, F. F., Huang, S., Krysanova, V.: „Teilprojekt 2: Wasser“. In: Lasch, P., Gerstengarbe, F.-W., Gräfe, P., Gutsch, M., Hattermann, F. F., Huang, S., Krysanova, V., Lüttger, A., Österle, L., Reyer, C., Stock, M., Suckow, F., Walkenhorst, O., Walter, C., Wechsung, F., Werner, P. C. (Hrsg.): *CLIMREG – Klimawirkungsregister Deutschland*. Statusbericht 2010, Potsdam: Institut für Klimafolgenforschung 2010a, S. 24-41.

Hattermann, F. F., Huang, S., Koch, H.: „Simulation der Wirkung von Klimaänderungen und Klimamodellunsicherheit auf den Wasserhaushalt für deutsche Flusseinzugsgebiete“. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen* (Scientific Technical Report 10/10), Potsdam: Deutsches GeoForschungsZentrum 2010b, S. 49-59.

Heidt, L.: „Auswirkungen des Klimawandels auf die potenzielle Beregnungsbedürftigkeit Nordost-Niedersachsens“. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen* (Scientific Technical Report 10/10), Potsdam: Deutsches GeoForschungsZentrum 2010, S. 60-67.

Henderson-Sellers, A.: „An antipodean climate of uncertainty“. In: *Climatic Change* 25, Nr. 3-4 (1993), S. 203-224.

HLUG: Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM 2012. Projektbaustein II: Klimawandel und Klimafolgen in Hessen, (Abschlussbericht), Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2005.

Hoffmann, T., Lang, A., Dikau, R.: „Holocene river activity: analysing ¹⁴C-dated fluvial and colluvial sediments from Germany“. In: *Quaternary Science Reviews* 27 (2008), S. 2031-2040.

Houser, P. R., Shuttleworth, W. J., Famiglietti, J. S., Gupta, H. V., Syed, K. H., Goodrich D. C.: „Integration of soil moisture remote sensing and hydrologic modeling using data assimilation“. In: *Water Resources Research* 34 (1998), S. 3405-3420.

Huang, S., Krysanova, V., Österle, H., Hattermann, F. F.: „Simulation of spatiotemporal dynamics of water fluxes in Germany under climate change“. In: *Hydrological Processes* 24 (2010), S. 3289-3306.

Hundecha, Y., Merz, B.: „Exploring the relationship between changes in climate and floods using a model-based analysis“. In: *Water Resources Research* (accepted) 2011.

Huntington, T. G.: „Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis“. In: *Journal of Hydrology* 319 (2006), S. 83-95.

Hupfer, M., Nixdorf, B.: *Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg*, (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 11). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2011.

Ihringer, J.: „Auswirkung des Klimawandels auf Niedrigwasser“. In: *KLIWA-Berichte* 15 (2010), S. 135-156.

IKSR: Analyse des Kenntnisstands zu den bisherigen Veränderungen des Klimas und zu den Auswirkungen der Klimaänderung auf den Wasserhaushalt im Rhein-Einzugsgebiet – Literaturlauswertung, (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bericht Nr. 174), Koblenz 2009.

IPCC: Fourth Assessment – Climate Change 2007: The Physical Science Basis, (Contribution of Working Group I of the Fourth Assessment Report (AR4) of the Intergovernmental Panel on Climate Change), Cambridge: Cambridge University Press 2007.

Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen* (Scientific Technical Report 10/10), Potsdam: Deutsches GeoForschungsZentrum 2010.

Kaiser, K., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Historische Perspektiven auf Wasserhaushalt und Wassernutzung in Mitteleuropa* (Cottbuser Studien zur Geschichte von Technik, Arbeit und Umwelt), Münster: Waxmann-Verlag 2012.

Kämpf, M., Gerdes, H., Mikat, H., Berthold, G., Roth, U.: „Auswirkungen des Klimawandels auf eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung“. In: *Energie-Wasser-Praxis* 59, Nr. 1 (2008), S. 49-53.

Kerr, Y. H.: „Soil moisture from space: Where are we?“ In: *Hydrogeology Journal* 15 (2007), S. 117-120.

Kerr, Y. H., Waldteufel, P., Wigneron, J.-P., Martinuzzi, J., Font, J., Berger, M.: „Soil moisture retrieval from space: the Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS) mission“. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, Nr. 8 (2001), S. 1729-1735.

Kerr, Y. H., Waldteufel, P., Wigneron, J.-P., Delwart, S., Cabot, F., Boutin, J., Escorihuela, M.-J., Font, J., Reul, N., Gruhier, C., Juglea, S. E., Drinkwater, M. R., Hahne, A., Martin-Neira, M., Mecklenburg, M.: „The SMOS mission: New tool for monitoring key elements of the global water cycle“. In: *Proceedings of the IEEE* 98, Nr. 5 (2010), S. 666-687.

KfW: *Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Ver- und Entsorgungsnetze für Trinkwasser und Abwasser in den Kommunen*, (KfW WirtschaftsObserver online 09/2006). Frankfurt/M. 2006.

Klemeš, V.: „Design implications of climate change“. In: Balentine, T., Stakhiv, E. Z. (Hrsg.): *Proceedings of the 1st National Conference on Climate Change and Water Resources*, 3 (1991), S. 9-19.

Knutti, R.: „Should we believe model predictions of future climate change?“ In: *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 366 (2008), S. 4647-4664.

Koch, F., Bach, H., Mauser, W.: *Climate Change effects on hydropower plants in the Upper Danube watershed*, (Präsentation auf der HydroPredict 2010, Prag, 21.09.2010), 2010.

Koch, H., Vögele, S.: „Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change“. In: *Ecological Economics* 68 (2009), S. 2031-2039.

Koch, H., Grünewald, U., Kaltofen, M., Kaden, S.: „Anpassungsstrategien für die Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel im Einzugsgebiet der Spree“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 11 (2009), S. 600-605.

Koch, H., Kaltofen, M., Kaden, S., Grünewald, U.: „Effects of global change and adaptation options for water resources management in the Czech part of the river Elbe basin“. In: *Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources*. (IAHS Red Book Publication), Wallingford 2010a, S. 244-250.

Koch, H., Kaltofen, M., Kaden, S., Grünewald, U.: „Auswirkungen des Globalen Wandels im tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebietes und Anpassungsoptionen“. (Proceedings Magdeburger Gewässerschutzseminar 2010: Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt einschließlich Anpassungsmaßnahmen. 04.-06.10.2010, Teplice), 2010b.

Koch, H., Wechsung, F., Grünewald, U.: „Analyse jüngerer Niedrigwasserabflüsse im tschechischen Elbeeinzugsgebiet“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54 (3) (2010c), S. 169-178.

Koch, H., Grünewald, U.: *Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland*, (acatech Materialien Nr. 5), München 2011.

Koch, H., Vögele, S., Kaltofen, M., Grünewald, U.: „Trends of water demand and water availability for power plants – scenario analyses for the German capital Berlin“. In: *Climatic Change* (2011, im Druck).

Kosow, H., Gaßner, R.: *Methoden der Zukunfts- und Szenarioanalyse. Überblick, Bewertung und Auswahlkriterien.* (Werkstattbericht Nr. 103 des Instituts für Zukunftsstudien und Technologiebewertung), Berlin 2008.

Krahe, P., Nilson, E., Carambia, M., Maurer, T., Tomassini, L., Bülow, K., Jacob, D., Moser, H.: „Wirkungsabschätzung von Unsicherheiten der Klimamodellierung in Abflussprojektionen – Auswertung eines Multimodell-Ensembles im Rheingebiet“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53, Nr. 5 (2009), S. 316-331.

Kumar, P.: „Typology of hydrologic predictability“. In: *Water Resources Research* 47 (2011), W00H05.

Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., Jimenez, B., Miller, K., Oki, T., Sen, Z., Shiklomanov, I.: „The implications of projected climate change for freshwater resources and their management“. In: *Hydrological Sciences Journal* 53 (2008), S. 3-10.

Kunstmann, H.: „Regionale Auswirkung der Klimaänderung auf die Wasserverfügbarkeit in klimasensitiven Gebieten“. In: Endlicher, W., Gerstengarbe, F.-W. (Hrsg.): *Der Klimawandel – Einblicke, Rückblicke und Ausblicke*, Potsdam 2007, S. 67-74.

Kwadijk J. C. J., Haasnoot, M., Mulder, J. P. M., Hoogvliet, M. M. C., Jeuken, A. B. M., van der Krogt, R. A. A., van Oostrom, N. G. C., Schelfhout, H. A., van Velzen, E. H., van Waveren, H., de Wit, M. J. M.: „Using adaptation tipping points to prepare for climate change and sea level rise: a case study in the Netherlands“. In: *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 1 (2010), S. 729-740.

Lanzieri, G.: *Long-term population projections at national level*, (EuroStat Statistics in focus: population and social conditions 3/2006), Brüssel 2006.

LfL: *Zahlen zur Binnenfischerei für den Freistaat Sachsen* (Jahresbericht 2003), Dresden: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2004.

LfW: *Wasserwirtschaftlicher Bericht – Niedrigwasserperiode 2003* (Informationsberichte Heft 2/05), München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2005.

Li, H., Robock, A., Wild, M.: „Evaluation of Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment soil moisture simulations for the second half of the twentieth century“. In: *Journal of Geophysical Research* 112 (2007), D06106.

Lin, H.: „Earth's Critical Zone and hydopedology: concepts, characteristics, and advances“. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 14 (2010), S. 25-45.

Lippert, C., Krimly, T., Aurbacher, J.: „A Ricardian analysis of the impact of climate change on agriculture in Germany“. In: *Climatic Change* 97 (2009), S. 593-610.

Lischeid, G.: *Landschaftswasserhaushalt in der Region Berlin-Brandenburg.* (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 2). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Londong, J., Hillenbrand, T., Niederste-Hollenberg, J.: „Demografischer Wandel: Anlass und Chance für Innovationen in der Wasserwirtschaft“. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58, Nr. 2 (2011), S. 152-158.

LUA: *Umweltdaten aus Brandenburg – Bericht 2008*, Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg 2008.

Maurer, T., Nilson, E., Krahe, P.: *Entwicklung von Szenarien möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Abfluss- und Wasserhaushaltskenngrößen in Deutschland* (acatech Materialien Nr. 11), München 2011.

Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., Stouffer, R. J.: „Stationarity is dead: Whither water management?“ In: *Science* 319 (2008), S. 573-574.

Ministry of Agriculture und Ministry of the Environment: *Report on the state of water management in the Czech Republic 2003*, Prag 2003.

Ministry of Agriculture und Ministry of the Environment: *Report on the state of water management in the Czech Republic 2008*, Prag 2008.

Mishra, A. K., Singh, V. P.: „A review of drought concepts“. In: *Journal of Hydrology* 391 (2010), S. 202-216.

MKULNV: *Klimawandel und Wasserwirtschaft. Maßnahmen und Handlungskonzepte in der Wasserwirtschaft zur Anpassung an den Klimawandel*, Düsseldorf: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz 2011.

Mudelsee, M., Börngen, M., Tetzlaff, G., Grünewald, U.: „No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe“. In: *Nature* 425 (2003), S. 166-169.

Müller, A., Wacker, H.: „Möglichkeiten lokaler Grundwasseranreicherung mittels vorbehandelten Abwassers im Bereich des Abwasserverbandes Wolfsburg“. In: *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* 136 (1985), S. 635-644.

Mutafoglu, K.: *Assessing the Economics of Natural Resource in a Changing Environment. The Case of Industrial Water Demand in the Elbe River Basin*, Berlin: Weißensee Verlag 2010.

Naeimi, V., Wagner, W.: „C-band scatterometers and their applications“. In: Imperatore, P., Riccio, D. (Hrsg.): *Geoscience and Remote Sensing New Achievements*, (INTECH, Vukovar, Croatia), 2010, S. 230-246.

Orlowsky, B., Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C.: „A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM“. In: *Theoretical and Applied Climatology* 92 (2008), S. 209-223.

Oswald, S.: „Cosmic Ray Sensing und Bodenfeuchte“. In: Kaiser, K., Merz, B., Damm, M. (Hrsg.): *Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung*. (Workshop am Deutschen Geoforschungszentrum in Potsdam, 27. Januar 2011, Vortragszusammenfassungen. S. 7), Potsdam 2011.

Paul, L., Ihle, T., Prien, K.-J.: „Integrale Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren: Konflikt zwischen Hochwasserschutz und Trinkwasserversorgung“. In: Blöschl, G., Merz, R. (Hrsg.): *Hydrologie und Wasserwirtschaft – von der Theorie zur Praxis* (Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 30), 2011, S. 266-272.

Petrow, T., Merz, B.: „Trends in flood magnitude, frequency and seasonality in Germany in the period 1951-2002“. In: *Journal of Hydrology* 371 (2009), S. 129-141.

Piles, M., Entekhabi, D., Camps, A.: „A change detection algorithm for retrieving high-resolution soil moisture from SMAP radar and radiometer observations“. In: *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing* 47, Nr. 12 (2009), S. 4125-4131.

Prudhomme, C., Wilby, R. L., Crooks, S., Kay, A. L., Reynard, N. S.: „Scenario-neutral approach to climate change impact studies: application to flood risk“. In: *Journal of Hydrology* 390 (2010), S. 198-209.

- Quast, J., Messal, H.:** „Grundwasserentnahme für Bewässerung und alternierende Wiederauffüllung des Absenkungstrichters durch Infiltration winterlicher Abflussüberschüsse oder von Klarwasser aus Kläranlagenabläufen“. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen* (Scientific Technical Report STR10/10), Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam 2010, S. 180-184.
- Reichardt, M., Jürgens, C.:** „Adoption and future perspective of precision farming in Germany. Results of several surveys among different agricultural target groups“. In: *Precision Agriculture* 10, Nr. 1 (2009), S. 73-94.
- Reincke, H.:** *Perspektiven der Elbschifffahrt im Lichte des Klimawandels* (Proceedings Magdeburger Gewässerschutzseminar 2010: Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt einschließlich Anpassungsmaßnahmen. 04.-06.10.2010, Teplce), 2010.
- Reinhardt, U.:** „Wasserkraftnutzung in Ostdeutschland“. In: *Wasserwirtschaft* 6 (2007), S. 33-36.
- Robinson, D. A., Campbell, C. S., Hopmans, J. W., Hornbuckle, B. K., Jones, S. B., Knight, R., Ogden, F., Selker, J., Wendroth, O.:** „Soil moisture measurement for ecological and hydrological watershed-scale observatories: a review“. In: *Vadose Zone Journal* 7, S. 358-389.
- Roithmeier, O.:** *Vulnerability assessment of lakes in Germany under climate change – A Bayesian network approach*, (Masterarbeit, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich für Wald und Umwelt), 2008.
- Rothstein, B., Müller, U., Greis, S., Schulz, J., Scholten, A., Nilson, E.:** „Elektrizitätsproduktion im Kontext des Klimawandels“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 1, Nr. 10 (2008), S. 555-561.
- Ruprecht, A., Göde, E.:** „Die Rolle der Wasserkraft für eine nachhaltige Stromerzeugung“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2, Nr. 4 (2009), S. 223-227.
- Savenije, H. H. G.:** „The art of hydrology“. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (2009), S. 157-161.
- Schaller, R. R.:** „Moore's law: past, present and future“. In: *Spectrum IEEE* 34, Nr. 6 (1997), S. 52-59.
- Schirmer, W.:** „Valley bottoms in the late Quaternary“. In: *Zeitschrift für Geomorphologie Supplement* 100 (1995), S. 27-51.
- Schirmer, W., Bos, J.A. A., Dambeck, R., Hinderer, M., Preston, N., Schulte, A., Schwalb, A., Wessels, M.:** „Holocene fluvial processes and valley history in the river Rhine catchment“. In: *Erdkunde* 59 (2005), S. 199-215.
- Schnaars, S. P.:** „How to develop and use scenarios“. In: *Long Range Planning* 20, Nr. 1 (1987), S. 105-114.
- Schneider, S. H.:** „CO₂, climate and society: A brief overview“. In: Chen, R. S., Boulding, E., Schneider S. H. (Hrsg.): *Social Science Research and Climate Change: An Interdisciplinary Appraisal*, Dordrecht: Reidel 1983, S. 9-15.
- Scipal, K., Scheffler, C., Wagner, W.:** „Soil moisture-runoff relation at the catchment scale as observed with coarse resolution microwave remote sensing“. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 9, Nr. 3 (2005), S. 173-183.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung:** *Bevölkerungsprognose für Berlin und die Bezirke 2007-2030*, (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Ref. I A – Stadtentwicklungsplanung in Zusammenarbeit mit dem Amt für Statistik Berlin-Brandenburg), Berlin 2009.

Sieber, H.-U., Socher, M.: „Anpassung der Stauanlagenbewirtschaftung an Veränderungsprozesse in Sachsen“. In: *Wasserwirtschaft 100*, Nr. 4 (2010), S. 27-29.

Simon, M.: *Die landwirtschaftliche Bewässerung in Ostdeutschland seit 1949. Eine historische Analyse vor dem Hintergrund des Klimawandels*, (PIK-Report 114 des Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung), Potsdam 2009.

Simon, M., Bekele, V., Kulasova, V., Maul, C., Oppermann, R., Rehak, P.: *Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick*, (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe), Magdeburg 2005.

Sivapalan, M. (Hrsg.): *Predictions under Change (PUC): Water, Earth and Biota in the Anthropocene*. URL: <http://cwaces.geog.uiuc.edu/synthesis/reports/documents/AppendixE-PUCDraftReport.pdf> [Stand: 09.11.2011].

Sivapalan, M., Takeuchi, K., Franks, S. W., Gupta, V. K., Karambiri, H., Lakshmi, V., Liang, X., McDonnell, J. J., Mendiondo, E. M., O'Connell, P. E., Oki, T., Pomeroy, J. W., Schertzer, D., Uhlenbrook, S., Zehe, E.: „IAHS Decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003-2012: Shaping an exciting future for the hydrologic sciences“. In: *Hydrological Sciences – Journal des Sciences Hydrologiques* 48, Nr. 6 (2003), S. 857-880.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. L. (Hrsg.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge: Cambridge University Press 2007.

SRES: IPCC Special Report Emissions Scenarios, (Intergovernmental Panel on Climate Change), Genf 2000.

SRU: Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung – Sondergutachten, (Sachverständigenrat für Umweltfragen), Berlin 2011.

Statistisches Bundesamt: Umwelt – Nichtöffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, (Fachserie 19, Reihe 2.2), 2009.

Statistisches Bundesamt und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Entwicklung der Gesamtfläche nach Nutzungsarten, Berlin 2010.

Strigel, G., Ebner von Eschenbach, A.-D., Barjenbruch, U.: *Wasser – Grundlage des Lebens. Hydrologie für eine Welt im Wandel*, Stuttgart: Schweizerbart 2010.

Su, Z., Dorigo, W., Fernández-Prieto, D., Helvoirt, M. V., Hungershoefer, K. R., de Jeu, R. P., Timmermans, J., Roebeling, R., Schröder, M., Schulz, J., Tol, C. V. d., Stammes, P., Wagner, W., Wang, L., Wang, P., Wolters, E.: „Earth observation Water Cycle Multi-Mission Observation Strategy (WACMOS)“. In: *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 7 (2010), S. 7899-7956.

Taleb, N. N.: *The Black Swan: The Impact of the Highly Improbable*, London: Penguin 2010.

Tebaldi, C., Knutti, R.: „The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections“. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 365 (2007), S. 2053-2075.

UBA: Impacts of climate change on water resources – adaptation strategies for Europe, (UBA-Texte 32/08). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2008a.

UBA: Deutschland im Klimawandel – Anpassung ist notwendig, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2008b.

UBA: *Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2011a.

UBA: *Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab 2040 deutlich zunehmen*, (Presseinformation Nr. 09/2011), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2011b.

UFZ: *Deutsche Anpassungsstrategie (DAS) an den Klimawandel*, (Bericht zum Nationalen Symposium zur Identifizierung des Forschungsbedarfs. 27./28. August 2008 in Leipzig am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung), UFZ Leipzig 2008.

UNESCO: „Recharge systems for protecting and enhancing groundwater resources“ (Proceedings of the 5th International Symposium on Management of Aquifer Recharge IS-MAR5, Berlin, Germany, 11-16 June 2005. IHP-VI), In: *Series on Groundwater 13* (2006).

Vaze, J., Post, D. A., Chiew, F. H. S., Perraud, J.-M., Viney, N. R., Teng, J.: „Climate non-stationarity – Validity of calibrated rainfall-runoff models for use in climate change studies“. In: *Journal of Hydrology 394* (2010), S. 447-457.

Vereecken, H., Bogaen, H., Weuthen, A., Franssen, H.-J. H., Rosenbaum, U., Huisman, S., Lambot, S., van der Kruk, J., Vanderborght, J.: „Determining soil water content and hydrological fluxes from the local to the catchment scale“. In: Kaiser, K., Merz, B., Damm, M. (Hrsg.): *Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene: Grundlagen, Trends und Anwendung* (Workshop am Deutschen Geoforschungszentrum in Potsdam, 27. Januar 2011, Vortragszusammenfassungen. S. 4), Potsdam 2011.

Vereecken, H., Huisman, J. A., Bogaen, H., Vanderborght, J., Vrugt, J. A., Hopmans, J. W.: „On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology: A review“. In: *Water Resources Research 44* (2008), WOOD06.

Viscarra Rossel, R. A., McBratney, A.B., Minasny, B. (Hrsg.): *Proximal Soil Sensing*, Dordrecht: Springer 2010.

von Keitz, S., Kessler, P.: „Grenzen des Flussgebietsmanagements – Folgt die Wasserwirtschaft dem falschen Ansatz?“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 1*, Nr. 7 (2008), S. 354-360.

Wagner, W., Blöschl, G., Pampaloni, P., Calvet, J.-C., Bizzarri, B., Wigneron, J.-P., Kerr, Y.: „Operational readiness of microwave remote sensing of soil moisture for hydrologic applications“. In: *Nordic Hydrology 38* (2007a), S. 1-20.

Wagner, W., Naeimi, V., Scipal, K., de Jeu, R., Martinez-Fernandez, J.: „Soil moisture from operational meteorological satellites“. In: *Hydrogeology Journal 15* (2007b), S. 121-131.

Wagner, W., Verhoest, N. E. C., Ludwig, R., Tedesco, M.: „Remote sensing in hydrological sciences“. In: *Hydrology and Earth System Sciences 13* (2009), S. 813-817.

Wagner, W., Vetter, M., Bartsch, A.: *Novel Microwave- and Lidar Remote Sensing Techniques for Monitoring of In-Land Water Resources*, (acatech Materialien Nr. 5), München 2011.

Werner, P.C., Gerstengarbe, F. W.: „Proposal for the development of climate scenarios“. In: *Climate Research 8*, Nr. 3 (1997), S. 171-182.

Western, A. W., Grayson, R., Blöschl, G.: „Scaling of soil moisture: a hydrologic perspective“. In: *Annual Review of Earth and Planetary Science* 30 (2002), S. 149-180.

Wingham, D. J., Francis, C. R., Baker, S., Bouzinac, C., Brockley, D., Cullen, R., de Chateau-Thierry, P., Laxon, S. W., Mallow, U., Mavrocordatos, C., Phalippou, L., Ratier, G., Rey, L., Rostan, F., Viau, P., Wallis, D. W.: „CryoSat: A mission to determine the fluctuations in Earth's land and marine ice fields“. In: *Advances in Space Research* 37, Nr. 4 (2006), S. 841-871.

WWAP: *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World* (World Water Assessment Programme, UNESCO), Paris: Earthscan 2009.

Zacharias, S., Bogena, H., Samaniego, L., Mauder, M., Fuß, R., Pütz, T., Frenzel, M., Schwank, M., Baessler, C., Butterbach-Bahl, K., Bens, O., Borg, E., Brauer, A., Dietrich, P., Hajnsek, I., Helle, G., Kiese, R., Kunstmann, H., Klotz, S., Munch J., Papen, H., Priesack, E., Schmid, H.-P., Steinbrecher, R., Rosenbaum, U., Teutsch, G., und Vereecken, H.: „A network of terrestrial environmental observatories in Germany“. In: *Vadose Zone Journal* 10 (2011), S. 955-973.

Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W.: *Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme* (UBA-Texte 08/05), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2005.

Zerbe, S., Wiegand, G. (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag 2009.

Zreda, M., Desilets, D., Ferré, T. P. A., Scott, R. L.: „Measuring soil moisture content non-invasively at intermediate spatial scale using cosmic-ray neutrons“. In: *Geophysical Research Letters* 35 (2008), L21402.

Zribi, M., Paris Anguela, T., Duchemin, B., Lili, Z., Wagner, W., Hasenauer, S., Chehbouni, A.: „Relationship between soil moisture and vegetation in the Kairouan plain region of Tunisia using low spatial resolution satellite data“. In: *Water Resources Research* 46 (2010), W06508.

3 WASSERNUTZUNG UND WASSEREFFIZIENZ IN LANDSCHAFTEN

HANS-GEORG FREDE, AMELIE BÜCKER, OLIVER BENS, GÜNTER BLÖSCHL, GERHARD GLATZEL, BERND HANSJÜRGENS, REINHARD F. HÜTL, SABINE KUNST, JUDY LIBRA, FRANZ MAKESCHIN

3.1 EINFÜHRUNG

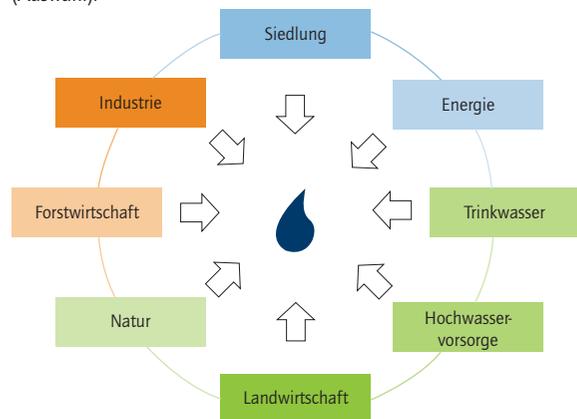
Wasser ist ein natürlicher Bestandteil unseres Lebens. Wir trinken es, waschen und kochen damit, wässern unsere Pflanzen und nutzen es auch sonst auf vielfältige Weise als Roh- und Werkstoff. In Deutschland sind rund 99 Prozent der Bevölkerung an das Trinkwassernetz angeschlossen (UBA 2010a), sodass die jederzeitige und ausreichende Verfügbarkeit von Wasser selbstverständlich geworden ist. Außerhalb der Städte jedoch, an den land- und forstwirtschaftlichen Standorten und den Naturschutzflächen, zeigt sich ein anderes Bild. Hier entscheidet die natürliche Verfügbarkeit von Wasser unter anderem über Ernteerträge, das Futterangebot für Weidetiere, über die Grundwassererneuerung und über den Zustand der Ökosysteme. Kommt es zum Ungleichgewicht durch nicht nachhaltige Nutzung, Flächenversiegelung oder aufgrund unausgewogener Niederschläge, kann dies regional nachdrückliche und unerwünschte Folgen haben. Mehr als 80 Prozent der Fläche Deutschlands sind landwirtschaftliche Flächen oder Wald (Destatis 2011). Dementsprechend üben beide Nutzungsarten einen starken Einfluss auf die Wasserressourcen in der Landschaft aus und sind dabei selbst in starkem Maße vom Wasser abhängig.

Der vielfach zitierte „Globale Wandel“ wirkt regional sehr unterschiedlich auf die Wasserressourcen der Landschaft. Eine differenzierte Betrachtungsweise seiner Auswirkungen und der daraus abzuleitenden möglichen Lösungsansätze bzw. Anpassungsmechanismen ist daher erforderlich. Beispiele für solche Ursache-Wirkungsbeziehungen, mit denen die Menschen den Wasserkreislauf in der Landschaft verändern bzw. ihn zu ihren Gunsten nutzen können, sind Modifizierungen der agrarischen und forstlichen Landnutzungsform und -intensität, Bewässerungsmaßnahmen und angepasste Bodenbearbeitung (Kap. 3.2).

Eine zukunftsorientierte, das heißt dauerhaft umweltgerechte Nutzung der Ressource Wasser – und damit zusammenhängend der Ressource Boden – bedarf Strategien, die nicht nur die vielfältigen und zum Teil konkurrierenden Ansprüche, Zielvorstellungen und Handlungsoptionen lokaler Akteure aus Wasserwirtschaft, Land-/Forstwirtschaft und Politik in die Entscheidungsfindung mit einbezieht. Auch der Faktor unsichere Zukunft, bzw. Handeln bei Unsicherheit, muss Eingang in die Handlungsentscheidungen finden. Nur auf der Basis solch eines integralen Systems wird es möglich sein, zukunftsfähige Entwicklungsperspektiven und Handlungsoptionen für eine nachhaltige Wasser- und Landbewirtschaftung zu erarbeiten bzw. zu implementieren (Kap. 3.5).

Greifen mehrere potenzielle Nutzer (Industrie, Landwirtschaft, Privathaushalte, Energieerzeuger) auf die regional begrenzte Ressource Wasser zu, kommt es zu Nutzungskonflikten (Abb. 3-1). Prioritätensetzungen bzw. *trade-offs* müssen in Erwägung gezogen werden.

Abbildung 3-1: Verschiedene Nutzungsansprüche an Wasser (Auswahl).



Solche Prioritätensetzungen erfordern jedoch Bewertungsansätze, die die unterschiedlichen Ansprüche gegeneinander abwägen und zu einer „fairen“ und dauerhaft umweltgerechten Lösung für alle Beteiligten gelangen (Kap. 3.6).

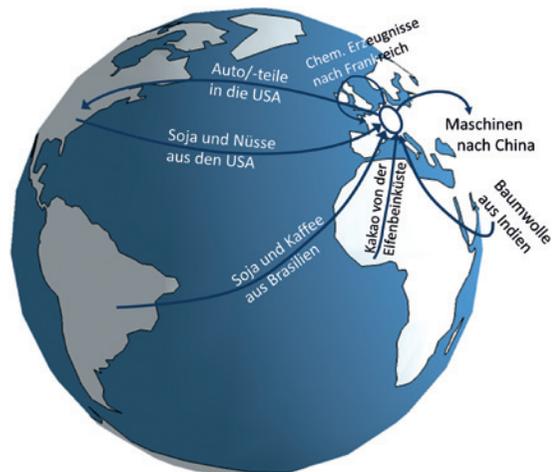
Obwohl es in Deutschland regional zu Problemen durch Wassermangel- bzw. Wasserüberschussituationen kommen kann, ist unsere Nation im Vergleich zu anderen Ländern (zum Beispiel in Trockengebieten) von den wasserbezogenen Herausforderungen des Globalen Wandels relativ wenig betroffen. Auch global gesehen gibt es genügend Süßwasser für alle (Lozán et al. 2005). In manchen Regionen der Welt jedoch, wie zum Beispiel in vielen Teilen Afrikas und Asiens, herrscht akuter Wassermangel und selbst fossile, also nicht erneuerbare Grundwasservorräte werden dort genutzt und aufgezehrt. Ein derzeit viel diskutierter Ansatz, wie Deutschland in dieser Verteilungsfrage einen Beitrag leisten kann, ist das Konzept des „Virtuellen Wasserhandels“ (Teutsch und Krüger, 2010; Hoekstra et al. 2011; Schubert 2011). Kann durch den intelligenten Handel mit Virtuellem Wasser der Druck auf die Ressource Wasser innerhalb eines Landes verringert und die überregionale Nachhaltigkeit gesteigert werden? Um diese Fragen zu beantworten, ist eine Klärung der Zusammenhänge zwischen regionalen Wasserressourcen und globalen Wasserströmen erforderlich (siehe Abb. 3-2 sowie Kap. 3.3).

Regional wie global gesehen agieren und interagieren Forschung, Wirtschaft, Politik, Medien und Gesellschaft in unterschiedlicher Art und Weise und mit sich teilweise widersprechenden Interessen. Nur durch eine verstärkte Koordination und Zusammenarbeit der Sektoren können Grundsteine für eine innovative und zukunftsgerechte Bewirtschaftung der Wasserressourcen gelegt werden. So kann die Politik durch gezielte Anreizsysteme Meilensteine für Forschung und Entwicklung setzen, die wiederum die

Entwicklung der Wirtschaft begünstigt und an der Lösung gesellschaftlicher Probleme beteiligt ist. Zentrale Inhalte aktueller Diskurse sind in diesem Zusammenhang eine bessere Integration der Gesellschaft in die Belange der Forschung und die verstärkte Transparenz von politischen Entscheidungen (Kap. 3.4 sowie Kap. 3.6).

Der in der öffentlichen Diskussion überwiegend negativ behaftete „Globale Wandel“ sollte trotz aller vorhersehbaren Risiken auch als Chance gesehen werden. So könnten in Bezug auf das Themenfeld „Wasser in Landschaften“ neue Anpassungsstrategien zu einer ressourcenschonenden Landwirtschaft führen und gleichzeitig für die Industrie neue Absatzmärkte hervorbringen. Diese sollten dabei nicht nur effektive Managementkonzepte/-instrumente, sondern auch innovative Technologien beinhalten.

Abbildung 3-2: Schema der Virtuellen Wasserflüsse zwischen Ländern durch den Handel mit Gütern.



Die zentrale Fragestellung in Kapitel 3 lautet: „Welche Möglichkeiten (Managementkonzepte, Technologien) gibt es, regionale Wasserressourcen effizient zu nutzen und so auch zum Schutz globaler Ressourcen beizutragen?“. Diese Frage wird im Rahmen von fünf Schwerpunkten, die die Basis der folgenden Kapitel darstellen, diskutiert:

- Einfluss der Landnutzung auf regionale Wasserressourcen,
- Rückkopplung von Prozessen im mitteleuropäischen Raum mit globalen Prozessen,
- Verbesserung des Systemverständnisses durch Verknüpfung von Hydrologie und Bodenwissenschaften,
- Strategien für eine effizientere Nutzung von Landschaftsressourcen,
- Einbindung von Wasserressourcen in Bewertungsansätze.

Die Chancen und Risiken des Globalen Wandels werden in Bezug auf die Wasserressourcen in Landschaften analysiert und es werden Empfehlungen an Wissenschaft, Politik und Wirtschaft ausgesprochen, die zum Ziel haben, die Wassernutzung und -effizienz nachhaltig zu verbessern.

3.2 REGIONALE WASSERRESSOURCEN IN LANDSCHAFTEN

3.2.1 HERAUSFORDERUNG

Die klimatischen Bedingungen in Mitteleuropa ändern sich beständig, und auch in Deutschland sind die Auswirkungen dieses Wandels spürbar (EEA 2010). Durch abnehmende, bzw. weniger gleich verteilte Sommerniederschläge, zunehmende Winterniederschläge und die steigende mittlere Lufttemperatur wird der Wasserhaushalt vieler Ökosysteme beeinträchtigt. Für die Länder Sachsen und Brandenburg zum Beispiel wird von einer verminderten Grundwasserneubildung im Sommer und einer Zunahme der Vernässungs-

gefahr im Winter ausgegangen (Bernhofer et al. 2008). Der Druck auf die Georessource Wasser erhöht sich jedoch nicht allein durch den Klimawandel, sondern auch durch die steigende Nachfrage an Lebensmitteln und Rohstoffen aufgrund des globalen Bevölkerungswachstums und der Zunahme der Lebensstandards (Hüttl et al. 2010, 2011).

Für die Landwirtschaft erhöhen die Veränderungen des Klimas und die Produktionssteigerungen angesichts der wachsenden Nachfrage zusätzlich die Gefährdung durch Bodendegradation, zum Beispiel infolge von Humusverlust und Minderung der Wasserspeicherkapazität sowie infolge von Bodenverdichtungen. Auch kommt es zu einer erhöhten Erosionsgefahr für die Böden durch Wasser und Wind, zu sinkender Ertragsicherheit und einem zunehmenden Bedarf an Bewässerungswasser in Trockenperioden (Knoche et al. 2009; LABO 2010). Extremereignisse wie Starkniederschläge führen zusätzlich zu übermäßigem Nähr- und Schwebstoffeintrag in das Grundwasser und in die Vorfluter bzw. die Oberflächengewässer, die dadurch stark belastet werden (siehe Kap. 4). Andererseits werden in Deutschland aufgrund der verlängerten Vegetationsperiode und der Düngewirkung des CO₂ im Rahmen des Klimawandels durchaus auch positive Effekte auf die Ertragsmengen erwartet (Guddat und Michel 2009; LfJULG 2009).

Insgesamt wird bis 2050 in Deutschland im Vergleich zu anderen Ländern nicht mit gravierenden wassermengenbezogenen Problemen durch den Globalen Wandel gerechnet (Bernhofer et al. 2008; MKULV 2011; siehe auch Kap. 2.3). Auf regionaler Ebene sind jedoch deutliche Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Wasserressourcen zu erwarten. Wassermangel- und Wasserüberschussituationen haben in Deutschland lokal bzw. regional schon zu starken Schäden geführt, wie zum Beispiel beim Elbehochwasser 2002 oder im Trockenjahr 2003 (Keller 2010). Im Gegensatz zu der in ariden Gebieten häufigen Dürre, ausgelöst

durch sehr geringe Niederschläge über einen langen Zeitraum, kann in Deutschland überwiegend vom Problem der Wasserverknappung durch Übernutzung gesprochen werden – eine Situation, in der die Nachfrage zeitweilig das verfügbare Wasserangebot übersteigt (EK 2010). Somit ist das Problem eher eine strukturelle Erscheinung und kann durch ein angepasstes Wassermanagement deutlich abgeschwächt werden.

Die Übernutzung von Wasserressourcen wird unter anderem durch sinkende Wasserpegel deutlich. Tatsächlich belegen Auswertungen der Länder Brandenburg (Grundwasserdaten von 1970 bis 1999) und Mecklenburg-Vorpommern eine Tendenz zu fallenden Grundwasserständen, was wohl aus der erhöhten Verdunstung, abnehmenden Sommerniederschlägen und gleichzeitig erhöhtem Bewässerungsbedarf resultiert (Gerstengarbe et al. 2003; WM 2007). In anderen Regionen Deutschlands, zum Beispiel in Bayern und Baden-Württemberg, rechnet man dagegen mit nur geringen Abweichungen (LUWG et al. 2009), oder sogar mit einer Zunahme der Wasserstände (BMU 2008, siehe auch Kap. 2.3). Solch eine Zunahme – also ein Wasserüberschuss, hervorgerufen durch in kurzer Zeit anfallende heftige Regenfälle oder eine starke Schneeschmelze – kann genauso zu einem gesellschaftlichen Problem werden, zum Beispiel durch Vernässung von Äckern und Grünlandstandorten oder Schädigung von Gebäuden und anderer gebauter Infrastruktur. Die Bedrohung durch Hochwasser steigt jedoch nicht nur durch den Klimawandel. Durch fortschreitenden Siedlungsbau, Ausbau der Landwirtschaft und Rückbau von Retentionsräumen werden immer mehr Flächen genutzt, die natürlicherweise Hochwassergefahren mindern würden bzw. die bei Starkregen als Überflutungsgefährdet gelten.

Wasser ist und bleibt ein entscheidender Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes. Industrieprozesse,

Energie-, Wasser- und Abwasserversorgung sowie die landwirtschaftliche Produktion sind direkt von Wasserangebot und -qualität abhängig. Zu viel Wasser kann dabei genauso zum Problem werden wie zu wenig Wasser. Die Herausforderung der Zukunft wird daher darin bestehen, durch Anpassungsmaßnahmen einen gleichzeitigen Umgang mit Wassermangel- bzw. Wasserüberschussituationen in der Landschaft zu erreichen. Eine flexible Anpassung ist erforderlich, da die Auswirkungen des Klimawandels regional und langfristig nur schwer abzuschätzen sind.

3.2.2 WISSENSSTAND

Wassernutzung und Landschaft

Mehr als 80 Prozent der Fläche Deutschlands werden durch landwirtschaftliche Flächen und Wald bedeckt (Destatis 2011, Abb. 3-3). Diese beiden Flächennutzungen üben einen starken Einfluss auf die Wasserressourcen in der Landschaft aus. In der *Landwirtschaft* wird dort, wo die Niederschläge nicht ausreichen, überwiegend Grundwasser für die künstliche Bewässerung eingesetzt; in kleinerem Maße wird Wasser für die Verarbeitung von Ernteprodukten, für die Düngung, den Pflanzenschutz und für das Tränk- und Prozesswasser in der Tierhaltung (Drastig et al. 2010) entnommen. Im Vergleich zum Flächenanteil (53 Prozent der Fläche Deutschlands) ist der Anteil der Wasserentnahmen der Landwirtschaft aus Grund- und Oberflächenwasser jedoch gering (weniger als ein Prozent der Gesamtwasserentnahme, UBA 2011a). Dies liegt unter anderem daran, dass während der Wachstumsperiode meist ausreichend Niederschlag fällt. Der Großteil der deutschen Landwirtschaft hängt also maßgeblich vom Wetter ab, sowohl von der Niederschlagsmenge und ihrer regionalen und zeitlichen Verteilung, als auch von der Temperatur während der Wachstumsperiode. Die zukünftige Entwicklung der Wasserentnahmen der Landwirtschaft wird daher nicht nur von der

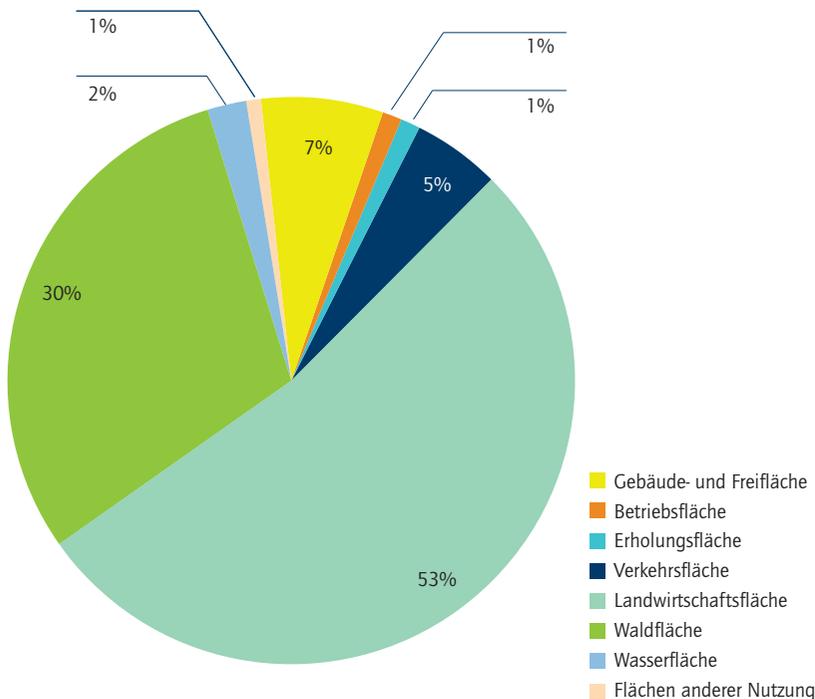
Nahrungsmittelnachfrage, sondern in großem Maße auch von den Auswirkungen des Klimawandels auf die Niederschläge und die Temperatur abhängen und sich stark regionenspezifisch ausprägen.

Der *Waldanteil* in Deutschland beträgt derzeit etwa 30 Prozent (Destatis 2011). Wälder in Mitteleuropa sind Ausdruck einer viele Waldgenerationen zurückreichenden Nutzungs- und Bewirtschaftungsgeschichte. Während ursprünglich Nutzungen für die Unterstützung der menschlichen Ernährung (Waldfeldbau, Streunutzung, Waldweide) sowie für thermische Energie im Vordergrund standen, verschob sich das Wirtschaftsziel nach der industriellen Revolution und dem Einzug fossiler Energieträger in Richtung Säge- und In-

dustrieholz. Heute sind (Kiefern- und Fichten-)Reinbestände verbreitet, die meist nicht den ursprünglich vorhandenen Waldgesellschaften entsprechen (UM 2010). Durch solche Reinbestände vermehrt auftretende abiotische Schäden wie Windwurf und biotische Schäden wie Borkenkäferbefall wurden bei der wirtschaftlichen Planung des Waldes als Faktoren der Kosten-Nutzen-Analyse einbezogen. Hydrologische Gesichtspunkte wurden hingegen nur vereinzelt – in Einzugsgebieten von Wildbächen, in Quellschutzwäldern, in Auwäldern sowie bei der Trockenlegung von Sümpfen – bei der waldbaulichen Planung berücksichtigt.

Es bestehen verschiedene Ansätze, wie die Gesellschaft bzw. die Politik mit der Thematik der Wasserknappheit bzw.

Abbildung 3-3: Flächennutzung in Deutschland 2009, Daten aus Destatis (2011).



des Wasserüberschusses in der Landschaft umgehen kann. Einige seien nachfolgend benannt:

- *Vermeidung* von Wasserknappheit bzw. Wasserüberschuss durch angepasste Bewirtschaftung und Bodennutzung bzw. Bodenbearbeitung,
- *Anpassung* an Wasserknappheit und Wasserüberschuss,
- *Absicherung* von Schäden durch Wasserknappheit und Wasserüberschuss.

Vermeidung von Wasserknappheit bzw. Wasserüberschuss durch Wasserrückhalt in der Landschaft

Ein verbesserter Wasserrückhalt in der Landschaft kann negative Auswirkungen von Knappheit und Überschuss deutlich abschwächen bzw. zum Teil vermeiden. Der Wasserrückhalt kann dabei durch verschiedene technologische und natürliche (Management-)Maßnahmen optimiert werden (siehe auch BOX 3-1). Zu den technologischen Maßnahmen des Wasserrückhalts zählen überwiegend die Anlage künstlicher Speicher, zum Beispiel für Regenwasser oder Hochwasser (unter anderem Deichrückverlegung), aber auch von Talsperren und Kanälen (siehe auch Kap. 2.4). Zu den natürlichen Maßnahmen sind beispielsweise der ökologische Waldumbau und Agroforstsysteme, aber auch die Feuchtgebietsrenaturierung (Auenrenaturierung oder Wiedervernässung von Mooren) zu zählen. Vor allem Letzteres ist eine wichtige Maßnahme, da natürliche Feuchtgebiete bei Trockenheit Wasser speichern und im Hochwasserfall Wasser aufnehmen können und sich zusätzlich Synergien zum Naturschutz ergeben (Eisenhauer und Sonnemann 2009; UFZ 2010).

Beispiel Waldumbau: Durch die Einbringung von Laubbaumarten in Nadelwald-Reinbestände und den Umbau dieser Bestände zu standortgerechten Wäldern konnten langfristige positive bodenhydrologische Effekte nachgewiesen werden. So verbessern sich der Humuszustand, die Kohlenstoff-Speicherung und der Nährstoffstatus im Wurzelraum (Bens et al. 2007; Jandl et al. 2007; Elmer et al. 2009;

Schröder et al. 2010) und die Grundwasserneubildung steigert sich deutlich (Baumgarten et al. 2003; UFZ 2010). Eine Umwandlung der Kiefern-/Fichten-Reinbestände in Mischbestände (ökologischer Waldumbau) wird für Staatswald daher oft in den forstpolitischen Angaben der Bundesländer gefordert (UM 2010). Laut NABU (2010) haben alle Länder auch für Privatwald Fördermaßnahmen für einen ökologischen Waldumbau aufgelegt (Stand 2009). Ein besonderes Problem beim Waldumbau ist jedoch die außerordentlich lange Zeitspanne, die zwischen der Begründung und Nutzung von Wäldern liegt. In Forstbetrieben, die vom Ertrag des Waldes leben, sind radikale, großflächige Umbaukonzepte kaum realisierbar, weil längere Zeiträume ohne die Einnahmen aus Nutzungen die Betriebe wirtschaftlich überfordern würden. Zuschüsse aus öffentlichen Mitteln gibt es zwar für die Umbaukosten selbst, nicht aber für die Überbrückung der Zeitspanne zwischen Umbau und Ernte, die viele Jahrzehnte betragen kann.

Beispiel Hochwasservorsorge: Auch für die Hochwasservorsorge ist der Wasserrückhalt ein zentrales Element. So schreibt die Hochwasserschutzfibel des BMVBS (2010): „Mit der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) vom 01.03.2010 wurde die EG-Richtlinie über die „Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken“ vom 23.10.2007 (RL 2007/60/EG bzw. EG-HWRM-RL) in nationales Recht umgesetzt. [...] Das Prinzip [bei der natürlichen Hochwasservorsorge] liegt im Rückhalten des gefallenen Niederschlags auf der Fläche“. Weiterhin wird hier vermerkt, dass nicht nur Waldboden, sondern auch Grünlandflächen sehr gut als Retentionsgebiete geeignet sind. Auch die Auenrenaturierung bzw. der Schutz von Moorflächen kann als Beitrag zur Hochwasservorsorge gesehen werden, der zudem auch naturschutzrelevante Synergieeffekte bietet. Problematisch ist hier meist die Konkurrenz um die Fläche bzw. um die Nutzung der Fläche. Gegebenenfalls bedarf es dann einer finanziellen Entschädigung der Eigentümer solcher natürlichen Retentionsflächen.

Beispiel künstliche Speicher: Die Speicherung von Niederschlag in künstlichen Speichern ist eine Möglichkeit, Wasser mit Hilfe von technischen Maßnahmen in der Landschaft zurückzuhalten (siehe auch BOX 3-1). So existieren in einigen Bundesländern Richtlinien, die die Anlage von künstlichen Speichern für die Bewässerung fördern (zum Beispiel Niedersachsen: PROFIL-Förderprogramm von 2007). Auch Talsperren werden als Speicher für Bewässerungswasser (SMUL 2009) und als Rückhalt für Hochwasser (KIT und Deltares 2010) eingesetzt. Besonders für die Talsperren steigen jedoch mit höherem Nutzungsdruck die Konflikte durch gegensätzliche Nutzungsinteressen, da zum Beispiel ein für die Trinkwasserversorgung oder Bewässerung gefüllter Speicher kein Hochwasser mehr aufnehmen kann. Im Rahmen des Klimawandels werden dem Talsperrenmanagement daher zukünftig wichtige aber auch schwierige Aufgaben bevorstehen (Rohn und Mälzer 2010).

Vermeidung von Wasserknappheit bzw. Wasserüberschuss durch angepasste Bodenbearbeitung bzw. Pflanzenbau

Um im Pflanzenbau den negativen Folgen von vermindertem Wasserangebot und erhöhtem Winderosionsrisiko in Trockenzeiten vorzubeugen, gibt es unter anderem Ansätze, durch Fruchtartenwahl bzw. Fruchtfolgegestaltung die Trockenresistenz der Anbausysteme zu erhöhen. Auch die Pflanzenzüchtungsforschung kann hier durch die gezielte Auswahl nützlicher Eigenschaften die Toleranz von Pflanzen steigern (VLK 2010). Um die unproduktive Verdunstung zu verringern, den Humusgehalt des Bodens zu verbessern, die Infiltration zu erhöhen und so auch das Risiko für Wassererosion durch Starkniederschläge zu verringern bzw. zu vermeiden, wurden bodenschonende Anbaumethoden wie zum Beispiel Mulchen, Zwischensaat sowie Direktsaat entwickelt (Rosner 2010; VLK 2010; UBA 2010b). Die Nachteile dieser Anbaumethoden, vor allem Ertragseinbußen, werden laut neuesten Forschungsergebnissen lediglich in

BOX 3-1: Beispiele dezentraler Maßnahmen für den Wasserrückhalt in der Fläche nach Merz et al. (2011); *verändert

ORT/TYP DER MASSNAHME	EINZELMASSNAHMEN	TYPISCHE SYNERGIEN
Siedlungsflächen	Regenwasserversickerung, Mulden-Rigolen-Systeme, Retentionsbodenfilter und Erdbecken, Entsiegelung	Hydraulische Entlastung des Kanalnetzes, Grundwasserneubildung
Landwirtschaftliche Flächen	Konservierende Bodenbearbeitung, Direktsaat, Tiefenlockerung, Flächenumwandlung, teilweise Aufforstung, Wasserrückhalt auf Weinbaufläche	Erosionsschutz, Grundwasseranreicherung
Waldflächen	Angepasste Waldwirtschaft, schonende Holzernte und Rücketechnologie	Ökologisch wertvolle Waldstandorte
Auenflächen, Moorflächen*	Anlage von Auwald, Wasserrückhalt in der Aue/in Mooren*	Ökologische Aufwertung der Auen, Klimaschutzwirkung der Moore*
Punktuelle Maßnahmen	Muldenspeicher, Kleinstspeicher, Hochwasserrückhaltebecken	Schaffung von Feuchtstandorten, Grundwasserneubildung, Wasserspeicher für Bewässerung*

den Umstellungsjahren beobachtet (Rosner 2010). Auch die Maschinenteknik arbeitet an einer Optimierung landwirtschaftlicher Maschinen, um die Bodenbearbeitungsverfahren weiter zu verbessern und zum Beispiel durch Vergrößerung der Reifenaufstandsfläche oder Verringerung der Radlast bzw. des Radschlupfes die Bodenverdichtung zu vermindern (Weyer und Boeddinghaus 2009).

Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) werden freiwillige Agrarumweltmaßnahmen (AUM) mit dem Ziel gefördert, ökologisch wertvolle Lebensräume, Gewässer bzw. Strukturelemente zu erhalten, die extensive/ökologische Landbewirtschaftung auszuweiten und die oben genannten Boden verbessernden bzw. Boden schonenden Anbauverfahren und Techniken zu unterstützen. Die Förderung ist jedoch mit sehr viel Bürokratie verbunden und daher für viele Landwirte noch unübersichtlich bzw. nur schwer zu praktizieren (UBA 2011b).

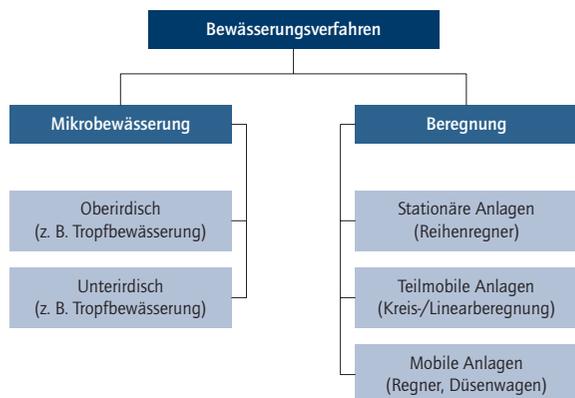
Anpassung an Wasserknappheit und Wasserüberschuss durch Bewässerung

Eine Anpassung an Wasserknappheit aufgrund geringer Niederschläge wird in der Landwirtschaft überwiegend durch Bewässerungssysteme erreicht. Die landwirtschaftliche Bewässerung dient einerseits der Ertrags-, andererseits aber auch der Qualitätssicherung. Der Bewässerungsbedarf, das heißt dem Wasserbedarf der Pflanze bei Trockenheit, steht die Bewässerungswürdigkeit, das heißt der wirtschaftliche Aspekt der Bewässerung gegenüber. Die Wirtschaftlichkeit von Bewässerungsmaßnahmen wird stark durch die Energie- und Produktpreise beeinflusst, hängt aber auch direkt von der Reaktion der Pflanze (Ertragssteigerung, Qualität) auf Zusatzwassergaben ab. Bewässerungsanlagen stehen heutzutage vorrangig auf Betrieben mit einem hohen Anteil bewässerungswürdiger Früchte (Kartoffeln, Sonderkulturen, etc.). Bei einem stabil bleibenden hohen Preisniveau für Druschfrüchte (Getreide, Raps)

ist auch bei diesen mit einer steigenden Bewässerungswürdigkeit zu rechnen (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2008).

Auf dem Markt existieren derzeit verschiedenste Bewässerungssysteme (siehe Abb. 3-4), die sich in ihrem Wasserverbrauch, ihrem Arbeitsaufwand und den Investitions- sowie Betriebskosten stark unterscheiden (KTBL 2009). Die Beregnungsverfahren, zum Beispiel mit Düsenwagen oder auch mit Kreis- oder Linearberegnung, sind in Deutschland am weitesten verbreitet. Der Vorteil (teil-)mobiler Beregnungsmaschinen ist ihr flexibler Einsatz auf verschiedenen Schlägen, ein Nachteil ist die schlechte Wasserverteilung bei Wind und der erhöhte Verdunstungsverlust sowie der durch den benötigten Wasserdruck hohe Energiebedarf (KTBL 2009). Mikrobewässerung ist die effizienteste Form der Bewässerung, da hier nur der pflanzennahe Teil des Bodens befeuchtet wird. Innerhalb dieser Gruppe gehört die Tropfbewässerung zu den fortgeschrittenen, aber auch teuren Verfahren.

Abbildung 3-4: Übersicht über gängige Bewässerungsverfahren in Deutschland.



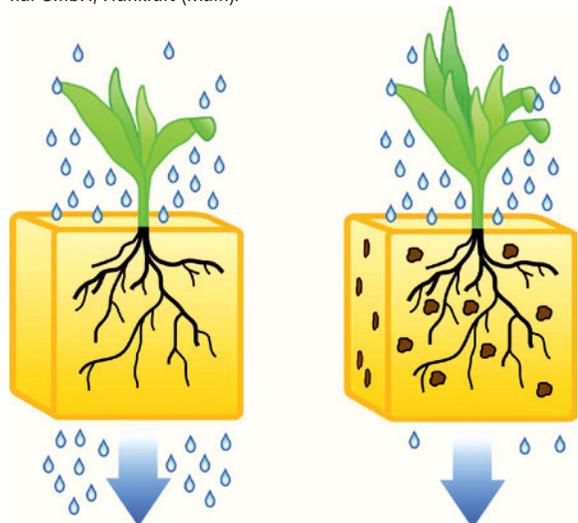
Die Anforderungen an eine ressourcenschonende Bewässerungstechnik sind eine präzise Wasserverteilung, eine gute Handhabung und vertretbare Kosten für eine wettbewerbsfähige Produktion (Sourell 2006). Die vertretbaren Kosten beinhalten die Investitionskosten, die gerade bei den effizienten Technologien sehr hoch sind. Finanzielle Anreize vonseiten des Bundes/der Länder gibt es kaum, da zum Beispiel in den GAK-Rahmenregelungen (*Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz*) auf Bund-Länderebene festgelegt wurde, dass Maschinen und Geräte der Außenwirtschaft nicht gefördert werden (BMELV 2010). Somit ist eine Förderung von Bewässerungsprojekten im Einzelbetrieb durch das Agrarinvestitionsförderprogramm (AFP) derzeit nicht möglich. Einige Länder haben daher eigene Förderrichtlinien ins Leben gerufen, so zum Beispiel der Freistaat Sachsen, der die „Anschaffung von umweltschonender, innovativer Spezialtechnik und bauliche Investitionen für die Bereitstellung von Beregnungswasser für die Tröpfchen- und Schlauchberegnung bei Freilandgemüse- und Kartoffelanbau“ fördert (Beregnungsrichtlinie RuL/2007, Freistaat Sachsen), oder Mecklenburg-Vorpommern, das den „Kauf von fabrikneuen, mobilen Beregnungsmaschinen und -anlagen“ fördert, „die flexibel im Bestand einsetzbar sind“ (Richtlinie zur Förderung des Kaufs mobiler Beregnungsmaschinen und -anlagen vom 02.02.2009). Hemmnisse für die Einführung innovativer Technologien in der Landwirtschaft sind meist die notwendige Abschreibung vorhandener Systeme und die hohen Investitions- und Lernkosten; aber auch die Konkurrenz zu anderen gewinnmaximierenden Maßnahmen, das Ausbildungsdefizit für den Einsatz der Technologien, ein zu aggressives Marketing mit übertriebenen Versprechungen oder die Unsicherheit über die Vorteile der Technologien (Gebbers et al. 2011). Bei der Planung einer Bewässerungsanlage zum Beispiel muss der Landwirt vorab den benötigten Zusatzwasserbedarf bzw. die Bewässerungshäufigkeit/-dauer abschätzen, die Standortverhältnisse prüfen (Klima, Hydrogeologie, Boden, Naturschutzbelange etc.), Wasserrechte bzw. Genehmigungen beantragen, den Kapitalbedarf (Investition, Abschreibung,

Arbeitsaufwand, Wasser-/Energiekosten) abschätzen und daraus die Rentabilität abwägen. Eine umfassende Prüfung aller möglichen Bewässerungssysteme und -technologien ist bei diesem Mehraufwand vom Landwirt alleine kaum zu erwarten.

Anpassung an Wasserknappheit und Wasserüberschuss durch den Einsatz von Bodenhilfsstoffen

Der Einsatz von Bodenhilfsstoffen zur Verbesserung der hydrologischen und physikalischen Bodeneigenschaften (Speicherung pflanzenverfügbaren Bodenwassers, Bodengefüge, Steigerung der Leistungs- und Ertragsfähigkeit eines Standorts, siehe auch Abb. 3-5), der für den Garten- und Obstbau schon seit längerem Stand der Technik ist, wird derzeit vermehrt auch für landwirtschaftliche Zwecke untersucht (Gerwin et al. 2011; Libra et al. 2011; Thörmann und Sourell 2011). Bodenhilfsstoffe sind Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die den physikalischen, chemischen oder biologischen Zustand des Bodens sowie seine Wasserhaltekapazität verbessern und die Wirksamkeit von Düngemitteln erhöhen,

Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der Wirkung von Bodenhilfsstoffen (hier: Superabsorber) im Boden. Quelle: Geohumus International GmbH, Frankfurt (Main).



bzw. deren Auswaschung verringern können. Es sind diverse Bodenhilfsstoffe auf dem Markt, die sich in ihrer Funktionalität und Zusammensetzung unterscheiden, wie zum Beispiel Produkte auf organischer Basis (Biokohle, HTC-Kohle, Kokosfasern), Produkte aus (Vulkan)Gestein, Superabsorber aus Kunststoff-Polymeren wie Polyacrylaten (Na/K) und Polyacrylamiden, Stoffe auf Algenbasis und aus Aluminiumsilikat sowie auch Kombinationen aus diesen Stoffen. Die Produktion und Anwendung von Bodenhilfsstoffen tangiert sehr viele Disziplinen. Der Forschungsbedarf ist daher in allen Phasen (Entwicklung, Produktion, Anwendung, Entsorgung) groß. Viele Verfahren und Anwendungen werden simultan in verschiedenen Branchen von unterschiedlichen Unternehmen (weiter)entwickelt und teils rechtlich geschützt. Ein Austausch zwischen den Akteuren ist meist kaum oder gar nicht gegeben.

Rechtlich dürfen Bodenhilfsstoffe nach Paragraph 4 der Düngemittelverordnung von 2008 (zuletzt geändert 2009) nur in den Verkehr gebracht werden, wenn „sie bei sachgerechter Anwendung die Fruchtbarkeit des Bodens, die Gesundheit von Menschen, Haustieren und Nutzpflanzen nicht schädigen und den Naturhaushalt nicht gefährden“. Außerdem dürfen zur Herstellung nur Ausgangsstoffe genutzt werden, die „einen pflanzenbaulichen, produktions- oder anwendungstechnischen Nutzen haben oder dem Bodenschutz oder der Erhaltung und Förderung der Fruchtbarkeit des Bodens dienen [...]“. Nach Paragraph 9 (2) dürfen Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate und Pflanzenhilfsmittel, zu deren Aufbereitung synthetische Polymere [...] verwendet werden, nur noch bis zum 31.12.2013 gewerbsmäßig in den Verkehr gebracht werden. Ab dem 31.12.2013 ist die Verwendung nur erlaubt, wenn sämtliche Bestandteile und das Endprodukt sich vollständig abbauen (DüMV 2008). Aktuell werden daher Methoden entwickelt, die die Abbaubarkeit von Superabsorbent (synthetischer Polymere) nachweisen können. Sobald Superabsorber und an-

dere Bodenhilfsstoffe als Depotdünger (das heißt versetzt mit Makronährstoffen in bestimmten Konzentrationen) eingesetzt werden, gelten sie nicht mehr als Bodenhilfsstoff, sondern als Düngemittel und würden so vollständig der Düngemittelverordnung unterliegen. Dies zöge weitere umfangreiche Anforderungen an das Produkt nach sich, die ebenfalls wissenschaftlicher Begleitforschung bedürfen.

Absicherung von Schäden durch Wasserknappheit und Wasserüberschuss durch Versicherungslösungen

Auch wenn noch über das konkrete Ausmaß diskutiert wird, so ist davon auszugehen, dass es durch den Klimawandel zu einer Zunahme der Häufigkeit und Intensität und auch des Schadpotenzials extremer Wetterereignisse kommt (Becker 2011; Gerstengarbe 2011). Vor allem die Land- und Forstwirtschaft sowie der Obstanbau werden davon betroffen sein. Auch hier sind regionale Differenzierungen notwendig: für Sachsen zum Beispiel werden einschneidende Änderungen erst im letzten Drittel des 21. Jahrhunderts erwartet; bis 2050 sind die prognostizierten Veränderungen dort tendenziell gering (LfULG 2009). Grundsätzlich ist der Einfluss des Wetters auf die landwirtschaftliche Produktion, speziell auf den Ackerbau, eine der größten Risikoquellen für landwirtschaftliche Betriebe. Auch für die Forstwirtschaft steigt das wirtschaftliche Risiko durch vermehrte Sturmschäden, Spätfröste und die erhöhte Waldbrandgefahr in Trockenzeiten. In ihrer Schadhöhe spielten und spielen landwirtschaftliche Trockenschäden die größte Rolle, allein mit über fünf Milliarden Euro Schadenssumme in den Jahren 1991 bis 2007. Im Vergleich hierzu waren die Schäden durch Starkregen (670 Millionen Euro) oder Hagel (1,7 Milliarden Euro) im selben Zeitraum relativ gering (Keller 2010). Auch durch eine zunehmende Volatilität der Märkte, die zunehmende Spezialisierung der Betriebe und die immer größeren Marktabhängigkeiten nehmen die Risiken für die betriebliche Existenz zu (Schaffnit-Chatterjee 2010). Eine Einschränkung der Produktion (zum Beispiel

Anbau nur in Gebieten mit geringem Risiko) ist jedoch in Zeiten steigender Lebensmittel-/Energienachfrage und Flächenknappheit unrealistisch. Die Herausforderung besteht eher darin, die Risiken auf ein erträgliches Maß zu reduzieren. Eine Absicherung gegen Risiken ist dabei ein Weg, mit existenzbedrohenden Ereignissen umzugehen, das heißt das Risiko zu transferieren (Prettenthaler et al. 2006). Der Bedarf an Risikotransfer kann auch anwachsen, wenn Banken zunehmend eine bessere Kreditabsicherung bei Neuinvestitionen fordern.

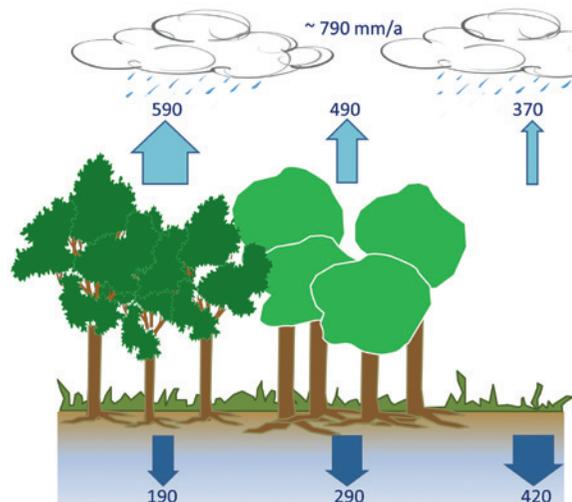
Während das Hagelrisiko in Deutschland derzeit schon in breitem Maße privatwirtschaftlich über die Hagelversicherung abgedeckt wird, besteht für andere Wetterrisiken dagegen nur begrenzter Versicherungsschutz (GDV 2008). In anderen Ländern, wie zum Beispiel in den USA, Kanada, aber auch in Spanien, Portugal, Griechenland und Österreich, bieten staatlich gestützte Versicherungslösungen weitgehenden Schutz. Landwirtschaftliche, gartenbauliche und Sonderkulturen können dort gegen Naturgefahren wie Dürre, Starkregen, Frost und Sturm versichert werden. Anders als in Deutschland trägt dabei der Staat das Grundrisiko beim Versicherungsschutz und ermöglicht ermäßigte Prämien bzw. Beiträge für die Landwirte durch staatliche Zuschüsse, die oft bis zur Hälfte der Beitragshöhe ausmachen (Keller 2010). Die Bundesregierung sieht bislang keine Notwendigkeit einer subventionierten Mehrgefahrenversicherung. Die Möglichkeit, aus Direktzahlungen Prämien für Ernteversicherungen zu subventionieren (Artikel 68 und 69 der EG VO Direktzahlungen GAP), hat Deutschland bisher nicht in Anspruch genommen. Die zunehmenden Aktivitäten der Nachbarländer haben aber zu einer intensivierten Diskussion geführt (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik 2011), die – auch im Rahmen der nötigen landwirtschaftlichen Chancengleichheit der EU Länder – dringend weitergeführt werden muss.

3.2.3 LÖSUNGSANSÄTZE UND INNOVATIVE TECHNOLOGIEN

Verbesserter Wasserrückhalt in der Landschaft

Waldumbau: Im Kontext der Anpassung von Wäldern an den Klimawandel und der Bewirtschaftung von Wäldern mit dem Ziel der Mitigation der überregionalen/globalen Zunahme von Trockenheit und Erwärmung sollten je nach den regionalen und lokalen Gegebenheiten folgende Ziele beim Waldumbau im Vordergrund stehen: 1) Die Verringerung der unproduktiven Wasserverdunstung von Nadelwäldern, deren immergrüne, dichte Kronen bis zu einem Fünftel der Niederschläge nicht zum Boden gelangen lassen (siehe Abb. 3-6). Vor allem in Gebieten mit geringer Grundwasserneubildung kann der Waldumbau eine bewährte Maßnahme zur Verbesserung der Wasserbilanz sein.

Abbildung 3-6: Veranschaulichung der hydrologischen Kennwerte verschiedener Bestandstypen (links: Kiefernwald, Mitte: Buche/Eiche-Mischwald, rechts: Grasland). Hellblaue Pfeile zeigen die mittlere Gesamtverdunstung (Interzeption, Transpiration, Bodenevaporation), dunkelblaue Pfeile die mittlere Tiefenversickerung in Litern pro Quadratmeter und Jahr (= mm/a) an. Niederschlag ca. 790 mm/a. Alle Werte gerundet. Eigene Darstellung, Werte aus Zimmermann et al. (2008).



2) Die Erhöhung der Effizienz der Wassernutzung durch Baumartenwahl. 3) Die langfristige Vergrößerung der Wasserspeicherkapazität des Bodens durch die Wahl von tiefwurzelnenden Baumarten, welche die von flachwurzelnenden Nadelbäumen nicht erschlossenen tieferen Bodenhorizonte mit organischer Substanz anreichern und das Porenvolumen verbessern, und 4) die Vergrößerung der Speicherung von Kohlenstoff und Stickstoff im Boden durch Wahl tiefwurzelnender Baumarten und Förderung der Kraut- und Strauchschicht. Bodenhilfsstoffe und Nährstoffträger aus dem Recycling von Biomasse sind hier potenziell einsetzbar.

Bei ausreichenden Niederschlägen und entsprechend fruchtbaren Böden ist auch der Umbau von Wäldern zu Biomasseplantagen (Kurzumtriebwälder) als Quelle nachwachsender Energieträger zur Mitigation der Treibhausgasfreisetzung aus fossilen Energieträgern eine Option. Wegen der im Vergleich zur Schnitt- und Industrieholzproduktion geringeren Wertschöpfung ist dies nur bei zusätzlicher Förderung aus öffentlichen Mitteln möglich. Hinsichtlich der Option des zeitlichen oder räumlichen Wechsels zwischen Holzpflanzen und krautigen Pflanzen besteht Forschungsbedarf.

Funktionale Neugestaltung der Landschaft durch Einbringungen von Waldelementen: In der Agroforstwirtschaft zum Beispiel wird der Anbau mehrjähriger verholzender Pflanzen mit dem von annualen Pflanzen bzw. von Grünland verknüpft. Damit kombiniert die Agroforstwirtschaft forst- und landwirtschaftliche Produktion auf derselben Fläche. Bei einer gezielten Anordnung der unterschiedlichen Kulturen können deutliche ökonomische und ökologische Vorteile für die Fläche erzielt werden (zum Beispiel durch die tiefengeschichtete Bodendurchwurzelung). Dieses vormals auch in Deutschland recht häufige Anbausystem ist aufgrund seiner Multifunktionalität wieder vermehrt im Fokus der Forschung. So wurde zum Beispiel festgestellt, dass Flächen mit Agroforstsystemen einen verbesserten Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt

(Stickstoff-Fixierung, Nährstoffpumpe) bzw. eine erhöhte Wasserspeicherkapazität aufweisen und die Gefahr der Bodenerosion verringert wird (Springmann et al. 2010; UFZ 2010). Auch für Rekultivierungsflächen, zum Beispiel Bergbaufolgestandorte, wurden positive ökologische und auch ökonomische Effekte durch Agroforstsysteme festgestellt (Bens et al. 2006; Grünwald et al. 2007). Die funktionale Neugestaltung von Landschaften – insbesondere von Extremstandorten wie Bergbaufolgelandschaften – sollte daher unter Berücksichtigung der standörtlichen Möglichkeiten verstärkt Eingang in die Landschafts- bzw. Raumplanung finden.

Speicher: Regional differenziert und auf Basis von Einzelfallprüfung lässt sich durch die Erarbeitung einer Nutzungsstrategie für Talsperren bzw. Kleinspeicher ein an die regionalen Bedürfnisse angepasster Wasserrückhalt bzw. eine nachhaltige Wassernutzung erreichen (SMUL 2009). Speicherbecken sollten daher intensiver für ein integriertes multifunktionales Hoch- und Niedrigwassermanagement eingesetzt werden. Sie könnten so zum Beispiel helfen, die Ansprüche des Naturschutzes (Mindestwasserführung in Flüssen), der Hochwasservorsorge (Wasserrückhalt) aber auch der Landwirtschaft (Bewässerungswasser) zu erfüllen (siehe auch Kap. 2.4). Vor allem für natürliche multifunktionale Speicher stellt sich allerdings die Frage nach den ökologischen Auswirkungen eines ständig wechselnden Wasserstandes, die weiter zu erforschen sind. Generell ist immer auch die Finanzierbarkeit und die Akzeptanz solcher und ähnlicher Konzepte zu prüfen.

Förderung von Mikrobewässerung, Bewässerungssteuerung und Fertigation

Der Strukturwandel in der Landwirtschaft und die Auswirkungen des Klimawandels werden in Zukunft zu einem erhöhten Wasserbedarf führen. Auch die steigenden Anforderungen an Ertragsmenge und -qualität werden eine vermehrte Nutzung von Bewässerungstechnik nach sich

ziehen. Damit das nutzbare Grundwasserdargebot nicht überschritten wird, müssen jetzt schon Vorsorgemaßnahmen getroffen, bzw. Alternativen gesucht werden. Eine Anschubförderung für den Kauf von wassereffizienten Bewässerungstechnologien würde Landwirten einen Anreiz für solch eine Investition geben. Ein zusätzliches Hemmnis für die Einführung innovativer Bewässerungstechnologien ist der hohe Informations- bzw. Lernaufwand und das Ausbildungsdefizit für den Einsatz der Technologien, das nur durch eine gründliche Beratung der Landwirte überwunden werden kann.

Technologie Tropfbewässerung: Zunehmend erfolgt der Einsatz von Tropfbewässerungen automatisiert unter Einsatz zusätzlicher Technik wie Sensoren, Druckregulatoren, Magnetventilen und neuen Generationen von Steuergeräten, die gezielt die Höhe und den Zeitpunkt der Wassergaben regeln und so die Effizienz, den Ertrag sowie die Produktqualität steigern. Da in Deutschland der Anspruch an die Qualität der Lebensmittel zunimmt, könnte das zu einer größeren Attraktivität für Investitionen in diese Bewässerungstechnik führen. Lohnende Kulturen für Tropfbewässerung sind in Deutschland derzeit Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln, Gemüse (zum Beispiel Zwiebeln, Spargel), Wein und verschiedene Obstsorten. Vorteile der Tropfbewässerung sind außerdem die gleichmäßige Wasserverteilung im Boden, weniger Pilz- oder Schädlingsbefall und kein Verbrennen der Blätter durch den Verzicht auf Befeuchtung oberirdischer Pflanzenteile sowie eine deutliche Wasserersparnis im Vergleich zu herkömmlichen Technologien. Die Verlegung der Tropfrohre ist allerdings aufwändig und die Bodenbearbeitung ist durch die Tropfrohre eingeschränkt. Neuere Entwicklungen bei der Tropfbewässerungstechnik sind unter anderem vollständig druckkompensierende Tropfschläuche mit geringen Verstopfungsanfälligkeiten, die Haltbarkeit bzw. Wiederverwendbarkeit der Schläuche bis zu zehn Jahren, die vollautomatische Bewässerungssteuerung (zum Beispiel mit Hilfe von Bodenfeuchte-Sensoren) und Tropfbewässerung

mit Klarwasser bzw. Regenwasser. Trotz aller Vorteile sind Tropfbewässerungsanlagen in Deutschland noch wenig verbreitet (KTBL 2009).

Technologie teilflächenspezifische Bewässerung/Fertigation: Derzeit geht die Entwicklung neuer Technologien in der Landwirtschaft in Richtung Sensortechnologie, Maschinensteuerung und Datenmanagement, was dazu führt, dass die Landmaschinen in der Außenwirtschaft immer effizienter, exakter und sensibler auf die wechselnden Bedingungen im Ackerbau reagieren können (siehe auch Kap. 2.5.3). Der Präzisionslandbau zum Beispiel basiert auf dem Konzept der Optimierung und Effizienzsteigerung des Pflanzenbaus durch eine teilflächenspezifische Behandlung der Ackerfläche. Bei der teilflächenspezifischen Bewässerung werden im Feld gemessene bzw. durch Fernerkundung detektierte, räumliche Variationen des Bodens, der Bodenfeuchte und anderer Umweltfaktoren, die das Wachstum der Pflanzen beeinflussen (zum Beispiel lokale Witterung), in ihrer Heterogenität berücksichtigt, und das Bewässerungswasser wird kontrolliert eingesetzt. Ein weiterer wichtiger Bereich des Präzisionslandbaus ist die Steuerung der Düngemittelzugabe, so wie es bei der Stickstoffdüngung bereits praktiziert wird. Durch eine Kombination von (Flüssig-)Düngung und Bewässerung (die sogenannte Fertigation), zum Beispiel in einem Tropfbewässerungssystem, lässt sich ein sehr hohes Maß an Effizienz erreichen, da die Pflanze den Dünger bei optimaler Bodenfeuchte am besten aufnehmen bzw. nutzen kann, und so kein Stickstoffverlust entsteht. Die gesteuerte Fertigation könnte für die Landwirtschaft einen wichtigen Beitrag zur Reduzierung der Stickstoffbelastung unserer Gewässer und damit zum Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie darstellen.

Erforschung und Einsatz von Bodenhilfsstoffen

Die Nutzung von Bodenhilfsstoffen, vor allem von Superabsorbentpolymeren und Bio- bzw. HTC-Kohle, ist ein potenziell zukunftsweisender Lösungsansatz zur Verbesserung der

Wasserhaltekapazität von Böden. Die derzeit noch bestehenden Wissenslücken müssen jedoch gezielt bearbeitet und gut koordiniert werden. Ein Netzwerk zur Koordinierung der vielfältigen F&E-Aktivitäten, zur Definition von Produkthanforderungen und zur Entwicklung von Methoden sowie zur Beschreibung des Wissensstandes und der Identifizierung von Wissenslücken ist daher dringend erforderlich.

Technologie Superabsorber: Superabsorber, das heißt aus Kunststoff-Polymeren aufgebaute Bodenhilfsstoffe, führen aufgrund ihrer Quelleigenschaft nachweisbar zu einer – mindestens kurzfristigen – Steigerung des pflanzenverfügbaren Wassers im Boden (siehe Abb. 3-5). Dagegen ist die langfristige in-situ Wasserspeicherung noch nicht belegt, da hier eine Überlagerung von mehreren bodenverbessernden Effekten möglich ist (Gerwin et al. 2011). Anwendungsmöglichkeiten für Superabsorber sind zum Beispiel Grünanlagen, Neuanpflanzungen, Baumschulen, Rekultivierungsflächen, Landwirtschaft, Gartenbau und Plantagen. Die größten Potenziale für Superabsorber können derzeit in der Etablierung von Neuanpflanzungen (initiale Habitatverbesserung) gesehen werden.

Technologie Biokohle: Die thermische Umwandlung von nachwachsenden Rohstoffen und organischen Reststoffen zu Biokohle ist ebenfalls ein vielversprechendes Verfahren. Es werden thermische Verfahren für die Produktion von kohleähnlichen Feststoffen entwickelt, die Biokohlen aus trockenen (Pyrolyse, thermokatalytische Niedertemperaturkonvertierung) sowie aus nassen Verfahren (HydroThermale Karbonisierung, HTC) erzeugen. Das HTC-Verfahren erweitert dabei die möglichen Ausgangsstoffe um nasse organische Reststoffe und stellt somit eine Nutzungsoption für Stoffströme aus der Landwirtschaft (Gülle, Biogasgärreste) sowie aus der kommunalen und industriellen Abwassertsorgung (Schwarzwasser, Schlämme) dar (Libra et al. 2011). Das Potenzial verfügbarer Rest- und Abfallstoffe aus Ernte- und Verarbeitungsrückständen, Biokomposten

und Klärschlämmen zur Produktion von Biokohlen wird jedoch tendenziell überschätzt. Diese sind entweder bereits umfassend in Verwendungslinien integriert (siehe dazu Schuchardt und Vorlop 2010) oder aber aufgrund von Kontaminanten oder gesetzlichen Regelungen über maximale Anwendungsmengen nur bedingt geeignet. Unbedingt zu beachten sind daher Konzepte zur realen Verfügbarkeit der Ausgangs- bzw. Reststoffe im regionalen Kontext sowie vor allem auch die gesetzlichen Regelungen zum Qualitätsmanagement der Produkte und zu den Vorsorgeprinzipien des Bodenschutzes.

Prüfung einer Versicherungslösung (Mehrfahrenversicherung)

Aufgrund des steigenden Risikos der landwirtschaftlichen und forstlichen Produktion sollten staatliche und private Investitionen in eine nachhaltig gesicherte Land- und Forstwirtschaft verstärkt werden. Eine staatlich gestützte Mehrfahrenversicherung wäre hier eine Lösung, die ad-hoc Zahlungen bei Schadensereignissen zu ersetzen. Für solch eine Lösung müssten zuallererst die verschiedenen Organe (Kammern, Dach-/Verbände etc.) der Land- Obst-, Gartenbau- und Forstwirtschaft involviert und aufgeklärt werden und die vom Landwirt einzuhaltenden Rahmenbedingungen bzw. Risikovorsorgemaßnahmen für diese Mehrfahrenversicherung (flankierende Maßnahmen wie zum Beispiel angepasste Bodenbearbeitung) bestimmt werden. Das Bewusstsein der Landwirte für die bestehenden und kommenden Risiken im Rahmen des Klimawandels sollte außerdem durch eine verbesserte Ausbildung der Landwirte gefördert werden.

Technologien: Fernerkundungstechnologien könnten für die Schadensermittlung einer Ernteversicherung eingesetzt werden; dabei sollte aber darauf geachtet werden, dass die Rahmenbedingungen (zum Beispiel Methode der Schadensermittlung) an die Möglichkeiten der Technologien angepasst werden. Ein vielversprechender Ansatz ist zum Beispiel die Kalibrierung der Fernerkundungsdaten durch eine

Direktverbindung mit Ertragssensoren (auf landwirtschaftlichen Maschinen) und punktuelle Wiegungen, um die Satellitendaten zeitgenau mit den Felddaten zu kalibrieren.

3.2.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Stärkung des Wissenstransfers und der Zusammenarbeit von Wissenschaft und Wirtschaft

Wasser ist ein entscheidender Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes. Industrieprozesse, Energieerzeugung, Wasser- und Abwasserversorgung und die landwirtschaftliche Produktion sind direkt davon abhängig. Die Wirtschaft wie auch die Wissenschaft suchen stetig nach ökonomisch sinnvollen und umweltverträglichen Technologien, um in Trockenzeiten Wasser effizient zu nutzen, effektiv in der Landschaft zurückzuhalten oder auch, um bei Starkregen bzw. Hochwasser dem Wasserüberschuss zu begegnen. Ein wichtiger Schritt von der Forschung hin zur Praxis ist hierbei der Wissenstransfer durch wissenschaftliche wie auch praxisnahe Veröffentlichungen und andere Kommunikationsformen. Kooperationen zwischen Wirtschaft und Wissenschaft sind essentiell, um gerade mittelständische Unternehmen bei Forschungs- und Entwicklungsarbeiten für innovative Produkte zu unterstützen und so für einen Austausch zwischen beiden Sektoren zu sorgen (zum Beispiel ZIM – zentrales Innovationsprogramm Mittelstand des BMWi). Bei allen Kooperationsformen ist der bürokratische Aufwand auf das notwendige Mindestmaß zu reduzieren.

(2) Regionale Bewertung und multifunktionale bzw. flexible Anpassungen schaffen

Die erwarteten Folgen des Klimawandels in Landschaften müssen funktional und nach Landnutzungssektoren regional differenziert bewertet werden. Daraus sind Folgerungen für landschaftsbezogene Strategien zur Gestaltung des Wasserhaushalts von Landschaften zu ziehen. Neben Anpassungsstrategien für Land- und Forstwirtschaft sind vor allem funktionale Gesichtspunkte zur Neuordnung von

Landschaftsstrukturen gemeinsam mit regionalen Akteuren zu erarbeiten. Kriterien sind dabei die Risikominderung bei der Wasser- und Winderosion und der optimalen Gestaltung des Wasserhaushalts durch Flurneugliederung. Die Umsetzung hierzu bedarf einer sowohl ökologischen wie betriebswirtschaftlichen Begleitung und der Einbeziehung von Agrarumweltmaßnahmen. Anpassungsmaßnahmen sollten vorausschauend in Landesentwicklungs- und Regionalpläne einbezogen werden (siehe zum Beispiel www.regklam.de).

(3) Wassereffizienz in der Landwirtschaft durch gezielte Maßnahmen unterstützen

Landwirtschaftliche Erzeugnisse liefern die Grundlage für die Versorgung mit Nahrungs- und Futtermitteln, sowie auch mit nachwachsenden Rohstoffen wie zum Beispiel Energiepflanzen. Die hohe Produktivität hat jedoch regional zum Teil starke Auswirkungen auf die Wasserressourcen der Landschaft. In landwirtschaftlich hochproduktiven Gegenden und auf trockenheitsgefährdeten Standorten können – verstärkt durch die Auswirkungen des Globalen Wandels – in Zukunft vermehrt Wasserengpässe auftreten. Aufgrund des gerade in diesen Gebieten erhöhten Wasserbedarfs der Landwirtschaft sollte der Einsatz wassereffizienter Technologien bzw. wasser- und bodenschonender Praktiken attraktiver gemacht werden. Dies kann insbesondere durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- **Förderung der Investitionen in effiziente Bewässerungstechnik**
Bundesweite Anreiz- und Honorierungssysteme für den Kauf effizienter technischer Lösungen wie zum Beispiel der Tropfbewässerung erhöhen die Attraktivität wassersparender Technologien. Dies schließt auch den Einsatz präziser Kontroll- und Steuerungstechnologien für die Bewässerung mit ein. Letzteres führt nicht nur zu einer gesteigerten Wassereffizienz, sondern kann auch zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Gewässer beitragen.

- **Beratungs- und Ausbildungsangebote verstärken**
Einzelbetriebliche Beratungsmaßnahmen im Sinne einer nachhaltigen Landwirtschaft müssen ausgebaut werden. Generell ist die Ausbildung der Landwirte zu Wassermanagern wünschenswert, was zum Beispiel durch erweiterte Aus- und Weiterbildungsangebote (Seminare, Workshops) zu erreichen ist. Grundsätzlich gilt es, die vorhandenen versuchstechnischen Infrastrukturen zu erhalten und weiter für den Wissenstransfer zu nutzen.
- **Entwicklungs- bzw. technische Zusammenarbeit**
Der Technologiestandort Deutschland kann mit innovativen technischen Lösungen und dem Aufbau von Fachkompetenz nicht nur im eigenen Land, sondern auch weltweit zur Lösung wasserbezogener Probleme beitragen. Im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit ist daher weiterhin (siehe zum Beispiel Maßnahmen des BMZ) ein Schwerpunkt auf die Entwicklung und Anwendung angepasster Technologie- und Managementlösungen zu setzen, um in den von Wasserproblemen am stärksten betroffenen Ländern den Aufbau einer wassereffizienten Landwirtschaft zu unterstützen.
- **Weiterer Forschungsbedarf**
Forschungsbedarf besteht in der Optimierung der Bewässerungstechnik im Hinblick auf die Reduktion des Nährstoffeintrags in Gewässer zum Beispiel durch Fertigation, in der Erforschung der Möglichkeiten zur Nutzung alternativer Wasserquellen für die Bewässerung und in der Modellierung der künftigen Entwicklung von Bewässerungsflächen in Deutschland mit dem daraus resultierenden Einfluss auf die Landschaftswasserressourcen.

(4) Funktionalität und Einsatzmöglichkeiten von Bodenhilfsstoffen erforschen

Bodenhilfsstoffe sind eine potenziell zukunftssträchtige Technologie, um die Wasserspeicherkapazität und die Ertragsfähigkeit landwirtschaftlicher Böden zu erhöhen. Sie

werden hergestellt aus natürlichen oder synthetischen Substraten und werden derzeit schon im Garten- und Obstbau zur Verbesserung des Wasser- und Nährstoffhaushalts von Böden eingesetzt (Superabsorber). Bodenhilfsstoffe können außerdem zur Kohlenstoff-Speicherung im Boden beitragen („C-Sequestrierung“, zum Beispiel Biokohle). Der Einsatz von Bodenhilfsstoffen zeigt laut neuesten Forschungsergebnissen auf trockenheitsgefährdeten und Grenzertragsstandorten durchaus die gewünschten Effekte (Gerwin et al. 2011). Auch für den Export in aride Gebiete könnten Bodenhilfsstoffe daher von Interesse sein. Dennoch ist vor einer flächenhaften Anwendung zu beachten:

- **Ausarbeitung des rechtlichen Rahmens**
Bei der Anwendung von Bodenhilfsstoffen im Freiland sind in jedem Fall die rechtlichen Vorgaben zur Vorsorge bezüglich möglicher Kontamination zu erfüllen. Die Anforderungen an die Produkte sind dabei gesetzlich noch klarer zu formulieren. Zu beachten ist, dass die Anforderungen je nach Produktart (Superabsorber, Biokohle etc.) sowie nach Einsatzgebiet (Bodenverbesserung, Kohlenstoff Speicherung etc.) unterschiedlich sein können und daher produktspezifisch aufzuführen sind.
- **Wissensstand über die Eigenschaften und Wirkungen von Bodenhilfsstoffen ausbauen**
Die Produktion und Anwendung der Bodenhilfsstoffe tangiert viele Bereiche. Der Forschungsbedarf ist daher in allen Phasen (Entwicklung, Produktion, Anwendung, Entsorgung) sehr groß. Gerade die Identifikation der möglichen Risiken für die Umwelt (zum Beispiel eine Schadstoffanreicherung) sowie die Kohlenstoff-Bilanzierung für die Bio- bzw. HTC-Kohle muss Bestandteil einer verantwortungsbewussten Bodenhilfsstoff-Forschung sein. Generell sind aufgrund der in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial und vom Herstellungsverfahren stark variierenden Produkteigenschaften von Bodenhilfsstoffen die physikalischen und chemischen Wirkungen der Produkte sowie deren Zwischen- und Abbauprodukte

durch geeignete Analysen und Labortests ausreichend zu charakterisieren, bevor sie im Freiland eingesetzt werden.

(5) Land-/forstwirtschaftliche Versicherungslösungen prüfen

Aufgrund des steigenden Risikos der landwirtschaftlichen und forstlichen Produktion sollten staatliche und private Investitionen in eine nachhaltig gesicherte Land- und Forstwirtschaft verstärkt werden. Für diese staatlichen und privaten Investitionen ist – auch im Rahmen der nötigen landwirtschaftlichen Chancengleichheit der EU-Länder – ein internationaler Angleich der Förderkriterien zu schaffen. Die Einführung und Förderung einer staatlich gestützten Mehrgefahrenversicherung in Deutschland muss geprüft werden, in der Zwischenzeit sollte der Steuersatz für privatwirtschaftliche Mehrgefahrenversicherungen dem der Hagelversicherung mit reduziertem Steuersatz angeglichen werden.

3.3 RÜCKKOPPLUNG VON PROZESSEN IM MITTEL-EUROPÄISCHEN RAUM MIT GLOBALEN PROZESSEN

3.3.1 HERAUSFORDERUNG

Angesichts der fortschreitenden Globalisierung und der damit verbundenen stärker werdenden Verknüpfung von globaler Wirtschaft und lokaler Produktion von Gütern ändern sich weltweit die Ressourcenströme. Die regional zum Teil sehr stark divergierende Bevölkerungsentwicklung und die ungleiche Verteilung der globalen Ressourcen führen außerdem immer wieder zu lokalen Engpässen insbesondere bei Wasser, Nahrungsmitteln und Energie. Der steigende Konsum einer wachsenden Erdbevölkerung erhöht den Flächenbedarf und resultiert in steigendem Wassermangel bzw. einer Degradation der Wasserqualität in einigen Regionen (Teutsch und Krüger 2010). Hinzu kommt, dass sich die

Folgen des Klimawandels immer spürbarer auswirken. Die Klimaänderungen werden unter anderem die Saisonalität der Niederschläge und die Extremereignisse beeinflussen. Insbesondere in Gebieten mit bereits jetzt angespanntem Wasserhaushalt sind starke Auswirkungen zu erwarten.

Um diese Entwicklungen zu beeinflussen und potenziell negativen Auswirkungen entgegenzuwirken, aber auch um neue Chancen zu nutzen, sind Strategien für die Steuerung der Ressourcenströme erforderlich, die Vernetzungen und Rückkopplungen zwischen den regionalen und weltweiten Einflüssen berücksichtigen. In einer regional integrierten Managementstrategie ist daher die Betrachtung des regionalen wie auch des überregionalen Ressourcenaustauschs (Wasser, Stoffe und Energie) notwendig. Zudem müssen Maßnahmen zur Steigerung regionaler Wassereffizienz (lokal/global) bewertbar werden.

3.3.2 WISSENSSTAND

Die folgenden Ausführungen sind in wesentlichen Teilen im Rahmen einer von acatech in Auftrag gegebenen Expertise erarbeitet und als Materialienband dieses Vorhabens veröffentlicht worden (Schubert 2011).

Globale und regionale Wasserressourcen

Um die Versorgung der Menschen mit Süßwasser (im Folgenden nur „Wasser“ genannt) bewerten zu können, ist die globale Wasserverfügbarkeit kein ausreichendes Kriterium. Denn global gesehen ist für alle Menschen genug Wasser vorhanden (Lozán et al. 2005). Wichtiger ist daher die Betrachtung der regionalen Wasserverfügbarkeit. Es gibt Regionen mit Wasserüberschuss, Gebiete mit guter bis ausreichender Wasserversorgung, sowie Regionen mit Wasserknappheit (1.700 bis 1.000 Kubikmeter Wasser pro Einwohner und Jahr verfügbar), mit erheblichem Wassermangel (< 1.000 bis 500 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr)

und mit extremem Wassermangel (< 500 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr) (Falkenmark und Widstrand 1992). Schließlich ist noch die zeitliche Wasserverfügbarkeit zu berücksichtigen. Eine Trockenheit während der Vegetationsperiode zum Beispiel beeinflusst den Flächenertrag in der Landwirtschaft und kann meist nur durch eine zusätzliche Bewässerung ausgeglichen werden. Regionen, die infolge einer Wasserknappheit keine ausreichende eigene Landwirtschaft betreiben können, müssen Rohstoffe für Lebensmittel und Tierfutter aus anderen Ländern beziehen.

Da Pflanzen bis zur Ernte große Wassermengen erfordern, wird für die Nahrungsmittelproduktion der überwiegende Teil des vom Menschen genutzten Wassers benötigt. Wie noch zu erläutern ist, sind zur Produktion von einem Kilogramm Lebensmittel ca. 1.000 bis 10.000 Liter Wasser erforderlich. Dem Transport von einem Kilogramm Lebensmittel steht also der Transport der 1.000-10.000 fachen Wassermasse gegenüber. Doch wie können die Wasserströme sichtbar gemacht werden? Und wie kann diese „Sichtbarmachung“ dazu dienen, global gesehen, eine nachhaltige Wassernutzung zu fördern? Diese Überlegungen liefern die Grundlage für das Konzept des „Virtuellen Wassers“ (siehe auch Schubert 2011).

Virtuelles Wasser

Das gedankliche Konzept des Virtuellen Wassers (virtual water) wurde 1994 von Allen eingeführt (Allan 1994; WWC 2004). Es beruht auf Analysen israelischer Wasserexperten, die festgestellt hatten, dass es für ihr wasserarmes Land sinnvoller ist, wasserintensive Agrarprodukte zu importieren als selbst anzubauen oder sogar zu exportieren (WWC 2004). Der Hydrologe Allen hat versucht, mit dem Begriff des Virtuellen Wassers die tatsächliche Menge des vom Menschen genutzten Wassers zu verdeutlichen. Ferner können mit Hilfe des Konzepts Virtuelle Wasserströme verfolgt werden, da beim Handel mit Gütern, zu deren Herstellung

große Wassermengen benötigt werden, dieses Wasser als virtuell transferiert („Virtueller Wasserhandel“) betrachtet werden kann (Hoekstra 2003; WWC 2004).

Das Konzept des Virtuellen Wassers klingt einfach, ist jedoch in der praktischen Ausführung schwierig. Zunächst ist die Art der Wassernutzung zu beachten. Wird Wasser durch die Nutzung lediglich verunreinigt, lässt es sich durch eine Reinigung wiederverwenden. Wasser, das in die Atmosphäre verdunstet, ist dagegen für den betrachteten Bilanzraum verloren und kann regional als verbraucht angesehen werden. Der überwiegende Wasserbedarf, der bei der Fertigung beispielsweise von Industrieprodukten, im Haushalt oder bei der Be- und Verarbeitung von Rohstoffen zu Nahrungsmitteln benötigt wird, ist daher anders zu bewerten als die für die Evapotranspiration benötigte Wassermenge zur Erzeugung von Agrarrohstoffen.

Das auf die Produktmasse bezogene virtuelle Wasservolumen wird häufig als Virtueller Wassergehalt eines Produkts bezeichnet (zum Beispiel Brot ~1.300 Liter pro Kilogramm). Das Produkt kann allerdings ein Vor- (zum Beispiel Kaffeebohne gleich nach der Ernte), Zwischen- (geröstete Kaffeebohne) oder Endprodukt (trinkfertiger Kaffee) sein. Eine genaue Produktbezeichnung ist hier nötig, da das bezogene Volumen um mehr als den Faktor 10 schwanken kann. Ungenaue Produktbezeichnungen sind die Ursache für viele nicht nachvollziehbare Angaben zum Virtuellen Wasser.

Wird das geerntete Material außerdem unterschiedlich genutzt, sollte das Virtuelle Wasser den jeweiligen Teilmenge anteilig zugeordnet werden. So wären es bei Getreide einerseits die Körner oder das daraus produzierte Mehl für die menschliche Ernährung, andererseits Stroh und Spelzen beispielsweise zur Gewinnung von Energie. Die einzelnen Teilmenge können massen- oder wertmäßig zugeordnet werden. Die damit zusammenhängende Problematik wird

BOX 3-2: Was ist Virtuelles Wasser?

Das zur Erzeugung eines Produktes (Nahrung, Auto, Kleidung etc.) benötigte Wasser wird als ‚Virtuelles Wasser‘ bezeichnet. Bei Pflanzen schließt dies das während der Vegetationsphase benötigte Regen- oder Bewässerungswasser und das nach der Ernte benötigte Prozesswasser (zum Säubern, Schälen, Weiterverarbeiten etc.) mit ein. Der virtuelle Wassergehalt von tierischen Produkten ist in den meisten Fällen wesentlich größer als bei pflanzlichen, da Tiere während der Zeit ihres Lebens Futter (Pflanzen) und Tränkwasser benötigen und bei Stallhaltung zum Beispiel auch Reinigungswasser für die Ställe verbraucht wird.

in der Literatur nicht immer ausreichend berücksichtigt; sie ist jedoch von Bedeutung, da je nach Zuordnung der virtuelle Wassergehalt um mehr als den Faktor 2 schwanken kann (Schubert 2011).

Bei Nutzpflanzen entscheidet vor allem die Evapotranspiration über die Menge des Virtuellen Wassers im Endprodukt (Chapagain und Hoekstra 2010). Das für die Be- und Verarbeitung der Nutzpflanzen nötige Prozesswasser liegt in modernen Betrieben der Ernährungsindustrie im Allgemeinen im Bereich nur weniger Prozente im Vergleich zur produktbezogenen Wassermenge, welche für die Evapotranspiration erforderlich ist (Brabeck-Letmathe 2008). Die Evapotranspiration hängt hauptsächlich von der Art der Pflanze und ihrem Wasserbedarf, von der Wasserverfügbarkeit, von den meteorologischen Daten des jeweiligen Standortes und von der Art der Landbewirtschaftung ab. Wird künstlich bewässert, sind die Art und Effizienz der Bewässerung sowie das Wassermanagement entscheidende Faktoren für die Menge des Virtuellen Wassers pro Ernteprodukt.

Der virtuelle Wassergehalt von tierischen Produkten ist in den meisten Fällen wesentlich größer als derjenige von pflanzlichen Gütern. Tiere benötigen während der Zeit ihres Lebens Futter, Tränkwasser und bei Stallhaltung weiteres Wasser für Reinigungszwecke. Das überwiegend pflanzliche Futter benötigt zur landwirtschaftlichen Erzeugung große Wassermengen, die als Virtuelles Wasser den tierischen Produkten zugeschlagen werden. Den vielfältigen tierischen Produkten wie Fleisch, Wurst, Eier, Milch und Käse wird anteilig das insgesamt vom Tier benötigte Virtuelle und reale Wasser sowie das zur Verarbeitung gebrauchte Wasser zugeordnet. Als erste Orientierung ergibt sich aus Literaturwerten (Mekonnen und Hoekstra 2010) ein Virtueller Wassergehalt von verzehrgerechten tierischen Produkten im Bereich von 3.000 bis 15.000 Litern pro Kilogramm Produkt. Dagegen liegt der Virtuelle Wassergehalt gebrauchsfähiger pflanzlicher Produkte in der Regel im Bereich von 1.000 bis 3.000 Litern pro Kilogramm Produkt.

Für industrielle Güter wird der Virtuelle Wassergehalt als entnommene Wassermenge pro Warenwert berechnet, das heißt zum Beispiel auf Wasserverbrauch pro US\$ Warenwert bezogen. Nach Dehler (2010) ist das Spektrum der Wasserverbrauchswerte eines Landes im Industriesektor sehr groß. Es reicht von 0,001 Kubikmeter Wasser pro US\$ Warenwert in Afghanistan bis 4,65 Kubikmeter Wasser pro US\$ in Moldawien. China und Russland, die Länder, aus denen Deutschland die meisten Industriegüter bezieht, weisen einen vergleichsweise hohen Wasserverbrauch auf (0,44 bzw. 0,25 Kubikmeter Wasser pro US\$ Warenwert). Diese Werte sind jedoch alle noch mit großen Unsicherheiten belastet (Dehler 2010).

Blaues, Grünes und Graues Wasser

In der neueren Literatur wird beim Konzept des Virtuellen Wassers zwischen Blauem, Grünem und Grauem Wasser unterschieden (siehe Abb. 3-7). Als Blaues Wasser werden

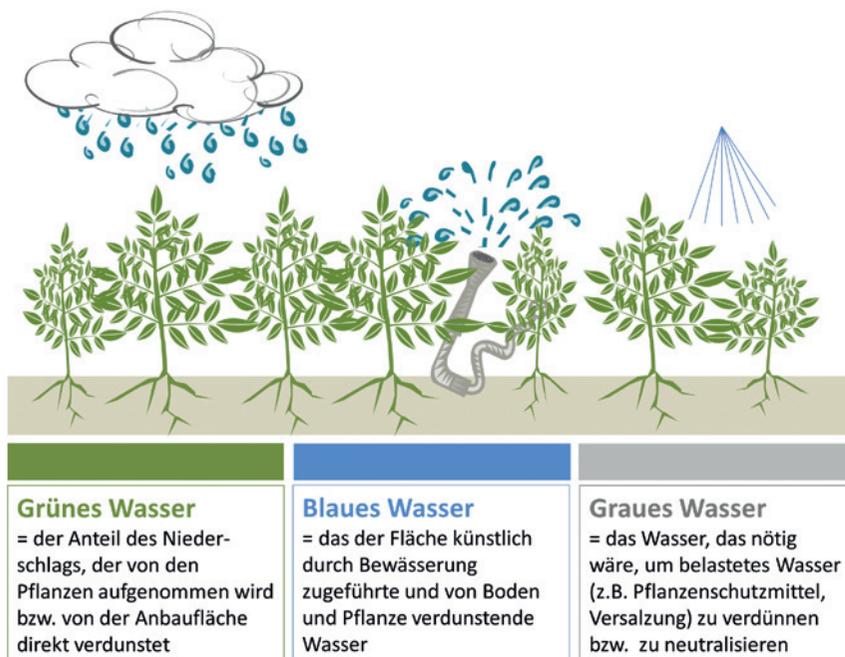
Grundwasser sowie Oberflächengewässer bezeichnet. Blaues Wasser ist für den Menschen gut verfügbar, es kann gesammelt und transportiert werden und wird beispielsweise in der Landwirtschaft für die künstliche Bewässerung benutzt. Grünes Wasser ist das im Boden kapillar gebundene oder in Pflanzen gespeicherte Wasser und stammt aus dem Niederschlag (Abb. 3-7).

In der Landwirtschaft wird Grünes und Blaues Wasser genutzt. Das Grüne Wasser stammt, wie schon erwähnt, aus dem Niederschlag und wird im Wesentlichen durch Evapotranspiration verbraucht. Der genutzte Blaue Wasseranteil

stammt vom Grund- und/oder Oberflächenwasser und wird – zum Beispiel im Rahmen einer Bewässerung – ebenfalls durch Verdunstung bzw. Evapotranspiration verbraucht. Das im Boden versickerte Wasser zählt nicht als genutztes bzw. verbrauchtes Wasser, da es dem System als Grundwasser wieder zugeführt wird.

Für industriell oder gewerblich hergestellte Produkte sowie für Dienstleistungen entfällt in der Regel die Nutzung von Grünem Wasser. Als Blauer Wassergehalt dieser Produkte wird nach Hoekstra und Chapagain (2008) derjenige Anteil des genutzten Wassers bezeichnet, der während des

Abbildung 3-7: Verdeutlichung des Grünen, Blauen und Grauen virtuellen Wassers. Nach VDG (2010), verändert.



Herstellungsprozesses infolge einer Verdunstung in die Atmosphäre abgegeben wird und damit als verbraucht angesehen werden kann, da es nicht in den Bilanzraum zurückkehrt.

Bei der Erzeugung von Gütern wird in der Regel Wasser verschmutzt. Als Maß für die Verschmutzung wird nach Hoekstra und Chapagain (2008) dasjenige Wasservolumen gewählt, das zur Verdünnung des Schmutzwassers nötig wäre, um eine gerade noch tolerierbare Standardkonzentration der unerwünschten Stoffe im Wasser zu erreichen. Dieser Teil des Wassers wird dann als Graues Wasser bezeichnet. Es bezieht auch das Wasser ein, das in der Landwirtschaft zur Auswaschung von Salzen aus dem Boden aufgewendet wird. Der Graue Virtuelle Wassergehalt eines Produktes ist also eine – zum Teil fiktive (Verdünnung des Schmutzwassers) – Größe, die als Maß für die Wasserbeschaffenheit angesehen werden kann. Das Grüne und Blaue Virtuelle Wasser muss dagegen real vorhanden sein. Die in der Literatur gebräuchliche Addition des Grauen Wasseranteils zur Ermittlung des gesamten Virtuellen Wassergehalts bzw. des Virtuellen Wasser-Fußabdrucks ist daher problematisch. Vor allem im Fall der Herstellung eines nicht landwirtschaftlichen Erzeugnisses ist der Graue Anteil fragwürdig, da industriell oder kommunal verschmutztes Wasser oft geklärt und nicht durch Verdünnung „gereinigt“ wird.

Der Anteil des genutzten Grünen Wassers ist sowohl für die Umwelt als auch für den Landwirt unkritisch, da Grünes Wasser unmittelbar aus dem Niederschlag stammt und im Allgemeinen keine oder nur geringe Opportunitätskosten verursacht, also durch eine alternative Nutzung dieses Wassers keine oder nur geringe mögliche Erlöse entgehen können (Lischeid 2010). Der Anteil des genutzten Blauen Wassers kann dagegen problematisch sein. Wird im langjährigen Mittel in einer Region mehr Blaues Wasser entzogen

und durch Verdunstung in die Atmosphäre gegeben, als nachgeliefert werden kann, führt dies zu einem Verbrauch der Ressource Wasser, also zu einer nicht mehr nachhaltigen Wasserwirtschaft. Der virtuelle Blaue Wassergehalt bedarf in solchen Fällen einer besonderen Aufmerksamkeit.

Der Wasser-Fußabdruck

Der Wasser-Fußabdruck (*Water Footprint*, WF) ist das gesamte Wasservolumen, das pro Zeiteinheit für eine Person oder für einen bestimmten Personenkreis benötigt wird. Es enthält sowohl das direkt benötigte Wasservolumen als auch die Virtuelle Wassermenge (Summe aus Blauem, Grünem und Grauem Wasser), die zur Herstellung von Nutzgütern für die betrachtete Person oder den Personenkreis erforderlich ist. Meist wird der Wasser-Fußabdruck auf den Zeitraum eines Jahres bezogen. Es ist auch üblich, den Wasser-Fußabdruck auf Regionen wie Städte, Staaten und Länder oder auf Unternehmen zu beziehen, in denen Güter hergestellt werden.

Der Wasser-Fußabdruck von Regionen zum Beispiel wird meist als „Menge aller in der betrachteten Region beanspruchten Wasserressourcen zuzüglich des von der Region importierten und abzüglich des dort exportierten Virtuellen Wassers“ angegeben. Eine inzwischen umfangreiche Datensammlung wurde vom *UNESCO-IHE Institute for Water Education* in Delft sowie von den niederländischen Universitäten Twente in Enschede und Delft erarbeitet (Hoekstra und Chapagain 2008). Seit 2008 existiert das *Water Footprint Network* (WFN 2008), über das ebenfalls eine umfangreiche Literatur über Virtuelles Wasser und den Wasser-Fußabdruck abgerufen werden kann.

Eine für den weltweiten Handel nützliche Größe ist der Wasser-Fußabdruck von Nationen. Beispielsweise wird der Wasser-Fußabdruck Deutschlands mit 125 Kubikkilometer

Wasser pro Jahr (1.500 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr) angegeben, was pro Einwohner etwa einem täglichen Verbrauch von 4.000 Liter Wasser entspricht (Hoekstra 2008). Andere Schätzungen gehen für Deutschland von 160 Kubikkilometer Wasser pro Jahr aus (2.000 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr; Sonnenberg et al. 2009). Global gesehen schwankt der Wasser-Fußabdruck pro Kopf zwischen 700 Kubikmeter pro Jahr in China und 2.500 Kubikmeter pro Jahr in den USA (Hoekstra und Chapagain 2007).

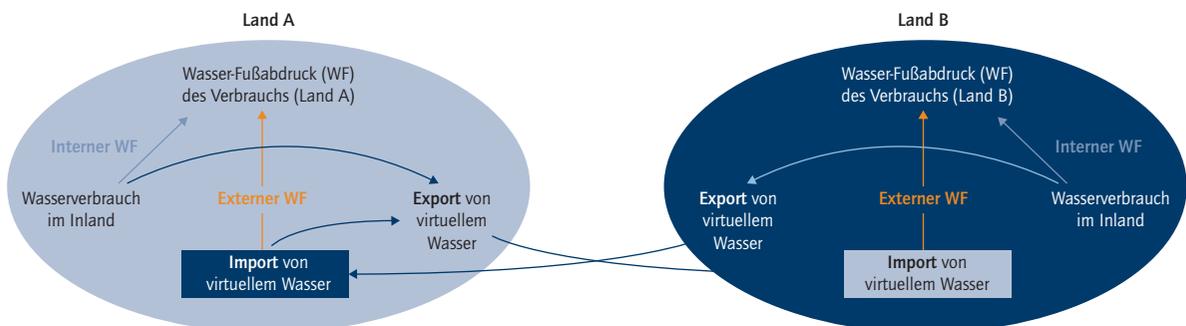
Um eine Vorstellung entwickeln zu können, woher das in einem Land oder einer Region genutzte Wasser stammt, hat es sich als zweckmäßig erwiesen, zwischen einem internen und einem externen Wasser-Fußabdruck zu unterscheiden (siehe Abb. 3-8). Der interne Wasser-Fußabdruck ist dasjenige Wasservolumen, das im betrachteten Land für die Herstellung von Gütern sowie für die häusliche Nutzung in einer bestimmten Zeit (meist in einem Jahr) genutzt wird. Der externe Wasser-Fußabdruck bezieht sich auf das Virtuelle Wasser, das über importierte Güter während derselben Zeit in das betrachtete Land gelangt.

Virtueller Wasserhandel

Produkte lassen sich nicht an allen Standorten sinnvoll erzeugen. So gedeihen Reis- und Kaffeepflanzen nicht in Deutschland. Der folglich notwendige Handel mit Gütern erfordert den Transport dieser Produkte von den Produktions- zu den Konsumländern. Das Virtuelle Wasser, das zur Herstellung der Handelswaren verbraucht wurde, muss natürlich nicht mittransportiert werden, ist aber den Produkten zuzurechnen. Der „Transport“ dieses Virtuellen Wassers in Form des Gütertransportes zwischen Regionen und Nationen wird als Virtueller Wasserstrom bezeichnet.

Der Virtuelle Wasserexport ist das von einem Land exportierte Virtuelle Wasser. Entsprechend ist der Virtuelle Wasserimport das von einem Land infolge der Einfuhr von Gütern aus anderen Ländern importierte Virtuelle Wasser (siehe Abb. 3-8). Für einen festgelegten Zeitraum kann man die Virtuellen Wasserströme bilanzieren. Diese Virtuelle Wasserbilanz für ein Land wird als positiv bezeichnet (Netto-Einfuhr bzw. Import von Virtuellem Wasser), wenn mehr Virtuelles Wasser importiert als exportiert wird. Im umgekehrten Fall (Netto-Ausfuhr bzw. Export von Virtuellem Wasser) spricht

Abbildung 3-8. Vereinfachte Darstellung der Virtuellen Wasserströme innerhalb und zwischen zwei Ländern. WF = Wasser-Fußabdruck. Nach Hoekstra et al. (2011), verändert.

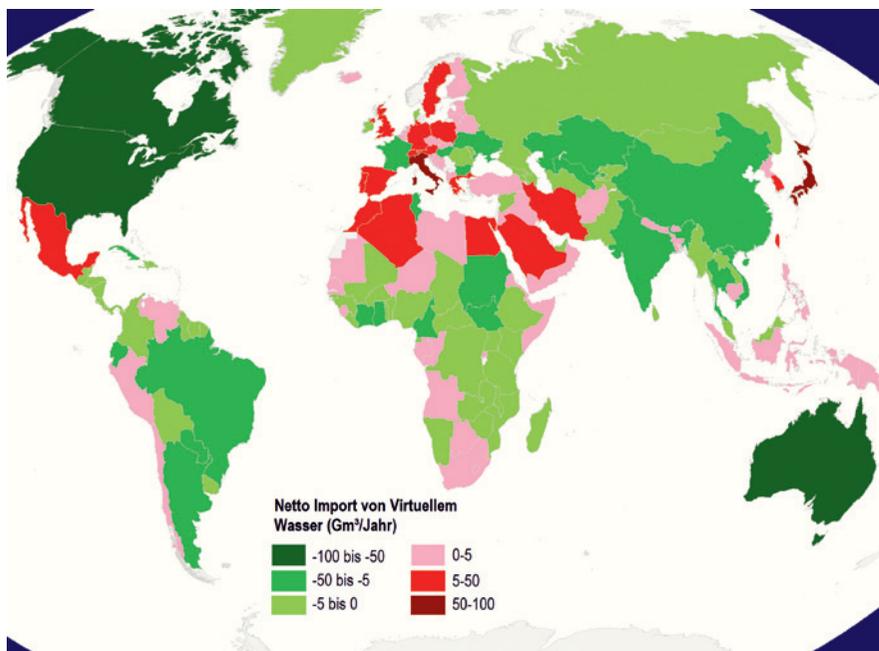


man von einer negativen Virtuellen Wasserbilanz eines Landes während einer festgelegten Zeitperiode (Hoekstra und Chapagain 2008).

Ein Beispiel zeigt Abbildung 3-9. Nordamerika ist zusammen mit Australien die Region mit dem größten Netto-Export von Virtuellem Wasser. Europa sowie Südostasien und der Mittlere Osten sind Regionen mit einem großen Netto-Import von Virtuellem Wasser. Es wird deutlich, dass das führende Exportland Deutschland durch den Güterexport

zwar eine große Menge an Virtuellem Wasser exportiert, gleichzeitig aber auch eine Menge „wasserreicher“ Güter importiert. Da die Angaben über die Mengen des Virtuellen Wassers jedoch nur grobe Schätzwerte sind, gibt Abbildung 3-9 lediglich ungefähre Vorstellungen über die Virtuellen Wasserströme. Die Arbeiten über Virtuelle Wassermengen bzw. den Wasser-Fußabdruck weisen zurzeit noch stark schwankende und sich teilweise widersprechende Angaben auf (Lischeid 2010) und bedürfen daher einer ausführlicheren Überprüfung.

Abbildung 3-9: Virtuelle Netto-Wasserströme von Regionen bezogen auf den internationalen Handel mit Gütern im Zeitraum 1997 bis 2001. Nettoexporteure (Geberregionen) von Wasser sind in Grüntönen, Nettoimporteure (Nehmerregionen) in Rottönen dargestellt. Quelle: Hoekstra und Chapagain (2008), verändert. Zu beachten ist, dass die Betrachtung der Stoffflüsse bzw. der Bilanz alleine keine Aussagen zur (Nicht-)Nachhaltigkeit dieser Stoffflüsse zulässt.



Ist der Virtuelle Wassergehalt eines importierten Produkts geringer als der Virtuelle Wassergehalt des gleichen Produkts, wenn man es im eigenen Land produziert hätte, so wird insgesamt Wasser eingespart. Eine wesentliche Idee des Konzepts des Virtuellen Wasserhandels war es daher, durch gezielten Transport von Agrarrohstoffen von wasserreichen Regionen in wasserarme Regionen die Wasserressourcen in ariden und semiariden Regionen zu schonen und insgesamt Wasser einzusparen. Durch den internationalen Handel mit landwirtschaftlichen Produkten werden derzeit global etwa fünf Prozent des zur Erzeugung dieser Güter benötigten Wassers eingespart (Hoekstra und Chapagain 2008). Zu bedenken ist, dass die Einsparung nicht auf einem geringeren Wasserverbrauch beruhen muss, sondern auch durch einen höheren Flächenertrag erreicht werden kann, da das auf die Produktmasse bezogene Virtuelle Wasser, also zum Beispiel der Virtuelle Wassergehalt pro Kilogramm, maßgebend ist. Die Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte in Ländern mit ungünstiger Bewässerung bei schlechtem Wassermanagement und ineffizienter Landwirtschaft führt zu hohen Virtuellen Wassergehalten und damit zu einem hohen Wasserverbrauch pro Produktmenge.

Der Transport von Erntegütern aus Regionen mit effizienter Wasser- und Landwirtschaft in Länder mit nicht-nachhaltiger Landwirtschaft führt zwar aus globaler Sicht insgesamt zu einer Wasserersparnis, ist aber nicht befriedigend. Günstiger wäre es sicherlich, die Effizienz von Wassermanagement und Landwirtschaft dort zu steigern, wo noch ein hohes Potenzial besteht. Dieses Beispiel zeigt, dass eine globale Wasserersparnis nach dem Konzept der Virtuellen Wasserströme bzw. des Wasser-Fußabdrucks nicht immer erstrebenswert sein muss, insbesondere dann nicht, wenn Wasser in Regionen gespart wird, in denen es kein knappes Gut ist.

Defizite und Umsetzungshemmnisse

In der Literatur wurde beim Handel mit Gütern überwiegend die Gesamtheit der Virtuellen Wasserströme betrach-

tet und meist nicht zwischen Grünem, Blauem und Grauem Wasser unterschieden. Erst in jüngerer Zeit werden Grüne, Blaue und teilweise auch Graue Virtuelle Wasserströme bzw. Wasser-Fußabdrücke in der Fachliteratur getrennt betrachtet. Die globalen Anteile für den Grünen (WF_g) und den Blauen (WF_b) Wasser-Fußabdruck werden für alle Güter wie folgt angegeben (Hoekstra und Chapagain 2008): $WF_g = 72$ Prozent, $WF_b = 28$ Prozent. Nur für die Produktion landwirtschaftlicher Ernteprodukte geben die Autoren an: $WF_g = 83$ Prozent; $WF_b = 17$ Prozent. Da Grünes Virtuelles Wasser, das aus dem erneuerbaren Niederschlag stammt, mit keinen oder nur geringen Opportunitätskosten verbunden ist, bedeutet dieses Ergebnis, dass global gesehen „nur“ ca. 17 bis 28 Prozent – der Anteil des verbrauchten Blauen Virtuellen Wassers also – der durch internationalen Handel entstandenen Virtuellen Wasserströme bzw. der globalen Wasser-Fußabdrücke kritisch sein könnten im Hinblick auf eine Übernutzung der Ressource Wasser im exportierenden Land.

Das Konzept des Virtuellen Wassers wird vielfach benutzt, Konsumenten dahin gehend zu beeinflussen, den Verbrauch importierter Lebensmittel einzuschränken, zu deren Herstellung große Wassermengen erforderlich sind. Wäre nur Grünes Wasser für die landwirtschaftliche Erzeugung derartiger Produkte erforderlich, wäre die genannte Einflussnahme nicht gerechtfertigt. Im Gegenteil, durch die Verwendung des Niederschlagswassers für landwirtschaftliche Produkte entsteht ein Nutzen, der dem Exportland ohne Landwirtschaft in der Regel entgehen würde. Kaffeepflanzen, die in klimatisch günstigen Regionen mit ausreichend Niederschlag kultiviert werden, sind ein gutes Beispiel für die sinnvolle Nutzung des Grünen Wassers für vergleichsweise teure landwirtschaftliche Exportgüter. Selbst wenn eine künstliche Bewässerung nötig wäre, muss dies kein Nachteil sein, solange eine nachhaltige Wasserwirtschaft in dieser Region gewährleistet ist (zum Beispiel nachhaltige Kaffeepflanzung im Rahmen des *Sustainable Agriculture Network*). Die alleinige Angabe von Zahlen bzw. Volumina für Produkte

oder Regionen liefert daher keine Antworten auf die damit zusammenhängenden Fragen und kann sogar zu einer unsinnigen Beeinflussung von Konsumenten und zur Beeinträchtigung der Exportchancen insbesondere armer Entwicklungsländer führen. Was fehlt, um das Konzept im Rahmen einer zweckmäßigen und nachhaltigen Landnutzung, eines guten Wassermanagements, der Vermeidung von Wasserverschwendung und allgemein bei Fragen der nachhaltigen Nutzung der Ressource Wasser einsetzen zu können, ist also eine Bewertung der Produktions- und Erzeugungsbedingungen im Rahmen des Virtuellen Wasserkonzepts (Schubert 2011).

3.3.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Systematisierung der Bilanzierung und Berechnung

Ein Problem, das in Bezug auf die Thematik Virtuelles Wasser bzw. Wasser-Fußabdruck immer wieder auftaucht, ist die ungenügende Datenlage. Dies zeigt sich unter anderem in der eingeschränkten Betrachtung des Virtuellen Wassers als Gesamtmenge, erscheint weiter in der immensen Variationsbreite von Studien ähnlicher Thematik und drückt sich auch in der häufigen Verwendung von Mittel- oder Schätzwerten aus. Eine Verbesserung der Datengrundlage kann nur durch eine intensive Datenerhebung bzw. durch die standardisierte Ergänzung fehlender Daten erfolgen. Daher sollte zum einen als Standard eingeführt werden, dass – wie in der neueren Literatur meist schon geschehen – bei der Berechnung des Wasser-Fußabdrucks unbedingt zwischen Grünem, Blauem und gegebenenfalls Grauem Virtuellem Wasser unterschieden wird (die Definition des Grauen Wassers und daraus folgend auch die Methodik zur Berechnung gilt es dabei weiter zu spezifizieren bzw. zu verbessern).

Des Weiteren sollte die Bilanzierung/Berechnung der Stoffflüsse soweit möglich regionenspezifisch erfolgen (Detailuntersuchungen). Örtliche Gegebenheiten und Verbesserungen in der landwirtschaftlichen und indust-

riellen Produktion werden bislang wenig berücksichtigt – zu häufig wird in der Literatur mit gemittelten und auch geschätzten Werten gerechnet. Während zum Beispiel der Wasserverbrauch privater Haushalte für eine Region meist bekannt ist, entstammen die Werte für landwirtschaftliche Erzeugnisse im Durchschnitt theoretischen Annahmen und die Werte für Industriegüter basieren auf einer groben Näherung aus Daten des nationalen Handels (ökonomischer Wert).

Die Nutzung von Mittel- oder Schätzwerten wird höchstwahrscheinlich auch ein Grund für die hohe Variationsbreite sein, die in der Literatur zum Beispiel für Wasserströme von Regionen zu finden ist (Schubert 2011). Ein weiterer Grund sind möglicherweise unterschiedliche Berechnungsmethoden. Vergleichende Studien sind hier nötig, um die Gründe für die große Variationsbreite von sonst sehr ähnlichen Studien festzustellen, und Lösungen für eine Reduzierung der Variation abzuleiten. Zur Bewertung des Fußabdrucks von Industriegütern sind produktionsspezifische Wasserverbrauchswerte für die verschiedenen Länder zu erheben.

Ansätze für eine Bewertung

Eine Bilanzierung bzw. Berechnung von Stoffflüssen allein lässt jedoch noch keine Aussagen über die Nachhaltigkeit der Ströme zu. Auch die Einteilung in den Grünen, Grauen und Blauen Wasser-Fußabdruck ist bei Fragen einer zweckmäßigen und nachhaltigen Landnutzung, eines guten Wassermanagements und der Vermeidung von Wasserverschwendung nicht ausreichend, um eine Bewertung der Stoffflüsse vorzunehmen.

Um eine aussagekräftige Bewertung von (landwirtschaftlichen bzw. industriellen) Handelsströmen und Produktionswegen/-orten zu erlauben, muss das Konzept dahin gehend geändert werden, dass ausschließlich der Anteil des benötigten Wassers bewertet wird, *der am Ort der Produktion nicht nachhaltig entnommen oder über ein*

bestimmtes Maß hinaus verschmutzt wird (Schubert 2011). Das in der Landwirtschaft genutzte Grüne Wasser, das durch Evapotranspiration verbraucht wird, sollte in diesem Zusammenhang als nachhaltig genutzt angesehen werden und daher bei der Bewertung unberücksichtigt bleiben (Schubert 2011).

Die Hauptschwierigkeit dieses Ansatzes liegt in der Quantifizierung der (nicht-)nachhaltigen Wassernutzung, die nicht nur mit einem einzigen Indikator (zum Beispiel Abflusshöhe eines Flusses) festgelegt werden kann (Hoekstra und Chapagain 2008; Brown und Matlock 2011).

Das Konzept der Bewertung des Wasser-Fußabdrucks wird seit einiger Zeit auch verstärkt in der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment, LCA) aufgegriffen (Berger und Finkbeiner 2010). Da in einer LCA eine thematisch viel umfassendere und auch ungleich kompliziertere Berechnung der Produktnachhaltigkeit erfolgt, kann das LCA-Konzept nicht mit dem Konzept des Virtuellen Wassers nach Hoekstra und Chapagain (2008) direkt verglichen werden. Um jedoch eine Darstellung der derzeit existierenden möglichen Ansätze für die Bewertung nicht-nachhaltiger Wassernutzung zu erlauben, werden im Folgenden die Ideen aus beiden Konzepten vorgestellt.

Die Nachhaltigkeit der Wassernutzung hat verschiedene Dimensionen. Eine Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Wasserwirtschaft ist, dass im langjährigen Mittel dem Bilanzraum nicht mehr Wasser entzogen werden darf, als durch Zufluss und Niederschlag zugeführt wird. Dieses kann zum Beispiel anhand gleichbleibender (nachhaltig) oder sinkender (nicht-nachhaltig) Grundwasserspiegel überprüft werden (Schubert 2011). Diese Dimension ist wohl am einfachsten zu verstehen und ist auch Grundlage der meisten derzeit existierenden Bewertungsansätze. Wasser ist jedoch über das Jahr hinweg sehr ungleich verteilt und

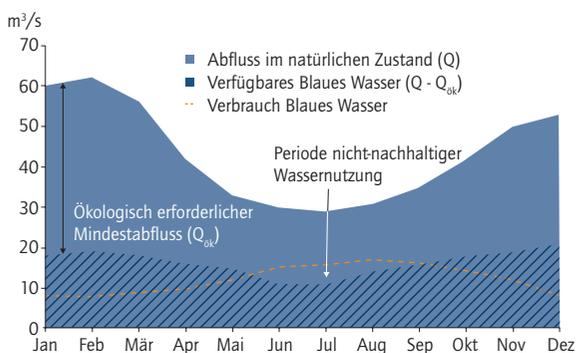
so darf der saisonale Gesichtspunkt nicht außer Acht gelassen werden (zeitliche Dimension, siehe auch Abb. 3-10). In einer Region kann insgesamt über das Jahr hinweg genug Wasser vorhanden sein, zu Trockenzeiten kann es dennoch zu Wasserknappheit und nicht-nachhaltiger Wassernutzung kommen (Hoekstra et al. 2011). Als dritter Gesichtspunkt kann die Dimension der betroffenen Bereiche einer nicht-nachhaltigen Produktion betrachtet werden. Eine Übernutzung regionaler Wasserressourcen kann zum Beispiel negative Auswirkungen auf die Umwelt haben (Tiere, Pflanzen, Ökosysteme), aber natürlich auch auf die Bewohner der Region (Trinkwasser, Sanitärwasser, Krankheiten etc.). Des Weiteren kann eine Nutzung von fossilen Grundwasservorräten in der Gegenwart die Einschränkung der Wassernutzung für zukünftige Generationen bedeuten.

Der geographische Aspekt der Nachhaltigkeit wird meist mit Hilfe regionaler Wasserstress-Indikatoren bewertet. Es gibt hierfür verschiedene Indikatoren, so zum Beispiel die *water-to-availability-ratio* (WTA), die den jährlichen Wasserverbrauch einer Region mit dem jährlichen erneuerbaren Wasserdargebot in Beziehung setzt (Berger und Finkbeiner 2010). Dasselbe Prinzip gilt für den *water exploitation index* (WEI) (EEA 2010) und den *MDG water indicator* der FAO (siehe <http://www.fao.org/nr/water/>). Die meisten dieser Indikatoren, wie zum Beispiel der WTA Indikator, klammern die saisonale Wasserverfügbarkeit aus und betrachten außerdem nur die Nutzung der erneuerbaren Wasserressourcen, sodass die Nutzung fossiler Grundwasservorkommen (= nicht-nachhaltig) in die Bewertung nicht mit einfließt. Außerdem hat laut WEI das wasserreiche Deutschland einen stärkeren „Wasserstress“ (WEI von ~20 Prozent) als aride Länder wie Griechenland (~14 Prozent) oder Portugal (~16 Prozent) (EEA 2010), was jedoch nichts über die Nachhaltigkeit der Wassernutzung dieser Länder aussagt (in die Menge des gebrauchten Wasser rechnet dieser Index beispielsweise auch die Wasserentnahme zu Kühlzwecken ein,

bei dem das Wasser ja zum großen Teil wieder in die Flüsse eingeleitet wird). Um die Berechnung des Wasserstresses zu verfeinern, erweiterten Ridoutt und Pfister (2010) in ihrem *water stress index* den WTA Indikator um eine saisonale Komponente. Smakhtin et al. (2004) entwickelten einen *water stress indicator*, der den ökologisch erforderlichen Mindestabfluss vom nutzbaren, erneuerbaren Wasserdargebot abzieht und somit versucht, den Bedarf der Umwelt mit einzubeziehen (Dimension der betroffenen Bereiche).

Der ökologisch notwendige Mindestabfluss wird oft zur Abschätzung der Auswirkungen auf die Umwelt herangezogen (siehe auch Abb. 10) (Smakhtin et al. 2004; Hoekstra et al. 2011). Bislang gibt es jedoch noch keine einheitliche Norm für die Berechnung des Mindestabflusses (Arthington et al. 2006; Giesecke und Mosonyi 2009), unter anderem, da er stark abhängig von den lokalen Gegebenheiten ist. Ein zusätzliches Manko ist, dass dieser Indikator die Wasserqualität derzeit überwiegend ausklammert. Eine ausreichende Abflussmenge muss aber eben auch gewährleistet sein, um unerwünschte Inhaltsstoffe im Wasser nicht über gegebene Grenzwerte anzureichern.

Abbildung 3-10: Beispielhafte Darstellung der Nutzung Blauen Wassers im Verhältnis zur Verfügbarkeit über den Zeitraum eines Jahres (Beispieldaten) Nach Hoekstra et al. (2011), verändert.



Um die Auswirkungen der Wassernutzung auf die Bevölkerung einzubeziehen, wird zum Beispiel versucht festzustellen, ob die Nutzung des Blauen Wassers (zum Beispiel durch Bewässerung) die Verfügbarkeit von (sauberem) Trink- oder Sanitärwasser für die Bevölkerung einschränkt. Außerdem wird versucht zu quantifizieren, inwiefern durch eine Verschlechterung der Wasserqualität die Gefahr von Krankheiten ansteigt (Berger und Finkbeiner 2010). Beide Aspekte sind allerdings nur grob erfassbar, bzw. sehr schwer zu ermitteln und zu quantifizieren. Für weitere Informationen zu wasserbezogenen Nachhaltigkeitsindikatoren siehe Brown und Matlock (2011).

Generell ist die Berücksichtigung der Verschmutzung des Wassers in einer Bewertung sehr schwierig (als Schmutz werden hier alle Stoffeinträge in das Wasser angesehen, die für eine spätere Wassernutzung unerwünscht sind). Der Graue Wasseranteil nach Hoekstra und Chapagain (2008) ist eine überwiegend fiktive Größe, die das gedachte Wasservolumen angibt, welches zur Verdünnung der Verschmutzung (bzw. Versalzung) auf ein festgelegtes Maß nötig ist. Trotz aller Problematik dieser Größe sollte die Definition für einen Bewertungsansatz übernommen werden, sofern nur der Bereich der Landwirtschaft betrachtet wird. Für das zur industriellen oder gewerblichen Herstellung von Gütern benötigte Wasser, das zwar verschmutzt wird, aber meist durch Kläranlagen und nicht durch „Verdünnung“ gereinigt wird, sind andere Kriterien nötig (zum Beispiel Prozessnachhaltigkeit).

Eine Addition der beiden Wasserarten „nicht-nachhaltiges Blaues Wasser“ und „Graues Wasser“ ist problematisch und wird hier nicht empfohlen, da das verdunstete Blaue Wasser real eingesetzt werden muss, das Graue Wasser nach Hoekstra jedoch wenigstens zum Teil nur theoretisch existiert (verschmutztes Wasser wird eben meist nicht verdünnt, sondern gereinigt).

Konkrete Handlungsoptionen

Setzt man voraus, dass alle Daten für eine Bilanz (Anteil Grünes/Blaues/Graues Wasser) bzw. eine Bewertung (Anteil nicht-nachhaltiges Blaues Wasser) sorgfältig erhoben wurden und belastbar sind, so liefert dies lediglich Informationen und noch keine Handlungsanweisungen. Die Frage, ob und inwieweit die Informationen auch dazu führen, mit der Ressource Wasser schonender umzugehen, ist damit also noch nicht beantwortet. Die in den Daten enthaltenen Informationen dienen einerseits dazu, dass die Produzenten und die produzierenden Regionen erfahren, ob und gegebenenfalls wie viel Wasser sie nicht-nachhaltig ihrem Bilanzraum zur Herstellung von Produkten entnehmen; sie erhalten Hinweise über die von ihnen verursachte Wasserverschmutzung. Andererseits erfahren die Konsumenten und die importierende Region durch die Informationen, bei welchen Produkten zur Erzeugung auf nicht-nachhaltige Wasserressourcen zurückgegriffen wird und wie hoch dieser Wasserbedarf ist.

Solche Informationen könnten per se zwar schon eine Handlungsweise in Richtung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft unterstützen und auf alle Marktteilnehmer einen zumindest geringen Druck ausüben. Effektiver wären sicherlich kostendeckende Wasserpreise für alle Abnehmer, also auch für die Landwirtschaft in allen Ländern der Erde, um Wasser sparsam zu nutzen. Seit Jahrzehnten wird dieses Problem diskutiert (Hoekstra und Chapagain 2008), eine international akzeptierte Lösung ist bisher nicht in Sicht.

Ein nachhaltiges Wassermanagement in der Landwirtschaft setzt im Allgemeinen eine nachhaltige Landwirtschaft voraus. Die Unternehmen der Ernährungsindustrie sind auf Agrar-Rohprodukte hoher Qualität angewiesen, die ohne Wasser guter Qualität und ohne das Prinzip der Nachhaltigkeit nicht dauerhaft erreicht werden können (Schubert 2007). Es wurde daher die Plattform „Initiative Nachhaltige

Landwirtschaft“ (*Sustainable Agriculture Initiative*) aufgebaut, die von den drei größten europäischen Unternehmen der Lebensmittelindustrie gegründet wurde und die inzwischen 18 weitere Unternehmen als Mitglieder hat. Die global agierenden Unternehmen der Ernährungsindustrie haben die Bedeutung einer nachhaltigen Versorgung der Landwirtschaft mit Wasser für die Sicherung hochwertiger Agrarrohprodukte erkannt. Auch andere Initiativen, wie das *UN CEO Water Mandate* und die *Alliance for Water Stewardship*TM haben sich zum Ziel gesetzt, Unternehmen bei der Entwicklung, Umsetzung und Verbreitung einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung zu unterstützen.

Ein anderer Weg, der Herausforderung der nachhaltigen Wassernutzung zu begegnen, ist das Konzept des Integrierten Wasserressourcen-Managements (IWRM), wie es vom *Technical Committee of the Global Water Partnership* vorgestellt wurde (vgl. UFZ 2009, siehe auch Kap. 3.4 bzw. Kap. 5). IWRM ist ein interdisziplinärer Managementansatz für Herausforderungen im Bereich Wasser unter anderem mit dem Ziel, unter Beteiligung aller betroffenen Stellen und einflussnehmenden Gruppen Maßnahmen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zu fördern. Es ist somit ein Leitbild, das vor allem Entwicklungsländern mit Wasserknappheit helfen kann, einen zu hohen Wasserverbrauch oder eine übermäßige Wasserverschmutzung zu vermeiden. Der Ansatz der Bewertung des nicht-nachhaltigen Virtuellen Wassers kann dabei helfen, die Regionen mit derzeit zu hoher Wasserentnahme zu identifizieren sowie den Verbrauch und die Verschmutzung des Wassers zu quantifizieren. Diese Sichtweise wurde auch schon durch das Umweltbundesamt geäußert (Markard 2009): „Wichtig ist aus unserer Sicht, nicht eine schlichte Senkung des Virtuellen Wasserverbrauchs an sich zu fordern, sondern vielmehr darauf zu achten, dass die Einsparungen dort erfolgen, wo ein hoher Wasserverbrauch die größten negativen Folgen für Mensch und Natur hat“.

Und gerade in armen Ländern, die unter Wassermangel leiden, ist das Potenzial für wassersparende Maßnahmen besonders hoch, da ein brauchbares Wassermanagement in der Regel (noch) nicht existiert. Armut und nicht ausreichend wirksame Kontrollen schaden der Umwelt vielfach am meisten. Gezielte Unterstützungsprojekte durch reiche Länder und interessierte Unternehmen sind daher erforderlich.

3.3.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Bewusstsein zu nachhaltiger Wassernutzung in Wirtschaft und Öffentlichkeit schärfen

Ein Glas Wasser trinken oder ein Steak essen – wobei verbrauchen wir mehr Wasser? Unser Wasser-Fußabdruck, also die gesamte Wassermenge, die während der Produktion der von uns konsumierten Güter (Nahrung, Kleidung, Auto etc.) verbraucht, verdunstet oder verschmutzt wird – ist um ein Vielfaches höher als der real sichtbare tägliche Wasserbedarf in Haushalt und Bad. Ein großer Wasser-Fußabdruck sagt jedoch per se noch nichts über die Nachhaltigkeit der Wassernutzung bzw. der Produkte aus (Schubert 2011). Um das Konzept sinnvoll zu nutzen sollte Folgendes beachtet werden:

– Analyse des nicht-nachhaltigen Wasserverbrauchs der Landwirtschaft

Das Konzept des Wasser-Fußabdrucks von landwirtschaftlichen Gütern liefert zwar eine gute Basis zum Umgang mit der begrenzten Ressource Wasser. Es sollte jedoch zukünftig streng zwischen einem nachhaltigen und einem nicht-nachhaltigen Fußabdruck unterschieden werden. Ein Bewertungskriterium könnten zum Beispiel absinkende Grundwasserstände in einer Region sein. Der Anteil des nicht-nachhaltigen Wasser-Fußabdrucks sollte zukünftig systematisch erhoben bzw. zu

den bestehenden Daten ergänzt werden. Hier wird empfohlen, sich in einem ersten Schritt auf die eindeutigen Fälle nicht-nachhaltiger Landwirtschaft zu beschränken.

– Nicht irreleitende Informationsvermittlung

Die Informationsweitergabe an die Bevölkerung zur Nachhaltigkeit bzw. Nicht-Nachhaltigkeit der Wassernutzung bei der Herstellung von Konsumgütern ist deutlich zu verbessern, insbesondere was den Virtuellen Wasser-Fußabdruck von Produkten angeht. So ist zum Beispiel der Kaffeeanbau in Regionen mit ausreichendem Niederschlag trotz des hohen Wasser-Fußabdrucks nachhaltig, da hier kein zusätzliches Bewässerungswasser eingesetzt wird und so die vorhandenen Blauen Wasserressourcen (das heißt Flüsse/Grundwasser) geschont werden. Wichtig ist also, nicht den Wasser-Fußabdruck generell zu reduzieren (zum Beispiel durch Verzicht auf Kaffee), sondern darauf zu achten, dass die Einsparungen dort erfolgen, wo ein hoher Wasserverbrauch negative Folgen für Mensch und Natur hat.

(2) Einheitliche Definition des Grauen Virtuellen Wassers

Die Unterteilung in Grünes, Blaues und Graues Virtuelles Wasser ist grundsätzlich sinnvoll. Allerdings ist die Wissenschaft aufgefordert, sich auf eine einheitliche Definition des Grauen Virtuellen Wassers zu einigen. Diese Anforderung betrifft vor allem den Wasserverbrauch bei Industriegütern. Mit der neuen Definition des Grauen Virtuellen Wassers könnten dann Methoden zur genaueren Quantifizierung des Grauen Wasseranteils entwickelt werden. Hier ist besonders zwischen Wassergebrauch und Wasserverbrauch zu unterscheiden.

(3) Verbesserung regionaler Daten und Anwendung auf eine Pilotregion

Um Handlungsoptionen für bestimmte Regionen erstellen zu können, ist die bestehende Datenbasis dringend zu verbessern. Diese Notwendigkeit ergibt sich sowohl für

landwirtschaftliche als auch für Industrieprodukte. Bislang fehlt es überwiegend noch an detaillierten, regional differenzierten Daten und es wird zu sehr auf Mittel- oder Schätzwerte zurückgegriffen. Nationale und internationale Institutionen sind aufgefordert, zur Verbesserung der Datenbasis beizutragen. Um zu untersuchen, inwiefern sich für eine Region konkrete Handlungsempfehlungen ableiten lassen, sollte das Konzept des Wasser-Fußabdruckes detailliert auf eine (Pilot-)Region in Deutschland angewendet werden.

(4) Verantwortung der Unternehmen und Informationsweitergabe an die Bevölkerung

International agierende Unternehmen stehen in der Verantwortung, bei der Produktion ihrer Güter in den jeweiligen Regionen auf einen nachhaltigen Wasser-Fußabdruck zu achten bzw. diesen gegebenenfalls auch aktiv zu fördern, indem zum Beispiel nur Rohstoffe aus nachhaltiger Produktion angekauft werden. Dazu müssen sie die Bereiche identifizieren, in denen Wasser nicht nachhaltig eingesetzt wird. Gleichzeitig ist die Informationsweitergabe an die Bevölkerung zu verbessern, insbesondere, was den Virtuellen Wasser-Fußabdruck und die Nachhaltigkeit von Produkten angeht. So ist zum Beispiel Kaffee aus Regenfeldbau trotz des hohen Wasser-Fußabdrucks nachhaltig (siehe auch Empfehlung (1)).

3.4 SYNERGIEN VON HYDROLOGIE UND BODENWISSENSCHAFTEN

3.4.1 HERAUSFORDERUNG

Durch Klimawandel, Bevölkerungswachstum, veränderte Lebensbedingungen (sogenannter „westlicher Lebensstandard“), den steigenden Bedarf an Ressourcen, aber auch

durch den technischen Fortschritt und neue Technologien werden die Georessourcen Wasser und Boden stärker als je zuvor in Anspruch genommen und unter Nutzungsdruck gesetzt. Seit mehreren Jahrzehnten wird in der Hydrologie und den Bodenwissenschaften zu dieser Problematik geforscht, um die Differenz zwischen Anforderungen an und Eigenschaften von diesen zentralen Ressourcen bestmöglich ausgleichen zu können.

Es wird jedoch mehr denn je deutlich, dass eine Differenzierung in Einzelwissenschaften und eine isolierte Bearbeitung von Fragestellungen nicht die Antwort auf die Komplexität des Systems Erde sein können. Die realen Prozesse und Vorgänge in der Landschaft sind nicht auf die disziplinären Grenzen der Forschung zugeschnitten. So beeinflussen sich die Umweltkompartimente Atmo-, Hydro-, Pedo- und Geosphäre gegenseitig. Jede Änderung in dem einen Kompartiment hat Auswirkungen auf die anderen, und Rückkopplungen verstärken diese Vernetzung.

Im Hinblick auf den Globalen Wandel und den immer höher werdenden anthropogenen Druck auf die Landschaften einschließlich der Georessourcen Wasser und Boden ist also eine Zusammenarbeit zwischen den Disziplinen gefragt. So sind zum Beispiel die laut Umweltbundesamt drängenden Themen der nächsten Jahre – abnehmende Ertragssicherheit wegen erhöhter Klimavariabilität, Erhöhung der Bodenerosion bzw. Bodendegradation, steigende Gefahr für Staunässe, Überflutung oder Trockenstress (Niedrigwasser bzw. Grundwasserabsenkung) und veränderte Austragsverhältnisse von Nähr- und Schadstoffen in das Grund- und Oberflächenwasser (Schuchardt et al. 2008) – allesamt Querschnittsthemen der Ressourcen Wasser und Boden. Diese gesellschaftlichen Probleme erfordern eine neue Herangehensweise zur Umsetzung einer nachhaltigen Nutzung von Land- und Wasserressourcen (DFG 2003).

3.4.2 WISSENSSTAND

Hydrologie und Bodenwissenschaften

Die *Bodenwissenschaften*, die unter anderem die Verbreitung, Eigenschaften, Nutzung, Erhaltung, Gefährdung, Regeneration und Sanierung der Böden im Kontext von Bodenlandschaften erforschen, besitzen eine wichtige Schnittstellenfunktion zwischen ökologischen, ökonomischen und Sozialwissenschaften. Sie bearbeiten – zusammen mit Nachbardisziplinen – die Grundlagen zum Verständnis zwischen Klima, Wasser- und Stoffkreisläufen und erarbeiten die Planungs- und Entscheidungsgrundlagen für ein nachhaltiges Flächenmanagement und den Schutz der Böden (Hüttl et al. 2010). Die Betrachtungsweise der Bodenwissenschaften ist meist kleinskalig.

Die *Hydrologie* ist die eher großskalig orientierte Wissenschaft vom Wasser samt den darin transportierten Stoffen, seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung in der Erdatmosphäre, auf und unter der Erdoberfläche. Sie widmet sich den Zusammenhängen und Wechselwirkungen der unterschiedlichen Erscheinungsformen des Wassers, seinem Kreislauf und dessen Veränderungen durch anthropogene Beeinflussung sowie seiner Erschließung.

Bodenwissenschaften und Hydrologie – und auch die anderen Nachbardisziplinen wie zum Beispiel Atmosphärenwissenschaften – haben sich während der letzten Jahrzehnte stark differenziert und methodisch parallel oder gar auseinander entwickelt (Grünewald 2003). Sowohl bei wissenschaftlichen Veranstaltungen als auch bei der Formulierung oder Durchführung von Forschungsprogrammen haben diese Disziplinen immer noch nur wenig Kontakt untereinander. Gelegentlich dominiert hier sogar die Konkurrenz oder Nicht-Beachtung der Schwesterdisziplin.

Die Forschungsprojekte der letzten Jahrzehnte konzentrierten sich zu stark auf fachspezifische, oft methodenzen-

trierte Ansätze, ohne dass ein beachtenswerter Austausch zwischen den Disziplinen stattfand. Ein gewisser Fortschritt bei der Formulierung und Organisation interdisziplinärer Forschungsprogramme (zum Beispiel Landnutzungsaus-schreibung BMBF bzw. 7. Forschungsrahmenprogramm der EU) und gemeinsamer Veranstaltungen – etwa im Rahmen der *European Geosciences Union* (EGU) – ist zwar festzustellen, es überwiegen jedoch nach wie vor sektorale Ansätze und das Fehlen eines wissenschaftlichen Mehrwerts (DFG 2003). Bei Forschungsförderungsinstitutionen und häufig auch bei Fachbehörden und Ministerien sind die Bereiche Boden und Wasser noch immer überwiegend in unterschiedlichen Bereichen organisiert.

Die strategisch-innovative Betrachtung von Umweltkompartimenten und darin ablaufenden Prozessen in Form des sogenannten *Critical Zone*-Konzepts (Richter und Mobley 2009; Lin 2010) bietet die erforderliche systemare Dimension und Dynamik hinsichtlich neuer komplexer Anforderungen (Abb. 3-11). So ist zum Verständnis der Stoffkreisläufe und von Wasserhaushaltsaspekten auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen ein integrativer Ansatz unverzichtbar, um Zustand, Entwicklung, Funktionen und Szenarien von Ökosystemen besser verstehen und sicherer vorhersagen zu können. Ohne einen engeren Austausch und die Zusammenarbeit von Bodenwissenschaften und Hydrologie sowie weiterer Disziplinen ist dieses nicht zu erreichen. Die Kompetenz der Bodenwissenschaften, die detaillierte lokale Prozessbetrachtung, und die der Hydrologie, flächige Aussagen über die Wasserbewegung in der Landschaft zu machen, könnten in Kombination die bisherige Wissenschaft revolutionieren und wichtige Impulse für ein integriertes Wasserressourcenmanagement (IWRM) liefern.

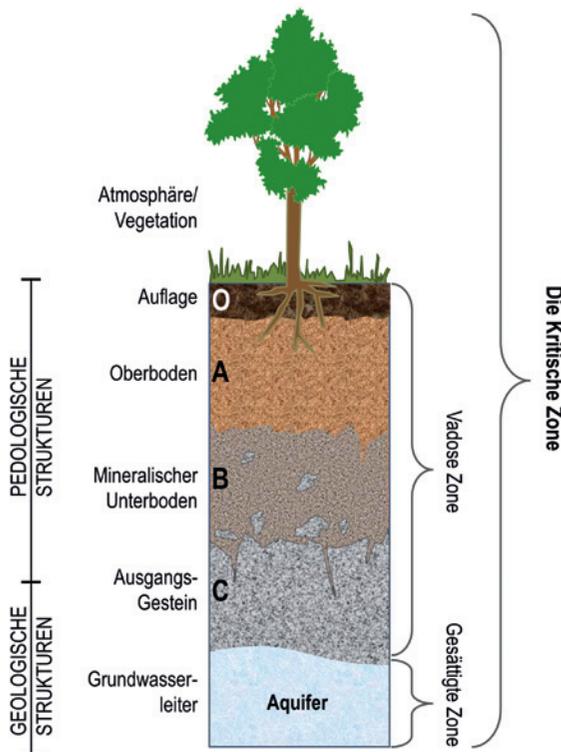
Integriertes Wasserressourcenmanagement und Wasser- rahmenrichtlinie

Seit den späten 1990er Jahren ist das Integrierte Wasserressourcenmanagement (IWRM) das Hauptkonzept für

eine nachhaltige, umweltverträgliche, fortgeschrittene und zukunftsweisende Wasserressourcenbewirtschaftung. Die Integration ist dabei nicht limitiert auf nur ein oder zwei betrachtete Ressourcen, sondern schließt die Betrachtung mehrerer Ressourcen wie Wasser, Land, Wald und aquatische Ökosysteme mit ein.

IWRM ist somit ein ganzheitlicher Ansatz zur optimalen Entwicklung von Wasser- und Landressourcen, der das Zusammenspiel zwischen gesunden Ökosystemen und dem gesellschaftlichen und sozialen Wohl hervorhebt. Das IWRM kann auch als alles überspannende „Schirmpolitik“

Abbildung 3-11: Die „Kritische Zone“ (Critical Zone). Angelehnt an Lin (2010), verändert.



gesehen werden, die viele Kategorien der Integration bereitstellt und auf drei Dimensionen nachhaltiger Entwicklung (ökologischer Nachhaltigkeit, sozialer Gerechtigkeit und ökonomischer Effizienz) beruht (BMZ 2006).

Im Rahmen der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (Europäische Gemeinschaft 2000) in Deutschland wurde einigen der Grundideen des Konzepts des IWRM gefolgt. Im Gegensatz zum IWRM legt die WRRL den Fokus allerdings „nur“ auf die gemeinsame Bewirtschaftung von Oberflächen- und Grundwasser (Theesfeld und Schleyer 2011). Die Ziele der WRRL sind zum Beispiel die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme. Weiterhin wird die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Wasserressourcen und die schrittweise Reduzierung bzw. Beendigung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten prioritärer Stoffe in das Grund- und Oberflächenwasser gefordert. Der Ansatz der WRRL kann eher als ganzheitlich (bezogen auf das Umweltmedium Wasser) und nicht als integrativ bezeichnet werden (UBA 2010a). Dieser ganzheitliche Ansatz kommt zum Beispiel in der Notwendigkeit zum Ausdruck, die Gewässer flussgebietsbezogen zu bewirtschaften und das Oberflächen- und Grundwasser sowie die Meeresumwelt gemeinsam zu betrachten (UBA 2010a).

Um allerdings aus dem auch heute noch vorherrschenden fachspezifischen, auf Einzelressourcen bezogenen Denken auszubrechen und den Weg zu einem *integrierten* Verständnis der „Kritischen Zone“ zu beschreiten, muss die Forschung neue Meilensteine legen.

3.4.3 LÖSUNGSANSÄTZE UND INNOVATIVE TECHNOLOGIEN

Einer der Gründe für die dargelegte Separation der wissenschaftlichen Forschung in den letzten Jahrzehnten ist die

fachliche Herkunft der beiden Wissenschaften. Die Bodenwissenschaften fußen mehrheitlich in der Landnutzung, die Hydrologie eher im Ingenieurwesen. Die geographischen und die Umweltwissenschaften positionierten sich dazwischen, vermochten aber den Brückenschlag nicht zu bewirken. Etwas allgemeiner ausgedrückt ist die Fragmentierung dieser Wissenschaften sicherlich eine Folge der Fokussierung auf immer enger gefasste Themen. Der hohen Komplexität der in Landschaften auf unterschiedlichster Skala ablaufenden Prozesse wurde eine ebenso komplexe Forschergemeinschaft gegenübergestellt, die sich stark differenzierte und methodisch entwickelte. Um diese Entwicklung nun umzulenken hin zu einer interdisziplinären Forschungslandschaft, sind einige Hürden zu überwinden:

Datengrundlage

Der wichtigste Ausgangspunkt für eine synergetische Zusammenarbeit von Bodenwissenschaften und Hydrologie ist eine gemeinsam verfügbare Datengrundlage. Generell sind räumlich und zeitlich höher aufgelöste Datenreihen für die integrierte Betrachtung der Interaktionen von Wasser und Boden unumgänglich. Schon vor Jahren wurde dies von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser mit folgenden Worten gefordert: „Für die zuverlässige Ermittlung des nach Menge und Beschaffenheit zur Verfügung stehenden Wasserdargebots ist es notwendig, die relevanten Größen [...] in ausreichender räumlicher und zeitlicher Dichte auf Dauer zu erfassen“ (LAWA 2000). Durch Projekte wie HOAL (*Hydrological open air laboratory*) in Österreich, oder TERENO (*Terrestrial environmental observatories*) und KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) in Deutschland, in denen hoch aufgelöste Sensornetzwerke verschiedener Disziplinen (Hydrologie, Bodenkunde, Meteorologie) angewendet werden, entstehen unschätzbar wertvolle Datenreihen auf Einzugsgebiets- bzw. Länderebene. Der langfristige Betrieb und gegebenenfalls der Ausbau dieser Netzwerke sollte daher gestärkt und vorangetrieben, der Abbau bestehender Netzwerke sollte vermieden werden. Zudem ist an bestehende lange Beobachtungsreihen in (ehemaligen) Experimental- und Langzeitbeobachtungsstationen/-gebieten

anzuknüpfen (zum Beispiel FRIEND Initiative, siehe auch Huang und Demuth 2010).

Eine große Herausforderung, der sich die Wissenschaft zukünftig stellen muss, ist die räumliche Zusammenschau der bodenhydrologischen Prozesse. Unter dem Begriff „vergleichende Hydrologie“ wird das Bestreben zusammengefasst, aus den *Unterschieden* zwischen Einzugsgebieten zu lernen (Blöschl 2006). Wodurch unterscheiden sich die Prozesse in verschiedenen Gebieten, was sind die Unterschiede in den Treibern, den Bodeneigenschaften etc.? Durch diese räumlichen Vergleiche wird auch eine Regionalisierung der Prozesse vom Punkt auf die Fläche unterstützt (siehe auch Kap. 2.2).

Eine wichtige *technische Entwicklung*, was die Datenaufnahme angeht, sind kabellose Sensoren. Durch die Datenübertragung über das Internet zum Beispiel per GPRS (*General Packet Radio Service*) wird das zeit- und personalaufwändige manuelle Herunterladen der Sensoren überflüssig. So entsteht eine effiziente, kontinuierliche Überwachung durch die Übertragung der gespeicherten Messdaten nach einem wählbaren Intervall an einen Internetserver. Die Möglichkeit der Solarstromversorgung von Sensoren bzw. die Entwicklung von Batterien mit langer Lebensdauer eröffnet außerdem die Möglichkeit, auch an schwer zugänglichen Flächen oder bei geringer Personalkraft eine kontinuierliche Messung durchzuführen. Ein Beispiel für eine noch in der Entwicklung befindliche Technologie ist die Mikrosensorik (*smart dust*). Da klassische Messapparaturen bei den Anforderungen an räumliche Auflösung, Messintervall und Zeitreihenlängen an eine Machbarkeitsgrenze stoßen können, werden sich vielleicht in Zukunft solche Mikrosensoren, die in großer Stückzahl eingesetzt werden können, als nützlich erweisen (Nittel 2009).

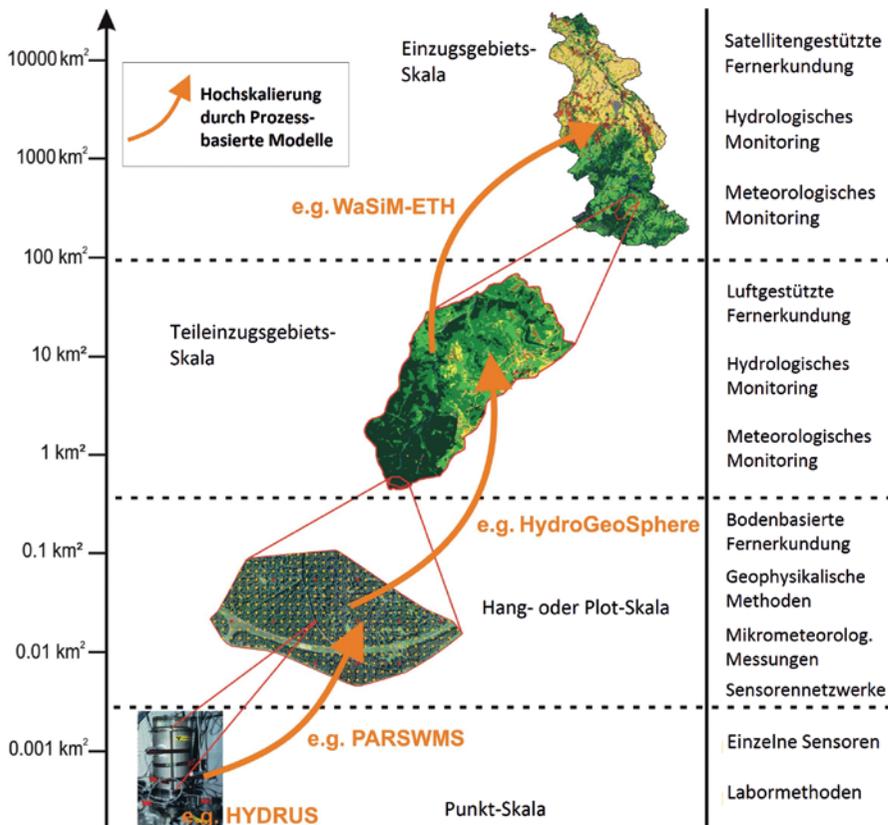
Auch die Einbeziehung von Lysimeterdaten scheint für bestimmte Fragestellungen vielversprechend. Wägbare in-situ Lysimeter erlauben die präzise Messung von Wasserhaushaltsparametern auf einer Fläche bis maximal sieben

Quadratmetern (meist jedoch wesentlich weniger) und können so wichtige Daten für die Validierung und Kalibrierung von Modellen liefern. Im Rahmen des 2008 gestarteten Projektes TERENO zum Beispiel wurden auf 13 Standorten insgesamt 126 Lysimetersysteme aufgestellt, die durch eine mobile Datenübertragungstechnologie (*radio-based technology*) automatisch Daten aufnehmen und senden (TERENO 2011, Zacharias et al. 2011, siehe auch Abb. 3-12).

Skalen und Generalisierung

Bis heute ist in den Bodenwissenschaften die Standort-Skala von zentralem Interesse und Prozesse werden vielfach an Bodenproben im Labor untersucht. Demgegenüber ist in der Hydrologie die Einzugsgebietsbetrachtung der Ausgangspunkt, um die Wasserbilanz zu schließen. Dementsprechend stehen Daten aus dem Feld bzw. dem systematischen Beobachtungsnetz der hydrologischen Dienste im Vordergrund. Die Gebiets-Skala ist in der Hydrologie auch wegen der wasserwirtschaftlichen Anwendungen

Abbildung 3-12: Ansatz in TERENO zur Überwindung des Skalenproblems. Quelle: Heye Bogena, TERENO, verändert.



gefordert. Gerade die unterschiedlichen Skalen könnten zum Teil der Grund für die gesonderte Entwicklung der beiden Wissenschaften gewesen sein. Der Weg zu einer stärker integrierten Forschung liegt also unter anderem in der Überwindung des Skalenproblems (Blöschl 2001).

Es gibt verschiedene Methoden, um vom Punkt zur Fläche zu gelangen. Die Hochskalierung (*upscaling*) ist ein statistisches Verfahren, das es ermöglicht, punktuell erhobene Kennwerte in Form bodenphysikalischer und -hydrologischer Parameter auszuwerten, zu generalisieren und mit Hilfe von meso- und makroskaligen Landschaftsparametern (Höhenmodell, Hangneigung, Bodentiefe etc.) oder mit Hilfe von Fernerkundungsdaten (zum Beispiel Bodenfeuchte) in die Fläche zu bringen. Im Bereich des *upscalings* ist also unter anderem eine Weiterentwicklung der Fernerkundung von Bodenzuständen nötig, sodass die Unsicherheiten bei auf Satellitendaten gestützter Modellierung auf größerer Skala verringert werden können. Hoch auflösende Fernerkundungsdaten könnten in Zusammenhang mit den zugehörigen bodenphysikalischen Parametern daher wichtige Daten liefern (siehe auch Abb. 3-12 und Kapitel 2.5). Das detaillierte, kleinskalige Prozessverständnis der Bodenwissenschaften würde so zu dem Systemverständnis der Hydrologie wertvolle Beiträge liefern. Das Ergebnis dieses *upscaling* können zum Beispiel bodenhydrologische Karten sein. Mit Hilfe solcher Karten wäre es möglich, Bodenparameter und hydrologische Größen räumlich zuzuordnen, Vergleiche anzustellen und die Datengrundlagen unterschiedlicher Disziplinen unter verschiedenen fachlichen Gesichtspunkten auszuwerten oder sie in Computermodelle einzuspeisen.

Computermodelle erfüllen Abbildungs- und Ersatzfunktionen für reale Systeme und ermöglichen eine flächendifferenzierte Betrachtung des Systems (zum Beispiel Einzugsgebiet, siehe auch Kap. 2.2), die aber von der Qualität und Quantität der zur Verfügung stehenden Eingangsdaten und von der Erfahrung der Modellbenutzer abhängt. Die

Vorhersage von Abflüssen und Stoffausträgen aus Einzugsgebieten ohne Abflussdaten ist eines der prioritären Forschungsgebiete der Einzugsgebiethydrologie (PUB: *prediction from ungauged basins*, siehe auch Sivapalan 2009). Grundsätzlich besteht die Schwierigkeit derzeit noch darin, die Vorhersagen bzw. das Wissen aus einem Einzugsgebiet auf andere Gebiete anzuwenden (Generalisierungsproblematik, siehe auch „Datengrundlage“).

Wenn es nicht möglich ist, alle klein- und großskaligen Prozesse innerhalb eines Gebiets ausreichend zu erfassen, kann mit diesem Problem umgegangen werden, indem der Fokus auf die dominierenden Prozesse im Einzugsgebiet gelegt wird. Ein klassisches Beispiel sind Makroporen, die im Boden „Abkürzungen“ für Fließwege darstellen und so das Fließgeschehen und den Nähr- bzw. Schadstofftransport in der Fläche stark beeinflussen. Allerdings muss hierbei beachtet werden, dass die dominierenden Prozesse je nach Skala an Bedeutung gewinnen oder verlieren können. Ein Beispiel: Eine Makropore hat auf einer Mikroskala erhebliche Bedeutung bei der Beschreibung physikalischer Prozesse. Mit zunehmender Skalengröße geht diese Bedeutung jedoch zurück. Das Wissen um solche Prozesse und deren Skalenabhängigkeit kann zum Beispiel durch Experten identifiziert werden. Auch für Modelle wird vielfach gefordert, nicht nur gemessene Felddaten aufzunehmen, sondern zusätzlich Expertenwissen mit einzubeziehen, das heißt bestimmte Informationen über die Fläche zu formalisieren, die mit den gegebenen Mitteln nicht quantifizierbar sind (Holländer et al. 2009). Immer mehr wird zudem auch die Messung von Isotopen zur Bestimmung der Durchflusszeit oder zur Nachverfolgung von dominanten Fließwegen herangezogen (Leibundgut et al., 2009).

Forschungsförderung

Ein weiterer Grund für die fehlende Zusammenarbeit von Hydrologie und Bodenkunde liegt darin, dass interdisziplinäre bzw. integrative Forschungsprojekte immer noch mit

vielen Hürden zu kämpfen haben (Hüttl et al. 2010). So ist zum Beispiel die Koordinierung, Abstimmung und gemeinsame Erstellung von verknüpften Projektanträgen ungleich schwieriger und langwieriger als disziplinäre Vorhaben. Außerdem ist es bei der Antragstellung wichtig, den Mittelweg zwischen „fachübergreifender“ und „nicht zu allgemein gehaltenen“ Fragestellung zu finden. Ersteres ist die Grundlage für interdisziplinäre Forschung, Letzteres ist häufig ein Ablehnungsgrund bei Gutachtern. Die oft fachspezifische Struktur von Forschungsförderern bietet immer noch wenig Anreize für echte integrierte Forschung. Auch ist die Wichtigkeit von Langzeitforschung noch unzureichend beachtet. Hier sollte ein Umdenken in der Forschungsförderung stattfinden. Das Konzept der ganzheitlichen Betrachtung des Systems Erde erfordert eine gezielte Förderung systemarerer Forschung mit einem übergreifenden Forschungsthema (DFG 2003).

Auch wenn die Hürde der Antragstellung schon überwunden ist, so enden interdisziplinäre Forschungsprojekte meist doch in einer eher unabhängigen Anhäufung disziplinärer Veröffentlichungen. Dies ist unter anderem auch darin geschuldet, dass die Publikation von interdisziplinären Studien langwierig und mühsam ist (gemeinsame Forschungsfragen müssen gefunden werden, inhaltliche Tiefe versus Breite etc.). Publikationen sind jedoch meist das Kriterium für eine weitergehende Förderung. Anreize für stärkere Zusammenarbeit zwischen den Untergruppen eines Projektes müssen also geschaffen werden. So sollte zum Beispiel die Entscheidung über eine Folge-Förderung nicht nur auf Basis der Anzahl, sondern auch auf der disziplinenübergreifenden Ausrichtung der Publikationen gefällt werden.

Forschung und Umweltpolitik

Seit vielen Jahren steht der Schutz der Gewässer und der Böden im Zentrum der europäischen und auch deutschen Umweltpolitik. Die Einführung der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf der einen und die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)

auf der anderen Seite zielt auf einen nachhaltigen Umgang mit den Ressourcen Wasser und Boden ab. Obwohl ein breiter Konsens darüber besteht, dass die strikte Trennung von Boden und Wasser weder im wissenschaftlichen noch im politischen Rahmen tragbar ist, herrschen auch in der Politik weiterhin sektorale Ansätze vor. Auch die Zusammenarbeit von Politik und Forschung ist vielerorts noch stark ausbaufähig.

Für die praktische Umsetzung der WRRL besteht in einigen Aspekten immer noch deutlicher Handlungsbedarf. Ein flussgebietsbezogenes Management erfordert nicht nur ein hohes Maß an Abstimmung und Koordination zwischen den beteiligten Behörden, Ländern und Mitgliedstaaten (Theesfeld und Schleyer 2011), sondern auch eine integrierte Betrachtungsweise der Umweltkompartimente Boden (dem „Gebiet“) und Wasser (dem Fluss bzw. Grundwasser). Die Landnutzung innerhalb der Flussgebietseinheiten hat einen enormen Einfluss auf die Quantität und Qualität von Grund- und Oberflächenwasser (siehe auch Kap. 3.2 und Kap. 4). Somit ist auch die erfolgreiche Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) stark von der land- bzw. forstwirtschaftlichen Flächennutzung abhängig. Im Rahmen der Gemeinschaftlichen Agrarpolitik (GAP) der EU existieren freiwillige Maßnahmen – sogenannte Agrarumweltmaßnahmen (2. Säule der GAP) – die Landwirte ergreifen können, um Wasser und Boden bzw. das Klima zu schützen. Mit der Einführung von erweiterten Regelungen zu *Cross-Compliance* (das heißt die Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen bzw. fakultativer Standards aus der 1. Säule der GAP) zur Erosionsvermeidung und Erhaltung der organischen Substanz im Boden im Jahre 2010 eröffnen sich außerdem neue Möglichkeiten, die standardmäßige Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in „gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ voranzutreiben. Übersehen wird hierbei allerdings meistens, dass die Zusammenhänge zwischen der Ursache eines Problems (zum

Beispiel Nitratreintrag ins Gewässer) der auf Basis dieses Problems aufgestellten Maßnahme (zum Beispiel Anlage eines Gewässerrandstreifens) und der tatsächlichen Auswirkung der Maßnahme (effektive Reduktion des Nitratreintrages?) meist noch nicht ausreichend erforscht sind.

Gleichermaßen erfordern viele der in der WRRL geforderten Maßnahmen, wie zum Beispiel die Reduzierung der Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge bzw. die Reduzierung der Feinmaterialeinträge durch Erosion und Abschwemmung, ein genaues Verständnis der zugrunde liegenden bodenphysikalischen bzw. hydrologischen Prozesse. Auch für die Einhaltung des erforderlichen Mindestabflusses für eine Gewährleistung des mengenmäßig guten Zustandes des Grundwassers und für eine effektive Hochwasservorsorge liegt die Basis in dem integrierten Verständnis der zwischen Boden und Wasserkörper ablaufenden Prozesse (siehe auch Kap. 4). Genau hier müsste verstärkt eine integrierte Forschung betrieben werden, um die Maßnahmen zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen.

Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Wasserrahmenrichtlinie bisher keine Hinweise auf den Klimawandel enthält. Ohne Berücksichtigung des Klimawandels bei der Charakterisierung von Flussgebieten oder der Konzeption von Maßnahmen bzw. Bewirtschaftungsplänen besteht die Gefahr, dass die Ziele der Richtlinie nicht erreicht werden. Auch die Detektion der Zielerreichung wird durch den Klimawandel beeinflusst – so entstehen zum Beispiel durch die Klimaänderungen natürlich bedingte Verschiebungen der Habitateigenschaften im Fluss und damit zusammenhängend auch eine Verschiebung der für die WRRL genutzten Indikatororganismen. Eine Anpassung der indikatorbasierten Bewertung des ökologischen Zustandes von Flüssen ist hier nötig. Aus diesen und anderen Gründen wurde im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS) 2007 eine Arbeitsgruppe zum Thema „Klimawandel

und Wasserwirtschaft“ unter der Leitung von Deutschland und der Kommission ins Leben gerufen. Diese Arbeitsgruppe hat unter anderem zur Aufgabe, die Zusammenhänge zwischen den Bewirtschaftungsplänen der WRRL und den Auswirkungen des Klimawandels herauszuarbeiten (WIB 2008). Das Wissen um die chemischen und ökologischen Auswirkungen des Klimawandels auf die Ressourcen Boden und Wasser kann jedoch nur durch eine unterstützende, integrierte Forschung erlangt werden und wird eine der Grundlagen für die zukünftige Implementierung der WRRL darstellen.

Globaler Wandel als Chance

Der eher negativ behaftete Begriff des Globalen Wandels sollte – im Bezug auf die Forschung und die Politik – unbedingt auch als Chance gesehen werden. Die Herausforderungen der Zukunft, wie zum Beispiel die nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen Wasser und Boden, erfordern nicht nur eine verstärkte Zusammenarbeit von Bodenwissenschaften und Hydrologie. Durch gemeinsame Ziele (nachhaltige Bewirtschaftung) eröffnen sich auch neue Möglichkeiten für die Verständigung von Wissenschaft, Politik und Wirtschaft (zum Beispiel Land- und Forstwirtschaft). Für die Forschung heißt dies, dass es nötig wird, einen verbindenden Mittelweg zwischen rein auf Erkenntnisgewinn orientierter Grundlagenforschung und angewandter Forschung, die die direkte Entwicklung technischer Produkte bzw. politischer Lösungen zum Ziel hat, zu finden. Laut Daschkeit (2006) ist dies die problemorientierte Umweltforschung, welche wissenschaftliche Themen, die an gesellschaftlich relevanten Problemlagen orientiert sind, aufgreift. Die Übersetzung von gesellschaftlichen Problemen (Bodendegradation, Hochwasser, Grundwasserunreinigung etc.) in wissenschaftliche Forschungsprojekte sowie die Rückübersetzung für einen gesellschaftlichen Diskurs sollten zentrale Aufgaben der Zukunft sein.

3.4.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Interdisziplinäre, anwendungsorientierte Forschung stärken

Um ein nachhaltiges Management der Ressourcen Wasser und Boden auch unter den Bedingungen des Globalen Wandels erreichen zu können und die vielfältigen Einflüsse und Abhängigkeiten in Landschaften besser verstehen zu lernen, ist ein neues „Forschungsmodell“ erforderlich. Die Zusammenarbeit von Bodenwissenschaften und Hydrologie, und analog dazu von Wasser-/Land- und Forstwirtschaft, muss verstärkt gefördert werden, damit ein besserer Austausch zwischen den Disziplinen bzw. den Sektoren stattfinden kann. Vor allem ist hier zu beachten:

– Integrierte Forschungsförderung

Die Wissenschaft ist durch systemorientierte Forschungsprogramme bei der Aufstellung fachübergreifender Forschungsprojekte zu unterstützen, insbesondere zwischen Hydrologie und Bodenwissenschaften. Forciert werden sollten vor allem innovative Instrumente und Produkte interdisziplinärer Zusammenarbeit sowie die Anerkennung interdisziplinärer Publikationen und die Förderung interdisziplinärer Studien, Konferenzen und Austauschprogramme. Die Schaffung neuer und die Erhaltung bestehender interdisziplinärer (Langzeit-) Projekte mit sich gegenseitig ergänzenden Messmethoden sollte dabei zentraler Teil der Forschungsförderung werden.

– Bessere Koordinierung und Informationsaustausch zwischen Disziplinen und Sektoren

Um den Austausch zwischen grundlagen- und anwendungsorientierter Forschung wie auch zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Politik zu verstärken, ist der Einsatz einer internationalen Koordinierungsstelle denkbar. Diese kann die Abstimmung und konzeptionelle Vorarbeit inhaltlich und organisatorisch unterstützen, den Informationsaustausch durch begleitende disziplinenübergreifende Veranstaltungen (Workshops, Fachgesprä-

che) stärken und fachübergreifende, problemorientierte F&E-Vorhaben anregen. Die Koordinierungsstelle könnte im Rahmen ihrer fachübergreifenden Kompetenz Ideen und Ansätze bündeln und Hilfestellung bei der Lösung aktueller Probleme – zum Beispiel bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – geben.

– Längerfristige Ausrichtung von Förderprogrammen

Weit gefasste interdisziplinäre Förderprogramme müssen mit einer angemessenen Laufzeit versehen werden. Eine verbesserte Abstimmung und gemeinsame Zielfindung der verschiedenen Disziplinen sowie ein sinnvolles aufeinander Aufbauen einzelner Arbeitsschritte lassen sich nur durch längerfristig ausgerichtete Förderprogramme zu erreichen.

(2) Im Rahmen der Bildungspolitik einen Beitrag zur Verbesserung interdisziplinärer Kompetenzen leisten

Eine Verbesserung der interdisziplinären Kompetenzen in Forschung und Lehre hängt direkt von der Art der Ausbildung des Nachwuchses ab. Gerade hier sollte frühzeitig eine Förderung des systemaren Denkens stattfinden. Eine stärkere Einbindung der Großforschungseinrichtungen in die Aus- und Weiterbildung auf allen Stufen verbessert hierbei nicht nur die Nutzung der Erkenntnisse aus den Umwelt-Observatorien, sondern auch die Attraktivität und den Praxisbezug der Studiengänge. Um die Verbesserung des Systemverständnisses junger Wissenschaftler zu fördern, sollten außerdem mehr integrative Graduiertenkollege angeboten werden. Erweiterte, disziplinenübergreifende Unterrichtseinheiten in Schulen sind ebenfalls zu begrüßen.

(3) Eine verbesserte Akzeptanz und Einbeziehung der Öffentlichkeit erreichen

Für eine bessere Akzeptanz der Forschung in der Gesellschaft ist ein verstärkter Informationsaustausch mit der Bevölkerung bzw. eine stärkere Einbindung lokaler Akteursgruppen nötig. Die Öffentlichkeit und vor allem die Forschungspolitik müssen für die systemare Analyse und Forschung sensibilisiert werden und ihre Bedeutung erkennen.

Wie die Bildungspolitik (siehe Empfehlung 2), so sollten auch die Medien stärker in die Forschung mit einbezogen werden.

(4) Bildungsarbeit durch Kooperationen von Wirtschaft und Wissenschaft unterstützen

Bildung ist nicht nur Aufgabe des Staates. Forschung bedarf ständig des Feedbacks aus der Wirtschaft und die Wirtschaft bedarf gleiches aus der Forschung. Eine enge Kooperation und ein ständiger Dialog zwischen Hochschulen und Unternehmen tragen dazu bei, die Studienlandschaft innovativ und attraktiv zu gestalten, indem neue Angebote im F&E-Bereich sowie im Bereich des Technologietransfers angeboten werden. Eine verstärkte Einrichtung von Stiftungsprofessuren (*Endowment* Professuren) könnte ebenfalls eine Brücke zwischen Wissenschaft und Wirtschaft schlagen.

(5) Anwendungsorientierte Forschung stärken und deren Ergebnisse besser in die Praxis integrieren

Eine stärkere Integration der Landnutzungsaspekte ist für die Umsetzung der WRRL bzw. der GAP Agrarumweltmaßnahmen und weiterer Programme dringend erforderlich. Die Überprüfung und weitere Erforschung gewässerschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen ist insbesondere in Hinblick auf die durch den Klimawandel neu entstehenden Herausforderungen und für die Umsetzung der WRRL eine weitere wichtige Zukunftsaufgabe. Um Forschungsthemen stärker in Richtung Anwendungsorientierung zu fokussieren, sollte der Einfluss der Landnutzung auf Prozesse in der Landschaft im Mittelpunkt stehen. Themenvorschläge für fachübergreifende und problemorientierte Forschung können zum Beispiel sein: Entstehung, Funktion und Rückkopplung von Mustern/Strukturen in Landschaften sowie Wechselwirkungen zwischen Boden – Wasser – Vegetation – Atmosphäre. Um eine bessere Integration von Forschungsergebnissen über Skalen hinweg zu erreichen, sollte außerdem die Weiterentwicklung integrativer Landschaftsmodelle, die klein- und großskalige Prozesse abbilden bzw. mit einbeziehen können, vorangetrieben werden.

3.5 STRATEGIEN FÜR EINE EFFIZIENTERE NUTZUNG VON (WASSER IN) LANDSCHAFTEN

3.5.1 HERAUSFORDERUNG

Eine nachhaltige Boden- und Wasserressourcen schonende Bewirtschaftung stellt nicht nur für die Land- und Forstwirtschaft, die Wasserwirtschaft und die Stadtentwicklung, sondern auch für die Politik, die Verwaltung und den Naturschutz in Deutschland eine große Herausforderung dar. Es gilt, Aktivitäten und Akteure mit teils konkurrierenden Interessen im Rahmen einer zukunftsfähigen Entwicklung bestmöglich zu vereinbaren. Dabei bauen die Handlungsentscheidungen der einzelnen Sektoren auf den von den Akteuren aktuell verfügbaren und handhabbaren Informationen auf. Diese Informationen spiegeln jedoch nicht unbedingt den für eine nachhaltige Entscheidung wirklich benötigten Informationsbedarf wider (Scherzer et al. 2010).

Handlungsoptionen werden zusätzlich von den derzeit herrschenden Rahmenbedingungen wie zum Beispiel verschiedenen Naturräumen, den gesellschaftlichen Zielen, den nationalen Politiken (Gesetze, Richtlinien) und der Wirtschaftslage bestimmt. Infolge des Globalen Wandels ändern sich diese Rahmenbedingungen jedoch zunehmend. Insbesondere Klimaänderungen und die fortschreitende Globalisierung beeinflussen die Zukunft des ländlichen Raumes und erfordern geeignete Anpassungsmaßnahmen. Unklar sind dabei meist die genaue Dynamik des Wandels und auch dessen Auswirkungen.

Vor allem die Auswirkungen, die einzelne globale Geschehnisse (Staatspleiten, Naturkatastrophen, Industrieunfälle etc.) auf Deutschland bzw. auf bestimmte Regionen in Deutschland haben können, sind schwer vorhersagbar. Das Reaktorunglück in Fukushima (Japan) hat deutlich gezeigt, wie solch ein ‚weit entferntes‘ Ereignis konkrete und weitreichende Folgen für politische Entscheidungen in Deutschland haben kann. So beeinflusste das Unglück in

Japan durch den daraus hervorgegangenen Beschluss des Atomausstiegs die deutsche Energiepolitik, was gleichzeitig bislang unvorhergesehene Auswirkungen auf die Landnutzung (zum Beispiel verstärkter Anbau von Bioenergiepflanzen) und damit auch auf unsere Wasserressourcen (zum Beispiel erhöhter Bewässerungsbedarf, verstärkter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln) haben wird.

Auf all diese Unsicherheiten sind weder Behörden, Verwaltungen und Planungsbüros noch die Akteure aus Forst-/Land-/ und Wasserwirtschaft bislang adäquat vorbereitet (NRC 2009, DWA 2011). Der steigende Bedarf für ein nachhaltiges, ressourcenschonendes und zukunftsfähiges Wirtschaften im ländlichen Raum erfordert daher Informationssysteme, die nicht nur die Ansprüche lokaler Akteure abbilden, sondern auch den Globalen Wandel sowie schwer vorhersagbare Ereignisse bzw. Geschehnisse und die daraus entstehenden Auswirkungen integrieren. Unter dieser Voraussetzung können die Verantwortlichen und die Akteure bei einer informierten Handlungsentscheidung für die Zukunft unterstützt werden (Soboll et al. 2011).

3.5.2 WISSENSSTAND

Modelle

In den letzten Jahrzehnten wurde insbesondere an Universitäten und Forschungseinrichtungen, aber auch in der Privatwirtschaft eine große Anzahl an Werkzeugen und Modelltechniken für die unterschiedlichsten Fragestellungen entwickelt. Hintergrund hierfür ist, dass mathematische Modelle dazu beitragen können, die Wirkungszusammenhänge komplexer Systeme aufzuzeigen (siehe auch Kapitel 2.2). Modelle sind somit hilfreiche Instrumente, um den Entscheidungsprozess darüber, durch welche Handlungsoptionen und konkreten Maßnahmen ungewünschte Entwicklungen zu verhindern sind, zu unterstützen.

Entscheidend für jede Modellanwendung sind letztlich nicht nur das Fachwissen des Anwenders und die Datenlage. Wichtig ist eine ausreichende Expertise auch bei der Interpretation und Bewertung der erzielten Ergebnisse, da ansonsten Fehlbewertungen vorprogrammiert sind.

Es existieren heute zahlreiche spezialisierte Modelle, die nur für sektorale Fragestellungen eingesetzt werden; vielfach fehlt es noch an wirklich integrativen Modellansätzen. Hier besteht ein deutlicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Des Weiteren existieren für die gleiche Fragestellung und das gleiche Skalenniveau oftmals mehrere Modellansätze; in aller Regel fehlen aber Informationen darüber, welcher dieser Ansätze die „besten“ bzw. zuverlässigsten Ergebnisse liefert. Entsprechende vergleichende und bewertende Untersuchungen wurden bisher nur vereinzelt durchgeführt.

Ein einzelnes sektorales Modell kann die Fragen der Entscheidungsträger bei komplexen Wirkungszusammenhängen schwerlich vollständig beantworten (Kofalk et al. 2001); jedoch können beispielsweise Modellergebnisse mehrerer Einzelmodelle (Klimamodelle, Bilanzierungsmodelle, Wasserhaushaltsmodelle, sozioökonomische Modelle und andere) und zusätzliche, nicht modellbezogene Rahmenbedingungen, wie zum Beispiel Ansprüche von Betroffenen, in einem integrierten System zusammengeführt werden. Dieses integrierte System wird allgemein als Entscheidungsunterstützungssystem bezeichnet.

Entscheidungsunterstützungssysteme

Entscheidungsunterstützungssysteme (Decision support systems, DSS) sind in ihrer grundlegenden Form Informationssysteme, die dem Nutzer bei der Strukturierung komplexer Probleme helfen können. Sie können aus einer einfachen Liste bestehen, aus einem Entscheidungsbaum mit „ja/nein“-Fragen bis hin zu einer komplizierten Reihung bzw. Kopplung von Modellen und Parametern. DSS unterscheiden sich somit je nach Anforderung, Problemstellung,

Zielgruppe und Anwendungsbereich deutlich in ihrer Funktionalität (Steinmetz 2007; BOX 3-3). Sie ersetzen allerdings keineswegs den Entscheider, das heißt sie liefern keine vorgefertigten Lösungen. Laut Steinmetz (2007) werden sie vielmehr „entwickelt und verwendet, um fundierte und qualitätsgesicherte, also reproduzierbare und dokumentierte, Entscheidungen treffen zu können“. In der Literatur werden vielfältige übergeordnete Zielstellungen für Entscheidungsunterstützungssysteme genannt (Kofalk et al. 2005; Muys et al. 2010; Soboll et al. 2011; TU Dresden 2011). Insgesamt kann jedoch gesagt werden, dass durch landnutzungsbezogene DSS die nachhaltige Entwicklung des Lebensraumes und der wirtschaftlichen Tätigkeiten sowie eine verantwortungsvolle zukunftsfähige Nutzung und Entwicklung des Raums erreicht werden sollen.

Generell sind in einem DSS drei zentrale Aspekte zu beachten (Wierzbicki et al. 2000; Herzig 2007). 1) Das Wissen um die Vergangenheit bzw. die aktuelle Situation, 2) das Wissen um die relevanten Prozesse und Wechselwirkungen (Ursache-Wirkung) und 3) der eigentliche Entscheidungsprozess. Für die ersten beiden Aspekte ist die Datenlage von zentraler Bedeutung. Hier liegt eine der großen Herausforderungen bei der Erstellung eines DSS. Zum einen muss die Datenaufnahme auf Basis der nutzerrelevanten Zielstellungen erfolgen. Außerdem müssen ausreichend Daten vorhanden sein, um Ursache-Wirkungs-Beziehungen realitätsnah darstellen zu können und somit auch ein realistisches Bild der Auswirkungen möglicher Handlungsoptionen zu liefern. Einfache, sehr spezifische DSS (zum Beispiel DSS-Waldmoorschutz, BOX 3-3) kommen mit eng eingegrenzten Umweltdaten und einfachen ja/nein-Fragen aus. Doch für größer angelegte Systeme (zum Beispiel DSS-Danube, BOX 3-3), die nicht nur mehrere Naturräume (Donau Einzugsgebiet) sondern auch sozioökonomische Aspekte berücksichtigen, ist die benötigte Datenmenge und daher der finanzielle Aufwand für die Parametrisierung der einzelnen Teilmodelle bzw. für die Erstellung des Modellsystems enorm. Dies führt oft dazu, dass Kompro-

missen getroffen werden müssen und die letztlich benutzten Modelle und Daten eben nicht exakt die Probleme reflektieren, die für den Nutzer relevant sind (Soboll et al. 2011). Der dritte Aspekt, der eigentliche Entscheidungsprozess, wird in den DSS je nach Zielsetzung unterschiedlich implementiert. Viele landnutzungsbezogene DSS, die nicht direkt auf den Gewässerschutz abzielen, enthalten zum Beispiel keine Auswerterroutinen der angebotenen Bewirtschaftungs-/Handlungsoptionen auf die Qualität bzw. Quantität der betroffenen Wasserressourcen. So betrachtet das für Waldbesitzer entworfene DSS „Wald und Klimawandel“ (DSS-WuK, BOX 3-3) zum Beispiel die Auswirkungen von Trockenheit auf das Waldwachstum, jedoch nicht die Auswirkungen unterschiedlicher Baumbestockungen auf die Grundwasserneubildung. Eine Entscheidung der Waldbesitzer auf Basis Wasserressourcen schonender Aspekte ist hier zum Beispiel nicht möglich.

Entscheidungsunterstützungssysteme sind keine neue Erfindung. Sie werden schon seit über 30 Jahren in den verschiedensten Ausprägungen (beginnend beim Militär) herangezogen (Steinmetz 2007). Durch die Entwicklung neuer GIS-gestützter Methoden, den Boom des Internets und die stete Verbesserung der Datenaufnahme und Datenprozessierung (Modellierung, Analysen) erlebten diese Systeme in den letzten Jahren jedoch im Rahmen von Forschungsprojekten einen neuen Entwicklungsschub (Herzig 2007). Eine echte Anwendung solcher Systeme durch lokale Akteure wie Land-/Forstwirte, Raumplaner oder politische Entscheidungsträger findet allerdings bislang nur selten statt. Trotz aller noch zu überwindenden Hürden könnten DSS ein vielversprechendes Instrument der integrierten Bewertung von aktuellem Wissensstand (Daten, Fachwissen, Projektionen) und den Auswirkungen möglicher (technologischer) Handlungsoptionen auf die Wasser- und Landressourcen darstellen.

Da mittel- bis langfristige Entscheidungen auf allen Ebenen unter der Voraussetzung einer unsicheren Zukunftsentwicklung getroffen werden müssen, ist die Einbeziehung von

Szenarien bei strategischen Planungen unbedingt voranzutreiben.

Szenarien

Szenarien sind plausible aber oft vereinfachte Beschreibungen, wie sich die Zukunft – basierend auf einer in sich konsistenten Reihe von Annahmen – entwickeln kann (MEA 2005a). Sie können aus „Erzählungen der Zukunft“ bestehen (qualitativ) oder aber durch Modelle simuliert werden (quantitativ). Je nach Fragestellung und betrachteter Skala wird jedoch oft eine Kombination dieser beiden Ansätze an-

gestrebt und so die ‚erzählte‘ Zukunft durch modellgestützte quantitative Abschätzungen ergänzt (Döll 2004; siehe auch Kap. 2.2). Die bekanntesten Szenarien sind wohl die Emissionsszenarien aus dem Bericht des *Intergovernmental Panel of Climate Change* (IPCC, Abb. 3-13), die eine der wichtigen Eingangsgrößen derzeit verwendeter Klimamodelle sind und auf deren Basis aktuell auch die Klimaszenarien für Deutschland berechnet werden.

Die Erstellung von Szenarien dient einerseits der Vorbereitung auf zukünftige Entwicklungen, und befördert andererseits

BOX 3-3: Unterscheidungskriterien von Entscheidungsunterstützungssystemen (DSS)

Es gibt raumbezogene und nicht-raumbezogene DSS (Letztere setzen den Fokus ‚nur‘ auf den allgemeinen Informationsaustausch). Es gibt DSS für unterschiedliche Skalen (lokal, regional, Flusseinzugsgebiet) und für unterschiedliche Akteure (Forstwirt, Landwirt, Landschaftsplaner, politische Entscheidungsträger, Wasserwirtschaft, Naturschutz). Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal liegt in der Nutzung bzw. Nichtnutzung von Szenarien und im Betrachtungszeitraum: Systeme für den kurzfristigen Einsatz; planerische Systeme für den mittelfristigen Einsatz; strategische Planungssysteme für die langfristige Orientierung.

Weiterführende Informationen zu DSS in der Flussgebietsbewirtschaftung liefert DWA (2011).

Beispiele vorhandener wasserwirtschaftlicher DSS, die ohne (Klima-, Gesellschafts-)Szenarien arbeiten (Heinisch 2010):

- Systeme zur Bewertung von Maßnahmen für die Wasserrahmenrichtlinie
- Systeme hinsichtlich sonstiger Aspekte des Grund- und Oberflächenwassermanagements
- Systeme zur Talsperrensteuerung
- Systeme für die Entwicklung von Hochwasserschutzkonzepten
- Systeme für Entscheidungen zum Küstenzonenmanagement
- Systeme für die Regenwasserbewirtschaftung

Beispiele derzeit online verfügbarer landnutzungsbezogener DSS:

- DSS Waldmoorschutz (DSS Wamos): <http://www.dss-wamos.de/index.html>
- DSS Wald und Klimawandel (DSS WuK): <http://www.dss-wuk.de/index/>
- DSS Land, Klima und Ressourcen (LandCaRe): <http://www.landcare-dss.de/Home.htm>
- DSS GLOWA-Danube (Danubia): <http://www.glowa-danube.de/de/opendanubia/allgemein.php>

deren Gestaltung (Nowack und Günther 2009). Szenarien können auch deutlich machen, was passiert, wenn keine (politischen) Gegenmaßnahmen ergriffen werden (*business as usual*) (Alcamo und Jakeman 2008). Durch die Integrierung von Szenarien in Entscheidungsunterstützungssysteme kann also der Faktor „unsichere Zukunft“ durch mehrere mögliche und plausible Entwicklungslinien ersetzt bzw. ein breites Spektrum von Unbekanntem berücksichtigt werden. Diese Vorgehensweise ist insbesondere bei langfristig angelegten Anpassungsmaßnahmen wichtig, da dadurch robuste (*no-regret*) Maßnahmen, die in allen möglichen Ausprägungen der Zukunft positive Wirkungen zeigen, isoliert werden können (Moss et al. 2010). Dabei sollte es ein Ziel der Szenarientwicklung sein, die Bandbreite der möglichen Handlungsoptionen bzw. Maßnahmen und ihrer Auswirkungen zu erforschen (Cosgrove und Rijsberman 2000). Trotz einiger Einschränkungen ist die Szenarientechnik das Mittel der Wahl, um geeignete Anpassungsoptionen für eine unsichere Zukunft zu finden.

3.5.3 LÖSUNGSANSÄTZE UND INNOVATIVE TECHNOLOGIEN

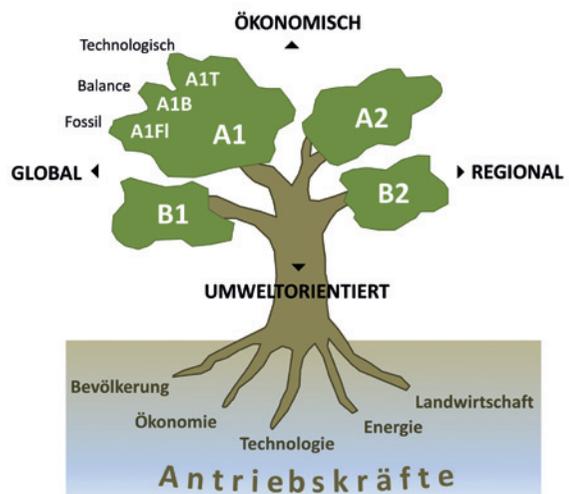
Bessere Umsetzung von DSS in die Praxis

Grundvoraussetzung für eine quantitative Modellierung und Bewertung von Alternativen (verschiedene Handlungslinien oder Zukünfte) ist eine fundierte Datenbasis. Um eine optimale Nutzung von Daten zu ermöglichen, könnten zum Beispiel die im Rahmen der EU-Richtlinie INSPIRE eingerichteten Datenbanken der Länder hierfür erweitert bzw. eine zentrale Datenbank eingerichtet werden. Die durch Fragebogen und Workshops gewonnenen sozioökonomischen Daten bestehender Projekte sollten ebenfalls so ausgewertet werden, dass sie für andere Projekte nutzbar werden.

Die Einbeziehung aller Akteure von Beginn an ist ein wichtiges Kriterium für eine erfolgreiche Umsetzung von DSS

und ist in einigen Projekten schon Bestandteil des Umsetzungsprozesses (siehe zum Beispiel Soboll et al. 2011). Der partizipative Ansatz muss auch weiterhin als ein integraler und grundlegender Bestandteil bei der Erstellung eines DSS gesehen werden. Genauso wichtig ist die weiterführende Betreuung der zukünftigen Nutzer nach Beendigung eines Projektes und die Erstellung einer funktionalen Oberfläche, die einfach zu verstehen bzw. zu bedienen ist, Transparenz gewährleistet und die Unsicherheiten der Ergebnisse klar abbildet. Der Übergang von der Forschungs- in die Anwendungsphase funktioniert bisher nur schleppend bis gar nicht, könnte aber zum Beispiel dadurch verbessert werden, indem offizielle Partner aus der Landesplanung, der Wirtschaft, oder aus einer Bundes-/Landesbehörde die weiterführende Betreuung des DSS übernehmen (Soboll et al. 2011).

Abbildung 3-13: Schematische Darstellung der Emissionsszenarien und Antriebskräfte aus dem „IPCC Special Report on Emission Scenarios“. Die Szenariogruppen unterscheiden eine Welt mit starker Ausrichtung auf Wirtschaftswachstum (A) und eine Welt, die auf Nachhaltigkeit ausgerichtet ist (B). Die zweite Dimension erlaubt die Unterscheidung zwischen einer Welt zunehmender Globalisierung (1) und einer Welt mit stärkerer Betonung regionaler Unterschiede und lokaler Lösungen (Regionalisierung, 2). Nach Nakicenovic und Swart (2000), verändert.



Hierfür sollten schon bei der Beantragung eines Projektes Gelder eingeplant werden.

Fortentwicklung szenariengestützter Entscheidungsunterstützungssysteme

Wasserwirtschaft: Um im Rahmen wasserwirtschaftlicher Entscheidungen einen schonenden Umgang mit Wasserressourcen zu erreichen, ist nicht nur das Wissen um das Wasserangebot, das heißt die Verfügbarkeit von Wasser wichtig, sondern ebenso das Wissen um die zukünftige Entwicklung des Wasserbedarfs. Der Wasserbedarf hängt jedoch von politischen Entscheidungen (zum Beispiel Wasserpreise ja/nein), sozioökonomischen Entwicklungen (zum Beispiel Energiewende, Konsumverhalten), technologischen Fortschritten (zum Beispiel Einführung wassereffizienter Technologien) und auch von unvorhersehbaren globalen Ereignissen (zum Beispiel Reaktorunfall Fukushima – Auswirkungen auf die Energiepolitik) ab und ist somit mit großen Unsicherheiten behaftet. Um die Folgen wasserpolitischer Entscheidungen und die Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und des Wasserbedarfs für alternative, plausible Bilder der Zukunft abschätzen zu können, sind demnach Szenarien nötig (Döll 2004, DWA 2011). Derzeit existierende wasserwirtschaftliche DSS sind meist nicht szenarienfähig. Erste Versuche, Szenarien in wasserwirtschaftliche Planungsinstrumente zu integrieren, wurden durch Projekte wie GLOWA (Elbe-DSS, DSS-Danubia) und WASKlim unternommen (Scherzer et al. 2010; Soboll et al. 2011). Auch für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) könnten DSS eingesetzt werden, um Entscheidern in Planung und Verwaltung Informationen zu möglichen Maßnahmenkombinationen bzw. deren Auswirkungen im regionalen Kontext liefern zu können (Kofalk et al. 2005, DWA 2011). Für den Einsatz in der Flussgebietsbewirtschaftung (WRRL) sind laut DWA (2011) unter anderem folgende Themenbereiche in DSS einzubeziehen: Die Wasserqualität (Oberflächen- und Grundwasser), das Wasserangebot, hydromorphologische Aspekte, Bewirtschaftungselemente

(Talsperren etc.), Schutzgebiete, Gewässernutzungen, Informationen über relevante Sektoren (Landwirtschaft, Regionalplanung etc.), hochwasserrelevante Aspekte sowie auch Zukunftsszenarien.

Land- und Forstwirtschaft: Auch in der Land- und Forstwirtschaft gilt es, effizient und umweltschonend zu wirtschaften; gleichzeitig müssen aber gute Erträge erzielt werden (quantitativ und qualitativ). Hierfür sind kurzfristige und langfristige Entscheidungen zu treffen. Kurzfristige Entscheidungen (zum Beispiel Düngemenge) basieren auf aktuellen Felddaten und können zum Beispiel durch hochaufgelöste Entscheidungssysteme im Präzisionslandbau effizient unterstützt werden. Ein neuer Ansatz in diesem Feld sind autonom fliegende Drohnen (zum Beispiel Projekt Agricopter, DBU 2010), die als *low-cost*-Fernerkundungssystem fungieren können (siehe auch Kap. 2.5 und Kap. 3.2). Für längerfristig angelegte Entscheidungen sind aber auch in der Land- und Forstwirtschaft zumindest Klimaszenarien vonnöten, die in szenarienfähigen DSS umgesetzt werden sollten. Bei solchen planerischen Instrumenten wäre es zu begrüßen, wenn sie in ihren Auswerteroutinen zusätzlich die Auswirkungen der Entscheidungen des Land- bzw. Forstwirtschafters auf die Wasser- und Bodenressourcen enthielten, sodass der Land- bzw. Forstwirtschaftler diese Information in seine Entscheidungsfindung integrieren kann (siehe auch 'Multikriterielle Entscheidungsfindung').

Multikriterielle Entscheidungsfindung und Indikatoren zur Bewertung von Umweltauswirkungen

Um eine nachhaltige Landnutzung zu gewährleisten, müssen die Aktivitäten und Akteure mit teils konkurrierenden Interessen im Rahmen einer zukunftsfähigen Entwicklung bestmöglich vereinbart werden. Aber nicht nur die Mehrfachnutzungen eines Gebietes, sondern auch die unterschiedlichen Zielstellungen (Entwicklungsziele) eines einzelnen Akteurs gilt es zu berücksichtigen (DWA 2011). Diese multikriteriellen Entscheidungsprobleme erfordern

eine Abwägung zum Beispiel zwischen ökologischen („Wasser für Natur“), ökonomischen („Wasser für Industrie“) und sozialen („Wasser für Menschen“) Zielen bzw. Nutzungen (Kofalk et al. 2005; Harth 2008). Hierfür bedarf es eines Bewertungsverfahrens, das nicht nur den optimalen Nutzen für ein Gebiet bzw. die optimalen Maßnahmen(-kombinationen) für die Zielstellungen eines Akteurs ermittelt (Harth 2008), sondern beispielsweise auch eine Bewertung der Umweltauswirkungen dieser Maßnahmen einbezieht. Hier können Zielkonflikte entstehen, da durch die Verfolgung eines Ziels (zum Beispiel Wirtschaftlichkeit) die Verfolgung eines anderen Ziels (zum Beispiel ökologisches Handeln) beeinträchtigt werden kann (DWA 2011).

Eine integrale Bewertung von Umweltauswirkungen verschiedener Maßnahmen bzw. Handlungen ist aufgrund der Komplexität von Landschaften sehr schwierig. Daher ist es wichtig festzulegen, was genau bewertet werden soll (Herzig 2007). Die Einführung konkreter Indikatoren (gegebenfalls je nach Planungskontext) ist daher nötig. Indikatoren sind Zustandsgrößen, die den Grad der Erreichung eines Entwicklungsziels anzeigen (Kofalk et al. 2005). Um zu wissen, welche Maßnahmen geeignet sind, um die gesteckten Ziele und Leitbilder zu erreichen bzw. welche Kombinationen von Einzelmaßnahmen sinnvoll sind, müssen also geeignete Kriterien (Indikatoren) abgeleitet werden, mit deren Hilfe sich die Maßnahmen bzw. deren Kombination gegeneinander abwägen lassen. So können dann die Konsequenzen der Maßnahmen quantifiziert und für die Bewertung von Zielerreichungsgraden verwendet werden.

3.5.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Datenlage für Entscheidungsunterstützungssysteme (DSS) vereinheitlichen

Grundvoraussetzung für eine quantitative Modellierung und Bewertung von alternativen Handlungsoptionen ist

eine fundierte Datenbasis. Hierfür muss zuallererst eine bundesweite Vereinheitlichung digitaler Datengrundlagen bzw. Karten vorangetrieben werden. Dies betrifft insbesondere den Maßstabsbereich 1:50.000 (und größer), der für eine Ableitung lokaler Maßnahmen erforderlich ist. Um eine optimale Nutzung von Daten zu ermöglichen, könnten zum Beispiel die im Rahmen der EU-Richtlinie INSPIRE eingerichteten Datenbanken der Länder um entsprechende Daten erweitert bzw. eine neue zentrale Datenbank eingerichtet werden. Die durch Fragebogen und Workshops gewonnenen sozioökonomischen Daten sollten ebenfalls so ausgewertet werden, dass sie für andere Projekte nutzbar werden.

(2) Bestehende DSS analysieren bzw. auswerten

Im Hinblick auf eine Auswertung der derzeit existierenden DSS (LandCaRe, WASKlim, DSS-Elbe, DSS-Danubia, LUMASS etc.) besteht noch deutlicher Forschungsbedarf. Zentrales Element dieser Auswertung sollte eine Analyse der Defizite sein (Parametrisierung, Modellvergleiche zur Bewertung der „Güte“ der Modelle, Datenlage, Einbeziehung der Stakeholder). Auch eine Überprüfung der Anwendbarkeit bestehender DSS im Rahmen von Versuchsplots oder Partnern aus der Land- und Forst-Wirtschaft bzw. Raumplanung ist dringend notwendig.

(3) DSS in der Praxis nutzen

Trotz erster Ansätze, Entscheidungssysteme im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) anzuwenden, fehlt derzeit noch eine umfassende Analyse, inwieweit DSS für die Umsetzung der WRRL bzw. für die Integrierung des Klimawandels in die Maßnahmenplanung herangezogen werden können. Insbesondere durch integrierte, szenariengestützte DSS könnte der bislang sehr kurzfristig angelegte Planungshorizont der Maßnahmenplanung für die WRRL erweitert werden. Entscheidungssysteme für Land- und Forstwirtschaft sollten nur in Abstimmung mit den relevanten Behörden (zum Beispiel Kammern) erstellt werden, sodass

sie offiziell anerkannt werden können und eine Betreuung auch nach Abschluss des Projektes stattfindet.

(4) Die Szenarienmethodik verstärkt einbeziehen

Da die zukünftige Entwicklung des ländlichen Raumes als eine Kombination schwer vorhersagbarer Prozesse (Treiber) und gesteuerter Interventionen (Handlungsoptionen) von Mensch-Umwelt-Systemen zu sehen ist, ist die Szenarienbildung das Mittel der Wahl, um mögliche Zukunftsentwicklungen zu analysieren. Die Szenarienbildung sollte daher als Methodik in der Planung/Verwaltung eingeführt werden, um die Akteure für die Problematik der Planungsunsicherheiten zu sensibilisieren und Gesprächsgrundlagen zwischen Akteuren zu schaffen.

3.6 ANSÄTZE ZUR BEWERTUNG VON WASSER-RESSOURCEN IN LANDSCHAFTEN

3.6.1 HERAUSFORDERUNG

Für das Leben und Überleben der Menschen, Tiere und Pflanzen ist Wasser ein zentrales Element. Die Möglichkeiten der Nutzung unserer Wasserressourcen und der aquatischen Ökosysteme können allerdings nur durch ökologisch funktionsfähige Gewässer aufrechterhalten werden (SNF 2010). Damit diese Funktionsfähigkeit der ober- und unterirdischen Gewässersysteme auf Dauer bestehen bleibt, muss sich die vom Menschen genutzte Wassermenge und -qualität an einer von der Natur vorgegebenen Grenze und gegebenenfalls an weiteren Rahmenbedingungen orientieren (Wallacher 1999). Wenn diese Grenze durch klimatische Extreme oder durch überzogene Nutzungsansprüche überschritten wird (ProClim 2005), muss eine Lösung bzw. ein Kompromiss gefunden werden.

Auch im wasserreichen Deutschland bestehen – zumindest regional und vor allem in Trockenmonaten – schon heute Konflikte zwischen unterschiedlichen und teils konkurrierenden Nutzungsansprüchen an das Wasser (Tourismus, Land-Forstwirtschaft, Naturschutz, Industrie, Energie, Transport, Fischerei, Hochwasservorsorge, Trinkwasserversorgung, siehe auch Kap. 2.4 bzw. Abb. 3-1). Diese Konflikte könnten sich im Rahmen klimatischer und gesellschaftlicher Veränderungen der Wasserverfügbarkeit oder der Wassernachfrage noch verstärken (Hüttl et al. 2011).

Konkurrierende Belange im Wassersektor werden bislang zumeist auf Basis eines politischen Kräftespiels entschieden und nicht unbedingt unter Beachtung der Interessen aller Beteiligten (Hansjürgens 2011). Es ist daher wünschenswert, der Politik Handlungsgrundsätze an die Hand zu geben, um die Konfliktlösung zu objektivieren und transparenter zu gestalten. Eine Möglichkeit dazu ist die Bewertung der unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Ziele. Als Bewertungsmethoden werden hier oft ökonomische Methoden (wie zum Beispiel Ökosystemfunktionen/-dienstleistungen, Kostenefektivitätsanalyse, Zahlungsbereitschaft) herangezogen, die überwiegend auf den Wasserpreis bzw. die entstehenden Kosten abzielen. Aber auch politische (zum Beispiel *water governance*), soziale und ästhetische (zum Beispiel Rolle der Landwirte als Landschaftspfleger, Wert der Wasserführung kleiner Bäche) Aspekte spielen eine Rolle und sollten in einen Bewertungsprozess mit einfließen. Hierbei muss auch beachtet werden, dass Wertvorstellungen einem sozialen, gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Wandel unterliegen.

Es ist also erforderlich, neue Bewertungsansätze bzw. Bewertungsstandards vor dem Hintergrund unterschiedlicher Ansprüche, Interessen und Wertvorstellungen für politische Entscheider zu entwickeln, um aufkommenden Interessenkonflikten zwischen verschiedenen Nutzungen rechtzeitig begegnen und einen fairen Ausgleich der teils gegensätzlichen Ansprüche anstreben zu können.

3.6.2 WISSENSSTAND

Die folgenden Ausführungen sind zu großen Teilen im Rahmen einer von acatech in Auftrag gegebenen Expertise entstanden und wurden in Hansjürgens (2011) veröffentlicht.

Konzepte von „Werten“

Menschen haben Werte oder weisen bestimmten Objekten Werte zu. Alle expliziten oder impliziten Wertzuweisungen reflektieren, inwieweit sich Menschen um ein Objekt sorgen oder kümmern oder inwieweit sie hiervon betroffen sind. Der Wert des Wassers ist also subjektiv, es gibt nicht nur den einen und einzigen Wert von Wasser (Briscoe 1996; Young 2005a). Die Menschen haben unterschiedliche materielle, moralische, spirituelle oder ästhetische Interessen, die ihre Gedanken oder Einstellungen gegenüber Wasser prägen. Hinzu kommt, dass sie je nach ihrer Ausbildung, zum Beispiel als Biologen, Ingenieure, Ökonomen usw. andere Wertvorstellungen bezüglich Wasser entwickelt haben. Sie assoziieren mit Wasser verschiedene Aspekte, die sich aus ihren jeweiligen disziplinären Zugängen ergeben können (EPA 2009). Schließlich hängt der Wert des Wassers in ganz besonderer Weise auch von seinen jeweiligen Nutzungen ab. Insbesondere wenn man Wasser in Landschaften betrachtet, wird die Kontextabhängigkeit der Bewertung deutlich, denn Landschaften sind in unterschiedlicher Weise von den jeweiligen natürlichen und sozioökonomischen Bedingungen geprägt, und hier treten Nutzungskonkurrenzen um die knappe Ressource Wasser in besonderer Weise auf.

Der Begriff „Wert“ wird oft mit dem *Tauschwert* eines Gutes am Markt, also seinem Preis, gleichgesetzt. Ein Gut mit einem hohen (niedrigen) Tauschwert hat dann einen hohen (geringen) Preis. Nach dieser Vorstellung hätte alles, was nicht auf Märkten gehandelt wird (also auch Umweltgüter oder öffentliche Güter im Allgemeinen), keinen ökonomischen Wert. Wenn dies zutreffen würde, wäre der ökonomische Wert in der Tat sehr eng gefasst und stünde ganz

im Gegensatz zu dem, was Menschen im Allgemeinen als wertvoll ansehen (Hanemann 2005). Doch diese Sichtweise greift zu kurz und gibt den Stand der Ökonomie nicht richtig wider. Dies hat schon Adam Smith in seinem Buch *The Wealth of Nations* vor mehr als 200 Jahren (am Beispiel des Wassers) deutlich gemacht. Er weist darauf hin, dass man *value in use* und *value in exchange* unterscheiden müsse, und verdeutlicht dies an den Gütern Wasser und Diamanten. Wasser habe einen geringen Preis, aber als knappe Ressource einen sehr hohen Nutzungswert, Diamanten hingegen haben einen sehr hohen Preis, aber einen geringen Nutzungswert. Der (ökonomische) Wert des Gutes Wasser weicht also offensichtlich von seinem Tauschwert (Preis) ab; er ist nicht identisch mit dem Preis. Viele Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden und daher keinen Preis haben, weisen demzufolge dennoch einen ökonomischen Wert auf (Hansjürgens 2011). Aber was wird mit dem „Wert“ des Wassers erfasst - was ist in diesem Wert enthalten und was nicht? Meist ist der Nutzen eines Gutes, der einem Individuum oder einer Gesellschaft zugute kommt, die entscheidende Größe. Der Wert des Wassers orientiert sich folglich an dem Nutzen, den es in der jeweiligen Verwendung erbringt. Bettet man diese ökonomische Perspektive in eine breitere ethische Diskussion ein, so folgt die „Wertschätzung“ für Wasser hier einem Klugheitsargument: Der Mensch schützt Wasserressourcen aus einem (wohlverstandenen) Eigeninteresse heraus (Eser et al. 2011).

Generell kann also festgestellt werden 1) dass der Wert des Wassers subjektiv ist, weil Menschen unterschiedliche Präferenzen bezüglich Wasser haben, 2) dass der Wert des Wassers je nach Nutzung unterschiedlich ist, das heißt, dass die regionalen Randbedingungen beachtet werden müssen, und 3) dass die ökonomische Sicht vom Wert des Wassers letztlich auf Klugheitsargumenten beruht, nach denen der Mensch eine Wertschätzung für Wasser aus eigenem Interesse heraus hat.

Weitere Konzepte, die den Wert des Wassers erfassen und bei denen es (zumindest für viele Nicht-Ökonomen) umstritten ist, ob sie im ökonomischen Ansatz bereits enthalten sind oder nicht, sind im Folgenden aufgeführt. In einem ersten Schritt ist es dazu hilfreich, zwischen Wasser als Mittel (*water as means*) und Wasser als Ziel (*water as ends*) zu unterscheiden.

Wasser als Mittel bedeutet, dass Wasser eine instrumentelle Funktion hat; es dient (über direkte oder indirekte Nutzenstiftungen) zur Erfüllung anderer Ziele, zumeist wird die Bedürfnisbefriedigung des Menschen als ein solches Endziel angesehen. Im Bereich der Ökosysteme und der Biodiversität wird dies sehr passend mit dem Begriff der Ökosystemleistungen oder Ökosystemdienstleistungen umschrieben (MEA 2005b; TEEB 2010; TEEB 2011). Wasser hat in diesem Verständnis einen Wert, weil es bestimmte Leistungen für den Menschen erbringt. Gedacht wird hier – in Anlehnung an das *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA 2005b) – an Versorgungsleistungen (zum Beispiel Fisch als Nahrungsmittel), Regulierungsleistungen (zum Beispiel Hochwasservorsorge), kulturelle Leistungen (zum Beispiel ein Wasserfall als Kulturdenkmal) sowie unterstützende Leistungen (zum Beispiel Wasser als Grundlage zur Wahrung anderer, für den Menschen oder Ökosysteme notwendiger Leistungen).

Wasser als Ziel meint, dass die Ressource als solche geschützt werden soll, unabhängig von ihrer Leistung für andere Ziele. Die Ressource Wasser hat dabei einen Eigenwert, einen Wert an sich. Dies mag zum Beispiel in spirituellen Aspekten begründet sein. Manchmal wird hierfür auch der Begriff „intrinsischer“ Wert der Ressource Wasser verwendet, im Gegensatz zu den oben genannten instrumentellen Werten, die auch als „extrinsisch“ bezeichnet werden (Rogers et al. 1998, 2002; Young 2005b). Gebräuchlich sind darüber hinaus die Begriffe „anthropozentrisch“ und „bio- oder ökozentrisch“, um diese beiden unterschiedlichen Sichtweisen auf die Umwelt und hier auf die Ressource Wasser zu kennzeichnen (WBGU 1999;

Eser et al. 2011). Die anthropozentrische Sicht beruht dabei auf den Präferenzen der Individuen bezüglich der Wasserressourcen, während die bio- oder ökozentrische Sicht bestimmte biologische oder biophysische oder auch energetische Aspekte in den Vordergrund rückt (EPA, 2009).

Wichtig ist an dieser Stelle zu betonen, dass es keine „richtigen“ oder „falschen“ Werte gibt. Da in einer offenen Gesellschaft eine Vielzahl individueller und gesellschaftlicher Werte nebeneinander bestehen, die letztlich alle subjektiv geprägt und daher höchst unterschiedlich sind, muss auch ein Konzept zur Bewertung von Wasser in Landschaften diese Offenheit reflektieren – das zu entwickelnde Wertekonzept ist in jedem Fall ein offenes, das je nach Fragestellung „angemessene“ Ansätze und Methoden zu seiner Erfassung erfordert. Das impliziert, dass es eine Einheitslösung (*one-size-fits-it-all* Lösung) bei der Bewertung von Wasser nicht geben kann.

Ökonomische Ansätze und Methoden der Bewertung von Wasser

Die ökonomische Bewertung von Wasser verfolgt das Ziel, bei Verknappung und Belastung von Wasser die verlorenen Nutzungen für die Gesellschaft erkennbar zu machen und damit auch politische Entscheidungen zu unterstützen, um sich der maximalen volkswirtschaftlichen Gesamtwohlfahrt bestmöglich anzunähern. Die Nachteile für den Menschen und die Natur, insbesondere die Einbußen der von Wasser bereitgestellten Ökosystemleistungen, sollen so transparent gemacht werden und es wird eine Entscheidungshilfe geschaffen. Gleichzeitig werden Bereiche offengelegt, für die weitere Forschung nötig ist, und es werden Diskussionen zum Thema der ökonomischen Wertung wasserbezogener Nutzen vorangetrieben (Costanza et al. 1997).

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes

Basis für die Erfassung von umweltbezogenen Werten ist das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (*total economic value*). Hierbei handelt es sich um ein gedankliches

Konstrukt, das versucht, alle Arten von Werten der Natur im Allgemeinen und Wasser im Speziellen ökonomisch zu erfassen, also die Vor- oder Nachteile, die damit für den Menschen verbunden sind. Der ökonomische Gesamtwert unterteilt sich in verschiedene Einzelwerte, die in der Abbildung 3-14 dargestellt sind (TEEB 2010).

Im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes werden zunächst *nutzungsabhängige* und *nicht-nutzungsabhängige Werte* unterschieden. Die nutzungsabhängigen Werte stehen mit der Nutzung der Wasserressourcen in Verbindung – sie werden üblicherweise in drei Wertkategorien untergliedert: direkter Nutzwert, indirekter Nutzwert und Optionswert (Abb. 3-14).

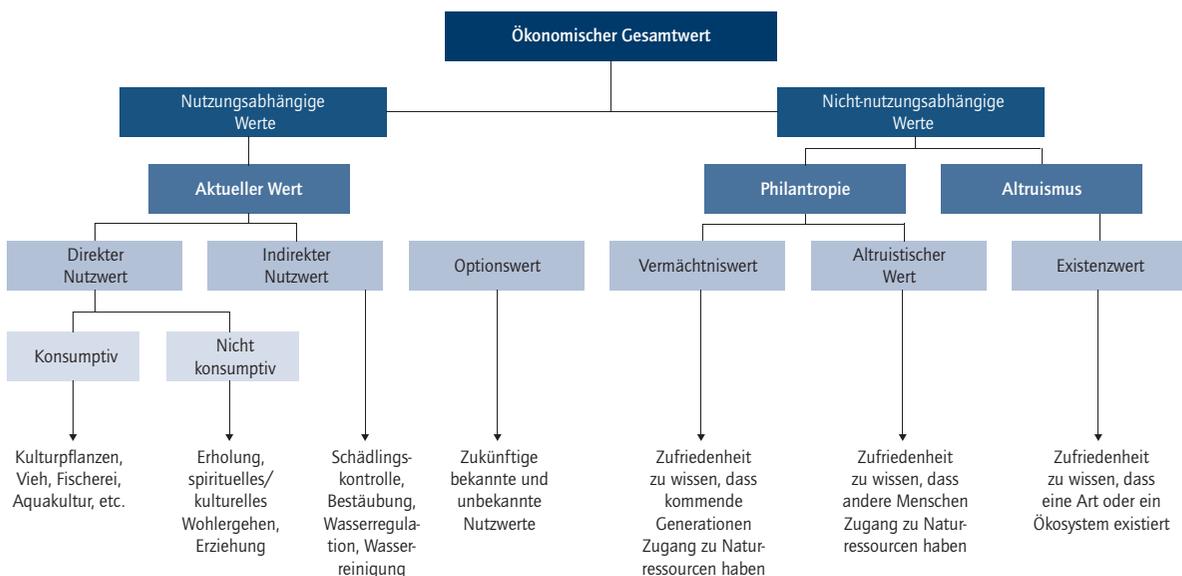
Nicht-nutzungsabhängige Werte entstehen nicht durch einen direkten Nutzen der Wasserressourcen, sondern der

Nutzen für den Menschen tritt auch ohne eine solche (eigene) Nutzung auf. Hier werden ebenfalls drei Nutzenarten unterschieden: der Existenzwert, der Vermächtniswert und der altruistische Wert (Abb. 3-14). Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes geht damit über einen engen Nutzenbegriff oder über den ausschließlichen Bereich der wirtschaftlichen Tätigkeiten weit hinaus (Hansjürgens 2011).

Die Bedeutung von Primärwerten und Sekundärwerten

Es gibt Ökosystemleistungen, die die Entwicklung und Erhaltung der Gewässerökosysteme fördern. Dabei steht die Stabilisierung und Gesundheit dieses Ökosystems durch das Funktionieren der Strukturen im Mittelpunkt. Alles, was dazu einen Beitrag leistet, wird als *Primärwert* bezeichnet. Die Ökosystemleistungen des Wassers werden dagegen als *Sekundärwerte* angesehen, da hier Werte generiert werden, die zu anderen Ökosystemen und zur Gesellschaft exportiert

Abbildung 3-14: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes, Quelle: TEEB (2010), verändert.



werden. Die Primärwerte stehen in einem komplementären Verhältnis zueinander, sie sind also zumeist nicht substituierbar. Nur wenn alle Elemente hinreichend existieren, kann das Ökosystem funktionieren. Außerdem sind sie die Voraussetzung für die Entstehung der Sekundärwerte, da sie die Funktionssicherheit und die Selbstorganisation der Gewässer sicherstellen, und nur so können ökologische Leistungen produziert werden.

Diese Primärwerte sind allerdings nicht über individuelle Präferenzen der Menschen ermittelbar und können somit nicht monetär erfasst werden. Der sich bildende Gesamtwert des Wassers beinhaltet also zum einen keine Primärwerte und zum anderen auch nur den Teil der Sekundärwerte, der der Gesellschaft einen Nutzen stiftet. Die gesamten Sekundärwerte des Wassers sind also größer als die erfassten Werte des ökonomischen Gesamtwertes, und der gesamte Wert eines Gewässers – die Primärwerte inbegriffen – ist noch einmal größer (Meyerhoff 1999).

Ökosystemfunktionen, Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung

Aufbauend auf den Primär- und Sekundärwerten ist das Ökosystem in der Lage, bestimmte Funktionen zu erfüllen. Gewässerökosysteme dienen zum Beispiel der Wasserreinigung oder der Grundwassererneuerung. Bei den Funktionen dieser Ökosysteme muss zudem unterschieden werden, ob sie alleine zur Sicherung der Existenz der Prozesse innerhalb des Ökosystems und zu dessen Entwicklung einen Beitrag leisten – dann sind es Ökosystemfunktionen – oder ob durch diese Funktionen auch Nutzen für den Menschen generiert werden – dann handelt es sich um ökologische (Dienst-)Leistungen. Dabei ist es möglich, dass mehrere Ökosystemleistungen aus einer Ökosystemfunktion entstehen, aber auch für nur eine Ökosystemleistung können teils mehrere Ökosystemfunktionen erforderlich sein (Costanza et al. 1997). Konkret sind ökologische Leistungen des Wassers also dann vorhanden, wenn durch die Bereitstellung von Prozessen, Gütern oder Dienstleistungen durch die

Gewässerökosysteme ein Beitrag zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse geschaffen wird.

Die Darstellung ökologischer Funktionen und resultierender Leistungen betrifft die Frage, inwieweit eine Monetarisierung von Beeinträchtigungen der Wasserressourcen den „wahren“ Wert des Ökosystems erfasst. Aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen erfasst die ökonomische Bewertung wie beschrieben nur einen Ausschnitt. Es gibt Werte, die sich einer Monetarisierung entziehen. In diesem Fall kann allenfalls versucht werden, auftretende Schäden am Ökosystem mengenmäßig abzuschätzen, ohne einen in Geldeinheiten ausgedrückten Wert beizumessen. Wenn auch eine quantitative Abschätzung auftretender Effekte nicht möglich ist, etwa in Folge von unzureichenden Informationen oder aufgrund von Unsicherheiten, bleibt nur eine qualitative Erfassung der auftretenden Umweltschäden.

Überblick über ökonomische Bewertungsmethoden

Es gibt in der Umweltökonomik verschiedene Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Veränderungen wasserbezogener ökologischer Leistungen. Das Erfordernis, abseits von Marktdaten auf spezielle Verfahren überzugehen, ergibt sich daraus, dass es sich bei den Zustandsveränderungen der Wasserressourcen um öffentliche Güter handelt. Die Einzelnen wünschen zwar eine verbesserte Wasserqualität und -versorgung, aber weil es keine Märkte für den Umweltschutz gibt, geben sie ihre Zahlungsbereitschaften nicht preis und verhalten sich als Trittbrettfahrer: Sie können nicht von der Nutzung des Gutes „verbesserte Wasserqualität und -versorgung“ ausgeschlossen werden und können von den Nutzungen des Wassers kostenlos profitieren. Die ökonomischen Bewertungsverfahren zielen vor diesem Hintergrund darauf ab, die Zahlungsbereitschaft (*willingness to pay*; WTP) entweder direkt zu erfassen, etwa durch Befragungen von Individuen über ihre (hypothetischen) Zahlungsbereitschaften oder ihre Entschädigungsforderungen, wenn sie Verschlechterungen des Zustands der Gewässer hinnehmen sollen (*willingness to accept*; WTA). Oder aber

es werden indirekt Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaften für die Umweltverbesserungen durch das Verhalten der Wirtschaftssubjekte auf anderen Märkten, welche in einem komplementären oder substitutiven Verhältnis zu den Präferenzen der Umweltveränderung stehen, gezogen (Meyerhoff 1999).

Unter den Bewertungsansätzen erfahren in jüngster Zeit insbesondere die prozessbezogenen (gruppenbasierten) Methoden eine besondere Aufmerksamkeit. Sie gehen davon aus, dass Präferenzen in vielen Fällen nicht „in fertiger Form“ vorliegen, sondern erst im Rahmen eines Diskurses geprägt und herausgebildet werden. Prozessbasierte Methoden umfassen 1) politische Beratungsprozesse, die zur Erhebung qualitativer Präferenzen oder der Konsensfindung genutzt werden, und 2) deliberative Gruppenbewertungen, die Methoden der geäußerten Präferenzen mit Elementen von Beratungsprozessen verbinden, um Werte zu erforschen, wie zum Beispiel Wertpluralismus, Inkommensurabilität, nicht-menschliche Werte, oder soziale Gerechtigkeit. Für eine ausführliche Übersicht über ökonomische Bewertungsverfahren siehe Hansjürgens (2011).

Generell geht es bei der monetären Bewertung der Gewässerökosysteme nicht darum, die im Fokus stehende Naturressource selbst zu bewerten, sondern um die Beschaffung von Informationen, wie Individuen Veränderungen von Mengen und Qualität der Gewässer beurteilen. In der Praxis wird häufig auf Kosten- und Gewinneffekte zurückgegriffen, um die Auswirkungen auf die volkswirtschaftliche Wohlfahrt zu schätzen (Hartje et al. 2003). Es gibt allerdings zwei Voraussetzungen, die für die ökonomische Bewertung erfüllt sein müssen: die Gewässer müssen einen individuellen Nutzen stiften, also Teil individueller Präferenzen sein, und es ist vonnöten, dass es sich um ein knappes Gut handelt (Meyerhoff 1999). Dies ist gegeben, wenn „sauberes Wasser“ als das interessierende Umweltgut betrachtet wird.

Verknüpfung von Bewertung und Stakeholderbeteiligung: Die Nutzen-Kosten-Analyse

Den Kern der ökonomischen Bewertung stellt häufig die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) dar – oft wird sie mit der ökonomischen Bewertung sogar gleichgesetzt (Hanusch 1994; Hansjürgens 1998). In der NKA werden die mit Hilfe der erwähnten Bewertungsverfahren ermittelten Nutzen der Ökosystemleistungen von Wasser den Kosten für Maßnahmen zu deren Schutz oder Wiedergewinnung gegenübergestellt. Hierbei geht es um die Vorteilhaftigkeit aus volkswirtschaftlicher Sicht, die dann zu konkreten Politikempfehlungen (Entscheidungsvorbereitung) formuliert wird. Wichtig ist die vollständige Erfassung aller Effekte, die es weitestgehend in Geldeinheiten zu quantifizieren gilt. Die NKA soll mit der monetären Erfassung aufsummierter Nutzen und Kosten herausfinden, ob mit einer politischen Maßnahme ein sich lohnender Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt erzielt werden kann. Es werden also unternehmerische Investitionsentscheidungen auf öffentliche Projekte angewendet, jedoch werden hier die Nutzen und Kosten deutlich weiter gefasst, da die ökonomischen Gesamtwirkungen im Fokus der Untersuchung stehen (Hartje et al. 2003). Die NKA geht so über die Monetarisierung hinaus, denn diese stellt nur einen Schritt in diesem Prozess dar (BOX 3-4).

Für den Fall, dass verschiedene politische Maßnahmen zu einem vergleichbaren Nutzen führen, kann auch eine **Kosten-Effizienz-Analyse** durchgeführt werden. Hierbei wird der Fokus auf die Nachteile (Kosten) gelegt; die Vorteile (Nutzen) werden annahmegemäß als gleichwertig betrachtet. Schließlich gilt es die Maßnahme durchzuführen, bei der im Vergleich zu den anderen Handlungsalternativen die Nachteile am geringsten ausfallen. Diese Maßnahme wird als effizient angesehen, da sie zum gegebenen Nutzen die geringsten Kosten produziert. Die Einbeziehung von Stakeholdern in die NKA kann in unterschiedlicher Weise erfolgen. Zum einen werden deren Betroffenheiten systematisch erfasst, was für sich genommen schon ein wichtiger Aspekt ist, um bei öffentlichen Entscheidungen

angemessen vorzugehen. Zum anderen kann die eigentliche Bewertung, das heißt Monetarisierung, durch eine präferenzenorientierte Bewertung vorgenommen werden. Üblicherweise jedoch wird die NKA ohne eine explizite Beteiligung von Stakeholdern durchgeführt.

**Verknüpfung von Bewertung und Stakeholderbeteiligung:
Die Multikriterienanalyse**

Es gibt Situationen, bei denen eine Entscheidung aufgrund monokriterieller Verfahren wie die NKA unangebracht erscheint. Dies ist gegeben, wenn ein mehrdimensionales Problem vorliegt und verschiedene Lösungsansätze existieren. In diesem Fall kann eine Multikriterienanalyse (MCA, BOX 3-5) eingesetzt werden, um eine systematische Entscheidungsvorbereitung bei einer gegebenen Auswahl von Alternativen zu ermöglichen. Diese Alternativen werden

mit Bezug auf ein mehrdimensionales Zielsystem strukturiert, bewertet und geordnet. Die MCA ist ein Werkzeug, welches als Entscheidungshilfe fungiert und gleichzeitig als Evaluierungsmethode dient. Sie kann als integriertes Instrument in Entscheidungsprozessen vorkommen, externen Entscheidungsvorbereitungen dienen oder als zielübergreifende Bewertungsmethode eingesetzt werden. In der Praxis kann sie derweil ebenso unterschiedlich verwendet werden: entweder zur umfassenden Bewertung von diversen Fördermaßnahmen, als zusammenfassende Beurteilung eines Maßnahmenprogramms oder als Bewertungsschablone in einfachen Modellen.

Die MCA als Instrument zur Entscheidungsfindung bei Prozessen mit verschiedenen Interessensgruppen dient vor allem der Entscheidungsvorbereitung. Der Informationsverlust bei der Verdichtung und Interpretation der Ergebnisse sowie die Notwendigkeit eines umfassenden Expertenwissens für einen erfolgreichen Einsatz dieses Verfahrens müssen dabei beachtet werden. Entsprechende Kompetenzen

BOX 3-4: Schritte der Nutzen-Kosten-Analyse

Schritt 1: Abgrenzung des Untersuchungsraumes sowie der Stakeholder.

Schritt 2: Identifizierung der von einem Ökosystem ausgehenden Nutzenstiftungen, das heißt der ökonomisch relevanten Ökosystemleistungen („Mengengerüst“).

Schritt 3: Monetäre Bewertung der relevanten Wirkungen.

Schritt 4: Abdiskontierung zukünftiger Nutzen und Kosten.

Schritt 5: Ermittlung des Nettonutzens.

Schritt 6: Sensitivitätsanalysen zur Abschätzung von Unsicherheit

BOX 3-5: Vorgehensweise bei der MCA

Schritt 1: Bestimmung der zu bewertenden Aktionen.

Schritt 2: Identifizierung der Ziele.

Schritt 3: Ableitung von Bewertungskriterien.

Schritt 4: Gewichtung der Kriterien.

Schritt 5: Bewertung des Beitrags jeder Maßnahme zu jedem Ziel.

Schritt 6: Aggregation der Bewertungen und Erstellung einer Rangordnung.

bei Politik und Verwaltung für einen sinnvollen Umgang mit der MCA sind unabdingbar. Die MCA lässt sich in besonders guter Weise mit der Einbeziehung von Stakeholdern verbinden. Die Stakeholder können herangezogen werden, um die Kriterien der Beurteilung mit zu entwickeln. Darüber hinaus können die einzelnen Gewichte, mit denen die Kriterien in die Gesamtabwägung einfließen, durch Stakeholder bestimmt werden. Es gibt im Wasserbereich eine ganze Reihe von Forschungsprojekten, die einen solchen Ansatz der partizipativen Stakeholder-Beteiligung verfolgt haben. Genannt sei an dieser Stelle das Projekt GLOWA Elbe des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (Wechsung et al. 2005).

Umsetzungsprobleme und Grenzen ökonomischer Bewertungsmethoden

Einbindung der Öffentlichkeit bzw. der Stakeholder: Generell finden im deutschsprachigen Raum ökonomische Bewertungsansätze – anders als zum Beispiel in den USA und in Großbritannien – kaum systematisch Berücksichtigung (Hackl und Pruckner 2000; Meyerhoff et al. 2007). Was den Stand der Einbeziehung von Bewertungsverfahren in öffentlichen Entscheidungen anbetrifft, ist Deutschland also eher Entwicklungs- als fortschrittliches Industrieland. Aufgrund dieser Tatsache ist auch die Einbindung der Öffentlichkeit bzw. der relevanten Stakeholder am Bewertungsprozess noch defizitär. Und selbst wenn ökonomische Bewertungsverfahren wie etwa die NKA angewendet werden, erfolgt hierbei oft nicht die systematische Berücksichtigung aller Betroffeneninteressen. Werden die relevanten Stakeholder nicht in ausreichender Weise beteiligt, können sich jedoch schnell Probleme bei der Umsetzung von wasserbezogenen Maßnahmen durch fehlende Akzeptanz ergeben.

Strukturelle Einschränkungen: Derzeit werden aufgrund von finanziellen Einschränkungen die angewendeten Bewertungsmethoden oft nach dem benötigten (finanziellen) Aufwand ausgewählt und nicht nach dem Kriterium ihrer

Eignung. Auch dies kann zu unangemessenen Bewertungen führen und die Akzeptanz der betroffenen Interessensvertreter bei der Umsetzung von Entscheidungen kann sinken.

Methodische Probleme: Bei allen Bewertungsvarianten treten auch methodische Schwierigkeiten bei der Bewertung der Leistungen des Wassers auf. Einige davon seien hier genannt: Gemäß dem ökonomischen Ansatz soll mit marginalen Werten (also Veränderungen gegenüber einer Ausgangssituation) gearbeitet werden. Es wird jedoch oft nicht mit marginalen Werten gearbeitet, sondern mit aggregierten Werten. So wird beispielsweise in der Studie von Constanza et al. (1997) mit dem gesamten Nutzen aller weltweiten Ökosysteme gearbeitet. Dabei bleibt aber unklar, was tatsächlich in der Natur und beim Wasser eine marginale Einheit ist. Bei der Bestimmung des ökonomischen Gesamtwertes können außerdem auch Mehrfachzählungen auftreten, was unter anderem daran liegt, dass die Ökosystemleistungen des Wassers nicht immer komplementär sind. Des Weiteren ist es möglich, dass Schwierigkeiten aus der wechselnden Verwendung von Nutzen entstehen oder aus dem Unterschied, ob Bewertungen vor oder nach Durchführung einer Maßnahme vorgenommen werden. Bei internationalen Vergleichsstudien können zudem Bewertungsprobleme aus der Diskrepanz von Nutzeinschätzungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern entstehen. Ein anderer wichtiger Aspekt, der die Beurteilung der Ökosystemleistungen von Wasser einschränkt, sind Verteilungsfragen, die sowohl zwischen den Generationen als auch intergenerativ auftreten können. Erschwerend hinzu kommen zudem die fehlende Möglichkeit der Erfassung der Primär- und Sekundärwerte, die zwischen den Ökosystemen generiert werden, und die begrenzte Substituierbarkeit dieser Werte, die auch zum irreversiblen Verlust von Werten führen kann (Meyerhoff 1999; Turner et al. 2003).

Trotz der oben genannten Probleme sollte eine Einbindung von Bewertungsansätzen für Wasserressourcen nicht abgelehnt werden. Eventuell streitbare Ergebnisse müssen aber

im Hinblick auf die Einschränkungen generell mit Vorsicht behandelt werden. Als Alternative stünde allerdings nur zur Verfügung, überhaupt nicht zu bewerten und somit keinerlei Informationen über Werte zu erlangen und somit auch eventuell keine Lösungen für Konflikte zu finden.

3.6.3 LÖSUNGSANSÄTZE

„Erweiterter“ Ansatz

Um im Rahmen eines Bewertungsansatzes für Wasser in Landschaften zu einer akzeptierten und fairen Lösung zu kommen, müssen die bestehenden Ansätze erweitert, bzw. bestimmte Aspekte zusätzlich beachtet werden. Bei der Bewertung von Wasser sollte zum einen ein **weiterer Wertbegriff** benutzt werden, als es in der Vergangenheit bei Projekten vielfach üblich war. So wurden oft nur enge wirtschaftliche Werte in eine Bewertung aufgenommen, und dies auch nur dann, wenn sie erfassbar und monetarisierbar waren. Die einseitige Bevorzugung des „Messbaren“ und „Monetarisierbaren“ gegenüber dem „Nicht-Messbaren“ und „Nicht-Monetarisierbaren“ hat unter anderem zu einer starken Ablehnung von ökonomischen Nutzen-Kosten-Analysen in breiten Teilen der umweltorientierten Öffentlichkeit und auch bei vielen Wissenschaftlern geführt (Klie 2010). Dieser Tendenz ist zu begegnen, indem im Rahmen einer Bewertung gezielt die den Menschen wichtigsten – und nicht die am einfachsten messbaren – Werte berücksichtigt werden. Dies kann dadurch geschehen, dass zum einen eine systematische und frühzeitige Einbeziehung von Stakeholdern erfolgt, um wichtige Werte in Erfahrung zu bringen, und dass zum anderen ein breites Verständnis von Werten zugrunde gelegt wird. Damit sind nicht nur direkte nutzenbezogene Werte in eine Bewertung einzubeziehen, sondern auch indirekte nutzungsbezogene Werte oder nichtnutzungsbezogene Werte.

In konzeptioneller Hinsicht ist der Bewertung eine **breitere Auswahl an Bewertungsmethoden** zugrunde zu legen und diese sind auch im Rahmen von Entscheidungsverfahren anzuerkennen. In der bisherigen Praxis vieler Bewertungsprojekte wie auch im Rahmen von staatlich vorgeschriebenen Bewertungsverfahren (zum Beispiel Bundesverkehrswegeplanung; EU-Richtlinie über die Regulierung von Chemikalien – REACH) erfolgt oftmals eine einseitige Konzentration des vorgeschriebenen Bewertungsverfahrens auf die Kosten-Nutzen-Analyse. Zudem wird häufig auf die mit geringem Aufwand durchführbare („einfache“) Methoden zurückgegriffen. Diese Vorgehensweise ist dann bedenklich, wenn die gewählten Methoden nicht nach eingehender Prüfung aus Gründen der Angemessenheit, sondern aus Gewohnheits- oder Vereinfachungsgründen angewendet werden. Es ist zu betonen, dass die Wahl einer geeigneten Bewertungsmethode eine zentrale Voraussetzung für eine „gute“ Bewertung ist und daher nicht allein aus Gewohnheits- oder Kostenaspekten heraus, sondern unter umfassender Würdigung der Geeignetheit der Methode erfolgen sollte.

Generell ist eine prinzipielle **Gleichberechtigung von monetären, quantitativen und qualitativen methodischen Ansätzen** einzufordern. Oft wird (bisweilen auch implizit) von einer Dominanz und damit höheren Gewichtung von monetär erfassten Werten im Vergleich zu anderen (quantitativen oder gar qualitativen) Werten ausgegangen. Diese einseitige Orientierung auf das Messbare und Monetarisierbare (siehe oben) ist nicht sachgerecht. Für die Anwendung von Bewertungsmethoden spielt der Aspekt des Aufwandes zur Ermittlung von Werten eine besondere Rolle. Es ist aus Kostengründen oft nicht möglich, Werte umfassend (zum Beispiel im Rahmen einer ökonomischen Zahlungsbereitschaftsanalyse) zu erheben. Eine besondere Rolle dürften für die Zukunft daher solche Verfahren spielen, die **Bewertungen aus bestehenden Studien** und

Untersuchungen erfassen und auf ein neues Bewertungsobjekt zu **übertragen** versuchen (*Benefit-Transfer* oder Werte-Transfer).

Insgesamt besteht bei den Bewertungsmethoden ein Bedarf zur **Erstellung einer Methodenkonvention** über ihre Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine solche Methodenkonvention besteht zum Beispiel in den USA für die Bewertung von Ökosystemleistungen für die EPA (EPA 2009). In Deutschland gibt es eine solche Konvention mit Blick auf die Bewertung von Umweltexternalitäten (siehe UBA 2007). Sie fehlt jedoch im Bereich der Ökosystemleistungen, die von Maßnahmen im Gewässerschutz beeinflusst werden.

„Integrativer“ Ansatz

Ein wichtiger Aspekt, um Wasserressourcen in Bewertungsansätze einbinden zu können, ist die **Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftlern** im Sinne der Interdisziplinarität. Naturwissenschaftler, Wirtschaftswissenschaftler, Ingenieure und Sozialwissenschaftler sollten bei der Bewertung von Wasser in Landschaften verstärkt zusammenarbeiten. Diese Zusammenarbeit sollte bei Projekten möglichst in einer frühen Phase beginnen und sich auf den gesamten Prozess der Bewertung beziehen: von der Problemdefinition, über die Charakterisierung der verschiedenen Werte, bis hin zu ihrer Erfassung und Messung. Dies stellt sicher, dass bei der Bewertung von Wasser sowohl fachbezogene natur- und ingenieurwissenschaftliche Aspekte als auch juristische, ökonomische, soziologische und politikwissenschaftliche Aspekte berücksichtigt werden können. Hierfür ist zum einen maßgeblich, dass es für Natur- und Ingenieurwissenschaften wichtig ist, Fragestellungen auch aus einer sozialwissenschaftlichen oder juristischen oder ökonomischen Perspektive zu verstehen und bei ihrer Bewertung einzubeziehen. Umgekehrt ist maßgeblich, dass Sozialwissenschaftler die fachbezogenen Expertisen von Natur- und Ingenieurwissen-

schaftlern in ihren Bewertungen berücksichtigen, weil sie so den Bewertungsgegenstand (das zu bewertende Objekt) ausreichend genau kennenlernen.

„Prozessbasierter Ansatz“

Die Gestaltung des Bewertungsprozesses im Sinne einer **Beteiligung betroffener Stakeholder** ist ein weiterer wichtiger Ansatz, um zu einer „guten“ Bewertung zu gelangen. Hierfür muss unter anderem artikuliert werden, wer Interessengruppen und Betroffene sind und was sie (unter Umständen in Abstimmung mit Wissenschaftlern) als wichtig ansehen. Dazu gehören: 1) die Identifikation der relevanten Stakeholder bzw. der „Gewinner und Verlierer“; 2) die Definition und Entwicklung von Beurteilungskriterien unter Einbeziehung der Stakeholder sowie 3) die Offenlegung von Gewichtungsfaktoren (auch hier sollten die Stakeholder mitwirken) für die abschließende aggregierte Beurteilung. Durch dieses Vorgehen wird eine Grundlage geschaffen, um zu einer größeren Akzeptanz vorgeschlagener Lösungen zu gelangen – und damit letztlich auch zur Implementierung von wissenschaftlichen Lösungsansätzen im politischen Prozess.

Bei den Entscheidungsunterstützungsverfahren sollte daher denjenigen Verfahren ein besonderes Gewicht eingeräumt werden, die vom Ansatz her explizit eine Einbeziehung von Stakeholdern in die Bewertung vorsehen. Dies ist zum Beispiel bei der Multi-Kriterien-Analyse der Fall, wenn bei der Entwicklung und Diskussion von Kriterien sowie bei der Bestimmung von Gewichten auf Stakeholder zurückgegriffen wird. Oft ist jedoch ein Bewertungsverfahren nicht per se schlechter geeignet als ein anderes (zum Beispiel die Kosten-Nutzen-Analyse als monokriterieller Ansatz schlechter als ein multikriterieller Ansatz); vielmehr hängt es entscheidend von der Ausgestaltung des Verfahrens im konkreten Fall ab, ob und inwieweit Stakeholder in einer dem „guten“ Bewertungsprozess förderlichen Weise einbezogen werden.

In ähnlicher Weise ist bei den ökonomischen Bewertungsmethoden zu berücksichtigen, ob und inwieweit sie eine prozessbezogene Komponente aufweisen. Einige der neueren Methoden, wie zum Beispiel das *Citizen's Jury*-Verfahren und der *Market Stall*-Ansatz, weisen explizit eine Stakeholderbeteiligung in dem Sinne auf, dass aufgrund der Komplexität des zu bewertenden Umweltgutes die Präferenzen in einem sorgfältigen Prozess erst herausgebildet werden. Diese Ansätze, die bisher zunächst vereinzelt und eher selten durchgeführt werden, müssen hinsichtlich ihrer Möglichkeiten und Grenzen auch wissenschaftlich noch weiter untersucht werden (Lienhoop und Hansjürgens 2010).

3.6.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Wasser in Landschaften neu bewerten

Selbst im wasserreichen Deutschland bestehen schon heute – zumindest regional und vor allem in Trockenmonaten – Konflikte zwischen unterschiedlichen und teils konkurrierenden Nutzungsansprüchen an Wasser (Tourismus, Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz, Industrie, Energie, Transport, Fischerei, Hochwasservorsorge, Trinkwasserversorgung). Auch im Hinblick auf wasserbezogene (Anpassungs-)Maßnahmen an den Klimawandel, zum Beispiel durch Talsperren, Wasserkraftwerke und die Hochwasservorsorge, kann es zu Interessenkonflikten zwischen einzelnen Personen, Sektoren oder Verwaltungseinheiten kommen. Es fehlt derzeit noch an wirksamen Strategien, die es erlauben, mögliche Nutzungskonflikte frühzeitig zu erkennen und zu bewerten, sowie durch die Stärkung partizipativer Elemente zu einer Entschärfung von Zielkonflikten beizutragen (Hansjürgens 2011).

– Neue Sichtweise zur Bewertung von Wasser in Landschaften

Für die Bewertung von Wasser und wasserbezogenen Konflikten wird die Verwendung eines weiten Wertbe-

griffs empfohlen. Die Bewertung soll nicht nur das mess- und monetarisierbare enthalten, sondern es sollte eine prinzipielle Gleichberechtigung von monetären, quantitativen und qualitativen Werten erfolgen. Im Rahmen innovativer Bewertungsmodelle sollten somit auch die von der Bevölkerung bzw. den regionalen Nutzern von Wasser als wertvoll empfundenen – und nicht die am besten messbaren – Kriterien berücksichtigt werden. In der bisherigen Praxis vieler Bewertungsprojekte wie auch im Rahmen von staatlich vorgeschriebenen Bewertungsverfahren erfolgt außerdem oftmals eine einseitige Konzentration auf die Kosten-Nutzen-Analyse. Im Rahmen von Entscheidungsunterstützungsverfahren sollten jedoch vermehrt solche Verfahren ausgewählt werden, die tatsächlich am geeignetsten sind (zum Beispiel mit Stakeholder-Einbindung), nicht die einfachsten, billigsten, oder die vom Bewerter gewohnt.

– Verstärkung der Akzeptanz durch die Einbeziehung von betroffenen Interessengruppen

Die Einbeziehung von Stakeholdern in den Bewertungsprozess von Anfang an wird empfohlen, um einerseits die Interessen der Betroffenen angemessen zu berücksichtigen und andererseits die Akzeptanz von wasserbezogenen Projekten, Maßnahmen und Entscheidungen zu erhöhen. Die relevanten Stakeholder sind dazu frühzeitig zu identifizieren, es sind mit ihnen gemeinsam Bewertungskriterien und Gewichtungsfaktoren für die zu treffenden Entscheidungen zu definieren und Unsicherheitsanalysen gemeinsam durchzuführen. Generell sollte denjenigen Bewertungsverfahren ein besonderes Gewicht eingeräumt werden, die eine explizite Einbeziehung von Stakeholdern vorsehen. Hierbei sollten jedoch nicht nur die Rechte (Mitspracherecht), sondern auch die Pflichten (Verantwortung) aller Stakeholder klar definiert werden.

(2) Eine Methodenkonvention erstellen

Für Bewertungszwecke sollte eine breitere Auswahl an Bewertungsmethoden zugrunde gelegt (siehe Haupttext) und im Rahmen von staatlich vorgeschriebenen Verfahren anerkannt werden. Dazu wird die Erstellung einer Methodenkonvention, insbesondere für die Erfassung von Ökosystemleistungen, empfohlen.

(3) Übertragung von Ergebnissen aus Bewertungsprojekten verbessern

Für die Anwendung von Bewertungsmethoden spielt der Aspekt des Aufwandes zur Ermittlung von Werten eine große Rolle. Der Aufwand kann reduziert werden, wenn Bewertungen aus bestehenden Studien auf ein neues Bewertungsobjekt übertragen werden können. Generell ist hierfür weitere Forschung zu prozessbezogenen Bewertungsmethoden notwendig. Insbesondere besteht Forschungsbedarf zur Methode des *Benefit Transfer*, welcher bei der Übertragung von Ergebnissen von einer Bewertungsstudie auf eine andere besondere Bedeutung zukommt.

3.7 LITERATUR

Alcamo, J., Jakeman, A. J.: *Environmental Futures: The Practice of Environmental Scenario Analysis*, Amsterdam: Elsevier 2008.

Allan, J. A.: „Overall perspectives on countries and regions“. In: Rogers, P., Lydon, P. (Hrsg.): *Water in the Arab World: perspectives and prognoses*. Cambridge, MA: Harvard University Press 1994.

Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. R., Naiman, R. J.: „The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems“. In: *Ecological Applications* 16, Nr. 4 (2006), S. 1311-1318.

Baumgarten, M., Döring, C., Fürst, C., Jansen, M., Janssen, M., Klins, U.: *Zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Überblick über die Projektverbünde des BMBF-Förderschwerpunkts „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“*, Dresden 2003.

Becker, P.: *Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab Mitte des Jahrhunderts deutlich zunehmen*, (Beitrag in der gemeinsamen Pressekonferenz des Deutschen Wetterdienstes, des Umweltbundesamtes, des Technischen Hilfswerks und des Bundesamtes für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe am 15.02.2011), Berlin 2011.

Bens, O., Plieninger, T., Hüttl, R. F.: „Wiederherstellung gestörter Kulturlandschaften und Inwertsetzung durch nachwachsende Rohstoffe zur energetischen Nutzung“. In: DRL (Hrsg.): *Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft* (Schriften des Deutschen Rates für Landschaftspflege 79), Bonn 2006.

Bens, O., Wahl, N. A., Fischer, H., Hüttl, R. F.: „Water infiltration and hydraulic conductivity in sandy cambisols – impacts of forest transformation on soil hydrological properties“. In: *European Journal of Forest Research* 126 (2007), S. 101-109.

Berger, M., Finkbeiner, M.: „Water footprinting: How to address water use in life cycle assessment?“ In: *Sustainability* 2 (2010), S. 919-944.

Bernhofer, C., Goldberg, V., Franke, J., Häntzschel, J., Harmansa, S., Pluntke, T., Geidel, K., Surke, M., Prasse, H., Freydanck, E., Hänsel, S., Mellentin, U., Küchler, W.: *Sachsen im Klimawandel – eine Analyse*, Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft 2008.

Blöschl, G.: „Scaling in hydrology“. In: *Hydrological Processes* 15 (2001), S. 709-711.

Blöschl, G.: „Hydrologic synthesis: Across processes, places, and scales“. In: *Water resources research* 42 (2006), W03S02.

BMELV (Hrsg.): *Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ für den Zeitraum 2010-2013*, Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2010.

BMU (Hrsg.): *Grundwasser in Deutschland*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008.

BMVBS (Hrsg.): *Hochwasserschutzfibel – Objektschutz und bauliche Vorsorge*, Berlin: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 2010.

BMZ (Hrsg.): *Sektorkonzept Wasser*, Berlin: Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung 2006.

Brabeck-Letmathe, P.: *Energie und Wasser*, (Vortrag an der HWZ Hochschule für Wirtschaft, 11.07.2008), Zürich 2008.

Briscoe, J.: *Water as an economic good: The idea and what it means in practice*, (Paper presented at the World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage), Kairo 1996.

Brown, A., Matlock, M. D.: *A Review of Water Scarcity Indices and Methodologies*, (The Sustainability Consortium), Tempe, AZ 2011.

Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y.: "The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives". In: *Ecological Economics* 70, Nr. 4 (2011), S. 749-758.

Cosgrove, W. J., Rijsberman, F. R.: *World Water Vision: making water everybody's business*, London: Earthscan Publications Ltd. 2000.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Pa-ruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M.: „The value of the world's ecosystem services and natural capital“. In: *Nature* 387 (1997), S. 253-260.

Daschkeit, A.: „Von der naturwissenschaftlichen Umweltforschung zur Nachhaltigkeitswissenschaft?“ In: *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 15 (2006), S. 37-43.

DBU: „Unbemannte Flugobjekte – ‚Spione‘ für eine nachhaltige Landwirtschaft“ (Pressemitteilung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt vom 12.01.2010), Dessau-Roßlau 2010.

Dehler, G.: *Virtuelle Wasserströme von Industrieprodukten in der Bundesrepublik Deutschland*, (Universität Gießen, Institut für Ressourcenmanagement), Gießen 2010.

Destatis: Statistiken der GENESIS-Online Datenbank. URL: <http://www-genesis.destatis.de> [Stand: 15.09.2011].

DFG: *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung*. (Denkschrift der Deutschen Forschungsgemeinschaft), Weinheim: Wiley-VCH 2003.

Döll, P.: „Szenarien der Wasserverfügbarkeit und Wassernutzung als Grundlage für eine integrative Wasserpolitik“. In: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 15/16 (2004), S. 398-416.

Drastig, K., Prochnow, A., Brunsch, R.: *Wassermanagement in der Landwirtschaft*, (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 3). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

DüMV: *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln* (Düngemittelverordnung - DüMV. Düngemittelverordnung vom 16. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2524), die durch Artikel 2 der Verordnung vom 6. Februar 2009 (BGBl. I S. 153) geändert worden ist. 2008.

DWA: *Entscheidungsunterstützungssysteme für die nachhaltige Flussgebietsbewirtschaftung*. (DWA Themen T2/2011), Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. 2011.

EEA: *The European environment - state and outlook 2010: Synthesis*. Kopenhagen: European Environment Agency 2010.

Eisenhauer, D.-R., Sonnemann, S.: „Waldbaustrategien unter sich ändernden Umweltbedingungen – Leitbilder, Zielsystem und Waldentwicklungstypen“. In: *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 8 (2009), S. 71-88.

EK: *Water scarcity and drought in the European Union. Environment Factsheet Water*, Brüssel: Europäische Kommission 2010.

Elmer, M., Kätzel, R., Bens, O., Bues, C.-T., Sonntag, H., Hüttl, R. (Hrsg.): *Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern-Mischbeständen im Spannungsfeld von Klimawandel, Waldumbau und internationalem Holzmarkt*, München: Oekom 2009.

EPA: *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services*. (A Report of the EPA Science Advisory Board), Washington, D.C: Environmental Protection Agency 2009.

Eser, U., Neureuther, A.-K., Müller, A.: *Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt*, (Naturschutz und Biologische Vielfalt 107. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz BfN), Bonn 2011.

Europäische Gemeinschaft: *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, 2000.

Falkenmark, M., Widstrand, C.: „Population and water resources: a delicate balance“. In: *Population Bulletin* 47 (1992), S. 1.

GDV: *Konzept einer umfassenden und nachhaltigen Mehrgefahrenversicherung für landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland*, Berlin: Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e. V. 2008.

Gebbers, R., Drastig, K., Schirrmann, M., Mirschel, W., Lück, E., Rühlmann, J.: *Bodenwasser und Präzisionspflanzenbau. Neue geophysikalische Technologien zur Detektion von Bodenfeuchteveränderungen auf der Einzugsgebietsebene – Grundlagen, Trends und Anwendung*, (Beitrag auf dem acatech-GFZ-Workshop am 27.01.2011), Potsdam 2011.

Gerstengarbe, F. W.: *Szenarien für Deutschland*, (Vortrag im Rahmen der Konferenz der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. am 24.05.2011), Berlin 2011.

Gerstengarbe, F.-W., Badeck, F., Hattermann, F., Krysanova, V., Lahmer, W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F., Werner, P. C.: *Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven*, (PIK Reports 83), Potsdam 2003.

Gerwin, W., Schillem, S., Asch, F., Bens, O., Bestajovsky, J., Bruns, F., Gattinger, A., Hattig, T., Hoogen, H., Hüttl, R. F., Raab, T., Rodionov, A., Schaaf, W., Schneider, B. U., Trimborn, M.: *Bodenmelioration und Anbauverfahren für trockenheitsgefährdete Standorte (BAtroS) – Abschlussbericht*, (Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung), Cottbus 2011.

Giesecke, J., Mosonyi, E.: „Mindestwasserregelungen“. In: Giesecke, J., Mosonyi, E. (Hrsg.): *Wasserkraftanlagen – Planung, Bau und Betrieb*. Berlin: Springer 2009.

Grünewald, U.: „Wasser in der Landschaft“. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung*. Weinheim: Wiley-VCH 2003.

Grünewald, H., Brandt, B., Schneider, B. U., Bens, O., Kendzia, G., Hüttl, R. F.: „Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes“. In: *Ecological Engineering* 29 (2007), S. 319-328.

Guddat, C., Michel, H.: *Pflanzenbau und Klimawandel - Schwerpunkt Fruchtartenbewertung*, Dornburg: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt 2009.

Hackl, F., Pruckner, G. J.: „Braucht die Deutsche Umweltpolitik einen Exxon Valdez Tankerunfall?“ In: *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 1 (2000), S. 93-114.

Hanemann, M.: *The value of water*, (unveröffentlichtes Manuskript der University of California, Berkeley, CA) 2005.

Hansjürgens, B.: „Ökonomische Bewertung der Regulierung von Gefahrenstoffen“. In: Winter, G., Ginzky, H., Hansjürgens, B.: *Die Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung*, Berlin: Erich Schmidt-Verlag 1998.

Hansjürgens, B.: *Bewertung von Wasser in Landschaften - Konzepte, Ansätze und Empfehlungen* (acatech Materialien Nr. 8), München 2011.

Hanusch, H.: *Nutzen-Kosten-Analyse*, München: Vahlen 1994.

Harth, M.: *Multikriterielle Bewertungsverfahren: Als Beitrag zur Entscheidungsfindung in der Landnutzungsplanung*, Saarbrücken: Vdm Verlag Dr. Müller 2008.

Hartje, V., Meyerhoff, J., Dehnhardt, A.: *Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Enderbericht*, (Technische Universität Berlin, Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung), Berlin: Bundesministerium für Bildung und Forschung 2003.

Heinisch, T.: *Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems zur Anpassung an den Klimawandel am Beispiel der Wasserwirtschaft*, Aachen: Shaker Verlag 2010.

Herzig, A.: *Entwicklung eines GIS-basierten Entscheidungsunterstützungssystems als Werkzeug nachhaltiger Landnutzungsplanung*, (Kieler Geographische Schriften 114), Kiel 2007.

Hoekstra, A. Y.: *Virtual water trade* (Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade, IHE Delft, 12.-13.12.2002) Delft 2003.

Hoekstra, A. Y.: „The water footprint of food“. In: Förare, J. (Hrsg.): *Water for food* (The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning), Stockholm 2008.

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K.: „Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern“. In: *Water Resources Management* 21 (2007), S. 35-48.

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K.: „*Globalization of Water: Sharing the planet's freshwater resources*“, Malden, MA: Blackwell Publishing 2008.

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., Mekonnen, M. M.: *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*, London: Earthscan Publications Ltd. 2011.

Holländer, H. M., Blume, T., Bormann, H., Buytaert, W., Chirico, G. B., Exbrayat, J., Gustafsson, D., Hölzel, H., Kraft, P., Stamm, C., Stoll, S., Blöschl, G., Flühler, H.: „Comparative predictions of discharge from an artificial catchment (Chicken Creek) using sparse data“. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (2009), S. 2069-2094.

Huang, Y., Demuth, S.: „*FRIEND – A Global Perspective 2006 – 2010*“, (UNESCO International Hydrological Programme VII – Flow Regimes from International Experimental and Network Data (FRIEND)), Koblenz 2010.

Hüttl, R. F., Born, H., Eckelmann, W., Frede, H.-G., Fritz, R., Hülsbergen, K.-J., Isermeyer, F., Makeschin, F., Quinckhardt, M., Schneider, B. U., Seppelt, R., Vahrenholt, F., von Braun, J.: *Empfehlungen zum Forschungsfeld Bioökonomie: Boden, Wasser und Landnutzung – Herausforderungen, Forschungs-, Technologie- und Handlungsbedarf*, (Berichte aus dem BioÖkonomieRat 01), Berlin: BioÖkonomieRat 2010.

Hüttl, R. F., Emmermann, R., Germer, S., Naumann, M., Bens, O. (Hrsg.): *Globaler Wandel und Regionale Entwicklung – Anpassungsstrategien in der Region Berlin-Brandenburg*, Berlin: Springer 2011.

Jandl, R., Vesterdal, L., Olsson, M., Bens, O., Badeck, F., Rock, J.: „Carbon sequestration and forest management“. In: *CAB Reviews* 2, Nr. 17 (2007).

Keller, J.: *Ernteversicherungen als Risikomanagementinstrument: Eine Analyse von Versicherungstypen und Tarifierungsmodellen*, (Dissertation, Justus Liebig Universität Gießen), Giessen 2010.

KIT, Deltares: *Hochwasserschutzwirkung der Talsperren im Einzugsgebiet der Ruhr bei ganzjährigem Betrieb unter Berücksichtigung klimabedingter Abflussänderungen*, (Bericht des Karlsruher Instituts für Technologie und Deltares im Auftrag des Ruhrverbands Essen), Essen 2010.

Klie, A.: „Die Bewertung von Umweltgütern mittels Zahlungsbereitschaft - Woran Kosten-Nutzen-Analysen scheitern“. In: *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 19 (2010), S. 103-109.

Knoche, G., Lünenbürger, B., Hain, B., Müschen, K.: *Konzeption des Umweltbundesamtes zur Klimapolitik - notwendige Weichenstellungen 2009*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2009.

Kofalk, S., Kühlborn, J., Gruber, B., Uebelmann, B., Hüsing, V.: *Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS) - Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts „Towards a Generic Tool for River Basin Management - feasibility study“*. Berlin: Bundesanstalt für Gewässerkunde 2001.

Kofalk, S., Boer, S., de Kok, J.-L., Matthies, M., Hahn, B.: „Ein Decision Support System für das Flusseinzugsgebietsmanagement der Elbe“. In: Feld, C. K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M., Friedrich, G. (Hrsg.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern*. Stand zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Limnologie aktuell), Stuttgart: Schweizerbart 2005.

KTBL: *Feldbewässerung – Betriebs- und arbeitswirtschaftliche Kalkulationen* (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt 2009.

LABO: *Klimawandel - Betroffenheit und Handlungsempfehlungen des Bodenschutzes* (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz), Mainz 2010.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen: *No Regret - Genug Wasser für die Landwirtschaft?!* (Projektbericht), Uelzen 2008.

LAWA: „*Leitlinien eines zukunftsfähigen gewässerkundlichen Mess- und Beobachtungsdienstes*“. (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), Schwerin 2000.

Leibundgut, C., Maloszewski, P., Külls, C.: *Tracers in Hydrology*, Chichester: Wiley 2009.

LfULG: *Klimawandel und Landwirtschaft - Fachliche Grundlage für die Strategie zur Anpassung der sächsischen Landwirtschaft an den Klimawandel*, Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 2009.

Libra, J. A., Ro, K. S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N. D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H.: „Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis“. In: *Biofuels* 2 (2011), S. 71–106.

Lienhoop, N., Hansjürgens, B.: „Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik“. In: *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* 19 (2010), S. 255-259.

Lin, H.: „Earth's Critical Zone and hydrogeology: concepts, characteristics, and advances“. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 14 (2010), S. 25-45.

Lischeid, G.: *Landschaftswasserhaushalt in der Region Berlin-Brandenburg*. (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 2). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Lozán, J. L., Graßl, H., Hupfer, P., Menzel, L., Schönwiese, C. D.: *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Fakten. Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg 2005.

LUWG, LUBW, LFU, DWD (Hrsg.): *Klimawandel im Süden Deutschlands: Ausmaß – Folgen – Strategien*, (Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Deutscher Wetterdienst), Stuttgart 2009.

Markard, C.: *Grußwort zur Herbsttagung des Bundes für ökologische Lebensmittelwirtschaft am 15.10.2009*, Berlin 2009.

MEA (Hrsg.): *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios. Millennium Ecosystem Assessment*, Washington, D.C. u.a.: Island Press 2005a.

MEA (Hrsg.): *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*, Washington, D.C.: World Resources Institute 2005b.

Mekonnen, M. M., Hoekstra, A. Y.: *The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products*, (Value of Water Research Series 48) 2010.

Merz, B., Bittner, R., Grünewald, U., Piroth, K.: *Management von Hochwasserrisiken. Mit Beiträgen aus den RIMAX-Forschungsprojekten.* Stuttgart: Schweizerbart 2011.

Meyerhoff, J.: *Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen,* (Technische Universität Berlin, Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung, Bundesministerium für Bildung und Forschung), Berlin 1999.

Meyerhoff, J., Lienhoop, N., Elsasser, P. (Hrsg.): *Stated Preference Methods for Environmental Valuation: Applications from Austria and Germany.* Marburg: Metropolis 2007.

MKULV: *Klimawandel und Wasserwirtschaft – Maßnahmen und Handlungskonzepte in der Wasserwirtschaft zur Anpassung an den Klimawandel,* (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen), Düsseldorf 2011.

Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P., Wilbanks, T. J.: „The next generation of scenarios for climate change research and assessment“. In: *Nature* 463 (2010), S. 747-756.

Muys, B., Hynynen, J., Palahí, M., Lexer, M.J., Fabrika, M., Pretzsch, H., Gillet, F., Briceno, E., Nabuurs, G. J., Kint, V.: „Simulation tools for decision support to adaptive forest management in Europe“. In: *Forest Systems* 19 (2010), S. 86-99.

NABU: *Mehr Naturschutz im Wald – kleine Taten, große Wirkung,* Berlin: Naturschutzbund 2010.

Nakicenovic, N., Swart, R. (Hrsg.): *Emissions Scenarios: A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Cambridge: Cambridge University Press 2000.

Nittel, S.: „A survey of geosensor networks: advances in dynamic environmental monitoring“. In: *Sensors* 9 (2009), S. 5664-5678.

Nowack, M., Günther, E.: „Szenarioplanung im integrierten Wasserressourcenmanagement“. In: *UmweltWirtschaftsForum* 17 (2009), S. 251-255.

NRC (Hrsg.): *Informing Decisions in a Changing Climate, Panel on Strategies and Methods for Climate-Related Decision Support* (National Research Council), Washington, D.C.: The National Academies Press 2009.

Prettenthaler, F., Strametz, S., Töglhofer, C., Türk, A.: *Anpassungsstrategien gegen Trockenheit: Bewertung ökonomisch-finanzieller versus technischer Ansätze des Risikomanagements,* (Wegener Zentrum für Klima und Globalen Wandel, Karl-Franzens-Universität), Graz 2006.

ProClim: *Hitzesommer 2003 - Synthesebericht. ProClim - Forum for Climate and Global Change,* (Platform of the Swiss Academy of Sciences), Bern 2005.

Richter, D. B., Mobley, M.: „Monitoring earth`s critical zone“. In: *Science* 326 (2009), S. 1067-1068.

Ridoutt, B. G., Pfister, S.: „A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity“. In: *Global Environmental Change* 20 (2010), S. 113-120.

Rogers, P., Bhatia, R., Huber, A.: *Water as a social and economic good: How to put principle into practice*, (Global Water Partnership), Stockholm: Swedish International Development Cooperation Agency 1998.

Rogers, P., De Silva, R., Bhatia, R.: „Water as an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability“. In: *Water Policy* 4 (2002), S. 1-17.

Rohn, A., Mälzer, H.-J.: „Herausforderungen der Klimawandel-Auswirkungen für die Trinkwasserversorgung – Arbeitsbericht“, (dynaklim - Publikation Nr. 03), Essen 2010.

Rosner, J.: „Mit Mulch und Direktsaat Wasser und Kosten sparen“. In: *top agrar Österreich* 6 (2010), S. 24-27.

Schaffnit-Chatterjee, C.: *Risikomanagement in der Landwirtschaft*, (Deutsche Bank Trendforschung - Aktuelle Themen 498), 2010.

Scherzer, J., Grigoryan, G., Schultze, B., Stadelbacher, V., Niederberger, J., Pöhler, H., Disse, M., Jacoby, C., Heinisch, T.: *WASKlim-Entwicklung eines übertragbaren Konzeptes zur Bestimmung der Anpassungsfähigkeit sensibler Sektoren an den Klimawandel am Beispiel der Wasserwirtschaft* (UBA-Texte Nr. 47), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2010.

Schröder, J., Elmer, M., Kätzel, R., Bens, O., Hüttl, R. F.: „Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern-Mischbeständen im Nordostdeutschen Tiefland“. In: *AFZ-Der Wald* 4 (2010), S. 10-12.

Schubert, H.: *Lebensmittelwirtschaft, (IAG LandInnovation - Materialien 17)*, Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2007.

Schubert, H.: *Die Konzepte des Virtuellen Wassers und des Wasser-Fußabdrucks* (acatech Materialien Nr. 4), München 2011.

Schuchardt, B., Wittig, S., Mahrenholz, P., Kartschall, K., Mäder, C., Haße, C., Daschkeit, A.: *Deutschland im Klimawandel - Anpassung ist notwendig*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2008.

Schuchardt, F., Vorlop, K.-D.: „Abschätzung des Aufkommens an Kohlenstoff in Biomasse-Reststoffen in Deutschland für eine Verwertung über Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Einbringung von HTC-Kohle in den Boden“. In: *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 60 (2010), S. 205-212.

Sivapalan, M.: „The secret to ‚doing better hydrological science‘: change the question!“ In: *Hydrological Processes* 23 (2009), S. 1391-1396.

Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P.: *Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments*, (Comprehensive Assessment Secretariat), Colombo 2004.

SMUL: *Klimawandel und Landwirtschaft – Strategie zur Anpassung der sächsischen Landwirtschaft an den Klimawandel*, Dresden: Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 2009.

SNF (Hrsg.): *Nachhaltige Wassernutzung - Nationales Forschungsprogramm NFP 61*, Schweizerischer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung, Bern 2010.

- Soboll, A., Elbers, M., Barthel, R., Schmude, J., Ernst, A., Ziller, R.:** „Integrated regional modelling and scenario development to evaluate future water demand under global change conditions“. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 16 (2011), S. 477-498.
- Sonnenberg, A., Chapagain, A. K., Geiger, M., August, D.:** *Der Wasser-Fussabdruck Deutschlands: Woher stammt das Wasser, das in unseren Lebensmitteln steckt*, Frankfurt: World Wide Fund for Nature 2009.
- Sourell, H.:** *Moderne Techniken der landwirtschaftlichen Bewässerung - wasser- und energiesparend*, (Vortrag im Rahmen der "Wasser Berlin 2006"), Berlin 2006.
- Springmann, S., Morhart, C., Spiecker, H., Oelke, M., Konold, W., Seidl, F., Mastel, K.:** „Agroforstsysteme – eine Chance für Bewirtschafter, Natur und Landschaft“. In: *AFZ-Der Wald* 22 (2010), S. 24-25.
- Steinmetz, T.:** *Integration, Analyse und interaktive Visualisierung von Daten für das Risikomanagement großräumig kontaminierter Standorte*, (Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg), Halle 2007.
- TEEB:** „The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations“. In: Kumar, P. (Hrsg.): *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, London: Earthscan 2010.
- TEEB:** „The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making“. In: ten Brink, P. (Hrsg.): *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, London: Earthscan 2011.
- TERENO:** *Weltweit größtes Lysimeternetzwerk*, (TERENO Newsletter Nr. 1/2011, Helmholtz Gemeinschaft, Leipzig. Terrestrial Environmental Observatories – ein Projekt der Helmholtz Gemeinschaft), URL: <http://teodoor.icg.kfa-juelich.de/> [Stand: Januar 2011].
- Teutsch, G., Krüger, E. (Hrsg.):** *Water Science Alliance White Paper: Priority Research Fields*, Leipzig: Helmholtz Zentrum für Umweltforschung 2010.
- Theesfeld, I., Schleyer, C.:** *Institutional Requirements for Integrated Water Resource Management in Germany*, (acatech Materialien Nr. 3), München 2011.
- Thörmann, H. H., Sourell, H.:** „Wassereffizienz weiter verbessern“. In: *Land und Forst* 164 (2011), S. 34-37.
- TU Dresden:** *LandCaRe-DSS Land, Klima und Ressourcen - Entscheidungshilfen für den ländlichen Raum*, (Informationsbroschüre, Technische Universität Dresden), 2011.
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S.:** „Valuing nature: lessons learned and future research directions“. In: *Ecological Economics* 46 (2003), S. 493-510.
- UBA (Hrsg.):** *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden-Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2007.
- UBA (Hrsg.):** *Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 1 – Grundlagen*, Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Dessau-Roßlau 2010a.
- UBA (Hrsg.):** *Gewässerschutz mit der Landwirtschaft*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2010b.

UBA (Hrsg.): *Daten zur Umwelt – Ausgabe 2011*, Umwelt und Landwirtschaft, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2011a.

UBA (Hrsg.): *Landwirtschaft im Fluss – Gewässerschutz in der kommenden Agrarreform*, (Workshop des Umweltbundesamtes im Rahmen der Internationalen Grünen Woche am 25.01.2011), Berlin 2011b.

UFZ (Hrsg.): *Integriertes Wasserressourcen-Management: Von der Forschung zur Umsetzung*, Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung 2009.

UFZ (Hrsg.): *Nachhaltige Waldwirtschaft – Ein Förderschwerpunkt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung in der Bilanz*, Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung 2010.

UM: *Maßnahmenkonzept zur Anpassung der Wälder Mecklenburg-Vorpommerns an den Klimawandel*, Schwerin: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern 2010.

VDG: *Virtuelles Wasser – Weniger Wasser im Einkaufskorb*, (Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., Band 75), Bonn: VDG 2010.

VLK: *Klimawandel und Landwirtschaft – Anpassungsstrategien im Bereich Pflanzenbau*, Berlin: Verband der Landwirtschaftskammern 2010.

Wallacher, J.: *Lebensgrundlage Wasser*. Stuttgart: Kohlhammer 1999.

WBGU: *Welt im Wandel: Umwelt und Ethik*, Wissenschaftlicher, (Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen), Marburg: Metropolis 1999.

Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*, Berlin: Weißensee Verlag 2005.

Weyer, T., Boeddinghaus, R.: *Bodenverdichtung vermeiden – Bodenfruchtbarkeit erhalten und wiederherstellen*. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2009.

WFN (Hrsg.): *Water Footprint Network*, (initiiert von Arjen Y. Hoekstra und verwaltet von der Universität Twente in Enschede), URL: <http://www.waterfootprint.org> [Stand: 2008].

WIB: *Die Wasserrahmenrichtlinie in der 2. Halbzeit*, (Rundbrief Nr. 1/2008), Hannover: Wasserrahmenrichtlinien-InfoBörse (wib) der Kommunale Umwelt-Aktion 2008.

Wierzbicki, A., Makowski, M., Wessels, J.: *Model-based decision support methodology with environmental applications*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers 2000.

Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik: *Risiko- und Krisenmanagement in der Landwirtschaft – Zur Rolle des Staates beim Umgang mit Ertrags- und Preisrisiken*, (Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), Berlin 2011.

WM: *Studie aufgrund des Landtagsbeschlusses vom 29.03.2007 („Klimaschutz und Folgen des Klimawandels in Mecklenburg-Vorpommern“*, Drs. 5/352), Schwerin: Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern 2007.

WWC (Hrsg.): *E-Conference Synthesis: Virtual water trade – conscious choices*. Marseille: World Water Council 2004.

Young, R. A.: „Water as an economic good“. In: Brower, R., Pearce, D. (Hrsg.): *Cost-Benefit Analysis and Water Resource Management*, Cheltenham: Edward Elgar 2005a.

Young, R. A.: *Determining the economic value of water: concepts and methods. Resources for the Future*, Washington, D.C. 2005b.

Zacharias, S., Bogena, H., Samaniego, L., Mauder, M., Fuß, R., Pütz, T., Frenzel, M., Schwank, M., Baessler, C., Butterbach-Bahl, K., Bens, O., Borg, E. Brauer, A., Dietrich, P., Hajnsek, I., Helle, G., Kiese, R., Kunstmann, H., Klotz, S., Munch J., Papen, H., Priesack, E., Schmid, H.-P., Steinbrecher, R., Rosenbaum, U., Teutsch, G., und Vereecken, H.: „A network of terrestrial environmental observatories in Germany“. In: *Vadose Zone Journal* 10 (2011), S. 955-973.

Zimmermann, L., Raspe, S., Schulz, C., Grimmeisen, W. : *Wasserverbrauch von Wäldern - Bäume und Bestände verdunsten unterschiedlich stark*. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2008.

4 WASSERBESCHAFFENHEIT

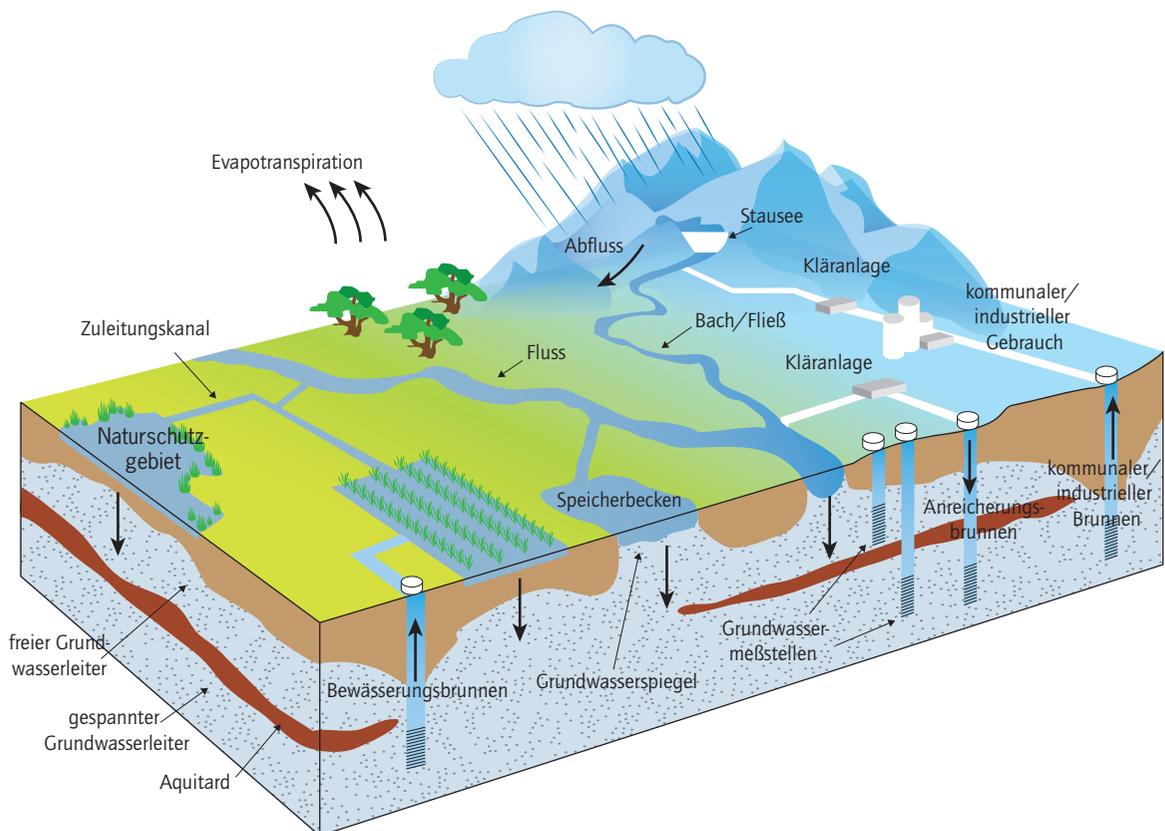
P. GRATHWOHL, U. V. SCHLIPPENBACH, R. GIMBEL, B. HILLEMEIER, J. LIBRA, R. MECKENSTOCK, K. REETZ, H. SCHUBERT, T. TERNES

4.1 EINFÜHRUNG

Der Wasserkreislauf einer Region umfasst die Wasserflüsse der Oberflächenwasserbilanz (Niederschlag, Verdunstung, Zu- und Abflüsse) sowie der Grundwasserbilanz (Sickerwasser, Grundwasserzu- und -abflüsse, Grundwasserentnahmen; Abb. 4-1). Für die Beschaffenheit der Wasserressourcen im natürlichen Wasserkreislauf ist die Untergrundpassage von entscheidender Bedeutung. Grundwasser entsteht durch Versickerung des Niederschlagswassers im Boden und

durch Einsickerung aus Oberflächengewässern. Die Georessourcen Wasser und Boden stehen dabei in engem Bezug zueinander. Gemeinsam sind sie die zentralen Grundlagen für die Produktion von Biomasse bzw. Pflanzen sowie auch für die Reinhaltung von Wasser. Böden sind das Eingangsmedium für Wasser in verschiedene Kreisläufe. Sie nehmen mit ihrer Filter-, Speicher- und Pufferfunktion entscheidenden Einfluss auf die Qualität und Quantität des entstehenden Sickerwassers und damit auch des Grundwassers.

Abbildung 4-1: Der Wasserkreislauf (Groundwater Information Center 2011)



Im Gegensatz zu anderen Ökosystemen sind Grundwassersysteme und die sich darin befindlichen Lebensgemeinschaften vom Eintrag organischer Substanzen abhängig, da Licht als Energiequelle nicht zur Verfügung steht. Grundsätzlich weisen Grundwasserlebensräume jedoch eine geringe Produktivität sowie einen entsprechend geringeren Stoffumsatz auf, da sie vergleichsweise dünn besiedelt sind, sowohl mit Mikroorganismen als auch mit Grundwasserfauna (Avramov et al. 2010). Die Aktivitäten und Funktionen der einzelnen Organismen (wie Bakterien, Protozoen, höhere Tiere) sind eng aufeinander abgestimmt und tragen durch Reinigungsleistungen zum Erhalt der Qualität des Grundwassers bei. Ein Teil der mit dem Sickerwasser in den Boden eingetragenen organischen Verbindungen und Nährstoffe kann bereits während der Bodenpassage durch Mikroorganismen (vor allem Bakterien) abgebaut werden, der Rest gelangt jedoch in nicht unerheblichen Mengen ins Grundwasser (Avramov et al. 2010). Für das Verständnis der Wasser- und Stoffflüsse ist neben dem Verständnis der einzelnen, im Untergrund ablaufenden Prozesse deren Kopplung mit Prozessen in den verschiedenen Umweltkompartimenten erforderlich. Ein umfassendes Prozessverständnis setzt eine integrierte Betrachtung der Stoffflüsse und Prozesse im System Grundwasser-Boden-Pflanze voraus.

Grundwasservorkommen sind durch die intensive Bodennutzung – zum Beispiel unter landwirtschaftlich genutzten Flächen – häufig hohen Belastungen ausgesetzt. Gleichzeitig ist es mit einem Anteil von rund 74 Prozent am Trinkwasseraufkommen in Deutschland eine wichtige Trinkwasserressource (BMU 2008). Daraus resultiert zum einen ein wirtschaftlicher Nutzungskonflikt, zum anderen aber auch ein Interessenskonflikt mit den Anforderungen beispielsweise des Gewässerschutzes. Neben der für den Menschen wichtigen Trinkwasserversorgung dient Grundwasser dem Erhalt von Ökosystemen (Feuchtgebiete, grundwassergespeiste Seen etc.) und liefert für die Oberflächengewässersysteme einen ganzjährigen Basisabfluss. Bei vielen europäischen Flüssen stammt mehr als die Hälfte des Jah-

resabflusses aus dem Grundwasser (Europäische Kommission 2008). In Niedrigwasserperioden kann dieser Anteil auf über neunzig Prozent ansteigen. Eine Verschlechterung der Grundwasserqualität kann sich somit direkt auf die mit dem Grundwasser verbundenen Oberflächengewässersysteme und die terrestrischen Ökosysteme auswirken. Aber auch für die weiteren anthropogenen Nutzungen von Grundwasser (Bewässerung in der Landwirtschaft, Kühlwasser etc.) ist eine gute Qualität der Wasserressourcen die Voraussetzung.

Die anthropogenen Einflüsse auf den natürlichen Wasserkreislauf reichen von chemischen Belastungen (zum Beispiel hohe Nitratfrachten, Schadstoffeinträge) über thermische Einflüsse (zum Beispiel Temperaturveränderungen durch Kühlwassereinleitungen) bis hin zu Wassermanagementproblemen (zum Beispiel hohe Entnahmen, verringerte Grundwasserneubildungsraten). Bei vielen anthropogenen, synthetisch hergestellten Stoffen (Xenobiotika), die nur durch menschliche Tätigkeit in die Umwelt gelangen, ist grundsätzlich davon auszugehen, dass sie in den Wasserkreislauf gelangen und eine schädigende Wirkung haben können. Das toxikologische Potenzial dieser Stoffe ist meist nicht ausreichend bekannt, sodass es grundsätzlich das Ziel sein muss, ihren Eintrag vollständig zu vermeiden. Für die vorhandenen (Schad-)Stoffflüsse ist eine gezielte Erfassung erforderlich, wofür es der Entwicklung geeigneter Methoden an den Schnittstellen von Geo-, Hydro- und Biosphäre bedarf.

Der demographische, der ökonomische und der Klimawandel werden erhebliche Auswirkungen auf die verfügbaren Wasserressourcen und ihre Beschaffenheit auch in Deutschland haben. Zu den Effekten der klimatischen Veränderungen auf die Grundwasserqualität können bislang nur vage Aussagen gemacht werden, da kaum Untersuchungsergebnisse oder Datenmaterial zur Verfügung stehen und somit nur ansatzweise Nachweise über die Auswirkungen des Klimawandels belegbar sind. Mit dem globalen Wandel geht jedoch eine weitere Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion

einher, die einen vermehrten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und damit auch den Eintrag von Schadstoffen in die Gewässersysteme erwarten lässt. Jahreszeitliche Verschiebungen der Niederschlagsmengen und veränderte Verdunstungsraten können Auswirkungen auf die Grundwasserstände bzw. die Grundwasserneubildungsraten haben und in der Folge zu Engpässen in der Wasserbereitstellung führen (zum Beispiel für die Bewässerungslandwirtschaft oder Kraftwerkskühlung). Und schließlich werden bereits heute an den Untergrund die unterschiedlichsten, teils gegenläufigen Anforderungen gestellt, wie zum Beispiel Trinkwasserversorgung, industrielle Wasserentnahmen, Abproduktentsorgung oder Geothermie. Diese Entwicklungen und Nutzungen führen zu einer Verschiebung der Schadstoffmuster und Konzentrationen im Untergrund, zu Veränderungen der Transformationsprozesse von Schadstoffen sowie zu raumzeitlich konkurrierenden Nutzungen. Die größte Herausforderung mit Blick auf die natürlichen Wasserressourcen könnte für die Zukunft somit nicht das Wasserdargebot sein, sondern Stoffeinträge (wie Chemikalien, Arzneimittel), ihre Abbauprodukte sowie Nutzungskonkurrenzen und Zielkonflikte für das Schutzgut Grundwasser. Ein umfassendes Prozessverständnis ist nötig, um die Grundwasserressourcen nachhaltig zu schützen und die Ressource „sauberes Wasser“ als Ökosystem-Dienstleistung langfristig nutzen zu können.

Mit einem besonderen Augenmerk auf die Grundwasserressourcen beschäftigt sich dieses Kapitel mit folgender Fragestellung: Welche Auswirkungen haben die mit dem Globalen Wandel zu erwartenden Veränderungen auf die Beschaffenheit der Wasserressourcen? Das Anliegen der Autoren war es, über die derzeitigen Standards hinausgehende Defizite oder Wissenslücken zu identifizieren, künftigen Forschungsbedarf zu benennen sowie Lösungsmöglichkeiten für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung aufzuzeigen. Potenzielle künftige Gefährdungen für die Wasserqualität werden skizziert und hiervon abgeleitet konkrete Maßnah-

men empfohlen. Folgende Themenschwerpunkte stehen dabei im Mittelpunkt:

- Diffuse Stoffeinträge und Stoffanreicherungen im Wasserkreislauf
- Verlagerung und Umwandlung von Stoffen sowie Auswirkungen auf Mensch und Umwelt
- Mehrfachnutzung von Wasser und Qualitätsanforderungen für verschiedene Nutzungen
- Stoffflüsse und flächenhafter Grundwasserschutz

4.2 STOFFEINTRÄGE UND STOFFBILANZEN

4.2.1 HERAUSFORDERUNG

Der intensive Einsatz von Industriechemikalien und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie die Verwendung von Human- und Veterinärarzneistoffen, Körperpflegemitteln und Waschmittelinhaltsstoffen führen zu Belastungen von Oberflächengewässern, aber auch von Grundwasser. Durch die Anstrengungen im Gewässerschutz in den vergangenen Jahren konnten die anthropogenen Stoffeinträge in den natürlichen Wasserkreislauf insgesamt erheblich reduziert und somit die Wasserbeschaffenheit in vielerlei Hinsicht verbessert werden. Vor allem die Schad- und Nährstoffemissionen aus Punktquellen, vor allem Einleitungen von kommunalen oder industriell-gewerblichen Abwässern, sind mit Erreichen eines hohen Qualitätsniveaus in der Abwasserreinigung seit Jahren rückläufig. Dagegen ist das Problem der diffusen Stoffeinträge nach wie vor nicht gelöst. Insbesondere die Einträge aus der Landwirtschaft beeinträchtigen die Wasserqualität in Deutschland, aber auch darüber hinaus in ganz Europa noch immer beträchtlich (SRU 2008). So hat die

Bestandsaufnahme der Gewässer in Deutschland nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gezeigt, dass für 60 bis 85 Prozent der Oberflächengewässer und 53 Prozent der Grundwasserkörper der durch die WRRL geforderte gute Zustand bis zum Jahr 2015 nicht oder nur durch zusätzliche Maßnahmen erreicht werden kann (BMU 2005, SRU 2008). Die häufigste Ursache hierfür sind hohe Nährstoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hinzu kommt jedoch eine Vielzahl neuer Stoffe wie (vor allem in den Industrieländern) fortwährend neu entwickelte Chemikalien, für die es bislang weder rechtliche Regelungen noch entsprechende Nachweismethoden gibt. Auch werden mit der Weiterentwicklung der analytischen Messmethoden ständig Stoffe „neu entdeckt“ bzw. in den Gewässern nachgewiesen. Hierbei sind in den vergangenen Jahren besonders die organischen Spurenstoffe ins Zentrum der Aufmerksamkeit gelangt. Ihr Vorkommen im Wasserkreislauf ist eine Folgeerscheinung unserer hoch entwickelten Industriegesellschaften und ein Indikator für mögliche Belastungen der Umwelt und des natürlichen Wasserkreislaufs. Bereits in niedrigen Konzentrationen können organische Spurenstoffe negative Auswirkungen auf den Menschen oder die (belebte) Umwelt haben. Viele dieser „neuen Stoffe“ sind bislang nicht hinreichend untersucht und es liegen keine ausreichenden Daten für eine umfassende toxikologische Bewertung und Risikoeinschätzung vor.

Eine besondere Bedeutung in der Diskussion über organische Verbindungen in Gewässern und im Trinkwasser kommt den Arzneistoffen wegen ihres mengenmäßig kontinuierlich steigenden Eintrags in die aquatische Umwelt zu. Eine Reihe der Wirkstoffe in Pharmazeutika kann aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften zu Umweltbelastungen führen, wenn sie in den Wasserkreislauf gelangen. Neben den Arzneistoffen selbst sind auch deren Metabolite von hoher Bedeutung, die nach der Aufnahme im menschlichen oder tierischen Stoffwechsel sowie bei der Abwasserreini-

gung entstehen. Mit Blick auf die demographische Entwicklung und die Alterung der Gesellschaft ist für die Zukunft mit einer kontinuierlichen Zunahme des Arzneimittelverbrauchs und des Eintrags von Arzneimittelrückständen und -wirkstoffen in den Wasserkreislauf zu rechnen.

Die Wirkung von Schadstoffeinträgen in den natürlichen Wasserkreislauf wird in der Regel zunächst durch Verdünnung abgepuffert (BMU 2009). Zudem können viele der in die Umwelt eingetragenen anthropogenen Stoffe in terrestrischen oder aquatischen Ökosystemen abgebaut oder gespeichert werden. Durch Letzteres treten Schädwirkungen häufig zeitlich stark verzögert auf. In Abhängigkeit der hydrogeologischen Bedingungen und den daraus resultierenden Sorptions- und Abbauprozessen stellt die Untergrundpassage eine wirksame Barriere für Spurenstoffe dar (DVGW/DWA/WG 2009). Eine Reihe von Schadstoffen wird allerdings aufgrund seiner physiko-chemischen Eigenschaften nicht abgebaut.

In Abhängigkeit von der Konzentration, der Häufigkeit und der Dauer der Einträge können sowohl Nähr- als auch Schadstoffe einen erheblichen Einfluss auf die Struktur und Funktion von Ökosystemen haben und damit - direkt und indirekt - auch für den natürlichen Wasserkreislauf und die Beschaffenheit der Wasserressourcen. Damit einher geht ein mehr oder weniger hohes (human- und/oder öko-)toxikologisches Gefährdungspotenzial. Punktuell kann es zu Gewässerbelastungen kommen, toxikologisch relevant sind jedoch vor allem Anreicherungen von Stoffen in aquatischen Organismen wie Fischen. Eine solche Bioakkumulation kann zu Schädigungen der Organismen führen und Stoffe in die menschliche Nahrungskette bringen. Für den Wasserkreislauf selbst ist grundsätzlich keine lokale Anreicherung zu erwarten, da der Eintrag primär in die Fließgewässer erfolgt und hier ein Abtransport stattfindet. Das Endglied dieser Transportkette sind jedoch die

Ozeane. Somit ist eine globale Ausbreitung persistenter Stoffe zu erwarten.

Zwischen dem Nutzen und dem Schaden sowie der Vermeid- und Unvermeidbarkeit von Belastungen ist daher ein umfassender Abwägungsprozess erforderlich, der eine besondere Herausforderung für unsere Gesellschaft darstellt. Er erfordert die Entwicklung umsichtiger Lösungsstrategien und das Definieren von Prioritäten unter Berücksichtigung von Gefährdungs- und Vermeidungspotenzialen sowie orts- und situationsbezogener Rahmenbedingungen. Insbesondere für Oberflächengewässer in Regionen mit hoher Siedlungsdichte und starker industrieller Nutzung, die neben der Abwasserentsorgung auch der Trinkwasserversorgung dienen, ist die Vermeidung der Emission organischer Spurenstoffe zur nachhaltigen Sicherung einer hohen Trinkwasserqualität von besonderer Bedeutung. Langfristiges Ziel muss es sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus Grundwasser und Oberflächengewässern

unter Nutzung natürlicher bzw. naturnaher Aufbereitungsverfahren zu gewährleisten (Bergmann 2011). Als Grundvoraussetzung hierfür muss jedoch zunächst Transparenz zur Quantität und Qualität der Stoffeinträge und Stoffströme geschaffen werden.

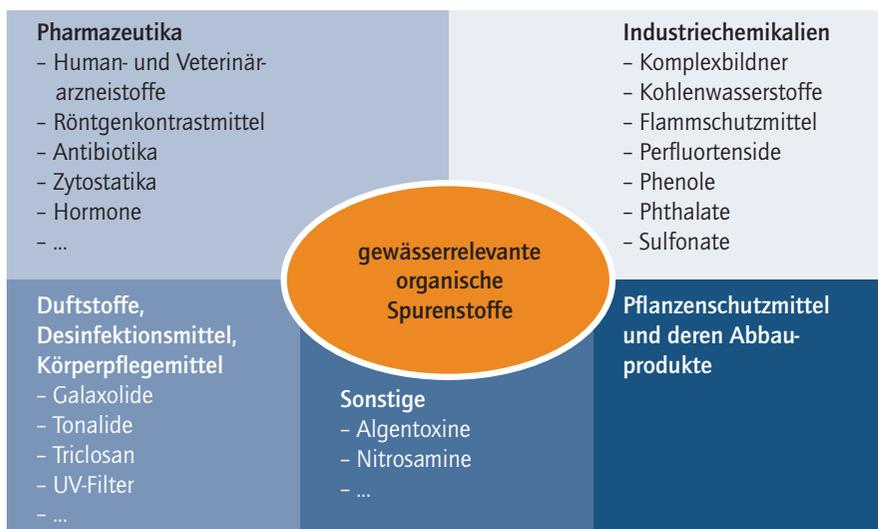
4.2.2 WISSENSSTAND

Die nachfolgenden Ausführungen basieren im Wesentlichen auf einer im Auftrag der Arbeitsgruppe Wasserbeschaffenheit erstellten Expertise zum Thema „Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf“, die in der acatech-Materialienreihe veröffentlicht wurde (Bergmann 2011).

4.2.2.1 Neue gewässerrelevante organische Spurenstoffe

Nach den bereits seit Jahrzehnten in der aquatischen Umwelt nachgewiesenen und untersuchten Industriechemikalien (wie Kohlenwasserstoffe, Phenole, Phthalate etc.) und

Abbildung 4-2: Gruppen organischer Spurenstoffe von besonderer Relevanz für die aquatische Umwelt (Bergmann 2011)



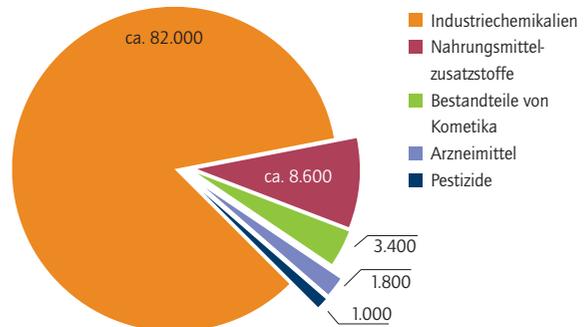
Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PBSM) sind in der jüngsten Vergangenheit zusätzliche Stoffgruppen in den Fokus der Wasserversorgung und der Öffentlichkeit getreten. Diese in der Umwelt „*neu aufkommenden Substanzen*“ (**emerging substances**) werden bislang nicht in Routinemonitorings erfasst und ihr Abbauverhalten sowie die toxikologischen Effekte sind noch nicht oder unzureichend bekannt (http://www.norman-network.net/index_php.php?module=public/others/glossary, 15.03.2011). Es handelt sich dabei um naturfremde, synthetische Organika oder chemisch produzierte, natürliche Verbindungen. Bei den sogenannten „*neu aufkommenden Schadstoffen*“ (**emerging pollutants**) werden zunehmend Hinweise auf nachteilige Effekte bei umweltrelevanten Konzentrationen gefunden. Ihr Eintrag in die Umwelt ist bislang jedoch nicht reguliert und auch sie werden nicht in Routinemonitoring-Programmen erfasst (Hoenicke et al. 2007). Hierzu zählen Pharmazeutika, Duftstoffe, Desinfektions- und Körperpflegemittel, Abbauprodukte von PBSM und weitere Verbindungen wie Algentoxine und Nitrosamine (Abb. 4-2). Zusätzlich spielen Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung sowie Futterzusatzstoffe eine Rolle (DWA 2008b, in: Bergmann 2011).

Chemikalien in der Umwelt

Der derzeitige Stand von weltweit registrierten chemischen Substanzen liegt bei etwa 55 Millionen, wovon ca. 8,4 Millionen kommerziell erhältlich sind. Hinzu kommen Abbauprodukte, die zum Teil aus diesen Substanzen entstehen und noch nicht erfasst sind. Abbildung 4-3 zeigt ein Verteilungsprofil der in den USA kommerziell erhältlichen Substanzen für die unterschiedlichen Anwendungen (ohne nukleare Materialien, Waffen und Munition), das nach Muir und Howard (2006) in dieser relativen Verteilung ebenso für die EU und somit in etwa auch für Deutschland gilt.

Industriechemikalien: Synthetische organische Komplexbildner werden industriell in großen Mengen hergestellt und angewendet, zum Beispiel in Wasch- und Reinigungsmitteln, der Metallverarbeitung und Fotoindustrie, bei der Papier- und Zellstoffproduktion oder Textilherstellung. Die bekanntesten derzeit diskutierten organischen Komplexbildner sind sogenannte Aminopolycarbonsäuren wie Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA), Diethylentritrilopentaacetat (DTPA) und Nitrilotriacetat (NTA). Vor allem EDTA ist aufgrund der schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit, der hohen Einsatzmengen und der begrenzten Entfernbarkeit sowohl bei der Abwasserreinigung als auch bei der Trinkwasseraufbereitung von besonderem Interesse. EDTA wird bei der Uferpassage nicht oder nur geringfügig eliminiert. Bei einer anschließenden Trinkwasseraufbereitung mittels Ozonung und Aktivkohle wird die Konzentration zwar reduziert, EDTA jedoch nicht vollständig entfernt. Die Hauptquelle für Flammschutzmittel (vor allem Organobromverbindungen) in der aquatischen Umwelt sind Textilien, die mit diesen Stoffen zur Reduzierung der Entflammbarkeit ausgerüstet werden. Die Konzentrationen von Verbindungen dieser Klasse liegen beispielsweise im Rhein und in der

Abbildung 4-3: Geschätzte Anzahl und Nutzungskategorien der kommerziellen Chemikalien, die in den USA innerhalb der letzten 30 Jahre registriert wurden (nach Muir und Howard 2006)



Ruhr im Bereich von einigen 100 Nanogramm je Liter bis zu 10 Mikrogramm je Liter (Bester et al. 2009). Perfluorotenside (PFT) sind in der Umwelt kaum oder nicht abbaubar, hochgradig bioakkumulierbar und toxikologisch relevant. Bisher veröffentlichte Befunde in Oberflächenwässern liegen weltweit in der Regel in Konzentrationen deutlich unterhalb von 0,1 Mikrogramm je Liter für die Summe aller gefundenen PFT. Im Grundwasserleiter verhalten sich diese Verbindungen vergleichsweise mobil und sind bei der Wasseraufbereitung nicht ohne Aufwand zu entfernen. Untersuchungen aus Japan zeigen, dass die Perfluorotenside PFOS und PFOA im unteren Nanogramm pro Liter-Bereich auch im Trinkwasser nachgewiesen werden können. Aromatische Sulfonate erlangen bei der Herstellung von Tensiden, optischen Aufhellern, synthetischen Gerbstoffen, Textilhilfsmitteln, Betonzusatzstoffen, Papierchemikalien, Pharmazeutika und anderen Bedeutung. Sie sind im Allgemeinen sehr gut wasserlöslich und können wegen ihrer oftmals schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit in Abwasserreinigungsanlagen in der Regel nur unvollständig entfernt werden.

Korrosionsinhibitoren: Als Korrosionsinhibitoren werden insbesondere Benzotriazol und Tolyltriazine in Kühl-, Hydraulik- und Enteisungsflüssigkeiten eingesetzt. Eine wichtige Quelle für ihren Eintrag in die Umwelt ist ihre Verwendung als Zusatzstoffe für Geschirrspülmaschinendetergenzien (Ort et al. 2005). Es handelt sich zum Teil um toxische Stoffe, bei deren photolytischem Abbau ebenfalls nur Transformationsprodukte gebildet werden, die wiederum toxische Eigenschaften zu haben scheinen (Hem et al. 2003). Die Konzentrationen im kommunalen Abwasser liegen im Bereich von 2 bis 13 Mikrogramm pro Liter (Weiss et al. 2006).

Duftstoffe, Desinfektions- und Körperpflegemittel: In Produkten wie Shampoos, Duschbäder und ähnlichem sind häufig Tenside, Konservierungsstoffe, Farbstoffe und Duftstoffe enthalten, die über das kommunale Abwasser in die

Oberflächengewässer gelangen. Die Zulaufkonzentrationen in Kläranlagen liegen im unteren Mikrogramm-Bereich je Liter; eine Elimination in Kläranlagen findet kaum statt. Insbesondere die in Sonnencremes enthaltenen organischen Verbindungen finden sich in Konzentrationen zwischen wenigen Nanogramm bis zweihundert Mikrogramm pro Liter in den Gewässern wieder.

Endokrin wirksame Stoffe (EWS) beeinflussen das hormonelle System von Mensch und Tier, indem sie Hormone ersetzen, nachahmen, verstärken, hemmen oder blockieren. Mögliche Effekte sind Reproduktions- und Entwicklungsstörungen wie Verringerung der Fruchtbarkeit oder Verweiblichung. Diese Substanzen haben sehr niedrige Wirkschwelen, die zum Teil unter einem Nanogramm pro Liter liegen. EWS können körpereigene Stoffe, Phytoöstrogene oder Xenoöstrogene sein. Letztere können über industrielle und städtische Abwassereinleitungen in die Gewässer eingetragen werden. Zu den endokrin wirksamen Stoffen gehören neben den natürlichen und synthetischen Östrogenen auch verschiedene Pestizide und Industriechemikalien wie Phenole (Nonylphenole, 4-Octylphenol, Bisphenole, Alkylphenole und ihre Ethoxylate), Tributylzinn-Verbindungen, Dioxine, polychlorierte Biphenyle, aber auch bromierte organische Flammschutzmittel.

Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM): PBSM wurden schon vor Jahrzehnten in der aquatischen Umwelt nachgewiesen. Aktuell rücken vor allem Transformationsprodukte der PBSM-Wirkstoffe in den Vordergrund. Häufig werden Metabolite in höheren Konzentrationen als die PBSM-Wirkstoffe selbst im Rohwasser für die Trinkwasserproduktion nachgewiesen. Die Eigenschaften der Transformationsprodukte sind häufig nicht bekannt; toxikologische Vorhersagen und Prognosen zu ihrem Verhalten, zum Beispiel bei der Trinkwasseraufbereitung, sind nicht oder nur schwer möglich.

Pharmazeutika: Die aktiven Wirkstoffe von Pharmazeutika gelangen vielfach über Kläranlagenabflüsse in die Umwelt. Verschiedene dieser Rückstände – zum Teil polare Abbauprodukte einzelner Wirkstoffe – können als umweltrelevante Stoffe mit einem hohen Verbreitungsgrad angesehen werden. Daher müssen zur Bestimmung der Umweltverträglichkeit von Arzneimitteln neben den eigentlichen Wirkstoffen und den in der Umwelt gebildeten Transformationsprodukten auch die von Mensch und Tier ausgeschiedenen Metabolite berücksichtigt werden (DWA 2008a). Insbesondere die polaren Metabolite, deren Mobilität im Oberflächenwasser und Grundwasserleiter als hoch eingeschätzt wird, können Wasserversorgungsunternehmen Probleme bereiten, die ihr Trinkwasser aus uferfiltriertem Grundwasser bzw. direkt oder indirekt (Grundwasseranreicherung) aus Oberflächenwasser gewinnen. Humantoxikologisch sind jedoch sowohl die Wirkstoffe als auch die Metabolite eher unkritisch, bedeutender ist das ökotoxikologische Wirkungspotenzial. Die stabilsten Arzneistoffe, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, sind dem aktuellen Stand des Wissens nach die Röntgenkontrastmittel (Bergmann 2011). Obwohl die Konzentrationen von der Kläranlage über die Oberflächengewässer hin zum Grund- und Trinkwasser kontinuierlich abnehmen, werden sie in allen Kompartimenten vielfach nachgewiesen. Die für die Anwendung in der Medizin erforderliche Stabilität gegenüber Stoffwechselprozessen führt folglich zu einer stetigen Anreicherung der Stoffe in der Umwelt. Daher sind diese Stoffe unbedingt weiterhin kritisch zu beobachten.

Zum Umgang mit dem „alten“ Problem der *Schwermetalle* ist bereits umfangreiches Wissen vorhanden. Seit 1980 konnten sie in Deutschland erheblich reduziert werden durch konkrete Maßnahmen wie Prozessumstellungen in Industrie und Gewerbe, verbesserte Abwasserbehandlung oder Anschluss von Direkteinleitern an die öffentliche Kanalisation sowie durch ökonomisch bedingte Umstrukturie-

rungs- und Deindustrialisierungsprozesse (Abwanderung abwasserintensiver Branchen wie Textilindustrie, massiver industrieller Rückbau in den neuen Bundesländern). Hauptquelle sind inzwischen auch hier diffuse Einträge, vor allem aus urbanen Gebieten (Zink, Blei und Kupfer), aus Kläranlagen, durch Erosion (vor allem Chrom und Blei) und über das Grundwasser (geogene Emissionen von Arsen und Nickel) in Oberflächengewässer (UBA 2010; SRU 2008). *Weitere*, aus gewässerökologischer Sicht besonders *gefährliche Stoffe* werden im Rahmen der WRRL (Artikel 16 Absatz 2) geregelt. Anhang X der WRRL listet die als besonders gefährlich definierten Stoffe auf, deren Einträge mit höchster Priorität verringert werden müssen. Diese prioritären Stoffe werden auch als „Altstoffe“ bezeichnet, da sie aus toxikologischer Sicht hinreichend bewertet sind und hierfür Ziel- bzw. Grenzwerte definiert werden können. Die WRRL enthält keine detaillierten Emissionsgrenzwerte für die wichtigsten Schadstoffe und Schadstoffgruppen, verweist aber in Anhang IX auf die Richtlinie über Quecksilberableitungen (Richtlinie 82/176/EWG), die Richtlinie über Cadmiumableitungen (Richtlinie 83/513/EWG), die Quecksilberrichtlinie (Richtlinie 84/156/EWG), die Richtlinie über Ableitungen von Hexachlorcyclohexan (Richtlinie 84/491/EWG) und die Richtlinie über die Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe (Richtlinie 86/280/EWG). Große Wissensdefizite bestehen dagegen bei den organischen Spurenstoffen, die in sehr geringen Konzentrationen in der Umwelt und in Gewässern vorkommen können.

Stoffmengen

Nach dem Stand des Wissens kann davon ausgegangen werden, dass eine Vielzahl von Stoffen, die der Mensch produziert und verwendet, über Luft und Wasser verteilt werden und in den Wasserkreislauf gelangen können. Es ist daher zu erwarten, dass mit steigender Empfindlichkeit der chemischen Analytik immer mehr Stoffe in den Oberflächengewässern und im Trinkwasser nachgewiesen werden können.

Bislang ist wenig zu den eingesetzten Stoffmengen (Industriechemikalien, PBSM etc.) bekannt. Erheblich besser ist das Wissen zu Pharmazeutika. So wird in der Literatur seit einigen Jahren zunehmend über das Auftreten verschiedener Arzneistoffe in der Umwelt berichtet. Allein in Deutschland sind mehr als 3.000 unterschiedliche Wirkstoffe in über 9.000 Präparaten im human- und veterinärmedizinischen Bereich zugelassen (DWA 2008a). Einzelne Arzneimittel werden in Größenordnungen von mehreren hundert Tonnen pro Jahr verordnet. Durch die Aufnahme von Mensch und Tier kann es zu einer Metabolisierung der Wirkstoffe und zu einer Polaritätserhöhung der Substanzen kommen, sodass diese sehr viel leichter ausgeschieden werden.

In Industrieländern wie Kanada, den USA, Schweiz, Italien und Deutschland wurden seit den 1990er Jahren – also vor in Kraft treten von gesetzlichen Regelungen zur Umweltisikobewertung für Pharmaka – Erhebungen zum Vorkommen von Arzneimitteln in der Umwelt durchgeführt (Knacker und Coors 2011; Kümmerer 2001, 2004, 2008). Für Italien wurden für besonders häufig genutzte Arzneimittel in Oberflächengewässern Konzentrationen unterhalb von 0,25 Mikrogramm pro Liter gefunden. In Kläranlagenabläufen und in den benachbarten Oberflächengewässern in Kanada wurden für viele Arzneimittel keine Konzentrationen oberhalb von einem Mikrogramm pro Liter gemessen. In den Niederlanden wurden 58 der 102 analysierten Arzneimittel zumindest einmal im Zeitraum zwischen 1996 und 2005 in Oberflächengewässern gefunden; der höchste gemessene Wert war 0,83 Mikrogramm pro Liter für den Entzündungshemmer Diclofenac (Walraven und Laane 2009). Röntgenkontrastmittel werden besonders häufig in Oberflächengewässern gefunden. Für das Kontrazeptivum EE2 war der höchste gemessene Wert 0,0067 Mikrogramm pro Liter (Liebig et al. 2006; Knacker und Coors 2011) (zum Vergleich: die zur Geburtenkontrolle vorgesehene Tagesdosis beträgt 0,025 Milligramm EE2).

Nachweis von Spurenstoffen im Trinkwasser

Eine Auswertung von Literaturdaten der Jahre 1995 bis 2009 ergab den Nachweis von 151 Stoffen in Trinkwässern (Institut für Wasserforschung 2010, in: Bergmann 2011). Berücksichtigt wurden die unter REACH registrierten Chemikalien sowie auch PBSM und Arzneistoffe. Als wesentliche Stoffgruppen treten Arzneimittel (einschließlich deren Metabolite, Antibiotika, Hormone und Röntgenkontrastmittel), Flammenschutzmittel, PBSM und deren Metabolite, Lösemittel, Personal Care Products (einschließlich Duftstoffe) und Weichmacher auf, deren Anzahl sich auf 117 Substanzen summiert. Weitere 34 Stoffe verteilen sich auf verschiedene Stoffgruppen. Darüber hinaus wurden Abbauprodukte von Detergenzien (Nonylphenole), die Komplexbildner EDTA und DTPA und das Benzinadditiv MTBE gefunden.

Konzentration und toxische Relevanz von Stoffen

Das bloße Vorhandensein eines Stoffes ist noch kein Beleg für seine Gefährlichkeit. Es ist die Konzentration des einzelnen Stoffes oder die Summe aller Stoffe, die über die Wirkung und die toxische Relevanz einer Substanz entscheidet. Organische Spurenstoffe können in sehr geringen Konzentrationen in der Umwelt und in Gewässern vorkommen und bereits in diesen geringen Konzentrationen ein human- oder ökotoxikologisches Risiko bzw. Gefährdungspotenzial darstellen.

Ob ein Arzneistoff umweltrelevant ist, hängt auch davon ab, welche Menge der pharmazeutisch wirksamen Substanz oder der Metabolite den Körper wieder verlässt und wie sich der Stoff in der Umwelt verhält (siehe hierzu: LANUV NRW 2007 sowie Kap. 4.3 in diesem Bericht). Die Konsequenzen einer geringen, jedoch permanenten Exposition gegenüber Arzneistoffen sind bislang sowohl humantoxikologisch als auch ökotoxikologisch weitgehend unerforscht. Allerdings scheint der Eintrag sowohl von Human- als auch von Veterinärpharmaka in den ökologischen Kreislauf vor dem Hintergrund steigender Verordnungsmengen, einer nur teilweisen Resorption der Wirkstoffe im Organismus (zum Teil werden mehr als

Box 4-1: Kriterien, die eine Substanz unmittelbar als potenzielle Gefahr für die Umwelt charakterisieren

Persistenz (Eigenschaft bestimmter Stoffe, über lange Zeiträume hinweg in der Umwelt zu verbleiben, ohne durch physikalische, chemische oder biologische Vorgänge abgebaut werden zu können), Bioakkumulationsfähigkeit (Anreicherung von Stoffen im Organismus nach Aufnahme aus der Umgebung) und Toxizität, kurz auch *PBT-Kriterien* genannt (EU-Chemikalienrichtlinie REACH, Anhang XIII vom 15. März 2011).

„Bei PBT-Stoffen sind der Eintrag in die Umwelt und mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme zeitlich oder räumlich voneinander entkoppelt. Die Vorhersage langfristiger Wirkungen und die Beurteilung möglicher Schäden ist mit der üblichen Methodik der Risikobewertung (Vergleich zwischen anzunehmender Exposition und Wirkung) nicht möglich, weil Persistenz und Anreicherung keine belastbare Vorhersage der Exposition erlauben. Dazu kommt eine hohe Unsicherheit bezüglich möglicher längerfristiger Wirkungen. Diese lassen sich letztlich bei hoher Persistenz und Anreicherungsfähigkeit nie ausschließen. Einmal eingetretene Schäden sind häufig nicht mehr reparabel.“(<http://www.reach-info.de/pbt.htm>, 14.04.2011) REACH verpflichtet Hersteller und Importeure von Chemikalien, bei der Stoffbewertung im Stoffsicherheitsbericht die PBT-Eigenschaften zu ermitteln

fünfzig Prozent ungenutzt wieder ausgeschieden) sowie der unvollständigen Abbaubarkeit in kommunalen Kläranlagen zukünftig noch relevanter zu werden (Bergmann 2011). Eine Anreicherung von Pharmaka in Organismen konnte bislang beispielsweise für das Antirheumatikum Diclofenac in Fischen nachgewiesen werden (Schwaiger et al. 2004 in: DWA 2008).

Eine Reihe von Stoffen ist bereits auf EU-Ebene geregelt. Alle chemischen Stoffe, die in Mengen ab einer Tonne pro Jahr hergestellt oder in die EU eingeführt werden, müssen im Rahmen der EU-Chemikalienverordnung REACH bei der Europäischen Chemikalienagentur in Helsinki (ECHA) registriert werden. Dabei muss der vorgesehene Anwendungszweck angegeben werden. Darüber hinaus wurden im Rahmen von REACH neue Kriterien festgelegt, nach denen besonders besorgniserregende Stoffe identifiziert werden.

Ein viel versprechender Ansatz zur Früherkennung von potenziell wasserrelevanten Kontaminanten liefert eine Unter-

suchung zu „*Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potenziell kritischen Substanzen*“ (Institut für Wasserforschung 2010). Hiermit wurde ein Instrument entwickelt, welches mit Hilfe von Kriterien diejenigen aus der großen Zahl der nach REACH registrierungspflichtigen Stoffe identifiziert, von denen potenziell eine Gefahr für das Trinkwasser ausgeht. Zusätzlich wurden Stoffe betrachtet, die von der REACH-Verordnung ausgenommen sind, zum Beispiel Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel und Arzneistoffe. Die Untersuchungen waren allerdings nicht ganzheitlich angelegt, sondern rein auf den Trinkwasserpfad beschränkt.

4.2.2.2 Eintragspfade und Belastungssituation

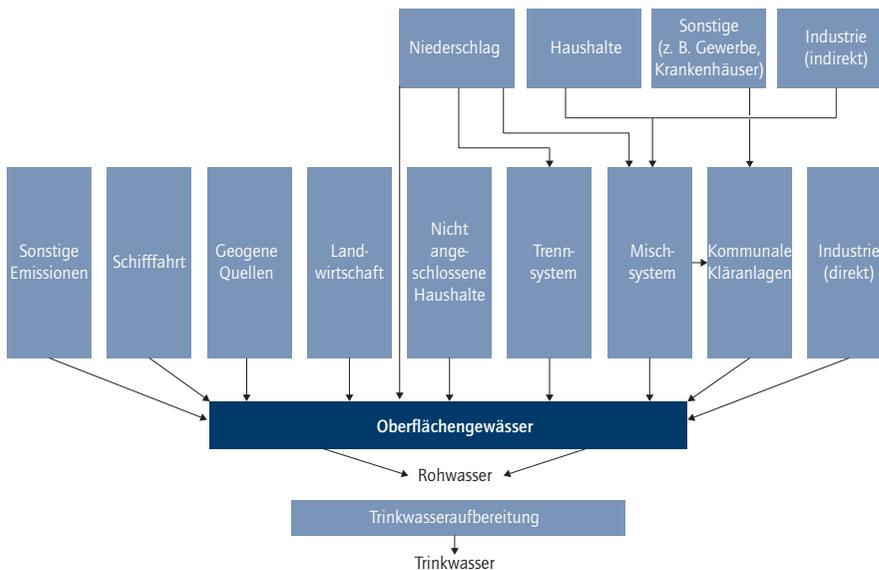
Der natürliche Wasserkreislauf kann durch organische Spurenstoffe aus vielen Quellen kontaminiert werden (siehe Abb. 4-4). Über punktuelle Einträge (kommunale und industrielle Kläranlagen), ungewollte Einträge aus Unfällen

oder Leckagen, aber vor allem über diffuse Einträge (zum Beispiel Oberflächenabfluss landwirtschaftlich genutzter Flächen, atmosphärischer Eintrag) gelangen diese Stoffe in die Oberflächengewässer und zum Teil auch in das Grundwasser. Im urbanen Raum werden Schadstoffe über Einleitungen aus Industrie- und Gewerbebetrieben (Gewerbe- und Industriechemikalien; Indirekt und Direkteinleiter), Haushalten (zum Beispiel Haushaltschemikalien, Medikamente) eingetragen. Im Bereich der Abwassertechnik konnte bereits ein sehr hohes Qualitätsniveau erreicht werden, dennoch stellen die kommunalen Kläranlagen nach wie vor einen maßgeblichen Eintragspfad für potenzielle Schadstoffe und Krankheitserreger in die Fließgewässer dar. Zusätzliche Belastungen stammen aus dem Niederschlagswasser, zum Beispiel durch die Abschwemmung von Stoffen von versiegelten Flächen (Straßenabrieb, Streugut, Blätter) oder dem Ablauf von Dach- und

Fassadenflächen. Aber auch die Schifffahrt und Freizeitnutzung der Gewässer tragen dazu bei.

Insbesondere das Problem der diffusen, nicht eindeutig lokalisierbaren Stoffeinträge (zum Beispiel über Sickerwasser oder atmosphärische Deposition) ist bislang nicht gelöst. Die Einträge aus der Landwirtschaft beeinträchtigen die Wasserqualität in Deutschland nach wie vor und auch darüber hinaus in ganz Europa beträchtlich (SRU 2008). Die Folgen dieser Stoffeinträge reichen je nach naturräumlicher Situation von geringen Auswirkungen bis zum Verlust wichtiger Funktionen für die Biodiversität, die Trinkwassernutzung oder die Nutzbarkeit für Erholungszwecke. Auch die Grundwasserbelastung mit Nitrat ist primär auf die Landwirtschaft bzw. Viehzucht zurückzuführen (BMU 2006; UBA 2005). Eine besondere Belastung für das Grundwasser geht von

Abbildung 4-4: Mögliche Quellen für Einträge organischer Spurenstoffe in Oberflächengewässer (MUNLV NRW 2009a, in: Bergmann 2011).

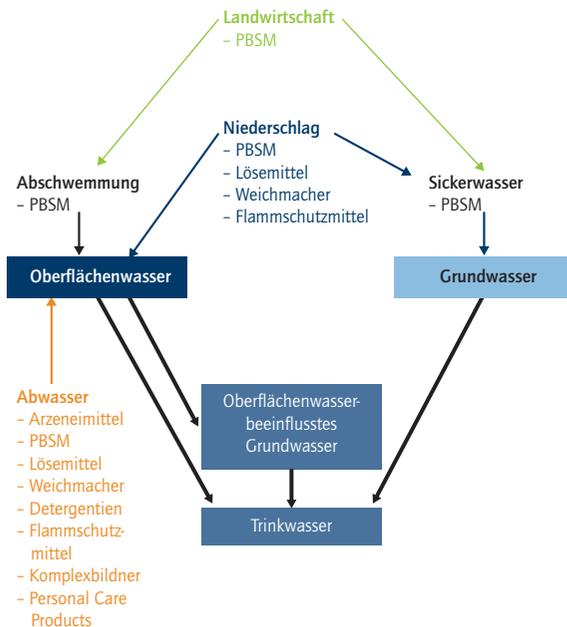


Pflanzenschutzmitteln aus, deren Konzentration teilweise die Trinkwassergrenzwerte überschreiten (SRU 2008: Tz. 749).

Die möglichen Eintragspfade für die unterschiedlichen, den organischen Spurenstoffen zuzurechnenden Stoffgruppen sind in Abbildung 4-5 zusammengestellt.

Abbildung 4-5: Der Wasserkreislauf mit möglichen Eintragspfaden für anthropogene organische Spurenstoffe (Bergmann 2011, verändert nach: Institut für Wasserforschung GmbH 2010).

Anmerkung: Berücksichtigt sind nur die Eintragspfade, die sich bei einem bestimmungsgemäßen Gebrauch ergeben; punktuelle Kontaminationen als Folge von Unfällen, Leckagen und regelwidrigen Anwendungen oder Einleitungen bleiben ausgenommen.



Eine Gewichtung der Relevanz der verschiedenen Spurenstoff-Stoffgruppen in Abhängigkeit von den jeweiligen Eintragspfaden zeigt die folgende Abbildung 4-6:

Die höchste Relevanz für die Einträge von Humanarzneistoffen, Detergenzien und Personal Care Products (PCP) in die Umwelt hat gereinigtes Abwasser. Für Humanarzneistoffe sind industrielle Abwässer von Pharmaproduzenten und Hausmülldeponien weitere relevante Eintragspfade. Zahlreiche Untersuchungen zum Vorkommen von Arzneimitteln im ungeklärten und geklärten Abwasser sowie zu deren Verhalten bei der Abwasserreinigung belegen, dass viele pharmakologisch wirksame Substanzen in der Kläranlage nur unzureichend eliminiert werden (Bergmann 2011). Die meisten der in der Humanmedizin in relevanten Mengen eingesetzten Arzneistoffe finden sich im gereinigten Abwasser wieder und gelangen so in zum Teil hohen Mengen in die als Vorflut dienenden Oberflächengewässer (Ternes 2000, Blac 2003, Zühlke et al. 2004, 2007 in: DWA 2008a:17; LANUV NRW 2007, IWW 2010). Durch die Einleitung in Fließgewässer erfolgt eine Verdünnung, sodass die in den Gewässern vorgefundenen Konzentrationen niedriger sind als in den Kläranlagenabläufen. Sie liegen in der Regel unterhalb der humantherapeutisch begründeten Wirkschwellen und der maximal zulässigen Rückstandsmengen in Nahrungsmitteln für den menschlichen Gebrauch (Bergmann 2011). Wenn Grundwässer mit Arzneimittelrückständen belastet sind, dann tritt dies vor allem in der Nähe von Fließgewässern auf (sogenannte exponierte Grundwässer).

Durch auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebrachte Wirtschaftsdünger oder Klärschlämme besteht über den Sickerwasserpfad grundsätzlich die Möglichkeit des Eintrags von Veterinärpharmaka (über Wirtschaftsdünger), aber auch Humanpharmaka (über Klärschlämme) ins Grundwasser. Bisher liegen jedoch nur vergleichsweise wenige Ergebnisse zum Vorkommen entsprechender Wirkstoffe im Grund- oder Sickerwasser vor (Bergmann 2011). Grundsätzlich geht für das Kompartiment Grundwasser von diesen Wirkstoffen sicher eine geringere Gefährdung aus als für Oberflächengewässer; die vorliegenden Ergebnisse belegen aber, dass ein Eintrag nicht generell ausgeschlossen werden kann.

Abbildung 4-6: Einschätzung der Relevanz verschiedener Stoffgruppen und ihrer möglichen Eintragspfade (Institut für Wasserforschung GmbH 2010, in: Bergmann 2011).

STOFFGRUPPE	INDUSTRIELLE ABWÄSSER	HÄUSLICHE ABWÄSSER	ABSCHWEMMUNG	NIEDERSCHLAG	SICKERWASSER
Arzneimittel [1]	X	XXX	-	-	O
PBSM [1]	X	X	XXX	X	XXX
Lösemittel	X	X	-	X	O
Weichmacher	XX	XX	-	X	O
Detergenzien [1]	XX	XXX	-	X	O
Flammschutzmittel	XX	X	-	-	O
Komplexbildner	XXX	X	-	X	O
Personal Care Products	X	XXX	-	X?	O

- XXX sehr relevant
- XX relevant
- X wenig relevant
- nicht relevant
- ? fraglich
- O Eintrag über Klärschlamm und Dünger möglich
- [1] einschließlich Transformationsprodukte

Oberflächenwasser

Grundwasser

oberflächenwasserbeeinflusstes Grundwasser

Belastungstrends für organische Spurenstoffe in Oberflächengewässern

Die Belastungssituation anthropogen geprägter Oberflächengewässer in Deutschland wurde exemplarisch für die Flüsse Rhein und Ruhr betrachtet (Bergmann 2011). Grundlage für die Bewertung waren Untersuchungsergebnisse des niederländischen Verbandes der Flusswasserwerke (RIWA) und des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW). Für die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe (Industriechemikalien, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, endokrin wirksame Verbindungen und die Mehrzahl der Arzneistoffe) konnte im Zeitraum 1990 bis 2010 eine Abnahme der ermittelten Konzentrationen festgestellt werden. Häufig werden jedoch „neue“ Subs-

tanzen nachgewiesen (zum Beispiel Korrosionsinhibitoren, PBSM-Metabolite oder saisonal verabreichte Arzneistoffe (Oseltamivir, Abbauprodukte) (Bergmann 2011). Ansteigende Konzentrationen konnten für einige Wirkstoffe aus der Gruppe der Röntgenkontrastmittel und Betablocker beobachtet werden.

4.2.2.3 Datengrundlagen

Datenerhebung

Während die Forschung und die Analytik zu Einzelstoffen in der Vergangenheit erfolgreich vorangetrieben werden konnten, sind beim Monitoring erhebliche Defizite festzustellen. Mit der zunehmend angespannten Situation der öffentlichen Haushalte wurden in den vergangenen Jahren die

Mess- und Überwachungsstellen der Länder weiter zurückgebaut. Auch die Zahl der im Umweltmonitoring erfassten Stoffe hat aus dem gleichen Grund signifikant abgenommen. Ein systematisches Monitoring ist jedoch die Grundvoraussetzung für das rechtzeitige Erkennen von Trends, um zum Beispiel bei einer schleichenden Verschlechterung der Wasserqualität Gegenmaßnahmen einleiten zu können, bevor Schäden eintreten, die nur sehr langfristig wieder behoben werden können (wie zum Beispiel Nitrat- und Pestizideinträge in Grundwasserkörper aus der Landwirtschaft). Bei Vorliegen belastbarer Eingangsdaten zu den eingeleiteten Stofffrachten ins Abwasser (Indirekteinleiter) und in die Oberflächengewässer (Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen) sind mit Hilfe einfacher Bilanzierungsmodelle für die Einzugsgebiete von Oberflächengewässern Prognosen darüber möglich, welche Auswirkungen zusätzliche technische Maßnahmen an der Quelle und in Kläranlagen auf die Wasserqualität des Gewässers haben. Eine wesentliche Grundvoraussetzung für eine seriöse Entwicklung und Anwendung derartiger Modelle ist jedoch ein systematisches Monitoring der relevanten Stoffemissionen durch die Betriebe (Direkt- und Indirekteinleiter) und durch die abwasserbezugspflichtigen Wasserverbände.

Produktions- und Verbrauchszahlen bzw. Verbrauchsmengen

Verbrauchs- bzw. Verkaufszahlen ermöglichen Rückschlüsse über die Eintragsmengen von Stoffen in die Gewässer. Insbesondere zu Industriechemikalien sind jedoch nach aktuellem Wissensstand nur wenige Daten über Produktions- und Verbrauchszahlen vorhanden. Am Beispiel der Ruhr wird aktuell eine Studie zum „Eintragspotenzial von Industriechemikalien durch Industriebetriebe am Beispiel des Eintragsgebietes der Ruhr“ (Auftraggeber: MUNLV NRW, Laufzeit: 07/2010 - 06/2011) bearbeitet; konkrete Ergebnisse liegen zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts noch nicht vor. Erste Ansätze für eine systematische Erfassung konnten bislang nur für Arzneimittel festgestellt

werden (Bergmann 2011). Die Arzneimittelverbrauchsfor schung hat in den letzten dreißig Jahren die Transparenz im deutschen Arzneimittelmarkt erheblich verbessert. Seit 1980 existiert eine Arzneimittelklassifikationsdatenbank, die bereits im Jahr 2004 mehr als 135.000 verschiedene Arzneimittelpräparate umfasste (DAZ 2004). Auf Basis der erfassten Informationen ist eine Zuordnung nach Marktsegmenten, der Facharztgruppe des verschreibenden Arztes oder nach Alters- und Geschlechtsgruppen der Patienten möglich. Auf Grundlage von Arbeiten der WHO publiziert das Wissenschaftliche Institut der AOK (WiDO) seit 1995 das Anatomisch-Therapeutisch-Chemische Klassifikations system (ATC-System), das Arzneimittel nach ihrem therapeutischen Anwendungsgebiet und dem enthaltenen Wirkstoff einordnet. Um den Verbrauch messen zu können, werden in diesem System für jeden Wirkstoff Tagesverbrauchsmengen („definierte Tagesdosen“ bzw. *defined daily doses* DDD) festgelegt (DAZ 2004:64). Diese entsprechen der üblichen Tagesdosis für die Hauptindikation bei Erwachsenen und ermöglichen eine Abschätzung der Verbrauchsmengen unabhängig von Packungsgrößen, Wirkstoffmengen oder Preisen.

Erste Schritte für den Aufbau einer unabhängigen Europäischen Datenbasis wurden im von der Europäischen Kommission geförderten Projekt EURO-MED-STAT (2002 bis 2007) unternommen. An dem Projekt haben sich 15 europäische Länder beteiligt, die erste Arzneimitteldaten zur Verfügung gestellt haben.

Die Verbrauchsmengen der in Deutschland in der Humanmedizin eingesetzten Arzneistoffe wurden erstmals umfassend im Rahmen des Forschungsvorhabens „Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneimittelwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß Paragraph 28 AMG“ erhoben (UBA 2011, in: Bergmann 2011). Danach wurden in Deutschland im

Jahr 2001 knapp 38.000 Tonnen der eingesetzten 2.671 Arzneimittelwirkstoffe verkauft. Im Jahr 2000 betrug die Menge noch rund 32.500 Tonnen und im Jahr 1999 bei 2.754 Wirkstoffen rund 28.900 Tonnen (ebenda). Die meistverkauften Wirkstoffgruppen sind nach den Erhebungen Analgetika, Antirheumatika, Antibiotika, Antiepileptika und β -Rezeptorenblocker (vgl. Tab. 4-1). Die Entwicklung der Stofffrachten von Arzneistoffen im Rhein korreliert sehr gut mit den Verbrauchsmengen in Deutschland (Bergmann 2011).

4.2.2.4 Handlungsstrategien zur Verringerung der Stoffeinträge

Vorsorge und Überwachung

Ein überaus wichtiger Beitrag zur Minderung potenzieller ökotoxikologischer und humantoxikologischer Risiken ist die Vermeidung des unnötigen Verbrauchs von Chemikalien (und folglich auch der Freisetzung von anthropogenen Spurenstoffen) an der „Quelle“. Vieles spricht dafür, dass durch einen gezielten und umsichtigen Umgang mit Arzneimitteln und anderen Spurenstoffen deren Freisetzung reduziert werden kann, ohne dass zum Beispiel therapeutische

Tabelle 4-1: Verkaufsmengen der meistverkauften Arzneistoffe in Deutschland im Jahre 2001 (bei insgesamt 2.671 eingesetzten Arzneimittelwirkstoffen; IMS Health AG 2002).

STOFFGRUPPE	SUBSTANZ	VERKAUFSMENGE IM JAHRE 2001 IN kg/a (IMS HEALTH AG 2002)
Arzneimittel gesamt		37.915.499
Analgetika		1.836.880
Antirheumatika		633.125
Antibiotika		496.438
Antiepileptika		204.363
β -Rezeptorenblocker		160.216
iodierte Röntgen-contrastmittel (in Deutschland)	Iomeprol	83.377
	Iopromid	64.056
	Diatrizoat	60.687
	Iopamidol	42.994
	Ioversol	19.344
	Iohexol	17.219
	Iopentol	6.028
Zytostatika	Metronidazol	8.747
	Cyclophosphamid	385
	Ifosfamid	170
	5-Fluorouracil	k. A.
Hormone	17 β -Estradiol	1.098
	17 α -Ethinylestradiol	48

Maßnahmen beeinträchtigt werden. Ein umfangreicher Katalog mit „Handlungsmöglichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen in das Roh- und Trinkwasser“ liefert zahlreiche mögliche Maßnahmen (Dieter et al. 2010).

Für eine systematische Überwachung der Einträge von Schadstoffen in die Oberflächengewässer schlägt Bergmann (2011) eine Priorisierungsliste vor, die Wirkstoffe enthält, die in mindestens einem Gewässerabschnitt in Deutschland in überhöhten Konzentrationen gemessen wurden. Aufgrund der Tatsache, dass einerseits für eine Vielzahl der nachgewiesenen Arzneiwirkstoffe keine ökotoxikologischen Daten vorliegen und andererseits für eine Vielzahl von Wirkstoffen mit potenzieller ökotoxikologischer Relevanz noch keine Umweltkonzentrationen gemessen wurden, ist diese Liste um weitere Wirkstoffe zu ergänzen. Darüber hinaus wird vorgeschlagen, alle Wirkstoffe aufzunehmen, die bisher im Grundwasser oder Trinkwasser nachgewiesen wurden und bei denen somit eine unmittelbare Relevanz für das Schutzgut Trinkwasser gegeben ist.

Angaben zur zeitlichen Entwicklung der Herstellungs- und Verbrauchsmengen von Arzneimitteln können genutzt werden, um neue, potenziell relevante Wirkstoffe (sogenannte *emerging pollutants*) zu identifizieren. Kurzfristige Steigerungen der Verbrauchsmengen (so zum Beispiel des im Hinblick auf die Schweinegrippe-Pandemie kurzfristig in großen Mengen hergestellten virostatistischen Wirkstoffs Oseltamivir (Tamiflu)), aber auch mittelfristige (wie die beobachtete Zunahme des Gebrauchs von Psychopharmaka) und langfristige Trends (wie die Zunahme des Arzneimittelverbrauchs in einer älter werdenden Gesellschaft) müssen zeitnah den Wasserbehörden und den Wasserversorgungsunternehmen zur Verfügung gestellt werden. Nur so können bestehende Monitoringprogramme für Oberflächengewässer sowie für das Roh- und Trinkwasser zeitnah und zielgerichtet modifiziert werden.

Verbrauchssteuerung

Die Verwendung von Umweltzeichen für Produkte ist ebenfalls eine Möglichkeit, einen öffentlichen Diskurs über die Entwicklung neuer, umweltschonender Produkte oder Produktionsmethoden zu führen. Entscheidungen grundsätzlicher Art über Nutzen und Risiken von Produkten oder Produktgruppen erfordern jedoch in der Regel Entscheidungen des Gesetzgebers. Das durch ein Umweltzeichen zu erreichende primäre Ziel ist, vertrauenswürdige Informationen über die möglichen ökologischen Folgen eines Produkts so zu bündeln, dass für den Konsumenten eine begründete Wahl zwischen verschiedenen Produkten unter dem Gesichtspunkt der „Umweltfreundlichkeit“ stattfinden kann (Steinhäuser et al., 2004; Lavalée und Plouffe, 2004). Ein Umweltzeichen ist mit Blick auf die Umwelt eine Auszeichnung für ein Produkt innerhalb einer bestimmten Produktkategorie; es sagt jedoch nichts darüber aus, ob ein Produkt aus toxikologischer Sicht harmlos oder gar nützlich für die Umwelt ist. Ein bisher wenig berücksichtigter Aspekt für die Vergabe von Umweltzeichen ist die Einbeziehung möglicher Gefährdungen des Trinkwassers durch das Produkt (Knacker und Coors 2011).

Eine unter Umweltgesichtspunkten bereits verwendete Klassifizierung für Humanarzneimittel wurde in Schweden vom Stockholm County Council entwickelt (Joss et al. 2006). Dieses im Internet verfügbare Instrument (siehe <http://www.janusinfo.se/v/About-the-environment-and-pharmaceuticals/Environmentally-classified-pharmaceuticals/?id=9932>) erlaubt es einem Arzt, unter Einhaltung der medizinischen Wirksamkeit, Qualität und Sicherheit des Produkts bei der Verschreibung dasjenige Arzneimittel auszuwählen, das auch für die Umwelt die geringsten „Nebenwirkungen“ verursacht. Ein anderer Vorschlag für ein Umweltzeichen wurde von Klaschka et al. (2004, 2005) für Körperpflegemittel entwickelt, eine Produktgruppe, in der zahlreiche Spurenstoffe enthalten sein können.

Programm „Reine Ruhr“

Das Land Nordrhein-Westfalen hat in Zusammenarbeit mit einer unabhängigen Expertenkommission vorsorgend eine langfristige Handlungsstrategie erarbeitet. Diese für die Ruhr entwickelte Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität könnte eine Pilotfunktion zur Entwicklung von Lösungsansätzen auch für andere Flüsse übernehmen. Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt und das Hinzukommen neuer Stoffe sind ein weltweites Problem, das vor allem in den Gebieten anzugehen ist, wo oberflächenwasserbeeinflusstes Rohwasser zur Trinkwasserproduktion genutzt wird. Insgesamt zeigt sich, dass der Umgang mit Spurenstoffen eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung ist, die aber im Rahmen einer ganzheitlichen und vernetzten Optimierung des wasserwirtschaftlichen Kreislaufs bewältigt werden kann. Das Programm „Reine Ruhr“ will einen modellhaften Umgang mit dieser Herausforderung demonstrieren. Es kombiniert mehrere Handlungsebenen. Wesentliche Säulen sind

- die Vermeidung des Einsatzes umweltgefährdender und/oder trinkwasserrelevanter Stoffe,
- die Vermeidung bzw. Elimination der Stoffe an den Quellen (Industrie- und Gewerbebetriebe als Punktquelle und Landwirtschaft als diffuse Quelle) sowie
- Einzelfallprüfung und gegebenenfalls Ergänzung bestehender kommunaler Kläranlagen und Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit zusätzlichen Behandlungsstufen (Bergmann 2011).

Das erforderliche Instrumentarium zur Umsetzung dieser Strategie umfasst

- technische Maßnahmen in den Industriebetrieben,
- Stoffflussmodelle,
- Prognoserechnungen sowie
- Pilotanlagen zur Spurenstoffelimination.

Verschiedene *technische Maßnahmen in den Industriebetrieben* zur Reduzierung des Eintrags von trinkwasserrelevanten Verbindungen in die Ruhr (PFT¹, TOSU² und Sulfolan³) wurden in der jüngsten Vergangenheit umgesetzt. Im Rahmen eines F&E-Vorhabens wurde ein erstes *Stoffflussmodell* entwickelt, mit dem die aus den kommunalen Kläranlagen stammenden Frachten von organischen Spurenstoffen für verschiedene Punkte des Oberflächengewässers abgeschätzt und belastete Fließgewässerabschnitte identifiziert werden können (Ist-Zustand). Mit Hilfe von *Prognoserechnungen* können verschiedene Szenarien des Einsatzes weitergehender Maßnahmen bei der Abwasserreinigung betrachtet und das Vorkommen von verschiedenen Leitsubstanzen im Gewässer prognostiziert werden. Der Ruhrverband hat mit dem Bau einer großtechnischen *Pilotanlage zur Spurenstoffelimination* in der Kläranlage Schwerte zur Reinigung der Abwässer mit Ozon und einer nachgeschalteten Aktivkohlebehandlung begonnen (Bergmann 2011). Auch wenn die Vermeidung oder weitgehende Verminderung der Emissionen an den Quellen vorrangig ist, kann zukünftig vermutlich schon aus Sicherheitsgründen nicht auf *zusätzliche Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung* verzichtet werden. Einige Wasserversorgungsunternehmen an der Ruhr ergänzen derzeit bestehende Wasseraufbereitungsanlagen mit den Verfahrensstufen Ozonung, Aktivkohlefiltration und UV-Behandlung. Insbesondere beim Einsatz von Oxidationsverfahren sind Vor- und Nachteile besonders sorgsam abzuwägen. Die indirekte Wirkung bzw. Erzeugung von störenden oder möglicherweise toxischen Umsetzungsprodukten kann den Nutzen des Verfahrens in Frage stellen, da eventuell eine Nachbehandlung derartiger aufbereiteter Wässer notwendig wird.

¹ Perfluorierte Tenside

² ein Abfallprodukt bei der Herstellung beispielsweise von Weichmachern

³ ein polares Lösungsmittel

4.2.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Verringerung bzw. Vermeidung des Eintrags von anthropogenen Stoffen

Als wesentliche Bestandteile eines Lösungsansatzes zur Reduzierung der Stoffeinträge in den Wasserkreislauf sind Strategien, Managementkonzepte sowie technologische Entwicklungen im Wassersektor zu sehen. Die Schwerpunkte werden dabei in Zukunft zu richten sein auf:

- integrierten Umweltschutz in verfahrenstechnischen Prozessen zur Vermeidung von Abwasserbelastungen,
- die Weiterentwicklung von ressourcenschonenden Ansätzen (*creating more value with less impact*) in den Bereichen Wassergewinnung, Wassernutzung sowie Abwasserentsorgung (Schippel et al. 2009),
- die Verringerung und Vermeidung der Verwendung von umwelt- und humantoxikologisch bedenklichen und/oder schwer abbaubaren Substanzen (Chemikalien, Zusatzstoffe etc.),
- F&E zu Ersatzstoffen für schwer abbaubare Substanzen und
- die Entwicklung von Verfahren zur Elimination von Störstoffen ohne Bildung von Nebenprodukten, die entsorgt werden müssen.

Transparenz zu Stoffen, Stoffströmen und deren Auswirkungen

Mit den heutigen analytischen Möglichkeiten können bereits kleinste Spuren von Substanzen erfasst werden. Damit sind die Grundlagen gegeben, um anthropogene Stoffe wie Pharmaka in aktuelle Monitoringprogramme zu integrieren. Allerdings „kann nur gefunden werden, was gesucht wird“ (vgl. Kap. 4.3). Daher ist die Offenlegung von Produktionsdaten (neue Substanzen, Produktionsmengen) und Verbrauchsmengen durch die Industrie notwendig, um bereits frühzeitig Strategien zum Umgang mit Stoffeinträgen entwickeln zu können.

Das rechtzeitige Erkennen neuer Substanzen muss eine zentrale, gemeinschaftliche Aufgabe aller Akteure – Behörden, Industrie- und Gewerbeunternehmen, abwasserbeseitigungspflichtige Wasserverbände, Wasserversorgungsunternehmen und Forschungsinstitute – sein. Nur durch das Zusammenspiel der Akteure wird eine wirksame Früherkennung wasserrelevanter Kontaminanten möglich.

Wesentliche Elemente der Früherkennung sind:

- *Weiterentwicklung der Instrumente und Kriterien zur Früherkennung von Industriechemikalien*
Der oben beschriebene Ansatz zur Früherkennung von potenziell wasserrelevanten Kontaminanten („Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potenziell kritischen Substanzen“) ist weiterzuentwickeln. Eine Erweiterung des Ansatzes auf eine ganzheitliche Betrachtung über den Trinkwasserpfad hinaus ist zu prüfen und der Ansatz zu operationalisieren.
- *Weiterentwicklung der Instrumente und Kriterien für Arzneistoffe*
Zum Beispiel Environmental Risk Assessment nach der Europäischen Arzneimittelagentur EMA, Entwicklung von Priorisierungsansätzen, beispielsweise auf der Grundlage von Stoffeigenschaften, Umweltbefunden, Ökotoxizität und Verbrauchsmengen.
- *Verpflichtung von Betrieben, Kläranlagenbetreibern und Wasserversorgern zur Untersuchung auf relevante Kontaminanten*
- *Regulatorische Vorgaben zur systematischen Erfassung von Arzneistoffen*
- *Aufbau von Monitoring-Netzwerken*
Vernetzung der für das Monitoring zuständigen Stellen, Zusammenführung der für verschiedene Umweltkompartimente (Boden, Wasser, Luft) in verschiedenen Datenbanken vorgehaltenen Daten zu Stoffeinträgen.

– *Non-target screening*

Zu der Vielzahl der vom Menschen in die Umwelt entlassenen Verbindungen kommen deren Transformationsprodukte hinzu, die häufig besser wasserlöslich sind als die Ausgangsstoffe. Non-target screening kann zur Priorisierung von Stoffen eingesetzt werden, die sich in der aquatischen Umwelt als persistent und mobil erweisen und damit als trinkwasserrelevant eingestuft werden müssen.

– *Langfristige Zeithorizonte*

Für eine belastbare Erhebung von Daten sind lange Zeithorizonte erforderlich. Nur langfristige Datenreihen sind ausreichend aussagekräftig, um Trends der Schadstoffentwicklung zu erkennen und entsprechende Handlungsoptionen ableiten zu können.

Bewertung der Konzentrationen von organischen Spurenstoffen

Ein wesentlicher Aspekt bei der Vorsorge zum Schutz des Trinkwassers ist die Bewertung chemischer Stoffe in Gewässern, im Roh- und Trinkwasser. Aufgrund der enormen Anzahl chemischer Stoffe, die in unserer Wirtschaft und Gesellschaft genutzt werden, können prinzipiell nicht für alle in Gewässern, Roh- und Trinkwässern vorkommenden chemischen Stoffe die für eine Bewertung notwendigen Daten und Informationen vorliegen. Nach dem Stand des Wissens kann davon ausgegangen werden, dass viele Stoffe, die der Mensch oder die Natur produzieren und verwenden, über Luft und Wasser verteilt werden und daher auch in den Wasserkreislauf gelangen können. Somit ist zu erwarten, dass mit steigender Empfindlichkeit der chemischen Analytik immer mehr Stoffe in den Oberflächengewässern, im Grundwasser und im Trinkwasser nachgewiesen werden. Anhand von Relevanzkriterien wie Emission, Persistenz, Ökotoxizität und Trinkwasserrelevanz ist eine qualitative Bewertung einzelner Stoffgruppen vorzunehmen.

4.2.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Einträge unerwünschter Stoffe in den Wasserkreislauf vermeiden und aus den Abwässern entfernen

In der hochentwickelten Industriegesellschaft wird alljährlich eine Vielzahl neuer Stoffe auf den Markt gebracht, die in den Wasserkreislauf gelangen, ohne dass es entsprechende analytische Nachweismethoden für Umweltproben oder Trinkwasser gibt. Auch fehlt in vielen Fällen eine ausreichende Risikoabschätzung für die Umwelt. Eine nachträgliche Entfernung von eingetragenen Stoffen ist mit erheblichem Aufwand (Implementierung von Technologien, Energieinsatz und anderen Kosten) verbunden und oftmals nur sehr unvollständig. Daher ist insbesondere der Eintrag naturfremder Stoffe in den Wasserkreislauf entweder über die Zulassung oder bei der Anwendung und den Eintragsquellen in den Wasserkreislauf zu minimieren oder ganz zu unterbinden. Hierfür sind Regulative weiterzuentwickeln, die bereits vorhandenen technischen Möglichkeiten zu nutzen und zu optimieren sowie auch neue Technologien zu entwickeln. Insbesondere sind voranzutreiben:

– **Produktionsintegrierter Umweltschutz unter Einsatz neuer Technologien**

Trotz großer Fortschritte in den vergangenen zwanzig Jahren gibt es in der industriellen Produktion noch ein erhebliches Potenzial zur Verringerung des Wasserbedarfs und zur Reduzierung der Stoffeinträge in die Gewässer. Produktionsintegrierter Umweltschutz bedeutet hier, die Wasseraufbereitung in den Produktionsprozess zu integrieren, Wasser soweit wie wirtschaftlich vertretbar im Kreislauf zu führen und je nach Nutzungsart mit der jeweils erforderlichen Qualität den einzelnen Prozessstufen zur Verfügung zu stellen. Maßnahmen zur Vermeidung von Abwasser bzw. Abwasserbelastungen haben Vorrang vor Maßnahmen zur üblichen end of pipe Abwasserreinigung, das heißt Produktionsprozesse

sind unter Beachtung der Wirtschaftlichkeit derart neu zu gestalten, dass insgesamt Wasser eingespart wird und die Produktionsabwässer weniger belastet sind. Der Einsatz neuer Prozesse und neuer Technologien, auch für die Wasserbehandlung (zum Beispiel Membranverfahren) sowie die Wasserwiederverwendung stehen dabei im Vordergrund.

– **Managementansätze zu Stoffeinträgen**

Ein Ansatzpunkt zur Reduzierung der Verwendung unerwünschter Stoffe ist die Dokumentation ihres Verhaltens in der Kläranlage, in der Umwelt und im Wasserwerk bereits im Rahmen des Zulassungsverfahrens. Die Hersteller dieser Stoffe (Verursacher) sind durch geeignete Verpflichtungen an dieser Dokumentation zu beteiligen. Zur Früherkennung von Problemstellungen müssen die Abschätzung und die Erfassung von in die Umwelt bzw. in Oberflächengewässer gelangenden Stoffmengen verbessert werden, insbesondere im Falle von kritisch zu bewertenden Indirekt- und Direkteinleitern, zu denen auch Regenwasserüberläufe der Kanalisation zählen. Nicht bzw. schwer eliminierbare, toxikologisch relevante Stoffe oder solche, die toxische Transformationsprodukte bilden, sollten möglichst durch alternative, umweltverträgliche Stoffe ersetzt werden. Darüber hinaus sind neue Instrumente zu entwickeln, die das Verbrauchsverhalten steuern (zum Beispiel Informationen über Umweltschädlichkeit und verfügbare Ersatzstoffe, Kennzeichnung durch Produktlabels, Erlass von Vorschriften).

– **Weiterentwicklung von Technologien zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen**

Im Zuge des demographischen Wandels ist mit einer Überalterung der Bevölkerung zu rechnen und folglich mit einer Zunahme des Verbrauchs von Arzneimitteln. Damit wird auch ein erhöhter Eintrag von Arzneistoffen und deren Transformationsprodukten in die kommunalen Abwässer und in die Gewässer einhergehen. Mit

den heutigen Abwasserreinigungsverfahren können diese Stoffe nicht ausreichend entfernt werden. Ein hoher Forschungsbedarf ist daher bei der Entwicklung von Technologien und Verfahren zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen wie Arzneimittelrückständen oder hormonell wirksamen Substanzen aus Abwasser sowie bei der Trinkwasseraufbereitung zu sehen.

– **Weiterentwicklung von Verfahrenskombinationen und Membranverfahren zur Abwasserreinigung und Wasseraufbereitung**

Die Weiterentwicklung von Verfahrenskombinationen in der Abwasserreinigung und in der Wasseraufbereitung wird auch für die Zukunft ein Schwerpunkt sein. Von diesen werden erhöhte Leistungen zu fordern sein, die ebenso die Sicherheit und die Flexibilität der Aufbereitung berücksichtigen. Als Ergänzung konventioneller Prozesse weist die Membranfiltration zur Wasserbehandlung noch ein erhebliches Entwicklungspotenzial auf. Membranverfahren erlauben in wirtschaftlich vertretbarer Weise auch die Wiederverwendung von Abwässern oder die Entsalzung von Meerwasser (beispielsweise zu Trinkwasserzwecken oder zur Nutzung in der Landwirtschaft und Industrie). Je nach Anwendungsbereich entstehen bei der Membranfiltration Konzentrate, die eventuell detoxifiziert und nachhaltig entsorgt werden müssen. Diese Konzentrate sind derzeit ein erhebliches Hindernis für den breiteren Einsatz der Membrantechniken für Umkehrosmose und Nanofiltration.

(2) Bilanzierung anthropogener Verbindungen (neue Substanzen, Produktionsmengen und Verbrauch)

Zur Schließung von Datenlücken sind Informationen über Eintrags-, Produktions- und Verbrauchszahlen sowie Verbrauchsmengen von Substanzen (industrielle Produktion, Arzneimittel) notwendig. Um die Stoffeinträge in den natürlichen Wasserkreislauf und die zu erwartenden Entwicklungen abschätzen zu können, müssen die Produktions- und

Verbrauchsmengen der einzelnen Stoffgruppen transparent gemacht werden:

- **Art und Einsatzmengen wasserrelevanter Industriechemikalien**
Zur Abschätzung von Entwicklungstendenzen sind Angaben zum Spektrum und den Verbrauchsmengen von neuen Substanzen erforderlich. Hierfür sind Vereinbarungen mit der Industrie zu schließen (bspw. im Rahmen einer Selbstverpflichtung).
- **Trendbestimmung und Abschätzung von Arzneimittelträgen**
Bei Vorliegen von zurückliegenden und aktuellen Daten zu den Verschreibungs- und Verbrauchsmengen von Arzneistoffen in Deutschland ist eine Prognose des Auftretens neuer Arzneistoffe sowie die Entwicklung von auf dem Markt befindlichen Wirkstoffen in Oberflächengewässern prinzipiell möglich. Grundvoraussetzung für eine Trendbestimmung ist jedoch die Offenlegung von Produktionsdaten (neue Substanzen, Produktionsmengen) und Verbrauchsmengen durch die Industrie. Voraussetzung hierfür wiederum ist die Mitwirkung der Industrie.
- **Systematisierung und Auswertung von vorhandenen Datenbanken**
In Deutschland existiert ein umfangreiches Monitoring-System für verschiedene Stoffgruppen und verschiedene Umweltkompartimente. Die Daten werden auf Länderebene gesammelt und vorgehalten. Bisher existieren diese Datenbanken jedoch getrennt voneinander und sind nicht verknüpft. Es gibt weder einen Überblick über die im Einzelnen erfassten Stoffe noch über die erfassenden Stellen. Auch gibt es keine Abstimmung zur Erhebungsmethodik. Daher sind die vorhandenen Datenbanken zusammenzuführen. Die Erhebungsmethoden sollten vereinheitlicht werden.

(3) Strategien zur Früherkennung toxikologisch relevanter Stoffeinträge

Sowohl für Oberflächengewässer als auch Grundwasser sollten Strategien für ein systematisches Monitoring zur Früherkennung von gesundheitsbedenklichen und ökotoxikologisch relevanten Stoffen entwickelt werden, das folgende Elemente umfasst:

- **Priorisierung**
Als Grundlage für ein systematisches Monitoring für Oberflächengewässer wird eine Priorisierungsliste benötigt, die Wirkstoffe enthält, die in mindestens einem Gewässerabschnitt in Deutschland in überhöhten Konzentrationen gemessen wurden.
Für das Grundwassermonitoring wird vorgeschlagen, aus der Liste der im Oberflächengewässer zu untersuchenden Stoffe eine Teilmenge abzuleiten, die aufgrund ihrer Eigenschaften eine Gefährdung von Grund- und Trinkwasser erwarten lassen. Die Auswahl relevanter Substanzen sollte unter anderem auf ihren physikochemischen Eigenschaften beruhen (zum Beispiel Sorptionseigenschaften und Abbaukinetik unter oxidischen und anoxischen Bedingungen).
- **Abgleich mit Daten zu Herstellungs- und Verbrauchsmengen**
Kurz-, mittel- oder langfristige Trends können hierdurch frühzeitig erkannt werden.
- **Identifizieren von Leitsubstanzen**
Um die Anzahl der zu untersuchenden Stoffe so gering wie möglich zu halten, ist es wünschenswert, für einzelne Stoffgruppen eine Leitsubstanz zu identifizieren, deren stellvertretende Messung ausreicht, um abzuschätzen, welche Höchstkonzentrationen dieser Stoffgruppe zu erwarten sind.
- **Nutzungsabhängiges Parameterspektrum**
Für das Grundwasser-Monitoring sollte ein Parameterspektrum für Untersuchungen in Abhängigkeit von den

lokalen Nutzungsstrukturen (Intensität der landwirtschaftlichen Flächennutzung, insbesondere Anfall von Wirtschaftsdünger bzw. Intensität der landwirtschaftlichen Klärschlammasubstanz) sowie dem Pestizideinsatz entwickelt werden.

4.3 VERLAGERUNG, UMWANDLUNG UND AUSWIRKUNGEN VON SCHADSTOFFEN

4.3.1 HERAUSFORDERUNG

Die Wasserbeschaffenheit ist derzeit in Deutschland auf weltweit hohem Niveau. Knapp drei Viertel des Trinkwassers stammen aus Grundwasser, das somit unsere wichtigste Lebensgrundlage darstellt (BMU 2008). Ein geringerer Teil wird durch Uferfiltration und etwa ein Viertel aus Oberflächengewässern gewonnen. Politik, Wirtschaft, und Wissenschaft haben gemeinsam zur Aufgabe, die langfristige, nachhaltige Versorgung der Bevölkerung mit hochwertigem Trinkwasser und den Schutz der wasserabhängigen Umweltsysteme zu gewährleisten. In diesem Zusammenhang ist es wichtig hervorzuheben, dass die bisherigen gesetzlichen Regelungen und die behördlichen Umsetzungen in den letzten Jahrzehnten in Deutschland zu einem weitgehend vorbildlichen, flächendeckenden Grundwasser- und Gewässerschutz geführt haben. Die Qualität der Gewässer hat sich in den letzten Jahrzehnten in Deutschland wie auch in ganz Europa erheblich verbessert (EUA 2010). Trotzdem zeigen neuere Forschungsergebnisse, dass sowohl im Bereich von Krankheitserregern als auch im Bereich von Spurenstoffen und Desinfektionsnebenprodukten zum einen noch große Wissenslücken bestehen und zum anderen weitere Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität erforderlich sind (Richardson and Ternes 2011, Krauss und Griebler 2011).

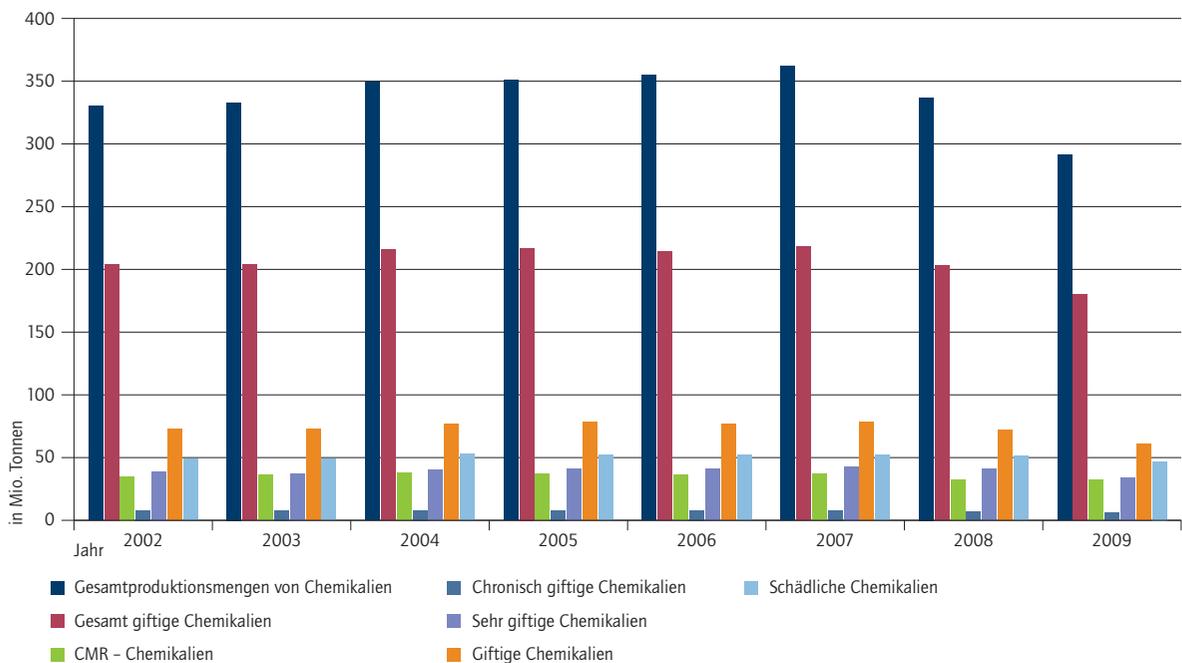
Die Vielzahl neuer Stoffe, die jedes Jahr in die Umwelt gelangen, ist eine große Herausforderung für einen nachhaltigen Trinkwasserschutz und den Erhalt der Qualität der Wasserressourcen, in Deutschland und weltweit. Über 50 Millionen Substanzen sind derzeit registriert. Allein in der EU werden jährlich über 150 Millionen Tonnen gefährlicher Chemikalien produziert (EU 27; siehe Abb. 4-7). Hinzu kommen Produktionsrückstände der Industrie oder unerwünschte Nebenprodukte sowie zahlreiche Transformations- und Abbauprodukte, die erst in der Kläranlage, der Umwelt oder im Wasserwerk gebildet werden. Ein Sonderfall stellen Arzneistoffe oder Inhaltsstoffe bzw. Zusatzstoffe von Lebensmitteln dar, die von Mensch oder Tier metabolisiert ausgeschieden werden. Ein Großteil der Chemikalien gelangt über Abwassersysteme, Kläranlagen und vor allem durch die industrialisierte Landwirtschaft (vor allem Pestizide und Düngemittel) in die Umwelt. Über Flüsse, Seen und Böden, wo sie weiter eliminiert oder transformiert werden können, gelangen diese Stoffe in das Grundwasser, das Uferfiltrat und somit in die Trinkwasserversorgung. Das heißt, im dicht besiedelten Mitteleuropa existieren teilweise geschlossene Wasserkreisläufe, in denen ein signifikanter Anteil des gereinigten Abwassers in die Trinkwasserversorgung gelangt. Viele Stoffe wie zum Beispiel Pharmaka, Pestizide oder ihre Transformationsprodukte können im Trinkwasser nachgewiesen werden, wobei es derzeit keine Bewertungsgrundlage für eine lebenslange Aufnahme von niedrigen Dosen an Substanzgemischen gibt (Knacker und Coors 2011). In wasserarmen Gebieten wird künftig die Wiederverwertung von kommunalem Abwasser immer mehr an Bedeutung gewinnen, und zwar vor allem als essenzielle Wasserressource zur landwirtschaftlichen Bewässerung (siehe auch Kap. 4.4). Dies kann zu enormen Qualitätsproblemen führen, da sich die polaren hochwasserlöslichen Stoffe bevorzugt in das Grundwasser verlagern und daher zu einer langfristigen Belastung des Grundwassers führen. Neben den abwasserbürtigen und aus der Landwirtschaft emittierten

Schadstoffen gibt es noch weitere diffuse Quellen, über die Schadstoffe in Gewässer eingetragen werden. Beispielsweise werden industrielle Rückstände der Erzverhüttung wie Schlacken als Recyclingstoffe zum Beispiel für Uferverbauungen eingesetzt, wodurch beträchtliche Mengen an Metalloiden (Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Blei, Cadmium und sog. Halbmetalle wie Antimon oder Arsen) in die Gewässer emittiert werden können.

In Deutschland und weltweit ist die natürliche Selbstreinigung der Ökosysteme ein wichtiger Bestandteil der Wasseraufbereitung. Die Anfälligkeit einer rein technischen Wasseraufbereitung hat sich bereits in der Vergangenheit wie am Beispiel des Sandoz-Chemieunfalls (1986) gezeigt.

Gewässerbelastungen durch Unfälle wie diesen sind im Rhein beispielsweise um mehr als 99 Prozent zurückgegangen. Grundsätzlich bestehen in Katastrophenfällen jedoch kaum Pufferkapazitäten. Bei einer Trinkwassergewinnung vorwiegend aus Flusswasser sind in den Fluss eingetragene trinkwassergängige Schadstoffe in kürzester Zeit auch im Trinkwasser nachweisbar (wie beispielsweise auch das radioaktive Jod, das innerhalb weniger Tage nach dem Reaktor-GAU von Fukushima im Trinkwasser der Stadt Tokio auftauchte). Eine wichtige Aufgabe der Wasserversorgung ist es daher, die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme zu erhalten, um deren Selbstreinigungspotenzial für Wasser zu erhalten, aber auch um durch Retention und Verdünnung eine zeitliche Pufferwirkung als Wasserspeicher zu haben.

Abbildung 4-7: Produktion von toxischen Chemikalien in der EU (in Millionen Tonnen) (Quelle: Eurostat 2011).



In Deutschland dient als Wasserspeicher vor allem das Grundwasser. Diese Ökosystem-Dienstleistung (Ecosystem Service), die tagtäglich Trinkwasser für die Bevölkerung aufbereitet, muss für die nächsten Hunderte von Jahren alle Kontaminationen und Herausforderungen durch die moderne Industriegesellschaft eliminieren können, um eine nachhaltige Wasserversorgung für den Menschen und die Umwelt zu gewährleisten.

Für viele der anthropogenen Stoffe, die in den Wasserkreislauf eingetragen werden, sind weder die chemischen Strukturen noch deren gesundheitliche und ökologische Auswirkungen ausreichend bekannt. Mit der Weiterentwicklung der Analytik verfügen wir heute über innovative Methoden und Analysegeräte wie die Massenspektrometrie, mit deren Hilfe organische Schadstoffe in der Umwelt und im Trinkwasser von bis zu wenigen Nanogramm je Liter bzw. Nanogramm je Kilogramm nachweisbar sind. Allerdings wissen wir in der Regel nur sehr wenig über die biologischen Abbauewege. Die Strukturaufklärung von unbekanntem Transformationsprodukten, die sich aus den anthropogenen Stoffen bilden, ist eine große Herausforderung, die eine gute technische Ausrüstung und hohes chemisches Fachwissen erfordern. Während die Entschlüsselung der Struktur von Insulin jedoch noch 35 Jahre gedauert hat, können neue Analysemethoden dies auf wenige Monate oder Jahre verkürzen.

Zu den toxikologisch relevanten Wasserinhaltsstoffen zählen neben Pestiziden auch Pharmazeutika, wie Östrogene oder Schmerzmittel und Biozide. Diese vielfach polaren Stoffe werden in der Kläranlage nur unvollständig eliminiert, sodass sie in die Gewässer emittiert werden. Aber auch die eher unpolaren klassischen Umweltchemikalien wie Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), chlorierte Kohlenwasserstoffe und viele andere sind nach wie vor und leider auch zukünftig von hoher Brisanz für die

Umwelt, da sie extrem persistent sind und sich in Schwebstoffen, Sedimenten und Biota angereichert haben. Es gibt derzeit jedoch keinen vollständigen Überblick über die Gesamtheit der Stoffe, die in die Umwelt bzw. den Wasserkreislauf eingetragen werden.

Voraussetzung für eine Vorhersage des Umweltverhaltens der in den Wasserkreislauf eingetragenen anthropogenen Stoffe ist die Kenntnis der Bioakkumulation, ihrer mikrobiellen oder auch abiotischen Abbauewege in den relevanten Umweltkompartimenten und der wichtigsten Einflussfaktoren, die den Abbau limitieren oder beeinflussen. Wenn diese Stellgrößen bekannt sind, ist letztendlich auch eine Voraussage des Umweltverhaltens von Stoffen möglich. Obwohl Abbauewege für ausgewählte Stoffe aufgeklärt wurden, sind die Einflussfaktoren und Größen weitgehend unbekannt, die entscheiden, ob und in welchem Ausmaß ein Stoff abgebaut wird und inwieweit er oder sein Transformationsprodukt im Trinkwasser landet. Daraus folgt zwangsläufig, dass es bislang auch kein zuverlässiges System zur Modellierung des biologischen und abiotischen Abbaus gibt. Modelle sind jedoch erforderlich, um die Prozesse in der Kläranlage oder bei der Uferfiltration vorhersagen und Aussagen über das Langzeitverhalten von Stoffen treffen zu können. Erst auf dieser Grundlage sind Vorhersagen möglich, was mit den Stoffen in der Umwelt passiert und welche Maßnahmen zur Minimierung der (öko)toxikologischen Risiken sinnvoll sind.

4.3.2 WISSENSSTAND

Die nachfolgenden Ausführungen geben einen Überblick über den aktuellen Stand der Forschung. Sie basieren in Teilen auf einer im Auftrag der Projektgruppe erstellten Expertise, die in der acatech-Materialienreihe veröffentlicht wurde (Knacker und Coors 2011).

Eintrag, Transport sowie Transformations- und Abbauprozesse

Wesentliche Quellen für den Eintrag organischer Stoffe in den Wasserkreislauf sind Siedlungs- und Industrieabwässer, Altlasten und die Landwirtschaft (vgl. auch Kap. 4.2). Prominentes Beispiel sind Pestizide, von denen sich bis zu dreißig Prozent nach der Ausbringung auf die Äcker verflüchtigt und somit nicht den Zielort, sondern angrenzende Ökosysteme erreicht. Außerdem wird ein großer Anteil über Auswaschungen in angrenzende Oberflächengewässer und durch Infiltration in das Grundwasser verfrachtet. Von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung von Stoffen ist ihr Verbleib in der Umwelt. Nach wie vor unzureichend geklärt ist die Frage, welche Stoffe abgebaut werden, welche umgewandelt und welche in Organismen angereichert werden. Gravierende Folgen für die Organismen eines Ökosystems können Stoffe aber auch dann haben, wenn sie sich zwar nicht in den Organismen anreichern, aber kontinuierlich eingetragen werden (zum Beispiel hormonähnliche Substanzen) und einen quasi-stationären Zustand erreichen. Humantoxikologisch ist dies insbesondere mit Blick auf die Trinkwasserqualität bedeutsam.

Stofftransport im terrestrischen System

Viele Grundlagenprozesse im reaktiven Transport von Stoffen sind heute gut bekannt. Aus verschiedenen Gründen ist man trotzdem noch nicht in der Lage, das reaktive Verhalten von Stoffen auf der Einzugsgebietsskala zu prognostizieren. Ein wesentlicher Einflussfaktor für die Filterfunktion der Böden und Sedimente ist zum Beispiel die Heterogenität in den Umweltkompartimenten. Bei homogenem Fluss durch die Matrix können viele Stoffe durch Adsorption und Abbau zurückgehalten werden. Homogene Verteilung von hydraulischen Leitfähigkeiten ist aber eher die Ausnahme als die Regel, und so wird es immer präferenzielle Fließwege wie zum Beispiel Regenwurmlöcher geben, durch die das Wasser ungefiltert ins Grundwasser gelangt. Diese Prozesse

werden stark durch die Art des Niederschlags beeinflusst. Mit der prognostizierten Zunahme von Extremereignissen dürfte präferenzierter Transport noch stärker zunehmen.

Weitere Heterogenitäten sind durch die verschiedenen Gesteine und Sedimente gegeben, in denen Adsorption oder Abbau unterschiedlich abläuft. Auch verschiedene Sauerstoffgehalte und die Geochemie der Wasserressourcen beeinflussen das Abbauverhalten. Durch solche Heterogenitäten entstehen geochemische Gradienten im Untergrund, in denen wiederum der Abbau von Schadstoffen nur an bestimmten Stellen passiert. Diese lokalen Unterschiede in der Reaktivität oder Funktion erschweren eine fundierte Bewertung der Abbauprozesse auf größeren Skalen enorm.

Besonders wichtig sind die Kompartimentsübergänge im Wassereinzugsgebiet. Hier spielen sich physikalisch-chemische Prozesse wie zum Beispiel Niederschlag/Verdunstung an der Grenzschicht von Boden und Atmosphäre ab. Auch die Reaktivität ist an Kompartimentsübergängen besonders hoch. Aus ökologischer Sicht werden diese Übergänge von einem Ökosystem zum anderen als „Ökoton“ bezeichnet. Ein typisches Beispiel wäre der Kapillarsaum. Hier sind typischerweise zehnfach erhöhte Dichten von Mikroorganismen vorzufinden, was darauf schließen lässt, dass es sich hier um eine sehr reaktive Zone handelt. Bisher ist es jedoch völlig unklar, ob der Kapillarsaum auch eine reaktive Zone im Hinblick auf den Schadstoffabbau darstellt. Eine weitere wichtige Kompartimentsgrenze oder Ökoton ist der Übergang Grundwasser-Flusswasser, der sowohl in der Exfiltration in den Fluss als auch in der Infiltration ins Grundwasser eine sehr wichtige Filterfunktion wahrnehmen kann. Besonders für die Wasserversorger sind solche Informationen essenziell. Sobald ein neuer Stoff zum Beispiel in einem Fluss nachgewiesen wird, muss der Wasserversorger wissen, ob dieser Stoff trinkwassergängig ist. Hierzu werden analytische Verfahren benötigt,

um die Chemikalie zuverlässig nachweisen zu können. Das Verhalten des Stoffes in der Trinkwasseraufbereitung ist zu ermitteln, vom Flusswasser über die Uferfiltration (falls vorhanden) bis hin zur Abgabe des Wassers an die Kunden. Dabei ist die Kenntnis der humantoxikologischen Relevanz essenziell.

Lange Zeit wurde angenommen, dass der Untergrund ein eher statisches Ökosystem ist, in dem kaum Veränderungen vorkommen. Neueste Daten zeigen jedoch, dass es erstaunliche Dynamiken gibt bezüglich der Hydrologie, der Geochemie und vor allem auch der Biologie (Jobelius al. 2011). Fluktuationen können sich auf die Abbauleistung auswirken oder sie gar stark beeinträchtigen, da die Organismen mit wechselnden Umweltbedingungen zu kämpfen haben.

Zusammenfassend ergibt sich, dass bisher ein gewisses Basiswissen über das reaktive Transportverhalten von Fremdstoffen in der Umwelt besteht. Für ein nachhaltiges, wissenschaftsbasiertes Wassermanagement auf der Einzugsgebietsskala sind aber noch erhebliche Wissenslücken zu erkennen. Diese betreffen insbesondere Heterogenitäten, die Übergänge an Kompartimentsgrenzen und den Einfluss von Fluktuationen auf die Abbauleistung und Schadstoffrückhaltung. Bisher wurde der „Nicht-Nachweis“ einer Substanz mit der Elimination bzw. dem Lösen des Problems gleichgesetzt. Dies ist jedoch bei Weitem nicht der Fall. Der biologische und auch der abiotische Abbau führen häufig zu stabilen und polareren Substanzen, die in der Regel eine erhöhte Grundwasser- und Trinkwassergängigkeit besitzen. Aufgrund fehlender Informationen über die Abbauewege, fehlender Referenzsubstanzen sowie fehlender analytischer Methoden kann zurzeit das Auftreten der Transformationsprodukte im Trinkwasser nicht nachgewiesen werden. Die wenigen bekannten Beispiele zeigen jedoch, dass dies vermutlich ein großes Problem ist, zumal die humantoxikologische Bewertung noch völlig fehlt.

Toxizität und chemische Transformation von Stoffgemischen und Transformationsprodukten

Viele der produzierten und früher oder später in die Umwelt eingebrachten Stoffe werden transformiert. Arzneimittel werden häufig bereits bei der Anwendung im Körper umgewandelt und als Kombinationen von Wirkstoffen und ihrer Metabolite vom Verbraucher (Menschen, behandelte Tiere) ausgeschieden, wodurch sie ins Abwasser und in die Gewässer gelangen. In biologisch aktiven Matrices (Gewässer, Sediment/Uferfiltration bzw. Boden) können „mikrobielle“ Transformationsprodukte gebildet werden (siehe Kormos et al. 2010, 2011; Wick et al. 2011; Prasse et al. 2011). Die Mineralisierung, das heißt der Abbau zu CO₂ und Wasser, ist eher die Ausnahme. „Chemische“ Transformationsprodukte können außerdem durch UV-Licht in Oberflächengewässern und während der oxidativen Trink-/Abwasserbehandlung (wie Ozonung oder Desinfektion) gebildet werden. Viele der Abbau- und Umwandlungsprozesse sind jedoch noch nicht oder nicht ausreichend verstanden. So werden nach Ozonung (Kläranlagenablauf oder im Wasserwerk) viele Spurenstoffe transformiert; allerdings können auch toxische Transformationsprodukte entstehen (Schmidt und Brauch 2008; Stalter et al. 2010; Benner und Ternes 2009).

Besonders wenige Erkenntnisse existieren zur Toxizität von Stoffgemischen inklusive der Transformationsprodukte (Kortenkamp et al. 2009; Pressman et al. 2010), obwohl einige dieser Verbindungen im Trinkwasser nachweisbar sind. Die heutigen Verordnungen zur Zulassung von Pestiziden, Bioziden, Arzneistoffen und auch in der Chemikalienzulassung über REACH bewerten Einzelverbindungen; die Wirkung von Mischungen wird – wenn überhaupt – nur am Rande berücksichtigt. Das heißt, wir haben derzeit kein umfassendes Konzept, um die reale Situation, also das Auftreten von Stoffgemischen in der Umwelt und dem Trinkwasser zu bewerten. Stoffgemische stellen eine spezielle Herausforderung dar, da sich in einer Mischung die Wirkungen

verschiedener Substanzen addieren (additive Wirkung), gegenseitig verstärken (synergistische Wirkung) oder abschwächen (antagonistische Wirkung) können (vgl. Knacker und Coors 2011). Aus der Pharmakologie sind zwei Modelle bekannt, mit deren Hilfe sich die zu erwartende additive Wirkung einer Mischung aus den Wirkungen der einzelnen Substanzen berechnen lässt. Das Modell der „unabhängigen Wirkung“ (Bliss 1939) gilt als besser geeignet für Substanzen mit verschiedenen Wirkmechanismen, während das Modell der „Konzentrationsadditivität“ (Loewe und Muischnek 1926) für Substanzen mit ähnlichem Wirkmechanismus herangezogen wird. In einer Vielzahl von Studien konnte experimentell bestätigt werden, dass beide Modelle auch für Mischungen anderer Substanzen geeignet sind, zum Beispiel Pflanzenschutzmittel (Belden et al. 2007). Einen Überblick über den Stand des Wissens zur Mischungstoxizität sowie der Berücksichtigung der Mischungstoxizität in gesetzlichen Regelungen geben Kortenkamp et al. (2009, in: Knacker und Coors 2011). Demnach wird zur Bewertung der Risiken für die menschliche Gesundheit - ausgehend von der Toxizität der einzelnen Substanzen - die Wirkung von Substanzgemischen berücksichtigt, wie zum Beispiel für dioxinähnliche und radioaktive Substanzen. Sowohl die Anzahl als auch die

Vielfalt an Stoffen werden in Zukunft weiter zunehmen und damit auch die Schwierigkeit, die von komplexen Mischungen verursachten Risiken vorherzusagen.

Bioakkumulation und toxikologische Auswirkung von Pharmazeutika

Sowohl einige Human- als auch Veterinärpharmaka können bereits bei relativ niedrigen Konzentrationen (im Bereich Mikrogramm pro Liter bis Nanogramm pro Liter) biologische Wirkungen auf aquatische Organismen haben. Dies resultiert aus der Ähnlichkeit biochemischer Mechanismen und Stoffwechselwege selbst bei phylogenetisch voneinander weit entfernten Organismen, sodass durch Pharmaka auch nicht beabsichtigte Wirkungen bei Umweltorganismen bzw. Nicht-Zielorganismen auftreten können. Viele Pharmaka zeigen jedoch nur geringe akute Toxizitäten auf Nicht-Zielorganismen. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass spezifische Arzneimittel durch Bioakkumulation in die Nahrungskette gelangen und über Nahrungsmittel vom Menschen aufgenommen werden. Die extrem hohe Wirksamkeit von Hormonen zeigt sich am Beispiel von 17 α -Ethinylestradiol, das in einer kanadischen Studie bereits bei fünf Nanogramm pro Liter zu einem Verschwinden ganzer

Box 4-2: Unbeabsichtigte Wirkungen von Arzneimitteln in der Umwelt

Ein eindringliches Beispiel für mögliche Wirkungen von Arzneimitteln in der Umwelt ist ein zunächst rätselhaftes Geiersterben in Pakistan und Indien. Untersuchungen an einer großen Zahl tot aufgefundenen Individuen verschiedener aafressender Geierpopulationen (*Gyps bengalensis*; *Gyps indicus*) zeigten, dass viele an einem Nierenversagen gestorben waren, das immer von beachtlichen Rückstandsmengen an Diclofenac begleitet war. Bei aus anderen Gründen verstorbenen Geiern war kein Diclofenac nachgewiesen worden. Weiterhin fanden die Wissenschaftler in der Region des Geiersterbens im Rinderbestand größere Mengen des Entzündungshemmers und Schmerzmittels Diclofenac, die ausreichend waren, um akutes Nierenversagen mit Todesfolge bei den Vögeln auszulösen. Das in der betroffenen Region übliche Verhalten, die Kadaver der auf dem Feld verstorbenen (und zuvor mit Diclofenac behandelten) Rinder durch aafressende Geier entfernen zu lassen, hat somit nahezu zum Aussterben der Geier geführt. (vgl. Knacker und Coors 2011)

Fischpopulationen in einem See führte, welcher über zwei Jahre mit 17 α -Ethinylestradiol versetzt wurde. In Pakistan und Indien wurde eine dramatische Abnahme verschiedener aasfressender Geierpopulationen beobachtet, was vermutlich auf die Verwendung von Diclofenac bei Rinderherden zurückzuführen ist (Oaks et al. 2004, Schultz et al. 2004, in: Knacker und Coors 2011).

Im Rahmen der Umweltrisikobewertung werden indirekte Wirkungen auf den Menschen (*secondary poisoning*) nicht berücksichtigt; für fischfressende Vögel und Säuger wird das Risiko jedoch abgeschätzt. Wie die Anreicherung von Diclofenac in Geiern zeigt, können über das Nahrungsnetz aufgenommene Stoffe sogar zum Aussterben ganzer Populationen führen. „In diesem spezifischen Fall wäre jedoch nur durch die zusätzliche Berücksichtigung von kulturellen Randbedingungen auf dem indischen Subkontinent ein rechtzeitiges Erkennen des Risikos für Vögel möglich gewesen.“ (Knacker und Coors 2011)

Gefährdungspotenzial von Spurenstoffen für die menschliche Gesundheit

Alle Stoffe, die der Mensch oder die Natur produzieren und verwenden, werden über Luft und Wasser verteilt und können daher ebenso in den Wasserkreislauf gelangen. Mit steigender Empfindlichkeit der chemischen Analytik werden immer mehr Stoffe in den Oberflächengewässern und im Trinkwasser nachgewiesen. Der bloße Nachweis eines Stoffes ist jedoch kein Beleg für seine Gefährlichkeit. Entscheidend für die Wirkung auf Biota oder die menschliche Gesundheit ist neben der Konzentration eines Stoffes die Toxizität der auftretenden Stoffgemische. Hierbei ist nicht auszuschließen, dass sowohl human- als auch ökotoxikologische Gefahren vor allem von Arzneimitteln ausgehen. Bis heute wurden etwa sechzig verschiedene Arzneistoffe in Trinkwasser (Heberer 2002; Benotti et al. 2009), Fischen (Brooks et al. 2005; Ramirez et al. 2009) und Kulturpflan-

zen (Farkas et al. 2007) nachgewiesen. Obwohl die bislang in Nahrungsmitteln gemessenen bzw. hochgerechneten Konzentrationen weit unterhalb der für den Menschen bestimmten therapeutischen Tagesdosen (*TDD, Therapeutic Daily Dose*) und den akzeptablen täglichen Aufnahmeraten (*ADI, Acceptable Daily Intake*) liegen (zum Beispiel Schwab et al. 2005; Boxall et al. 2006; Watts et al. 2007; Cunningham et al. 2009), besteht Grund zur Sorge, dass Arzneimittel und andere Spurenstoffe in der Umwelt die menschliche Gesundheit beeinträchtigen können. Hierfür spricht eine Reihe von Faktoren (Knacker und Coors 2011), die bei der Beurteilung eines Stoffes mit berücksichtigt werden müssen:

- *Kontinuität der Exposition*: Die Exposition erfolgt zwar bei niedrigen Konzentrationen, aber über lange Zeiträume;
- *Stoffgemische im Trinkwasser*: Spurenstoffe treten im Trinkwasser nicht als Einzelstoffe sondern in Mischungen auf (vgl. Knacker und Coors 2011);
- *Mehrere Expositionspfade*: Die obersten Glieder in der Nahrungskette (Mensch, Raubtiere) sind bei der Nahrungsaufnahme gleichzeitig über mehrere Expositionspfade den Spurenstoffen ausgesetzt, was bei vielen etablierten Risikobewertungsverfahren vernachlässigt wird;
- *Transformationsprodukte*: Biologische und chemische Verfahren der Abwasserreinigung und zur Trinkwasseraufbereitung können zu Transformationsprodukten führen, die ein höheres toxisches Potenzial aufweisen als die Ursprungssubstanz (Duirk et al. 2011; Krasner 2009);
- *Zytotoxizität*: Das zytotoxische Potenzial einiger Spurenstoffe ist in Umweltrisikoverfahren unzureichend berücksichtigt (Rowney et al. 2009);
- *Indirekte Wirkungen*: Indirekte Wirkungen wie die Verbreitung und Anreicherung von resistenten Mikroorganismen durch Spurenstoffe (Antibiotika) sind nicht auszuschließen (Heuer and Schmalla, 2007; Byrne-Bailey et al. 2009).

Konzepte zur Umweltrisikobewertung

Im Rahmen der Umweltrisikobewertung wird das ausgehende Risiko von Chemikalien durch den Vergleich zwischen der Wahrscheinlichkeit, die Substanz in der Umwelt vorzufinden, (Expositionsabschätzung) und dem Gefahrenpotenzial durch die Substanz (Wirkungsabschätzung) (Van Leeuwen und Vermeire 2007, in: Knacker und Coors 2011) ermittelt. Die Herstellung eines Bezugs zwischen Exposition und Wirkung im Rahmen einer **Expositionsabschätzung** ist der entscheidende Schritt in der Umweltrisikobewertung von Chemikalien. Die Umweltrisikobewertung von Einzelstoffen betrifft die Wirkungen, die eine Substanz auf lebende Organismen ausüben kann. **Ökologische Wirktests** geben Aufschluss über die Art und Intensität der Wirkungen auf verschiedene Lebewesen.

Eine **prospektive Risikobewertung** wird üblicherweise im Rahmen eines Zulassungsverfahrens durchgeführt und versucht, das Risiko einer Substanz vor deren Freisetzung in die Umwelt vorherzusagen. Dagegen dient eine *retrospektive Risikobewertung* in der Regel der Klärung der Ursachen für bereits aufgetretene schädigende Wirkungen (Calow and Forbes 2003).

Die **Umweltrisikobewertung von Stoffgemischen** basiert in der Regel auf einer experimentellen Untersuchung des gesamten Stoffgemisches, dessen einzelne Komponenten und deren Toxizität nicht bekannt sein müssen. Dieser sogenannte whole-mixture-Ansatz wird beispielsweise für Abwasser und Stoffgemische angewendet. Das Vorgehen erlaubt eine retrospektive bzw. auf das jeweilige Gemisch beschränkte Bewertung, aber keine prospektive Bewertung von potenziell in der Umwelt auftretenden Stoffgemischen. Die Möglichkeiten zur prospektiven Berücksichtigung der Mischungstoxizität von Stoffgemischen ist im Rahmen der Regulierung von Umweltrisiken verschiedenster Stoffgruppen ein intensiv diskutiertes Thema (Knacker und Coors 2011), zu dem noch erheblicher Forschungsbedarf besteht.

Priorisierung von Stoffeinträgen nach ihrem Gefährdungspotenzial

Aufgrund der enormen Anzahl der in unseren Industriegesellschaften produzierten und verwendeten Chemikalien (> 10.000) liegen für die meisten in Gewässern, Roh- und Trinkwässern vorkommenden chemischen Stoffe, die für eine Umwelt- und Trinkwasserbewertung notwendigen Daten und Informationen nicht vor (Bergmann 2011). Vielfach ist noch nicht einmal bekannt, welche Substanzen bzw. Transformationsprodukte in der Umwelt oder im Trinkwasser nachweisbar sind. Hinzu kommt, dass über REACH nur die Stoffe erfasst werden, die in Mengen größer einer Tonne pro Jahr hergestellt oder in die EU eingeführt werden. Daher bedarf es Verfahren, um die Substanzen aus der Gesamtheit der Stoffe zu identifizieren, die selbst oder deren Transformationsprodukte auch in extrem niedrigen Konzentrationen ein Risiko für Mensch oder Umwelt darstellen können. Hierzu werden gänzlich neue Ansätze benötigt, in denen gleichzeitig die Mischungstoxizität und das Verhalten (Sorption, Transformation) der Stoffe in Umwelt, Abwasser- und Wasseraufbereitung berücksichtigt werden.

4.3.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Die derzeitige Gesetzgebung und behördliche Umsetzung hat in den letzten Jahren sehr gute und erfolgreiche Regelungen und Maßnahmen zum flächendeckenden Grundwasser- und Gewässerschutz etabliert, die vor allem auf EU-Ebene weiterentwickelt werden. In diesem Kapitel werden Lösungsansätze identifiziert, die über den derzeitigen Stand des Wissens und der rechtlichen Regelungen hinausgehen und in der Forschung, der technologischen Entwicklung, aber auch in der Gesetzgebung zum nachhaltigen Schutz der Wasserqualität, der Ökosystemdienstleistungen und der Ökosysteme an sich beitragen können.

Diese Lösungsansätze bewegen sich auf folgenden Ebenen:

- der Emission von potenziellen Schadstoffen,
- der Abwasserbehandlung und Maßnahmen an den Eintragsquellen (siehe Kapitel 4.2 und 4.4),
- dem reaktiven Transport und dem Abbauverhalten,
- der Identifizierung und dem quantitativen Nachweis von Stoffen,
- den Monitoringprogrammen,
- der Risikobewertung.

Emission von potenziellen Schadstoffen

Hier sind vor allem die stetig steigenden Emissionen von Pharmazeutika, Bioziden und Recyclingstoffen relevant, für die akuter Handlungsbedarf besteht. Für viele dieser zugelassenen Stoffe ist in der Regel nicht bekannt, wie sie in der Umwelt und der Wasseraufbereitung transformiert werden. Die Gesundheit des Patienten steht selbstverständlich an oberster Stelle der Prioritätenliste. Nichtsdestotrotz gibt es Arzneimittel mit vergleichbarer pharmakologischer Wirkung, die sich jedoch hinsichtlich ihrer Umweltgefährdung unterscheiden. Hier könnte Deutschland dem Beispiel Schwedens folgen und ein Umweltzeichen für Arzneistoffe einführen, sodass der Arzt und der Patient gezielt umweltfreundlichere Produkte auswählen können. Weiterhin stellen Schadstoffemissionen aus der Landwirtschaft immer noch ein großes Problem für die Grundwasserqualität dar. Auch für diese Stoffe ist häufig nicht bekannt, welche Transformationsprodukte durch die Bodenmikrobiologie gebildet werden und ob diese eine Gefährdung für das Grundwasser darstellen. Die landwirtschaftlichen Emissionen in Form von Pestiziden und Düngemitteln und damit der konkreten Belastung des Trinkwassers stehen in Konkurrenz zum Ertrag des Landwirts und der Versorgung der Bevölkerung mit Nahrung etc. In der Vergangenheit waren bereits beträchtliche Erfolge in der Emissionsverringerng zu verzeichnen; gleichzeitig besteht aber weiterhin ein großer Bedarf, die immer noch bestehen-

den Überschüsse der Stickstoff- und Phosphorausbringung pro Ackerfläche zu reduzieren. Darüber hinaus müssen die Pestizide und ihre Anwendung so verbessert werden, dass ein Transport ins Grundwasser oder Oberflächengewässer auch durch präferenziellen Transport ausgeschlossen werden kann.

Für Recyclingstoffe wie Bauschutt, Kunststoffreste oder Stahlwerksschlacken besteht das Hauptproblem darin, dass sie teilweise in gewaltigen Mengen anfallen. Gerade im Hinblick auf einen ressourcenschonenden Umgang mit Naturressourcen und einem weitgehend geschlossenen Kreislauf von Rohstoffen als gesamtgesellschaftliche Zielsetzung sind umweltverträgliche und sinnvolle Verwendungen für die in großen Mengen anfallenden und nicht einfach deponierbaren Recyclingstoffe zu finden, die auch in Einklang mit dem Gewässerschutz stehen. Der Gesetzgeber ist derzeit sehr aktiv, um Regelungen für den Einsatz von Recyclingstoffen zu erstellen. Nichtsdestotrotz fehlt vielfach die Wissensbasis, um optimale Einsatzbereiche und -bedingungen für Recyclingstoffe zu identifizieren. Hier wird unbedingt Grundlagenwissen über die Freisetzung von Schadstoffen aus Recyclingprodukten unter variierenden Umweltbedingungen und über das Umwelt- und Abbauverhalten dieser Stoffe benötigt. Darauf basierend können geeignete Regelungen für den Einsatz definiert werden.

Abwasserbehandlung

In der Abwasserbehandlung sind neue, innovative Technologien zu entwickeln, um Problemstoffe aus dem Abwasser zu entfernen, bevor sie in die Gewässer gelangen (siehe auch Kapitel 4.4). Bisher sind Kläranlagen vor allem auf die Verringerung von gelöstem organischen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor ausgelegt. Dieses sehr erfolgreiche System hat in der Vergangenheit auch die weniger wasserlöslichen Schadstoffe wie zum Beispiel Mineralölprodukte weitgehend eliminiert. Für die polaren, gut wasserlöslichen Schadstoffe sind neue, intelligente

Lösungen zur deren Entfernung erforderlich. Langfristig ist es jedoch unumgänglich, auch die Eintragsmengen von Schadstoffen in das Abwasser zu reduzieren. Hierzu können intelligente Lösungen und Konzepte erarbeitet werden, durch die das Bewusstsein von Produzenten, Fachpersonal und Verbrauchern für Umwelt- und Trinkwasserbelange geschärft werden. Potenzielle Maßnahmen sind beispielsweise: a) Indirekteinleitergebühren für die Industrie, b) Umweltzeichen für Produkte, c) Behandlung konzentrierter Abwasserströme, d) Aufklärungskampagnen, Sammlung von Patientenurin, wenn problematische Pharmaka verabreicht werden.

Reaktives Transportverhalten

In der heutigen Industriegesellschaft ist der Eintrag von Stoffen in die Umwelt zwar minimierbar, aber nie vollständig auszuschließen. Aus diesem Grund muss das reaktive Transportverhalten von Chemikalien in seinen Grundzügen verstanden werden. Hierzu bedarf es noch erheblicher, interdisziplinärer Grundlagenforschung, um den Transport von Stoffen auf Skalenebenen vom Einzugsgebiet bis hin zu den Übergängen der verschiedenen Umweltkompartimente wie Grundwasser/Fluss zu verstehen. Weiterhin muss das Abbauverhalten unter unterschiedlichen Umweltbedingungen und müssen die entscheidenden Einflussgrößen auf das Abbauverhalten identifiziert und verstanden werden. Darauf basierend können Prognosen über das Gefährdungspotenzial von Stoffen für die langfristige, nachhaltige Wasserversorgung der Bevölkerung und die Ökosysteme erstellt werden, wodurch gesetzgeberische Maßnahmen eingeleitet werden können. Bereits bei Zulassung eines Stoffes sollten zudem die potenziellen Umwelt- und Trinkwassergefährdungen erhoben und Maßnahmen vorgeschlagen werden, um diese gegebenenfalls zu minimieren.

Identifizierung und quantitativer Nachweis von Stoffen

Voraussetzung für die Erfassung des Umweltverhaltens von Stoffen ist zum einen die Kenntnis des Vorkommens

eines Stoffes und zum anderen die technisch-analytischen Möglichkeiten, um ihn quantitativ zu bestimmen. Bei der ungeheuren Vielfalt der Stoffe, die in die Umwelt emittiert werden, ist es unbedingt notwendig, laufend neue analytische Multiverfahren zu entwickeln, mit denen toxikologisch relevante Stoffe quantifizierbar sind. Bei Transformationsprodukten, die erst in der Umwelt gebildet werden, fehlen in der Regel die erforderlichen käuflichen Referenzstandards; hier helfen nur semi-quantitative Ansätze. Mit Hilfe von modernen, auf stabiler Isotopenanalytik basierenden Verfahren oder der Erfassung von Transformationsprodukten kann zudem das Abbauverhalten von Stoffen in der Umwelt nachgewiesen werden.

Monitoringprogramme

Durch langfristig angelegte Monitoringprogramme für Schadstoffe in Grund-, Trink- und Oberflächengewässern können steigende oder fallende Belastungstrends verfolgt und belegt werden. Diese liefern dann die Basis zum Einleiten von dementsprechenden Maßnahmen, wie in der Wasserrahmenrichtlinie gefordert. Diese Aufgabe soll von den Umweltbehörden wahrgenommen werden; aufgrund der einschneidenden Kosteneinsparungen ist dies aber in den letzten Jahren nur noch sehr eingeschränkt für eine kleine Zahl an Schadstoffen möglich. Deutschlandweite, langfristig angelegte Monitoringprogramme sind dringend notwendig, um Gefährdungspotenziale zu erkennen; zudem können sie eine solide Datenbasis für technologische Entwicklungen und behördliche Maßnahmen liefern.

Risikobewertung

Nicht jeder Stoff, der in der Natur gefunden wird, hat zwangsläufig auch ein hohes Gefährdungspotenzial für die Umwelt oder die Trinkwasserversorgung. Es ist aber unbedingt notwendig, toxikologisch relevante Substanzen und ihre Wirkkonzentrationen zu kennen, um gegebenenfalls Maßnahmen einleiten zu können. Hier sind neue ökotoxikologische und

humantoxikologische Bewertungskonzepte und Verfahren zur Umweltrisikobewertung erforderlich, um die Vielzahl an neuen Stoffen in der Umwelt bewerten zu können.

Toxikologische Testergebnisse von Einzelstoffen und Mischungen, kombiniert mit einer leistungsfähigen Einzelstoffanalytik über analytische Multimethoden und der Kenntnis über das Abbau- bzw. Transformationsverhalten der Schadstoffe, sollten Grundlage einer weiterentwickelten Bewertungsstrategie sein. Ein solches integriertes und mechanismenbasiertes Bewertungssystem ist ein entscheidender Schritt, um von der Vielfalt an Einzelstoffen zu einer überschaubaren Menge an Stoffen und mit den relevanten Wirkmechanismen zu kommen. Bislang erfolgt eine Bewertung der Stoffe anhand von Einzelsubstanzbetrachtungen. Vollständig außer Acht gelassen wird derzeit die Mischungstoxizität, welche das gleichzeitige Vorkommen von Substanzen verschiedener Substanzklassen und deren Transformationsprodukten in der Umwelt und im Trinkwasser beschreibt. Daher besteht dringender Handlungsbedarf, da die Organismen der Fließgewässer - in abgeschwächter Form aber auch der Trinkwasserkonsument - nicht isolierten Einzelstoffen, sondern einer Mischung aus chemisch unterschiedlichsten Verbindungen ausgesetzt sind, die ihre Wirkungen gegenseitig verstärken oder abschwächen können.

4.3.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Forschungsbedarf zum natürlichen Abbau und Rückhalt in der Landschaft

Forschungslücken zum Transformations- und Abbauverhalten von Stoffen und zur Wasserqualität bestehen derzeit in vielen Bereichen des Wasserkreislaufs und der Wasserwirtschaft. Schon in der Kläranlage ist es momentan nicht möglich, alle Problemstoffe ausreichend zu eliminieren. Hier besteht großer Forschungsbedarf nach technischen Lösungen für die Entfernung von persistenten Schadstoffen.

– Prozesse in der Fläche besser verstehen

Zu den in der Fläche, das heißt in den Umweltkompartimenten Boden und Wasser ablaufenden Abbau- und Rückhalteprozessen besteht erheblicher Forschungsbedarf. Nach wie vor ist unklar, unter welchen Umständen viele Schadstoffe abgebaut werden können. Besonders wichtig ist dabei, über das in den letzten Jahren verbreitete rein deskriptive Umweltverhalten hinauszugehen. Heute muss generisches Wissen produziert werden, das Aussagen darüber zulässt, unter welchen Umständen und Bedingungen ein Stoff abgebaut werden kann oder nicht. Hier müssen die grundlegenden Prozesse und ihre Steuerungsgrößen identifiziert werden, die in der Vergangenheit zu Gunsten einer Beschreibung des Verhaltens in der Umwelt stark vernachlässigt wurden. Für eine fundierte Prognosefähigkeit ist es jedoch essenziell, die grundlegenden Prozesse zu kennen. Nur dann können sie auch fundiert mathematisch beschrieben und modelliert werden. Ebenso müssen bessere analytische Verfahren entwickelt werden, die es erlauben, den Abbau von Stoffen in der Umwelt zu verfolgen.

– Reaktives Transportverhalten erforschen

Um die großen Wissenslücken im reaktiven Transportverhalten zu schließen, sollte ein Forschungsprogramm zu den Einflussfaktoren von Abbau- und Rückhalteprozessen von Schadstoffen im Sicker- und Grundwasser aufgelegt werden. Dieses Programm sollte ebenso methodische Schwerpunkte beinhalten, um die Grundlagen für die Analyse der Prozesse in der Umwelt zu garantieren und eine Risikoanalyse der Stoffe einzuschließen.

(2) Monitoringprogramme systematisieren

Während in der Vergangenheit in Forschungsprojekten vor allem die Analytik von Einzelstoffen erfolgreich vorangetrieben werden konnte, sind bei den Monitoringprogrammen erhebliche Defizite festzustellen. Mit der zunehmend angespannten Situation der öffentlichen

Haushalte wurden in den vergangenen Jahren die Mess- und Überwachungsaktivitäten der Länder auf die nach WRRL unbedingt notwendigen Untersuchungen reduziert. Gerade die neuen Stoffgruppen werden aber in den Monitoringprogrammen nicht oder nur vereinzelt bei wenigen Bundesländern über einen kurzen Zeitraum erfasst. Daher besteht großer Handlungsbedarf, um das Monitoring-Netz trotz Haushaltsrestriktionen wieder anzupassen und um so auch der Aktualität des Themas Spurenstoffe gerecht zu werden:

– **Ausreichende Zahl von Messstellen vorhalten und aktuelles Stoffspektrum abdecken**

Die in einem Flussgebiet relevanten neuen Spurenstoffe sollten bevorzugt an den Überblicksmessstellen der Bundesländer koordiniert, das heißt im gleichen Zeitraum und mit der gleichen Messfrequenz untersucht werden. Um die Kosten im Rahmen zu halten, können sie zeitlich aufgeteilt werden. So können zum Beispiel in einem 6-Jahreszeitraum der Hautstrom und bestimmte Nebenflüsse je in einem 2- oder 3-Jahreszeitraum beprobt werden. Die Anzahl der nötigen Messstellen und das Stoffspektrum sollten von Experten transparent dargestellt werden. Dem Abbau an Messstellen ist durch Bereitstellung zusätzlicher finanzieller Mittel entgegenzuwirken - gegebenenfalls durch eine bessere Kooperation von Behörden mit Universitäten und außeruniversitären Forschungsinstitutionen. Zu prüfen ist, ob durch eine bessere Kooperation von Behörden mit universitären und außeruniversitären Forschungsinstitutionen Kosteneinsparungen und Qualitätsverbesserungen realisiert werden könnten, zum Beispiel durch gemeinsame Messprogramme. Das Stoffspektrum sollte alle drei Jahre überprüft und angepasst werden. Das heißt, die vorgegebenen Stofflisten sollten räumlich differenziert (zum Beispiel nach Flusseinzugsgebieten) um besonders relevante Stoffe ergänzt werden.

– **Veränderungen der Wasserqualität erkennen**

Ziel des Monitorings sollte sein, sowohl das Auftauchen von Problemstoffen als auch Trends in den Konzentrationen frühzeitig zu erkennen, um rechtzeitig Maßnahmen einleiten zu können. Entsprechende finanzielle Mittel müssen für einen intelligenten Ausbau und die Gewährleistung der Kontinuität der Datenerfassung weiter bereitgestellt werden. Ein konzertiertes Monitoringprogramm der Länder (eventuell mit Koordinierung und finanzieller Beteiligung des Bundes) für Schadstoffe im Oberflächen- und Grundwasser könnte eine solide Datenbasis für die Bewertung von Umweltrisiken bieten. Lang- oder kurzfristigen Trends der Stoffeinträge wären belegbar und könnten politische Entscheidungen flankieren. Um auch anthropogene Spurenstoffe nachweisen zu können, werden Indikatoren benötigt. Hierfür sind die chemischen und biologischen Analysemethoden zur Erstellung und Kontrolle von Qualitätsnormen für anthropogene Spurenstoffe in Abwässern und Vorflutern weiterzuentwickeln.

(3) Risikobewertung von Stoffgemischen und Spurenstoffen

Anthropogen überprägtes Wasser enthält meist eine Vielzahl von Stoffen in niedrigen Konzentrationen, aber in komplexer Mischung. Für die Bewertung von Stoffgemischen sind die Formulierung neuer Bewertungskonzepte und eine Systematisierung der vorhandenen Bewertungsansätze erforderlich. Bisher werden vorwiegend Einzelsubstanzen bewertet. Eine Unterscheidung, ob diese in den Stoffgemischen neuen Mechanismen unterliegen und damit zusätzliche Risiken anfallen, wird dabei nicht vorgenommen.

– **Konzepte zur Risikominimierung entwickeln**

Zur Minimierung des Risikos sind parallel Maßnahmen bei der Zulassung, den Eintragsquellen, der Abwasserreinigung und der Wasseraufbereitung vorzusehen. Höchste Priorität sollte darauf verwendet werden, dass

toxikologisch relevante Stoffe nicht in den Wasserkreislauf gelangen.

– **Stoffgemische bewerten**

Für die Bewertung von Stoffgemischen sind die Formulierung neuer Bewertungskonzepte und eine Systematisierung der vorhandenen Bewertungsansätze erforderlich. Ein integriertes und mechanismenbasiertes Bewertungssystem ist zu entwickeln, um aus der Vielfalt an Einzelstoffen nur diejenigen mit toxikologisch relevanten Wirkmechanismen auszuwählen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Toxizität einzelner Stoffe in Gemischen verstärkt oder abgeschwächt sein kann. Sowohl empirische toxikologische Daten bzw. Tests als auch die Aufklärung von Abbauwegen sollten Grundlage einer weiterentwickelten Bewertungsstrategie sein.

– **Toxizität von niedrigen Konzentrationen bewerten**

Eine weitere große Wissenslücke besteht in der Bewertung der Toxizität von Stoffgemischen, die in niedrigen Konzentrationen über lange Zeiträume in Gewässern oder im Trinkwasser vorliegen. Dies betrifft sowohl die Umwelt- als auch die Humantoxizität. Hinzu kommt, dass die epidemiologische Datenlage über den Einfluss von Umweltschadstoffen auf die menschliche Gesundheit unzureichend ist bzw. nicht existiert. Hier wären langfristige Studien sinnvoll, um die Auswirkungen von langfristigen Expositionen zum Beispiel über das Trinkwasser durch niedrige Konzentrationen von Spurenstoffen zu erfassen.

– **Testverfahren zur Erfassung des toxikologischen Potenzials von Stoffen und Stoffgemischen entwickeln**

Für eine toxikologische Bewertung werden Alternativmethoden benötigt. Sehr aufwendige Testmethoden (insbesondere Tierversuche) können unter Umständen durch die Kombination von *in vitro*-Assays und *in silico*-Verfahren ersetzt werden; allerdings ist hierfür ein Validierungsschritt erforderlich. Aufgrund der genannten Defizite sind neue Konzepte für die Bewertung von Stoffen zu entwickeln.

– **Transformation von Stoffen erfassen**

Wesentlicher Bestandteil der Risikoanalyse ist das Wissen über den Abbau/die Transformation von Stoffen und die Entstehung von potenziell toxischen Transformationsprodukten. Insofern ist die Forschung über das Transformationsverhalten von Stoffen in der Umwelt zu verstärken, um die Voraussetzungen für Risikoabschätzungen zu schaffen. Für alle Stoffe, die im Monitoring oder der Risikoanalyse als umweltrelevant eingestuft werden, sollten Abbau- bzw. Transformationswege unter relevanten Umweltbedingungen ermittelt werden.

4.4 ANFORDERUNGEN AN WASSER FÜR VERSCHIEDENE NUTZUNGEN

4.4.1 HERAUSFORDERUNG

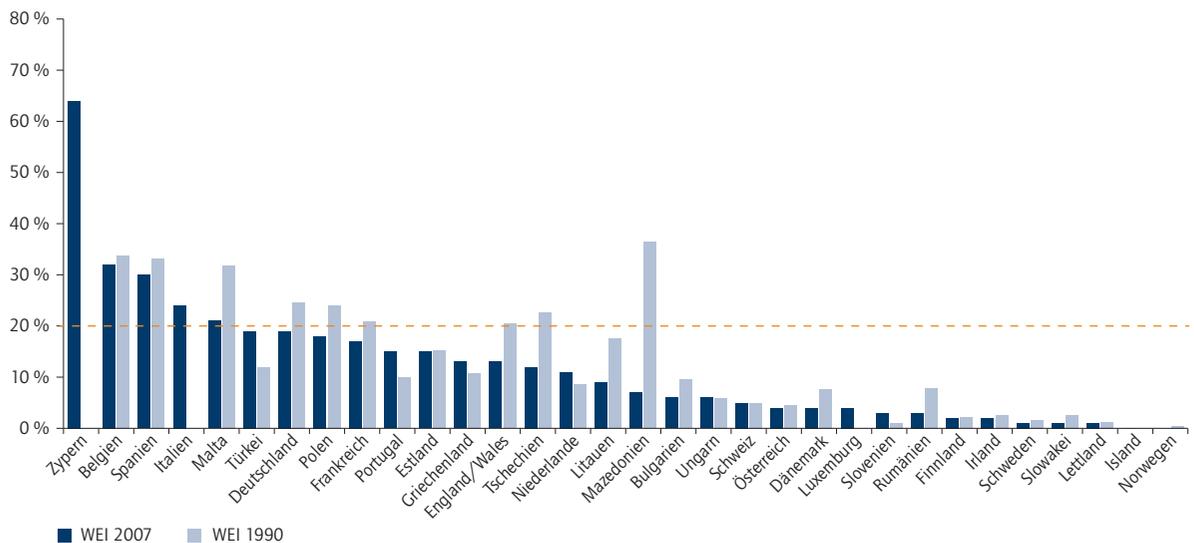
Die Bereitstellung von Wasser in ausreichender Menge und von guter Qualität für alle Menschen weltweit ist eine der größten Herausforderungen für die Zukunft. Bevölkerungswachstum, zunehmender Wohlstand, eine intensivere Landwirtschaft und eine fortschreitende Industrialisierung führen zu einem wachsenden Bedarf an qualitativ hochwertigem Wasser. Gleichzeitig steigt das Aufkommen an Abwasser und damit auch die Belastung der Gewässer. Obwohl Europa über reichhaltige Wasserressourcen verfügt, ist etwa die Hälfte der EU-Länder mit nahezu siebzig Prozent der Bevölkerung der EU durch Wasserverknappung und Wasserverschmutzung künftig von Einschränkungen in ihrem Lebenswandel bedroht (Bixio et al. 2006). Für die Süßwasserentnahmen und den hieraus abgeleiteten Wasser-Stress-Indikator zeigt Abbildung 4-8 für Europa im Vergleich zu 1990 jedoch eine große Verbesserung: Während 1990 noch neun Länder einen angespannten Wasserhaushalt aufwiesen, sind es 2007 noch fünf Länder (Zypern, Belgien, Spanien, Italien und Malta). Der für Westeuropa

zu beobachtende rückläufige Trend wird auf Verhaltensänderungen, technologischen Fortschritt und die Reduzierung von Verlusten in den Verteilungsnetzen zurückgeführt (EEA 2010). Der Index liegt für Deutschland noch immer sehr nah an der Grenze zur Einstufung als Region mit Wasserknappheit (ab zwanzig Prozent), und selbst wenn die Wasserressourcen auf nationaler Ebene ausreichend sind, so kann es in einzelnen Einzugsgebieten saisonal bedingt und künftig im Hinblick auf die weiteren Klimaentwicklungen verstärkt zu Engpässen kommen. Daher sind auch im grundwasserreichen Deutschland umfassende Anstrengungen im Wassermanagement notwendig, um in Zukunft eine Balance zwischen Verfügbarkeit und Verbrauch an Trink- und Brauchwasser zu gewährleisten (OECD 2003). Erhebliche Investitionen sind erforderlich, um eine ausreichende Versorgung mit sauberem Wasser gewährleisten zu können.

Weltweit ist die Landwirtschaft der Sektor mit dem größten Wasserbedarf. Während in vielen Ländern der Erde Grund- und Oberflächenwasser für die Bewässerung in der Landwirtschaft entnommen wird, entfällt dieser Anteil in Deutschland weitgehend (siehe Tabelle 4-2), da zur Erzeugung landwirtschaftlicher Rohprodukte der Niederschlag unmittelbar genutzt werden kann. Mehr als drei Viertel der jährlichen Grund- und Oberflächenwasserentnahmen hierzulande werden für industrielle Produktionsprozesse sowie für die Kühlung in der Produktion und von Kraftwerken verwendet. Zu beachten ist allerdings, dass das von Industrie und Haushalten entnommene Wasser – abgesehen von Verlusten durch Verdunstung – nicht verbraucht, sondern lediglich verunreinigt oder im Fall einer Durchlaufkühlung erwärmt wird, also nach einer geeigneten Aufbereitung wieder verwendet werden kann. Das für die Landwirtschaft

Abbildung 4-8: Wasser-Stress-Index für Europa (1990 und 2007 im Vergleich) (Quelle: EEA 2011).

Anmerkung: Der "water stress" oder „water extraction index" (WEI) beschreibt das Verhältnis der Wasserentnahmen und der erneuerbaren Süßwasserressourcen. Er umfasst die gesamte jährliche Wasserentnahme als prozentualen Anteil der langfristig verfügbaren Süßwasserressourcen. Die Warnschwelle, welche eine nicht unter Knappheit leidende Region von einer Region mit Wasserknappheit unterscheidet, liegt bei etwa zwanzig Prozent. Extreme Knappheit liegt dann vor, wenn der WEI vierzig Prozent überschreitet.



benötigte Wasser wird dagegen fast ausschließlich verbraucht, da es verdunstet und damit der jeweiligen Region (Bilanzraum) verloren geht (Schubert 2011). Nur ein sehr geringer Anteil der Wasserentnahmen in Deutschland wird für die landwirtschaftliche Produktion eingesetzt. Mit Blick auf den Klimawandel ist für die Zukunft aber auch hierzulande mit einer Erhöhung der Wasserentnahme für die Agrarwirtschaft zu rechnen.

Weltweit besteht ein großes Potenzial zur Wassereinsparung in der Landwirtschaft durch die Nutzung neuerer Systeme zur künstlichen Bewässerung. Ein weiterer wesentlicher Baustein eines nachhaltigeren Umgangs mit der Ressource Wasser, der die Versorgung mit Frischwasser in guter Qualität und jederzeit ausreichender Quantität langfristig zu sichern vermag, ist der Wechsel zu einer direkteren Kreislaufwirtschaft. Dies gilt in besonderer Weise für Wassermangelgebiete. Die Wiederverwendung von Abwasser bzw. Brauchwasser und eine an die verschiedenen Einsatzzwecke angepasste Verwendung dienen der Schonung der natürlichen Wasservorkommen. In Zukunft sollte Wasser verstärkt in unterschiedlichen Qualitätsstufen und differenziert nach Art der Nutzung und den jeweiligen Anforderungen an die Wasserqualität bereitgestellt werden. Nicht zuletzt auch aufgrund der zum Teil hohen Kosten einer Aufbereitung ist eine der Nutzung entsprechende Reinigung sinnvoll. Die

künftigen Herausforderungen für eine Steigerung der Wasserwiederverwendung liegen einerseits auf der technischen Seite (Aufbereitungstechnologien, Wasserkreislaufführung etc.), zum anderen auf der Umsetzungsebene (Managementkonzepte) sowie der Schaffung eines geeigneten rechtlichen Rahmens und einer allgemeinen Akzeptanz hierfür.

Trotz der zunehmenden verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Entfernung von Störstoffen bei der Aufbereitung von Wässern für spezielle Nutzungen sollte die besondere Aufmerksamkeit zunächst aber nach wie vor auf einen umfassenden Gewässerschutz und auf ein sinnvolles, nachhaltiges Wasserressourcenmanagement gerichtet sein.

4.4.2 WISSENSSTAND

4.4.2.1 NUTZUNGS- UND GEFÄHRDUNGSPOTENZIALE DER WASSERWIEDERVERWENDUNG

Mit Blick auf den globalen Wandel und den steigenden Nutzungsdruck auf die Frischwasserressourcen wird der Anteil an der Nutzung von Abwasser weiter steigen. Das bei Weitem größte Potenzial hierfür bietet - global betrachtet - die künstliche landwirtschaftliche Bewässerung. Bereits heute konsumieren mindestens zehn Prozent der Bevölkerung

Tabelle 4-2: Sektorale Wasserentnahmen in Deutschland und weltweit (FAO 2011)

JÄHRLICHE WASSERENTNAHMEN AUS DER NATUR (GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSER)			
in Deutschland (Stand: 2007)		weltweit* (Stand: 2003)	
Sektor	Wasserentnahmen	Sektor	Wasserentnahmen
Haushalte	15,9 %	Haushalte	11 %
Industrie	83,9 %	Industrie	19 %
Landwirtschaft	<0,3 %	Landwirtschaft	70 %
Gesamt	32,3 Mrd. m ³	Gesamt	3.800 Mrd. m ³

*Anm.: Errechnet aus der globalen Summe aller Wasserentnahmen

weltweit agrarische Lebensmittel, die mit gereinigtem Abwasser bewässert wurden (Smit und Nasr 1992, in: aquarec 2006). Nicht nur für aride oder semiaride Regionen der Welt, sondern auch in Zentraleuropa wird die Wasserwiederverwendung zunehmend zur Notwendigkeit werden. So ist beispielsweise der Nordosten Deutschlands und insbesondere das Bundesland Brandenburg zu nennen, wo sich den Klimaprognosen zufolge die Niederschläge zunehmend in die

Wintermonate verschieben werden (Stock 2004, siehe auch Kap. 2 in diesem Band). Auch wenn nur ein kleiner Bruchteil des in Deutschland anfallenden Bewässerungsbedarfs durch gereinigtes Abwasser zu decken sein wird, können äquivalente Mengen an hochwertigem Wasser für andere Nutzungen eingespart werden (Cornel und Meda 2010). Außerdem wird der derzeitige Trend zum verstärkten Anbau von Pflanzen als nachwachsende Rohstoffe für die Energieerzeugung

Box 4-3: Barrierenkonzept

Als Basis für eine sichere und nachhaltige Trinkwasserversorgung und als Leitsatz der Wasserversorgungswirtschaft gilt generell (insbesondere auch in Deutschland) das Multi-Barrieren-Konzept. Dieses Konzept ist ein aus der Wasserhygiene stammendes Prinzip mit dem Ziel, dem Verbraucher jederzeit hygienisch einwandfreies Trinkwasser in ausreichender Menge zur Verfügung zu stellen.

Ausgehend von den Eintragungspfaden der im Wasser enthaltenen Schadstoffe können Barrieren abgeleitet werden, die ein sich ergänzendes System von Kontrollmaßnahmen bilden. Innerhalb des Wasserversorgungssystems (einschließlich Rohwassergewinnung) können identifizierte Risiken im Falle des Versagens einer Barriere durch weitere Barrieren unter Kontrolle gebracht werden. Die Grundlage hierfür ist das Wissen, welche Substanz aus welcher Quelle bis ins Trinkwasser gelangen kann. Zu unterscheiden ist zwischen natürlichen Barrieren (Oberflächenwasser, Bodenpassagen) und künstlichen Barrieren (Kläranlagen, Trinkwasseraufbereitung). Diese hintereinander geschalteten Barrieren reichen von der Abwasserbehandlung über die Ufer- und Bodenfiltration bis zur Trinkwasserherstellung.

Ein Gefährdungspotenzial für die menschliche Gesundheit stellen vor allem im Wasser enthaltene pathogene Mikroorganismen dar. Innerhalb der Infektionskette sind daher die Barrieren entscheidend, die eine weitere Verteilung dieser Krankheitserreger bremsen oder stoppen. Auch in jüngerer Zeit gab es noch Epidemien, bei denen die Barrieren überwunden wurden (Beispiel: Ismaning 1978, Dott 2010). Neben diesem grundlegenden wasserwirtschaftlichen Barrierenkonzept hat die WHO Richtlinien für die Trinkwasserqualität formuliert (WHO 2004) und einen „Water safety plan“ entwickelt, der im Grundsatz dem deutschen Multi-Barrieren-Konzept entspricht (Krauss und Griebler 2011). Dieser kombiniert die Bewertung der Rohwasserqualität mit der Effizienz der angewendeten Aufbereitungsmethode.

Darüber hinaus wurde für die Lebensmittelhygiene das HACCP-Konzept entwickelt, das die hygienischen Anforderungen in der Lebensmittelproduktion regelt. HACCP steht für „Hazard Analysis and Critical Control Point“, also vereinfacht für „Gefahrenanalyse mit Ermittlung und Überwachung kritischer Lenkungspunkte sowie Einleitung von Korrekturmaßnahmen bei Abweichung vom Sollwert“, und ist Teil der Lebensmittelhygiene-Verordnung (LMHV 2007).

den Bewässerungsbedarf auch in Mitteleuropa weiter erhöhen. Für Niedersachsen wird geschätzt, dass eine Umstellung von 20 Prozent der Stromerzeugung auf Biogas neben dem landwirtschaftlichen Flächenbedarf von mehr als 640 Quadratmeter pro Einwohner auch einen sommerlichen Bewässerungswasserbedarf von mehr als 380 Kubikmeter pro Einwohner und Jahr bedeutet (Rosenwinkel 2006, in: Cornel und Meda 2010).

Während in der Landwirtschaft die im Abwasser verbleibenden Nährsalze als kostengünstiger Dünger dienen können, sind in der Lebensmittelindustrie hygienische Aspekte oder für die Textilindustrie besonders niedrige Salzkonzentrationen relevant. Auch das Einbringen von gereinigtem Abwasser in die Umwelt stellt zunehmend höhere Anforderungen an die Wasserqualität, um aquatische Ökosysteme und von diesen abhängige terrestrische Ökosysteme zu erhalten. Eine direkte Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser als Rohwasser für die Trinkwasserproduktion erfordert eine Wasserqualität, die im Grunde derjenigen von Trinkwasser entspricht. Da dies nur unter Einsatz aufwändiger, mehrstufiger Verfahren möglich ist und zudem auf Akzeptanzprobleme in der Bevölkerung stößt (Dingfelder 2004), ist eine indirekte Wiederverwendung (zum Beispiel durch künstliche Grundwasseranreicherung) zu bevorzugen (Dott 2010). Diese nutzt zur Reinigung zusätzlich natürliche Barrieren.

Wasser ist ein wichtiger Produktionsfaktor für die Industrie. Weltweit betrachtet, wird es im Mittel allerdings nur zu ca. 10 Prozent in der Produktion verbraucht⁴ (zum Beispiel durch Verluste in thermischen Prozessen), der Großteil gelangt als Abwasser in die kommunalen Kläranlagen oder wird direkt in Gewässer eingeleitet (Geißen und Kim 2008). Abgesehen von den Kraftwerken, die in dominierender Menge Wasser zur Kühlung einsetzen, werden 91 Prozent des von der Industrie in Deutschland benötigten Wassers

in der Chemischen Industrie, der Metallherzeugung/-bearbeitung, der Papier- und Lebensmittelindustrie sowie der Mineralölverarbeitung eingesetzt (Hillenbrand et al. 2008). Unter Berücksichtigung aktueller Trends in der industriellen Wassernutzung haben Hillenbrand et al. eine Abschätzung der Veränderungen des Wassereinsatzes in den einzelnen Branchen und der zu erwartenden Entwicklung des spezifischen Wassereinsatzes bis 2020 vorgenommen (siehe Tabelle 4-2). Demnach ist durch die Verbesserung der Wassereffizienz und durch technischen Fortschritt mit einem weiteren Rückgang des industriellen Wasserbedarfs in Deutschland zu rechnen. Zur Schließung der Wasserkreisläufe und Entlastung der Gewässer wird in vielen Branchen bereits untersucht, welche problematischen Stoffe in den Abwässern enthalten sind und wie diese am kostengünstigsten entfernt werden können. Ein wichtiger Aspekt dabei ist die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Abwässern. Für eine solche Wertstoffrückgewinnung sind hochselektive Trennverfahren notwendig, bei denen offensichtlich die Membrantechnik eine erhebliche Rolle spielt. Geißen und Kim (2008) berichten beispielsweise von bereits eingesetzten Rückgewinnungsverfahren von Natronlauge, Tensiden und Iod. Einen Überblick über den aktuellen technischen Stand in den verschiedenen Industriebereichen bietet das Institute for Prospective Technological Studies der gemeinsamen Forschungsstelle der Europäischen Kommission (Joint Research Center, Best Available Techniques Reference Documents, siehe unter <http://eippcb.jrc.es/>).

Zu den Gefährdungspotenzialen der Abwasserwiederverwendung zählen in erster Linie Infektionsrisiken mit Gefahren für die menschliche Gesundheit, Verunreinigungen durch unerwünschte Spurenstoffe und Umweltrisiken.

⁴ Unter Wasserverbrauch wird die Differenz zwischen dem Wassereinsatz und dem abgeleiteten Abwasser verstanden, die sich insbesondere durch Wasserverluste, Verdunstung, Trocknung von Produkten, Wasser in Produkten (zum Beispiel in der Lebensmittelindustrie) und Wasser in Abfallschlammern ergibt (Hillebrand et al. 2008).

Tabelle 4-3: Entwicklung des spezifischen Wassereinsatzes in verschiedenen Branchen der produzierenden Industrie in Deutschland bis 2020 (Hillenbrand et al. 2008)

INDUSTRIE-BRANCHE	ENTWICKLUNG DES WASSERINTENSITÄTSFAKTORS ⁵ 1991 BIS 2004	AKTIVITÄTEN ZUR EFFIZIENTEN WASSERNUTZUNG	ERWARTETE ENTWICKLUNG BIS 2020
Chemische Industrie	gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): - 3,4 Prozent pro Jahr	hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnik spielt wichtige Rolle	Rückgang um 30-40 Prozent
Metallerzeugung/-verarbeitung	sehr starker Rückgang bis 2001; danach nur noch geringer Rückgang; für gesamten Zeitraum (1991 bis 2004) Rückgang um 3,6 Prozent pro Jahr	hohe Aktivitäten bei Maßnahmen zur Verbesserung der Wassereffizienz	Rückgang um 20-30 Prozent
Papierindustrie	bezogen auf produzierte Papiermenge gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): - 4,1 Prozent pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnik spielt wichtige Rolle; teilweise Umstellung auf abwasserfreie Betriebsweise	Rückgang um 40-50 Prozent
Lebensmittelindustrie	gleichmäßiger Rückgang; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): - 2,1 Prozent pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; hohe Aktivitäten bei prozessintegrierten Maßnahmen; Membrantechnik spielt wichtige Rolle	Rückgang um 20-30 Prozent
Mineralölverarbeitung	Bezugsgröße: Rohölmenge; gleichmäßiger Rückgang seit 1991; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): -3,7 Prozent pro Jahr	weitgehende Schließung der Kühlkreisläufe; Membrantechnik hat bislang nur geringe Bedeutung	Rückgang um 20-30 Prozent
Textilindustrie	starke Veränderungen in der Branche: Rückgang der Wertschöpfung um 52 Prozent; Rückgang der Zahl der Betriebe seit 1995 um 43 Prozent; bis 1998 Anstieg, danach starker Rückgang des Wasserintensitätsfaktors; Veränderung im letzten Erfassungszeitraum (2001 bis 2004): - 6,1 Prozent pro Jahr	starke Forschungsaktivitäten; Membrantechnik spielt wichtige Rolle	Rückgang um 30-40 Prozent

An erster Stelle steht die Hygiene bzw. der Schutz der menschlichen Gesundheit:

- Hygiene/Schutz der menschlichen Gesundheit: Krankheitserreger (Wurmeier, Viren, Bakterien, Parasiten), toxische Stoffe
- Schutz von Boden und Pflanzen: Salz- und Schwermetalle, pflanzentoxische Ionen (zum Beispiel Bor, Chlorid, Natrium), zu hohe Nährstoffgehalte (N und P)
- Schutz des Grundwassers: insbesondere bei der saisonalen Speicherung von Bewässerungswasser; Verunreinigungen

Für die Akzeptanz der Nutzung von Abwasser sind darüber hinaus sensorische Aspekte relevant (Geruchsbildung, Verfärbungen).

Tabelle 4-4 gibt einen Überblick über die Anwendungsmöglichkeiten für eine Wiederverwendung von Wasser und über die damit in den jeweiligen Bereichen verbundenen Herausforderungen und Gefährdungspotenziale.

4.4.2.2 Qualitätsstandards und -anforderungen für verschiedene Wassernutzungen

Die Qualitätsanforderungen an Wasser für eine Wiederverwendung werden durch die Art der vorgesehenen Nutzung

⁵ Der Wasserintensitätsfaktor beschreibt das Verhältnis zwischen Wasserbedarf und Bruttowertschöpfung. Das heißt, wenn mit einem Rückgang des Wasserbedarfs gleichzeitig die Bruttowertschöpfung zurückgeht, hat dies nur geringe Auswirkungen auf den Wasserintensitätsfaktor (ebenda).

Tabelle 4-4: Nutzungs- und Gefährdungspotenziale für die verschiedenen Anwendungen (nach EPA 2004).

ANWENDUNGSSEKTOR	ART DER WIEDERVERWENDUNG	HERAUSFORDERUNGEN UND GEFÄHRDUNGSPOTENZIALE
Bewässerung in der Landwirtschaft	Bewässerung von Feldfrüchten, Plantagen, nachwachsenden Rohstoffen, Baumschulen etc.	Gefährdung von Mensch und Pflanzen sowie Grundwasserkontamination möglich (pathogene Keime, Viren, Schwermetalle, Salze, pflanzentoxische Ionen (zum Beispiel Bor, Chlorid, Natrium), zu hohe Nährstoffeinträge ins Grundwasser, etc.); jahreszeitlich schwankende Nachfragespitzen
Industrielle Anwendungen	Kühlwasser, Prozesswasser, Rauchgaswaschanlagen etc.	Korrosion, Ablagerungen, Zuverlässigkeit der Versorgung
Grundwasseranreicherung	Wiederauffüllung der Grundwasserspeicher, saisonale Wasserspeicherung für Bewässerungszwecke, Kontrolle von Salzwasserinfiltration und Bodenabsenkungen	Anforderungen an den Boden, Bodendurchlässigkeit, Eignung des Aquifers; technische und Gesundheitsherausforderungen durch Grundwasserverunreinigungen (mikrobiologische Qualität, Gehalt an gelösten Mineralien, Schwermetalle, persistente organische Substanzen)
urbane Anwendungen	Löschwasser, Straßenreinigung, Bewässerung von Grünanlagen, Toilettenspülung	Unbedenkliche Verwendungsarten, doppelte Leitungsführung für Trink- und Brauchwasser
Umweltschutz	Aufrechterhaltung von Mindestdurchflüssen und Feuchtgebieten, Wiedervernässung, Bewässerung von Wiederaufforstungen	Stoffeinträge, Auswirkungen auf die aquatische Umwelt
Erholungszwecke	Schmuckteiche und -seen, landschaftliche Bewässerung (Golfplätze, Parks etc.), Schneemaschinen	Gesundheitliche Auswirkungen möglich

bestimmt. Die Qualität muss für die beabsichtigte Nutzung ausreichend sein. Die größten Bedenken bei einer Wasserwiederverwendung bestehen hinsichtlich gesundheitlicher Risiken. Ebenso beziehen sich auch die meisten relevanten Vorschriften und Empfehlungen überwiegend auf die hygienischen Anforderungen an das aufbereitete Wasser. Die bisher weltweit definierten Standards oder Richtlinien für die Wasserwiederverwendung variieren je nach Art der Anwendung, dem regionalen Kontext sowie auch der allgemeinen gesellschaftlichen Risikowahrnehmung.

Am bekanntesten sind die Empfehlungen der WHO (2006) und die in Kalifornien geltenden Vorschriften des *California Code of Regulations* (2000). Sie dienen weltweit als Vorlage für die Entwicklung nationaler oder regionaler Standards

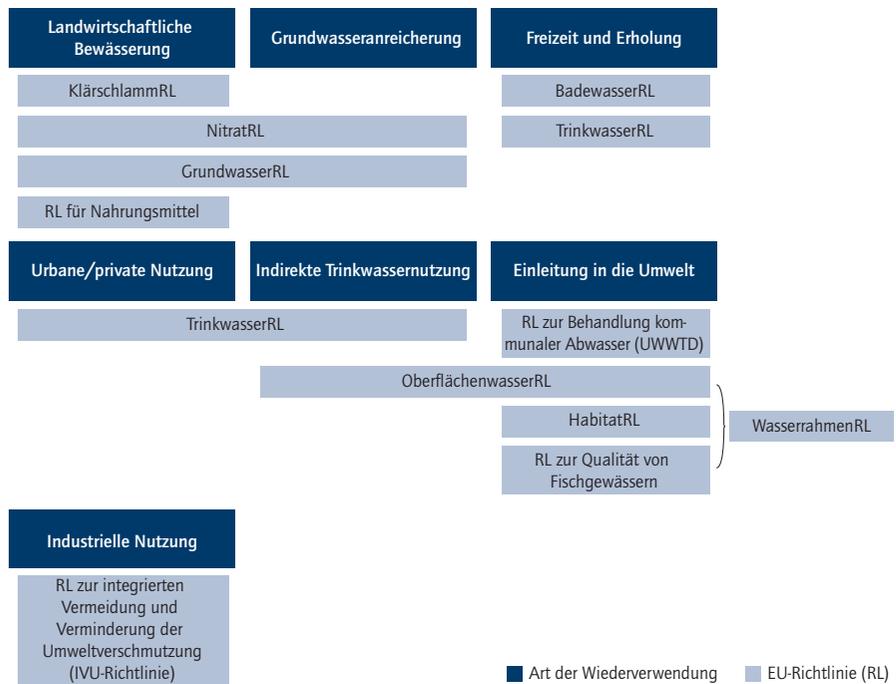
zur Wasserwiederverwendung für Bewässerungszwecke. Insbesondere die Empfehlungen der WHO haben eine Reihe von Ländern übernommen und an ihre jeweiligen Rahmenbedingungen und wirtschaftlichen Erfordernisse angepasst (Orth 2010). Die Empfehlungen enthalten die Risikoabwägung und die Kosteneffizienz als Grundprinzipien. Damit wird der Tatsache Rechnung getragen, dass im Einzelfall alternative Investitionen in beispielsweise den Ausbau der Infrastruktur oder der sanitären Ausstattung effizienter zu einer Verbesserung der allgemeinen gesundheitlich-hygienischen Verhältnisse vor Ort beitragen als eine aufwändige Abwasseraufbereitung (ebenda). Auch auf chemische Spurenstoffe, Pharmazeutika und endokrin wirksame Substanzen gehen die WHO-Empfehlungen ein.

Auf europäischer Ebene gibt es keine explizit an die Wasserwiederverwendung adressierten Richtlinien. Im EU-Wasserrecht sind jedoch die Grundsätze für die Vorsorge und ökologische Nachhaltigkeit fest verankert. Besonders hervorzuheben sind die EG-Grundwasserrichtlinie (2006), die EG-Trinkwasserrichtlinie (1998) sowie die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000). Die WRRL definiert europaweit verbindliche Qualitätsvorgaben für Oberflächengewässer und das Grundwasser. Primäre Zielsetzung ist, bis zum Jahr 2015 einen guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Als gefährliche Stoffe werden im Sinne des Artikels 2 der WRRL die Stoffe oder Stoffgruppen verstanden, die toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind und weitere, die in ähnlichem Maße Anlass zur Besorgnis geben. Auch wenn kein direkter Bezug zur Wasserwiederverwendung enthalten ist, so führt sie doch zusätzlich zur qualitativen Dimension die quantitative Dimension von Wassermanagement ein. In den EG-Richtlinien für Badewasser (2006) und für Trinkwasser (1998) sind auf Mikroorganismen zurückzuführende akute Gesundheitsrisiken konkret angesprochen.

Abbildung 4-9: Arten der Wiederverwendung von Wasser mit den jeweils relevanten europäischen Richtlinien (Aquarec 2006).

Anmerkung: UWWT: Urban Waste Water Treatment Directive 91/271/EEC; IPPC: Integrated Pollution Prevention and Control Directive 96/61/EC



Die EG-Abwasserrichtlinie UWWT (91/271/EC) trifft die Aussage, dass aufbereitetes Abwasser wiederverwendet werden soll „*whenever appropriate*“, spezifiziert diese Angemessenheit aber nicht weiter (Hochstrat et al. 2008). Die Abbildung 4-9 gibt einen Überblick über die auf europäischer Ebene relevanten Vorgaben.

Auf nationaler Ebene sind die Anforderungen an aufbereitetes Wasser in den Vorschriften, fachlichen Empfehlungen und allgemein anerkannten Regeln der Technik der betroffenen Fachgebiete definiert. Beispielsweise sind in Deutschland in verschiedenen Verordnungen und Normen auf Bundes- und Landesebene zu den unterschiedlichen Teilbereichen Vorgaben enthalten zu (nach Slavik und Uhl 2011):

- Trinkwasser,
- Betriebs-/Brauchwasser,
- Bewässerungswasser,
- Tränkwasser,
- Badewasser und
- Reinstwasser.

Trinkwasser: Die in Deutschland geltende Trinkwasserverordnung (derzeit TrinkwV 2001) bestimmt, dass Wasser für den menschlichen Gebrauch frei von Krankheitserregern sowie genusstauglich und rein sein soll. Sie enthält Anforderungen und konkrete Grenzwerte für mikrobiologische, chemische und Indikatorparameter (Paragraphen 5 bis 7 bzw. Anlagen 1 bis 3). Die Grenzwerte gelten für Wasser aus Leitungen an den Zapfstellen, für Wasser aus Tankfahrzeugen am Tankfahrzeug, für Flaschenwasser am Punkt der Abfüllung und für Wasser zur Verwendung in Lebensmittelbetrieben. Für die aus gesundheitlicher Sicht besonders relevanten mikrobiologischen und chemischen Parameter sind Grenzwertüberschreitungen nur sehr begrenzt zugelassen, während die Indikatorparameter keinen eigentlichen Grenzwertcharakter besitzen. Letztere dienen vorrangig der

Überwachung von Trinkwasseraufbereitung und -verteilung. Eine Überschreitung der Indikatorparameter ist nicht direkt mit einem gesundheitlichen Risiko für den Verbraucher verbunden, weist aber indirekt auf Veränderungen der Wasserqualität hin (zum Beispiel durch Verunreinigungen oder Belastungen des Rohwassers, eine unzureichende oder nicht optimale Aufbereitung oder durch Rücklösungen im Leitungsnetz). In Paragraph 5 Absatz 4 wird eine Aufbereitung, gegebenenfalls unter Einschluss einer Desinfektion, gefordert. Die für Aufbereitung und Desinfektion zugelassenen Stoffe und Verfahren werden gemäß Paragraph 11 TrinkwV durch das Umweltbundesamt (UBA) aufgelistet (veröffentlicht im Bundesgesundheitsblatt, Heft 10, 2002) und regelmäßig aktualisiert.

Betriebs- und Brauchwasser: Die Verwendung von Regen- und Brauchwasser, welches nicht den Anforderungen nach TrinkwV 2001 entspricht, ist nur für Zwecke zulässig, bei denen die Wasserbeschaffenheit keine Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit hat. Daher beschränkt sich die Verwendung von Brauchwasser in erster Linie auf Gartenbewässerung, Toilettenspülung und Wäschewaschen.

Bewässerungswasser: Für die Beurteilung der Qualität von Bewässerungswasser sind bakteriologische Kriterien von ausschlaggebender Bedeutung, aber auch die chemische Beschaffenheit bestimmt die Eignung von Wasser für Bewässerungszwecke. Die folgenden Gesetze und technischen Vorschriften sind für die Wasserwiederverwendung zu Bewässerungszwecken zu berücksichtigen: das Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009), das Düngegesetz (DüngG 2009), die Düngemittelverordnung (DüMV 2008) und die DIN 19650 (1999). Um die Nutzung von gereinigtem Abwasser für Bewässerungszwecke nicht durch überzogene Qualitätsstandards zu behindern, wurden anstelle starrer Grenzwerte für einzelne Krankheitserreger epidemiologische Erkenntnisse für die Erstellung einer WHO-Richtlinie

genutzt (WHO 1989 und 2006). Hierin sind hygienische Qualitätsanforderungen für die Verwendung von gereinigtem Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft festgehalten. Eine Ergänzung dieser rein mikrobiologischen Qualitätsanforderungen um physikalisch-chemische Parameter stellen die Empfehlungen der FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) dar (Ayers und Westcot 1985). Vorderstes Ziel dieser Qualitätsstandards ist allerdings die Sicherung der Bodenqualität. Diese durch UN-Organisationen formulierten Regelungen besitzen keinen rechtsverbindlichen Charakter.

In Deutschland gibt es keine sich allein auf die Abwasserwiederverwendung beziehende Richtlinie. Bundeseinheitliche Standards und Kriterien zu hygienisch-mikrobiologischen sowie hygienisch-chemischen Belangen für Bewässerungswasser enthält die DIN 19650 (1999). Demnach kann Bewässerungswasser als hygienisch unbedenklich bezeichnet werden, „wenn es Krankheitserreger oder Stoffe nicht oder nur in Konzentrationen enthält, die Mensch und Tier nicht schädigen können“. Die hygienisch-mikrobiologischen Parameter werden in vier Eignungsklassen zur Bewässerung für Gewächshaus- und Freilandkulturen eingeteilt. In Ergänzung zu dieser DIN beschreiben Albrecht und Pflieger (2004) Toleranzbereiche für chemische und sonstige Parameter, Richtwerte für mikrobiologische Kenngrößen und Empfehlungen zu Einsatzmöglichkeiten qualitativ unterschiedlichen Wassers für Bewässerungszwecke.

Tränkwasser: Einzig im Anhang III der Verordnung zur Futtermittelhygiene (EG Nr. 183/2005) wird im Abschnitt „Futtermittel und Wasser“ eine für die Tiere „geeignete“ Beschaffenheit für Tränkwasser festgelegt. Aufgrund des Fehlens präzise formulierter Anforderungen an die Tränkwasserqualität hat das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) einen Orientierungsrahmen zur futtermittelrechtlichen Beurteilung der hygienischen Qualität von Tränkwasser geschaffen

(BMELV 2010). Dieser enthält eine Zusammenstellung und Beschreibung der wesentlichen Anforderungen an die hygienische Qualität von Tränkwasser.

Schwimm- und Badebeckenwasser: In Deutschland herrscht allgemein die Auffassung, dass das Wasser möglichst den Qualitätskriterien von Trinkwasser entsprechen sollte. Bislang existiert jedoch keine bundeseinheitliche, rechtsverbindliche Regelung für Anforderungen an die Qualität und zur Überwachung von Schwimm- und Badebeckenwasser. Zum Schutz der menschlichen Gesundheit beim Gebrauch von Schwimm- und Badebeckenwasser gelten daher die in Teil 1 der DIN 19 643 „Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser“ vom April 1997 festgelegten Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit. Da eine entsprechende Rechtsverordnung (SchwimmbwV) bisher nur als Entwurf existiert, wird die DIN 19 643 als quasi vorweggenommene Ausführungsbestimmung zum Paragraph 11 des Bundesseuchengesetzes (BSeuchG) betrachtet. Die hygienische Überwachung öffentlicher und gewerblicher Bäder obliegt den Gesundheitsämtern.

Reinstwasser: Reinstwasser wird in zahlreichen industriellen Prozessen eingesetzt, wie beispielsweise in der Pharmazeutischen Industrie, in der Elektronikindustrie (zum Beispiel als Spülwasser bei der Mikrochipherstellung) und in der chemischen Analytik. Es gilt als ein wichtiges Lösungsmittel, an welches höchste Anforderungen gestellt werden. Aus diesem Grund gibt es einige Richtlinien und DIN-Normen für die Beurteilung der Reinstwasserqualität. Anforderungen und Prüfmethode für Wasser für analytische Zwecke sind in der DIN ISO 3696 enthalten. In dieser internationalen Norm wird die Qualität von Wasser für analytische Zwecke in drei Klassen eingeteilt: Für die „anspruchsvollsten analytischen Anforderungen“ (zum Beispiel Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie) muss das Wasser „grundsätzlich frei von gelösten und kolloidalen, ionogenen und organischen Verunreinigungen“ sein (Qualitätsklasse 1). Für

etwas weniger anspruchsvolle analytische Verfahren (zum Beispiel Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)) und für Spurenbestimmungen dürfen „sehr geringe anorganische, organische oder kolloidale Verunreinigungen“ vorhanden sein (Qualitätsklasse 2). Für die dritte Qualitätsklasse erfolgt die Herstellung des Wassers mittels einfacher Destillation, Deionisierung oder Umkehrosmose. Mit diesem Wasser lassen sich die meisten nasschemischen Laborverfahren durchführen und Reagenzlösungen herstellen.

Bei der Wasseraufbereitung werden je nach Aufbereitungsziel unterschiedliche Anforderungen an die Wasserqualität

und das Aufbereitungsverfahren sowie die Betriebskriterien und Sicherheitsstandards gestellt – die höchsten jedoch an die Sicherstellung und Gewährleistung der öffentlichen Gesundheit – und dies für alle Arten der Wasserverwendung gleichermaßen. Daher stehen die mikrobiologischen Parameter an vorderster Stelle für die Wasserwiederverwendung. Die US-amerikanische Umweltbehörde EPA hat in ihren Richtlinien zur Wasserwiederverwendung wesentliche Qualitätsparameter und Ziele für eine Wasseraufbereitung zusammengestellt (EPA 2004):

Tabelle 4-5: Zusammenstellung von Qualitätsparametern für eine Wasserwiederverwendung (EPA 2004).

PARAMETER	BEDEUTUNG FÜR DIE WIEDERVERWENDUNG	ÜBLICHE ABLAUFWERTE VON BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (OHNE NÄHRSTOFFELIMINATION)	REINIGUNGSZIEL FÜR WASSER ZUR WIEDERVERWENDUNG
Abfiltrierbare Stoffe	Maß für partikuläre Stoffe. Kann mit mikrobieller Kontamination zusammenhängen. Kann Desinfektion behindern. Verstopfungsgefahr für Bewässerungssysteme. Führt zu Ablagerungen.	5 mg AFS/l - 50 mg AFS/l	< 5 mg AFS/l - 30 mg AFS/l
Trübung		1 - 30 NTU	< 0,1 - 30 NTU
BSB ₅	Organisches Substrat für Wachstum der Mikroorganismen. Kann eine Wiederkeimung in Rohrleitungen und mikrobielles Fouling begünstigen.	10 - 30 mg/l	<10 - 45 mg/l
CSB		50 - 150 mg/l	< 20 - 90 mg/l
TOC		5 - 20 mg/l	< 1 - 10 mg/l
Gesamtcoliforme Bakterien	Maß für Infektionsrisiko aufgrund der potenziellen Anwesenheit von pathogenen Keimen.	<10 - 10 ⁷ cfu/100ml	< 1 - 200 cfu/100ml
Fäkalcoliforme Bakterien		<1 -10 ⁶ cfu/100ml	< 1 - 10 ³ cfu/100ml
Helmintheneier		<1/l -10/l	< 0,1 - 5/l
Viren		<1/l - 100/l	< 1/50 l
Schwermetalle	Einige Elemente (Cd, Ni, Hg, Zn etc.) sind pflanzengiftig und es bestehen Grenzwerte für die Bewässerung	-	< 0,001 mg Hg/l < 0,01 mg Cd/l < 0,1 - 0,02 mg Ni/l
Anorganische Stoffe	Hoher Salz- und Bor-Gehalt (>1mg/l) sind nachteilig für die Bewässerung	-	< 450 mg TDS/l
Restliche Chlorverbindungen	Zur Verhinderung einer Wiederkeimung. Übermäßiger Anteil an freiem Chlor (>0,05) kann für einige Kulturpflanzen schädlich sein	-	0,5 - >1 mg Cl/l
Stickstoff	Dünger für die Bewässerung. Kann zu Algenwachstum, Korrosion (N-NH ₄) und Verblockung (P) beitragen	10 - 30 mg N/l	<1 - 30 mg N/l
Phosphor		0,1 - 30 mg P/l	<1 - 20 mg P/l

NTU= Nephelometric Turbidity Unit; TDS= Total Dissolved Solids, AFS= abfiltrierbare Stoffe, CFU = colony forming units

Im EU-Projekt *Integrated Concepts for reuse of Upgraded Wastewater* (Aquarec) wurden nutzungsbedingte Anforderungen für mikrobielle und chemische Parameter entwickelt (Aquarec 2006). Unterschieden wird hier zwischen Nutzungskategorien wie Bewässerung, Einleitung in die Umwelt, indirekte Einleitung in Rohwasserquellen sowie industrielles Kühlwasser. Die Parameter reichen von pathogenen Mikroorganismen über chemische Substanzen bis zu physikalischen Parametern

(zum Beispiel elektrische Leitfähigkeit). Zu den biologischen Parametern zählen die Bakterienzahl, fäkale Verunreinigungen (Coliforme), Legionellen, Salmonellen und andere. Da ein Monitoring nicht für alle möglichen Krankheitserreger (Pathogene) durchführbar ist, werden für die Überwachung spezifische Indikatororganismen herangezogen (Coliforme, Coliphagen). Eine Auswahl der Parameter für die einzelnen Qualitätsstufen zeigt Tabelle 4-6.

Tabelle 4-6: Qualitätsstufen für unterschiedliche Anwendungen von aufbereitetem Abwasser (auszugsweise Ergebnisse des Aquarec-Projekts (Aquarec 2006, Dott 2010)).

PARAMETER	KATEGORIE	BEWÄSSERUNG	EINLEITUNG IN DIE UMWELT	INDIREKTE EINLEITUNG IN ROHWASSERQUELLEN	INDUSTRIELLES KÜHLWASSER
KBE [ml ⁻¹]		<10.000-<100.000	<10.000-<100.000	<100.000	< 10.000
Coliforme [ml ⁻¹]		n. vorh.	<10.000	<10.000	<10.000
Coliphagen [ml ⁻¹]		<1-<100	-	-	-
pH		6,0 - 9,5	6,0 - 9,5	7,0 - 9,0	7,0 - 8,5
BSB ⁵ [mg/l]		10 - 20	10 - 20	-	-
CSB [mg/l]		100	70 - 100	70 - 100	70
AOX [mg/l]		-	-	0,025	-
Leitfähigkeit [µS/cm]		3000	3000	700	-
Kjeldahl-N[mg/l]		15 - 20	10 - 20	-	10
Ammonium-N[mg/l]		2 - 20	1,5	0,2	1,5
Chlorid[mg/l]		250	250 - 400	100	400
Sulfat[mg/l]		500	500	100	-
Pestizide ¹ [mg/l]		0,05	0,05	0,0001 ⁵	-
Komplexbildner[mg/l]		0,0001	0,0001	0,0001	-
NDMA [mg/l]		0,03	0,03	0,0001	-
Benzo(a)pyren [mg/l]		0,1	0,00001	-	-
EDCs ² [mg/l]		0,0001	0,0001	0,0001	-
Pharmaka ³ [mg/l]		-	0,0001	0,0001	-
Chrom ⁴ [mg/l]		0,1 - 0,01	0,1 - 0,01	0, 025	-
Cadmium [mg/l]		0,005	0,005	0,003	-
Quecksilber [mg/l]		0,001 - 0,002	0,001 - 0,002	0,0005	-

n. vorh.: nicht vorhanden; - nicht genannt; ¹: Gesamtpestizidgehalt; ²: Endokrin wirksame Substanzen (E-Screen); ³: Gehalt der einzelnen Substanzen; ⁴: Gesamtchromgehalt; ⁵: Pro Einzelsubstanz, KBE = koloniebildende Einheit

4.4.2.3 Aufwand und Kosten der Aufbereitung in Bezug zur Rohwasserqualität

Hochwertiges Grundwasser wird nicht für alle industriellen Prozesse und Anwendungen benötigt, eventuell ist es auch nicht besonders geeignet. So sind beispielsweise Härtebildner und Salze, wie sie im Grundwasser enthalten sind, im Waschwasser eher unerwünscht (Cornel und Meda 2010). Da die Aufbereitung von Abwasser mit teils hohen Kosten verbunden ist, sprechen neben der Ressourceneinsparung auch ökonomische Anreize für eine an den Anforderungen des Einsatzzwecks ausgerichtete Reinigung des Abwassers. Cornel und Meda (2010) betonen die erzielbaren Energieeinsparungen durch eine entsprechende Wasserwiederverwendung. Anhand verschiedener Praxisbeispiele verdeutlichen sie die Abhängigkeit des Energieverbrauchs vom Aufbereitungsaufwand und der angestrebten Qualität. Sie kommen zu folgender Bewertung:

- *„Der Transport von Wasser und Abwasser sowie die Trinkwasserverteilung und Abwassersammlung schlagen sich erheblich in der Energiebilanz nieder. Dies spricht für eine kleinräumige Aufbereitung und Verwendung von Brauchwasser.“*
- *Die Nutzung von Brauchwasser aus gereinigtem Abwasser ist wesentlich energieeffizienter als die Entsalzung von Brack- und Salzwasser (0,11 - 0,32 Kilowattstunden pro Kubikmeter im Vergleich zu 2-4 Kilowattstunden pro Kubikmeter).*
- *Der Ersatz von Frischwasser durch Brauchwasser spart nicht nur Wasserressourcen, sondern kann ein wesentlicher Beitrag zur Senkung des Energieverbrauchs sein.“*

Für die Bereitstellung von Trinkwasser werden weltweit verschiedene Rohwasserressourcen genutzt. In Deutschland wird der Wasserbedarf zu zwei Dritteln aus Grundwasser gedeckt, der Anteil von Oberflächenwasser beträgt rund ein Fünftel und der übrige Anteil wird aus Quellwasser

und Uferfiltrat gespeist (Statistisches Bundesamt 2007). Die gelösten und suspendierten Inhaltsstoffe natürlicher Wässer sind charakteristisch für die Umgebung, aus der sie stammen und durch die sie geflossen sind. Daraus resultiert eine Abhängigkeit der Rohwasserqualität von der Art des Wassers (Grundwasser, Oberflächenwasser) sowie von der geographischen Region (zum Beispiel geologische Gegebenheiten, Einfluss von Siedlungen oder Landwirtschaft). Daraus lässt sich ableiten, dass für die Aufbereitung von Rohwässern verschiedener Qualität unterschiedliche Aufbereitungsprozesse und –grade erforderlich sind. Die Rohwasserart und -qualität hat demnach einen entscheidenden Einfluss auf den Aufwand, der für die Bereitstellung von Wasser für spezielle Nutzungen betrieben werden muss, und somit letztendlich auch auf die dabei entstehenden Kosten. Neben Rohwasserart und -qualität werden die Kosten für die Bereitstellung von Wasser durch weitere Faktoren bestimmt, zum Beispiel durch den Automatisierungsgrad der eingesetzten Technologien oder die Struktur der Schutzgebiete (Pietzuch et al. 2007).

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwieweit sich Veränderungen der Rohwasserqualität auf den Aufwand und die Kosten der Aufbereitung auswirken, wurde zum Beispiel im BMBF-Verbundprojekt *IntegTa* (IntegTa 2010) ein entsprechendes Modell entwickelt. Dieses ermöglicht eine Beschreibung der Auswirkungen verschiedener Rohwasserqualitäten auf die Trinkwasseraufbereitung mittels Flockungsfiltration. Mit dem entwickelten Modell können akzeptable Bereiche für die die Rohwasserqualität beschreibenden Parameter TOC und Trübung als Maß für eine optimale Trinkwasseraufbereitung ermittelt werden (Skibinski et al. 2010). Da Kosten aber spezifisch für die jeweilige Situation in einem Wasserwerk sind, können sie nicht allgemein, sondern nur individuell angegeben werden. Der im *IntegTa*-Projekt entwickelte Ansatz hat sich bei der Ermittlung von spezifischen Kosten als Funktion der Rohwasserqualität für das Verfahren

der Flockungsfiltration als geeignet erwiesen (Slavik und Uhl 2011). Ergebnisse entsprechender Untersuchungen anderer Aufbereitungsverfahren liegen noch nicht vor.

4.4.2.4 Verfahren der Wasseraufbereitung

Die Wasseraufbereitungstechnologien in Deutschland weisen einen international anerkannten hohen Stand auf. Box 4-4 zeigt einen Überblick über das Spektrum der bewährten konventionellen Aufbereitungsverfahren, wie sie insbesondere in der Trinkwasseraufbereitung sowie zum Teil auch in der Abwasserreinigung zum Einsatz kommen (s. auch Slavik und Uhl 2011). Sowohl im Bereich der Wasser- als auch der Abwasserbehandlung haben jedoch seit Mitte der 1990er Jahre die Forschungsaktivitäten nochmals deutlich zugenommen (Hillenbrand et al. 2008). Innovative Ansätze in der Abwasseraufbereitung liegen insbesondere in der Weiterentwicklung der Anwendung von Technologien durch die Kombination von verschiedenen Verfahren. Darüber hinaus verfügen einige Verfahren über eine kombinierte Wirkungsweise; das heißt verschiedene Trenn- oder Aufbereitungsprozesse wirken innerhalb eines Verfahrens, oder ein Verfahren vermag mehrere Stoffgruppen zu entfernen. Bei der

Flockung/Flockenabtrennung beispielsweise werden neben den Partikeln auch gelöste organische (DOC) und anorganische Stoffe (Phosphat, Spurenmetalle und Metalloide) zum Teil sehr gut entfernt (Slavik und Uhl 2011). Bei allen Festbett-Verfahren mit Schüttungen körniger Medien sind neben den Kernaufgaben Partikelabscheidung, Adsorption oder Reaktion biologische Umsetzungen möglich und nutzbar. Die Ozonung oxidiert anorganische Stoffe, wandelt organische Stoffe um und hat sich, bei entsprechender Auslegung, als sehr gute Desinfektionsstufe bewährt, auch gegenüber Parasiten. Die Bodenpassagen sind hervorragende Verfahrensstufen mit multipler Wirkung und hoher Stabilität bei mikrobiellen, partikulären und chemischen Stoffen (ebenda). Einen besonderen Innovationsschub hat die Wasseraufbereitung in den letzten Jahren durch die verstärkte Einführung der Membranfiltration erfahren. Gleiche Tendenzen sind auch in der Abwasserreinigung zu erkennen.

In der Praxis wurden in den letzten Jahren zahlreiche technische Ansätze zur weitergehenden Abwasseraufbereitung, zur Reduktion des Wasserverbrauchs und zur Schließung von Wasserkreisläufen in verschiedenen Industriebranchen

Box 4-4: Konventionelle Verfahren der Wasseraufbereitung

Flockung: Ein sehr häufig eingesetztes Verfahren zur Entfernung von gelösten, kolloidalen und fein suspendierten Stoffen sowie von mikrobiologischen Verunreinigungen. Durch Zugabe von Flockungsmitteln werden Wasserinhaltsstoffe in abtrennbare Aggregate überführt, die in einem nachgeschalteten, mechanischen Abtrennverfahren (Filtration, Sedimentation oder Flotation) aus dem Wasser entfernt werden (zum Beispiel Jekel 2004).

Filtration: Für die Aufbereitung von Grund- und Oberflächenwasser ist die Tiefenfiltration eines der am häufigsten zum Einsatz kommenden Verfahren. Hauptanwendungsgebiete der Tiefenfiltration sind die Aufbereitung von Rohwässern zu Trinkwasser, Betriebs- bzw. Brauchwasser sowie zu Kühl- und Kesselspeisewasser (zum Beispiel Gimbel 2004). Die eingesetzten Tiefenfilter - hauptsächlich Schnellfilter gemäß DIN 19 605 - sind bezüglich Design und Betriebsweise außerordentlich vielfältig.

Gasaustausch: Mittels Gasaustausch werden in der Trinkwasseraufbereitung unerwünschte gasförmige Stoffe aus dem Rohwasser entfernt und/oder Gase in das Wasser eingetragen. Der Gasaustausch kann als einzelner Verfahrensschritt oder in Kombination mit anderen aufeinanderfolgenden Aufbereitungsprozessen erfolgen (Bächle und Wingrich 2004). Haupteinsatzgebiet ist die Entfernung der aggressiven Kohlensäure.

Chemische Oxidation: Oxidationsverfahren werden zur Entfernung und Veränderung anorganischer (zum Beispiel Eisen, Mangan, Ammonium oder Arsen) und organischer Wasserinhaltsstoffe sowie zur Desinfektion eingesetzt. Als Oxidationsmittel zur Trinkwasseraufbereitung sind in Deutschland Ozon, Sauerstoff, Kaliumpermanganat, Wasserstoffperoxid und Persulfate zugelassen (Slavik und Uhl 2011). Neben den chemischen Oxidationsmitteln gewinnt die physikalisch-chemische Oxidation mittels UV-Bestrahlung zunehmend an Bedeutung, da sie ohne Zugabe von Chemikalien auskommt. Sie kommt insbesondere bei der Desinfektion zum Einsatz.

Adsorption: Die Adsorption ist ein Aufbereitungsverfahren zur Entfernung gelöster organischer Stoffe und teilweise auch anorganischer Spurenstoffe. Bei der Trinkwasseraufbereitung werden vorrangig Aktivkohlen eingesetzt. Störende Wasserinhaltsstoffe sind unterschiedlich gut adsorbierbar, wobei unpolare Stoffe besser adsorptiv entfernt werden können (zum Beispiel Hobby 2004). Adsorptionsverfahren finden Anwendung zur Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen (einschließlich Entchlorung und Restozonentfernung), Kohlenwasserstoffen, organischen Chlorverbindungen und zahlreicher organischer Spurenstoffe sowie höhermolekularer natürlicher organischer Stoffen (zum Beispiel Huminstoffe), unter Umständen auch zur Eliminierung von anorganischen Stoffen wie Radionukliden und toxischen Metallen.

Ionenaustausch: In der Wasseraufbereitung kommen überwiegend synthetisch hergestellte Kunstharzionaustauscher zum Einsatz, die je nach Aufbereitungszweck einzeln als Kationenaustauscher bzw. Anionenaustauscher oder in Kombination verwendet werden. Bei der Verwendung von Ionenaustauschern ist zu beachten, dass die bei der Regeneration anfallenden Konzentrate zu entsorgen sind. Dabei sind die Auflagen des Gewässerschutzes zu berücksichtigen (zum Beispiel Höll 2004).

Biologische Verfahren: Biologische Verfahren werden in der Trinkwasseraufbereitung bei der Langsandsandfiltration, der Bodenpassage, der biologischen Enteisenung und Entmanganung sowie in Festbettfiltern zur Entfernung von organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC), Ammonium (Nitrifikation) und Nitrat (Denitrifikation) genutzt (zum Beispiel Uhl und Overath 2004). Die Schadstoffeliminierung erfolgt hierbei weitgehend ohne Einsatz von Chemikalien bei geringem Energieeinsatz und unter relativ geringem Abwasser- und Schlammanfall. Die Aufbereitung kann in die Wasserressourcen selbst oder in eine Untergrundpassage verlegt werden, wie zum Beispiel bei der unterirdischen Stickstoffentfernung und der Enteisenung und Entmanganung. Begrenzende Faktoren für den Einsatz biologischer Verfahren bei der Trinkwasseraufbereitung sind der geringe Gehalt an Nährstoffen im Rohwasser, die Gefahr des Austrags von Mikroorganismen (Verkeimungsgefahr nachfolgender Anlagen bzw. zusätzliche Aufbereitungsstufe erforderlich) sowie die ungenügende biologische Abbaubarkeit einiger Wasserinhaltsstoffe (zum Beispiel Chlorkohlenwasserstoffe, Schwermetalle, Röntgenkontrastmittel).

entwickelt und großtechnisch umgesetzt. Ein wesentlicher Schwerpunkt dabei lag in fast allen Branchen beim Einsatz von Membranverfahren, die mit dem Ziel der Bereitstellung von Brauchwasser zunehmend angewendet werden (Hillenbrand et al. 2008). Zur Abwasserbehandlung werden verstärkt Oxidationsverfahren (AOP-Verfahren, *Advanced Oxidation Processes*) entwickelt, die zur Eliminierung auch von schwer abbaubaren Schadstoffen im Abwasser beitragen. Die Forschungsarbeiten im Bereich der Membrantechnik zur Ab-/Wasserbehandlung konzentrieren sich in den letzten Jahren auf Weiterentwicklungen der Verfahren Umkehrosmose, Nano-, Ultra- und Mikrofiltration. Als Membranmaterialien werden sowohl organische Polymere als auch anorganische Keramiken verwendet. Anwendungen der Nanofiltration finden sich sowohl in der Abwasseraufbereitung (zum Beispiel Textil- und Farbstoffindustrie) als auch in der Trinkwasseraufbereitung bzw. Lebensmittelindustrie (Panglich und Gimbel 2008, UBA 2010). Zur Beseitigung von Viren, Bakterien und sonstigen Verunreinigungen werden zudem bereits Filtersysteme mit Nanoröhrchen aus Kohlenstoff entwickelt.

Für die Trinkwasseraufbereitung ist die Kombination von Aufbereitungsverfahren von wesentlicher Bedeutung.

Oftmals sind mehrstufige Kombinationen verschiedener Verfahren erforderlich, um die zum Teil in sehr unterschiedlichen Konzentrationen und mit unterschiedlichen Stoffeigenschaften vorliegenden Störstoffe hinreichend zu eliminieren. Auch mit Blick auf die zunehmende Problemstellung der veränderlichen Rohwasserqualitäten, besonders infolge von Extremereignissen wie zum Beispiel Hochwasser, gewinnt die mehrstufige Trinkwasseraufbereitung weiter an Bedeutung. Nur durch die Kombination mehrerer Aufbereitungsverfahren sind Wasserversorger in der Lage, adäquat auf Veränderungen der Rohwasserqualität zu reagieren und stets Trinkwasser einwandfreier Qualität an die Verbraucher abzugeben (Slavik und Uhl 2011). Kombinierte Wirkungen können bei vielen Verfahren optimal genutzt werden, wenn sie an der richtigen Stelle im Aufbereitungsgang positioniert werden (Jekel 2004). Als Beispiel ist die Wirkung Nitrifikation und AOC-Abbau in Schnellfiltern zu nennen. Bei der Aufbereitung auftretende Nebeneffekte sind bei richtiger Anordnung der Verfahrensstufen nutzbar. Weitere Beispiele sind die Mikroflokkungswirkung des Ozons mit gleichzeitiger Manganoxidation und Abtrennung des Braunsteins sowie die Arsenentfernung in Verbindung mit der Enteisenung von Grundwässern (ebenda).

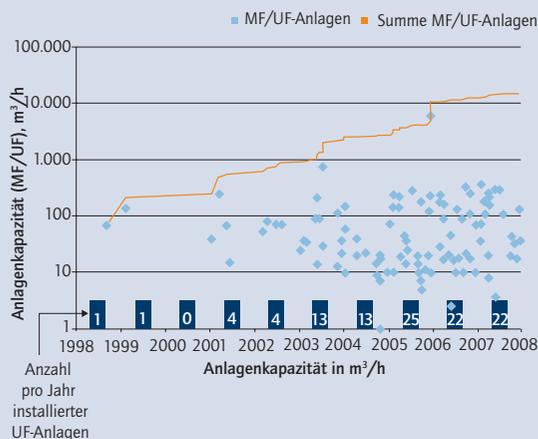
Box 4-5: Membranverfahren und Nanotechnologien im Wassersektor

In den vergangenen zehn Jahren konnte in der Membrantechnologie ein deutlicher Entwicklungssprung erzielt werden. Speziell mit der sogenannten Membranfiltration ergeben sich breite Anwendungsoptionen für die Trinkwasser- und Prozesswasseraufbereitung sowie für die Abwasserbehandlung. Bei Letzterer werden deutliche Entlastungen der Gewässer durch Abwassereinleitungen ermöglicht. Membranfiltrationsverfahren sind physikalische Trennverfahren zur Entfernung von partikulären und gelösten Wasserinhaltsstoffen aus dem Rohwasser. Unterschieden wird zwischen Mikro-, Ultra- und Nanofiltration sowie Umkehrosmose. Das Hauptproblem beim Betrieb von Membrananlagen stellt die Membranverblockung infolge von Fouling und Scaling dar. Darunter werden Ablagerungen auf der Membranoberfläche verstanden, die sich bei der Rückhaltung von Wasserinhaltsstoffen durch die Membran ausbilden. Beim Fouling

handelt es sich um Ablagerungen, die durch Kolloide, spezielle Metalloxide oder Mikroorganismen hervorgerufen werden. Zur Vorbehandlung des Rohwassers vor der Membranfiltration ist eine hinreichende Entfernung dieser Störstoffe mit den konventionellen Verfahren der Wasseraufbereitung relativ gut möglich. Scaling verursachende Substanzen sind dagegen nur mit größerem Aufwand von der Membran zu entfernen. Scaling wird von ionogenen Wasserinhaltsstoffen durch die Bildung von schwerlöslichen Fällungsprodukten wie beispielsweise CaCO_3 , CaSO_4 oder BaSO_4 verursacht. Neben der Konzentration der im Fällungsprodukt enthaltenen Ionen spielen weitere Faktoren wie Temperatur, pH-Wert und Ionenstärke eine wesentliche Rolle (Slavik und Uhl 2011).

Beim Einsatz kommunaler Membranbelebungsanlagen nimmt Deutschland neben Großbritannien eine Vorreiterrolle ein. Mehr als 80.000 Kubikmeter Abwasser täglich werden derzeit in 19 kommunalen Membranbelebungsanlagen in Deutschland mit Membrantechnik gereinigt (Pinnekamp et al. 2008).

Abbildung 4-10: Entwicklung der Anwendung der Membrantechnik im Trinkwassersektor in Deutschland (modifiziert nach Lipp und Baldauf 2008)



Mehr als 80.000 Kubikmeter Abwasser täglich werden derzeit in 19 kommunalen Membranbelebungsanlagen in Deutschland mit Membrantechnik gereinigt (Pinnekamp et al. 2008). Bei der Oberflächen- und Quellwasseraufbereitung werden zunehmend Mikro- und Ultrafiltration eingesetzt, durch die ein trübstofffreies Filtrat unabhängig von Schwankungen des Trübstoffgehaltes des Rohwassers erzielt werden kann. Bei der Trinkwasseraufbereitung betragen die installierten Aufbereitungskapazitäten in Deutschland bereits ca. 400.000 Kubikmeter pro Tag (Lipp und Baldauf 2008).

Auch nanotechnische Produkte kommen in der Trinkwasseraufbereitung, der Abwasserreinigung und der Grundwassersanierung bereits zum Einsatz. Neben den kommerziell verfügbaren Produkten und Anwendungen befinden sich zahlreiche Techniken noch im Entwicklungs- oder Teststadium. Große Potenziale werden im Bereich der Meerwasserentsalzung gesehen, zur Beschichtung zum Beispiel von Membranen oder auch als Nano-reagenzien, zum Beispiel für den Abbau chlorierter organischer Schadstoffe im Grundwasser (UBA 2010b).

4.4.2.5 BEWÄSSERUNGSWASSER AUS ABWASSER

Ein relativ neues Einsatzgebiet der Umkehrosmose ist die Kombination mit den Niederdruckmembrantechnologien Ultrafiltration und Mikrofiltration zur Aufbereitung sekundärer Abwässer⁶ (Slavik und Uhl 2011). In Wasserrückgewinnungsanlagen wird Abwasser zunächst biologisch mit-

tels konventioneller Belebtschlamm-Methode oder in einem Membran-Bioreaktor (MBR) behandelt. Bei der Abwasserwiederverwertung werden im nachfolgenden Umkehrosmose-Prozess Membranen mit geringem Foulingpotenzial und geeignete Reinigungsmethoden eingesetzt. Zur optimalen Vermeidung von Fouling werden die dafür relevanten Feststoffe durch Niederdruckmembranen (UF/MF) entfernt, die

⁶ Unter sekundärem Abwasser wird Abwasser verstanden, das unter Verwendung mechanischer und mikrobiologischer Prozesse gereinigt wurde.

der Umkehrosmostufe vorangeschaltet sind. Durch die Kombination der Umkehrosmostufe mit der Ultrafiltration/ Mikrofiltration kann Wasser fast jeder Qualität produziert werden, was großtechnisch an der NEWater-Anlage in Singapur demonstriert wurde (Fritzmann et al. 2007). Trotzdem wird die Wasserrückgewinnung aus Abwasser nicht direkt zur Trinkwasserproduktion genutzt, sondern vielmehr zur Grundwasseranreicherung sowie zur Herstellung von Bewässerungswasser.

Eine der weltweit größten Anlagen zur Abwasserbehandlung und -wiederverwertung ist die *Sulaibiya Wastewater Treatment and Reclamation Plant* in Kuwait (<http://www.water-technology.net/projects/sulaibiya/>; 02.09.2011). Das in dieser Anlage produzierte Wasser erfüllt die Anforderungen der World Health Organisation (WHO) an Trinkwasser. Erreicht wird dies durch eine herkömmliche biologische Aufbereitung mit nachgeschalteter Ultrafiltration, Umkehrosmostufe und einer Desinfektion mit Chlor. Haupteinsatzgebiet des aufbereiteten Abwassers ist jedoch auch in diesem Fall die Bewässerung in der Landwirtschaft. Die Gesamtkosten für die Wasseraufbereitung in dieser Anlage liegen nach Alhumoud et al. (2010:30) bei 1,8 US-Dollar pro Kubikmeter. Die Kosten für Wasser aus der in Kuwait bestehenden, älteren Meerwasserentsalzungsanlage belaufen sich dagegen auf ca. 3 US-Dollar pro Kubikmeter. Die Autoren betonen, dass die Wasserwiederverwendung zudem auch Frischwasserressourcen einspart.

4.4.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Qualitätsstandards und Monitoring

Bisher gibt es weder auf europäischer noch auf nationaler Ebene direkt auf die Wasserwiederverwendung bezogene einheitliche und verbindliche Standards. Die Vielzahl der vorhandenen Regelwerke, die zumindest in Teilbereichen anwendbar sind, verdeutlicht auch die Zersplitterung der

institutionellen Zuständigkeiten auf der regulativen Ebene. Die Wasserwiederverwendung wird jedoch auch in unseren Breitengraden weiter an Bedeutung gewinnen, um den zu erwartenden steigenden Bedarf an qualitativ hochwertigem Wasser sicherzustellen – vor allem während der prognostizierten, sich ausdehnenden Phasen der Sommertrockenheit. Grundvoraussetzung, um die Wasserwiederverwendung voranzutreiben, ist jedoch eine Bündelung der Vorgaben und Empfehlungen für die jeweiligen Anwendungen. Damit gehen gleichzeitig auch Anforderungen an eine verbesserte Überwachung der Wasserbeschaffenheit einher sowie die Notwendigkeit der Entwicklung und Validierung von Indikatorkonzepten und Testverfahren.

Managementansätze für eine selektive Wasseraufbereitung

Voraussetzung einer Wasserwiederverwendung ist zunächst ein intelligentes Management der relevanten Stoffströme. Neben der Schonung der Wasserressourcen muss es das Ziel sein, den Eintrag anthropogener Stoffe in den natürlichen Wasserkreislauf so gering wie möglich zu halten. Daher sind Managementkonzepte zu entwickeln, die die Trennung von Abwasserströmen, Stoffrecycling sowie auch eine entsprechende Anpassung der Infrastrukturen berücksichtigen. Beispielsweise muss urbane Wasserver- und -entsorgungsplanung auch die Abfall- und Energiekreisläufe sowie die regionalen Handels- und Transportströme in die Lösungsansätze einbeziehen. Hierfür sind systemische Planungsansätze, disziplinenübergreifende Abstimmungen sowie die Entwicklung innovativer Planungsinstrumente erforderlich. Aber auch die Weiterentwicklung von integrativen Konzepten zur Gewässerbewirtschaftung ist Voraussetzung hierfür. Für eine gezielte Wasserwiederverwendung ist die selektive Wasseraufbereitung in Abhängigkeit von der angestrebten Nutzungsart erforderlich. Wesentliche Elemente hierfür sind:

- die nutzungsorientierte selektive Elimination von Stoffen,

- die Kreislaufführung von Wasserströmen, um unerwünschte Stoffeinträge möglichst nicht in die Umwelt gelangen zu lassen,
- das Vorantreiben von Managementkonzepten, zum Beispiel zur Begrenzung und Bewertung organischer Spurenstoffe im gereinigten Abwasser,
- das Entwickeln und Einsetzen von nachgeschalteten Technologien, um das selektiv aufbereitete Wasser problemlos nutzen zu können.

Weiterentwicklung von innovativen Technologien für die Abwasser- und Trinkwasseraufbereitung

Die heutigen Wasseraufbereitungstechnologien verfügen über ein beachtliches Spektrum von technisch erprobten und bewährten Verfahren zur Elimination von Störstoffen. Grundsätzlich können damit Rohwässer unterschiedlichster Qualität für spezielle Nutzungszwecke so aufbereitet werden, dass die geforderten Qualitätsziele erreicht werden. Um den verschiedenen Ansprüchen der Wasserwiederverwendung gerecht zu werden, sind diese Verfahrenskombinationen nach Nutzungsart des Wassers und Herkunft bzw. Qualität des wiederzuverwendenden Wassers weiterzuentwickeln. Hierzu zählt sowohl die Weiterentwicklung von Technologien als auch die Neubewertung bereits bekannter Technologien. Die Verfahren zur weitgehenden Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen bei der Abwasserreinigung sind weiterhin zu optimieren und zu validieren.

Bei allen Weiterentwicklungen sind stets die Kostenfragen zu berücksichtigen, die eine Markteinführung maßgeblich beeinflussen.

4.4.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Technologien für das Recycling von Wasser für bestimmte Nutzungen vorantreiben

Die Verfügbarkeit der Georessource Wasser unterliegt weltweit einem steigenden Nutzungsdruck. Bevölkerungswachs-

tum, sich ändernde Ernährungsgewohnheiten, zunehmender Wohlstand und eine fortschreitende Industrialisierung führen zu einem wachsenden Bedarf an qualitativ hochwertigem Wasser. Gleichzeitig steigt das Aufkommen an Abwasser und damit auch die Belastung der Gewässer. Ein wesentlicher Baustein eines nachhaltigeren Umgangs mit der Ressource Wasser, um die Versorgung mit Frischwasser langfristig zu sichern, ist der Wechsel zu einer direkteren Kreislaufwirtschaft. Die Wiederverwendung von Abwasser bzw. Brauchwasser nach einer an die verschiedenen Einsatzzwecke angepassten Aufbereitung kann die natürlichen Wasservorkommen erheblich schonen.

– Selektive Wasseraufbereitung in Abhängigkeit von der Nutzungsart

Differenziert nach Art der Nutzung und den jeweiligen Anforderungen an die Wasserqualität kann Wasser in unterschiedlichen Qualitätsstufen bereitgestellt werden. Nicht nur in Wassermangelgebieten ist für bestimmte Nutzungen die Mehrfachnutzung eine zukunftsweisende Strategie zur Schonung der Wasserressourcen. Auch aufgrund der zum Teil hohen Kosten einer Aufbereitung ist eine der Nutzung entsprechende Reinigung, die eventuell nur einen relativ geringen Aufwand erfordert, sinnvoll.

– Gezielte Störstoffbeseitigung bei der Wasseraufbereitung

Der Einsatz verschiedener Technologien bei der Wasseraufbereitung zielt auf das Erreichen des jeweils anzustrebenden Qualitätsstandards ab. Die bisherige Vorgehensweise ist meist dadurch charakterisiert, dass unnötig viele Wasserinhaltsstoffe entfernt werden. Um gegebenenfalls den Aufbereitungsaufwand und damit auch die Kosten senken zu können, sollten künftig in Abhängigkeit von der Nutzungsart möglichst nur unerwünschte bzw. störende Wasserinhaltsstoffe entfernt werden. Aufwand und Kosten für eine Wasseraufbereitung mit gezielter Störstoffentfernung sollte den bisherigen Verfahrensweisen gegenübergestellt werden, um tatsächliche Einsparpotenziale erkennen zu können.

Für die gezielte Störstoffbeseitigung sind Verfahren zu entwickeln, die auf die Entfernung bestimmter Substanzen zugeschnitten sind. Hier sind in der Forschung verstärkt Anstrengungen zu unternehmen, beispielsweise bei der Weiterentwicklung der Membrantechnologien zur Entwicklung von selektiven Membranen sowie zur Entwicklung von selektiv wirkenden Adsorbentien.

– **Generelle Weiterentwicklung von wassertechnischen Prozessen**

In konventionellen Kläranlagen ist es momentan nicht möglich, alle Problemstoffe ausreichend zu eliminieren. Hier besteht großer Forschungsbedarf nach technischen Lösungen für die Entfernung von unerwünschten Abwasserinhaltsstoffen (insbesondere persistenter Schadstoffe), für die sowohl biologische als auch physikalisch-chemische Prozesse weiterzuentwickeln sind. Bei der Trinkwasseraufbereitung werden biologische Verfahren bisher nach der Entfernung des biologisch abbaubaren gelösten organischen Kohlenstoffs (BDOC) oder nach der Wiederverkeimungsneigung (leicht verwertbarer organischer Kohlenstoff, AOC) optimiert. Handlungsbedarf besteht hier in der Entwicklung von Verfahren, die auf die gezielte Entfernung von Schadstoffen oder von Stoffen zielen, die in nachfolgenden Prozessen als Foulants (zum Beispiel bei Membranprozessen) oder bei Adsorptionsprozessen als konkurrierende Stoffe wirken können. Die Membrantechnik ist bezüglich Membran-, Modul- und Anlagendesign sowie bezüglich der Betriebsweisen weiter zu optimieren, sodass der noch vergleichsweise hohe Energiebedarf dieser Aufbereitungstechnologie weiter verringert werden kann. Als Beispiel wären hier langfristig wirksame Anti-Fouling-Membranen sowie verbesserte Spül- und Reinigungsverfahren zu nennen. Auch stellt die Entsorgung der bei der Aufbereitung anfallenden Konzentrate und Spülchemikalien aus Nanofiltrations- und Umkehrosmoseanlagen ein noch zu lösendes Problem dar. Grundsätzlich sollte die Kombination von Sorptionsverfahren und Membranfiltration sowohl in Bezug auf die Aufklärung der sich

ergänzenden physikalisch-chemischen Mechanismen als auch in Bezug auf die technische Umsetzung vorangetrieben werden.

– **Aufdecken von ökonomischen Anreizen und technischen Möglichkeiten für ein Stoffrecycling**

Im Zusammenhang der mit dem Klimawandel zu erwartenden Veränderungen der Rohwasserqualität und dem daraus resultierenden Anstieg des Aufbereitungsaufwands sowie der -kosten gewinnen Kosteneinsparmöglichkeiten durch Stoffrecycling bei der Wasseraufbereitung an Bedeutung. Verstärkt sollte untersucht werden, an welcher Stelle und in welchem Umfang im Prozess der Wasseraufbereitung Rückgewinnungsmöglichkeiten von Wertstoffen bestehen und welches Einsparpotenzial ein mögliches Stoffrecycling bietet. Dabei können auch Entsorgungskosten eingespart werden.

– **Ermitteln von Handlungsoptionen zur Anpassung der Wasseraufbereitung an sich ändernde Randbedingungen**

Mit den gegenwärtig zum Einsatz kommenden Aufbereitungstechnologien können die aktuellen Qualitätsstandards erfüllt werden. Im Hinblick auf die zukünftig zu erwartenden Veränderungen der Randbedingungen (Klimawandel, Rohwasserqualität, demografischer Wandel) ist es fraglich, ob eine Erfüllung der Qualitätsstandards auch unter diesen Umständen noch gegeben sein wird. Hier besteht Handlungsbedarf zur Herausarbeitung von Optionen und Optimierungspotenzialen, um eine kostengünstige Anpassung der Wasseraufbereitung an sich ändernde Randbedingungen zu ermöglichen.

(2) Sicherung der hygienischen Qualität von Trinkwässern und sonstigen Wässern für spezielle Nutzungen

Der hygienische Standard des Trinkwassers in Deutschland ist sehr hoch. Infolge des sich abzeichnenden Klimawandels ist mit einem Anstieg der Wassertemperaturen im Untergrund (Grundwasser, Trinkwasserinfrastruktur) zu rechnen und deshalb eine Vermehrung von Krankheitserregern im Wasser nicht auszuschließen. Die ebenfalls erwarteten

vermehrten Extremereignisse wie Starkniederschläge mit Hochwasser können zu örtlich und zeitlich begrenzten Trinkwasserverschmutzungen führen. Besondere Herausforderungen bestehen für Einrichtungen wie Krankenhäuser, die stets mit hygienisch einwandfreiem Trinkwasser versorgt werden müssen. Die hygienische Überwachung der Wasserressourcen und Sicherstellung von einwandfreiem Trinkwasser sind daher Aufgaben, die zukünftig auch durch vermehrte Anstrengungen in Forschung und Entwicklung begleitet werden sollten.

– **Verbesserung der Rohwasserüberwachung bezüglich Krankheitserregern**

Die WHO hat unter anderem zur verbesserten Bewertung der Risiken viraler Infektionen über das Trinkwasser einen *Water safety plan* entwickelt, der im Grundsatz dem deutschen Multi-Barrieren-Konzept entspricht (Krauss und Griebler 2011). Dieser kombiniert die Bewertung der Rohwasserqualität mit der Effizienz der angewendeten Aufbereitungsmethode. Wenn die Viruskonzentration im Rohwasser und die Effizienz der Aufbereitungsmethode bekannt sind, können auch die Risiken einer Kontamination über das Trinkwasser abgeschätzt werden (WHO 2004). Da auf globaler Ebene der Ressourcenschutz und die Aufbereitungstechniken nicht in allen Fällen ausreichend sind, wird empfohlen, die von der WHO entwickelte Risikoabschätzung für Pathogene, insbesondere für Viren, zu übernehmen⁷. Diese beinhaltet eine regelmäßige Kontrolle des Rohwassers unter Berücksichtigung extremer klimatischer und wetterbedingter Ereignisse wie Starkregenereignisse, Überschwemmung oder Schneeschmelze.

Generell ist für eine verbesserte Überwachung der Wasserbeschaffenheit eine Erweiterung der Grundwasser- und Trinkwasserschutzkonzepte erforderlich. Diese sollte die „Vulnerabilität von Grundwasserleitern“ (Harter and Walker 2001; Chilton 2006) berücksichtigen und die Abgrenzung der Grundwasserschutzgebiete sollte besser an die Gefährdungszonen angepasst werden.

– **Entwickeln eines modernen, integrativen Indikator-konzepts zur Überwachung der Wasserqualität**

Die Sicherstellung von hygienisch unbedenklichem Trinkwasser basiert heutzutage international auf einem bakterienspezifischen Überwachungsprinzip. Trinkwasser wird routinemäßig auf bakterielle Indikatoren (zwingend *E. coli*, nicht zwingend Coliforme) getestet. Weitere Pathogene (Viren und Protozoen), die unter Umständen weitaus schwerwiegendere Erkrankungen verursachen können, werden dabei nicht erfasst. So weist die WHO (2006) ausdrücklich darauf hin, dass trotz Abwesenheit von *E. coli* die potenzielle Gefahr einer Trinkwasserkontamination mit pathogenen Viren besteht. Dennoch gibt es bisher keine verpflichtenden Regelungen zur routinemäßigen Überwachung von Grundwasser bzw. Trinkwasser auf pathogene enterische Viren (Krauss und Griebler 2011). Das hohe virale Infektionspotenzial, ihre geringe Größe (Viren können relativ leicht Standard-Filtersysteme passieren) und ihre zum Teil hohe Widerstandsfähigkeit (auch gegen die physikalische und chemische Wasseraufbereitung) unterstreichen die Notwendigkeit eines erweiterten Indikatorkonzepts.

Aktuell werden Coliphagen und Adenoviren als virale Indikatoren diskutiert (Pina et al. 1998; Jiang 2006; Szewzyk et al., 2006). Auch der Nachweis auf parasitäre Protozoen, die ebenfalls in noch infektiösem Zustand die konventionelle Trinkwasseraufbereitung überwinden können, ist auch in Deutschland bei der Trinkwasseranalyse bis heute noch nicht gesetzlich vorgeschrieben. Aufgrund der zunehmenden Kontaminationsquellen, dem global steigenden Bedarf an einwandfreiem Trinkwasser und der daraus resultierenden Zunahme der Trinkwasseraufbereitung wird die Entwicklung eines integrativen Indikatorkonzepts empfohlen, welches alle relevanten Gruppen von Krankheitserregern berücksichtigt, das heißt Bakterien, Viren, Pilze und Protozoen. Darüber hinaus sind Schnelltests zu entwickeln, sowohl zur Detektion von anthropogenen Spurenstoffen als auch von Krankheitserregern.

⁷ Empfehlungen des Umweltbundesamtes, die auf der WHO-Risikoabschätzung beruhen, waren bei Redaktionsschluss noch nicht verfügbar.

– **Entwickeln von Infektiositätstests für bekannte Krankheitserreger**

Für häufig auftretende wasserbürtige Krankheitserreger sind Zellkulturtests zu entwickeln. Außerdem werden für alle häufig auftretenden pathogenen Mikroorganismen und Viren Infektiositätstests benötigt, um das Ansteckungspotenzial von Krankheitserregern aufzuklären. Das Beispiel Norovirus verdeutlicht die Notwendigkeit: Obwohl Noroviren heute die häufigste Ursache für gastroenterische Epidemien sind, ist die Detektion von infektiösen Noroviruspartikeln aufgrund des Fehlens von geeigneten *in vitro* Zellkultursystemen nach wie vor nicht möglich (Krauss und Griebler 2011).

– **Pasteurisieren von Trinkwasser für besondere Nutzungen oder unter besonderen Bedingungen**

Für spezielle Anforderungen, wie sie beispielsweise für die Wasserversorgung in Krankenhäusern oder Pflegeheimen gegeben sind, können durch Wiederverkeimung in der Installation unter Umständen erhebliche Probleme mit der Wasserhygiene entstehen. Hier ist zu prüfen, inwieweit moderne physikalische Methoden, die zum Beispiel auch thermische Verfahren wie die in der Lebensmittelindustrie erfolgreich eingesetzte Pasteurisierung einschließen, als Trinkwassernachbehandlung nutzbringend sein können. Derartige Verfahren könnten auch in Entwicklungsländern unter Nutzung von Solarenergie eine interessante Variante zur Trinkwasseraufbereitung bzw. zur Verbesserung der Trinkwasserqualität durch endsträngige Behandlung darstellen.

– **Klare Formulierungen von Qualitätsstandards für spezielle Nutzungen**

Für spezielle Nutzungsarten (Betriebs-/Brauchwasser, Bewässerungswasser, Tränkwasser sowie Schwimm- und Badebeckenwasser) besteht ein deutlicher Bedarf für eine klarere Formulierung von Qualitätsstandards, die in der Praxis gut anwendbar sind. Für diese Nutzungsarten sollten Grenzwerte und relevante Güte- und Kontrollparameter ausführlicher definiert werden. Eine regelmäßige Aktualisierung ist anzustreben. Grenz- und

Kontrollwerte sind hinsichtlich ihrer Relevanz und Aussagekraft auszuwählen und die Analyseintervalle entsprechend anzupassen.

(3) Infrastrukturen systemisch denken und planen

Eine in die Zukunft gerichtete und vorausschauende Infrastrukturplanung basiert auf einem ressourceneffizienten Infrastrukturmanagement, das über eine reine Ver- und Entsorgungsplanung hinaus strategisch ausgerichtet ist und Verknüpfungen zwischen verschiedenen Infrastrukturen herstellt. Künftige Potenziale für technische und strukturelle Innovationen können vor allem mithilfe eines abgestimmten, koordinierten Vorgehens ausgelotet werden. Beispielsweise sollte eine urbane Wasserver- und -entsorgungsplanung auch die Abfall- und Energiekreisläufe sowie die regionalen Handels- und Transportströme in die Lösungsansätze einbeziehen. Planer, Investoren und Entscheidungsträger benötigen als Planungs- und Entscheidungshilfe neue Instrumente, die eine vergleichende Analyse und Bewertung erlauben und sowohl technische und betriebswirtschaftliche als auch sozioökonomische und ökologische Aspekte berücksichtigen.

– **Neue Planungsinstrumente entwickeln**

Als Planungsgrundlage für innovative Infrastrukturlösungen sind Instrumente zu entwickeln, die das Prüfen von Alternativen und einen Vergleich verschiedener standortspezifischer Lösungen ermöglichen. Das Planungsinstrumentarium muss auch eine systemübergreifende Planungs- und Entscheidungsgrundlage für innovative Lösungsansätze beinhalten. Neben der Abwägung adäquater technischer Lösungen sollte eine solche Entscheidungshilfe eine Bewertung für alle Nachhaltigkeitskriterien beinhalten, das heißt sowohl ökonomische als auch soziale und ökologische Aspekte. Dabei ist eine Langzeitbetrachtung erforderlich, in die neben Investitions- und Betriebskosten auch Effizienzsteigerungspotenziale sowie Umweltvorteile und gesellschaftliche Entwicklungen und Auswirkungen einfließen.

– Szenarien simulieren

Neben belastbaren Planungsgrundlagen sind Modelle für eine vergleichende Analyse von Alternativsystemen zu entwickeln, die die Ansprüche der verschiedenen Nutzergruppen oder Veränderungen der Rahmenbedingungen, wie zum Beispiel der Wasserverfügbarkeit oder der Landnutzung, abbilden können. Die Modelle sollen eine Simulation der wechselseitigen und langfristigen Auswirkungen für verschiedene Szenarien ermöglichen.

– Bewertungskriterien für intelligente Infrastrukturen entwickeln

Zusätzlich sind neue Kriterien und Indikatoren für eine vergleichende Bewertung der herkömmlichen mit alternativen und innovativen Technologien und Lösungsansätzen zu entwickeln, sowohl zur Bewertung der Effizienz als auch der Umwelt- und Sozialverträglichkeit. Solche Kriterien sind beispielsweise die Ressourcenschonung (zum Beispiel Wassersparpotenzial), der effiziente Einsatz von Ressourcen oder die Wiederverwertung von Stoffen (zum Beispiel zur Düngemittelproduktion).

4.5 NACHHALTIGER GRUNDWASSER- UND OBERFLÄCHENGEWÄSSERSCHUTZ

4.5.1 HERAUSFORDERUNG

Grundwasser- und Oberflächengewässerschutz

Oberflächenwasser und Grundwasser unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich ihres Vorkommens und ihrer Verfügbarkeit (räumlich und zeitlich) sowie ihrer physikalischen und chemischen Beschaffenheit. In der Vergangenheit wurden sie häufig vereinfacht als weitgehend voneinander getrennte Ressourcen behandelt und auch unabhängig voneinander bewirtschaftet. Ein nachhaltiger Gewässerschutz setzt jedoch eine integrierte Betrachtung und auch Bewirtschaftung beider Ressourcen (Grundwasser und Oberflächengewässer) voraus, wie ihn nicht zuletzt auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert. Das rechtliche Instrumentarium hierfür ist jedoch nach wie vor getrennt. Ebenso unterscheiden sich die Schwerpunkte bei den Schutzziele und Gefährdungspotenzialen. So ist für Oberflächengewässer der gute ökologische Zustand (Gewässerstruktur etc.) und weniger die Wasserbeschaffenheit das Hauptaugenmerk und auch -problem. Während der chemischer Zustand weniger

Abbildung 4-11: Zustand der Oberflächengewässer 2009 in Deutschland; Ergebnisse der Gewässerüberwachung nach WRRL (UBA 2011).

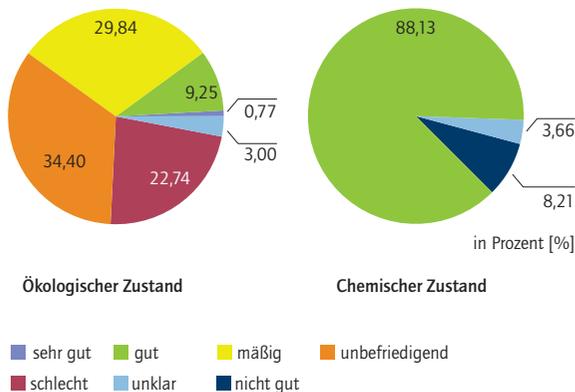
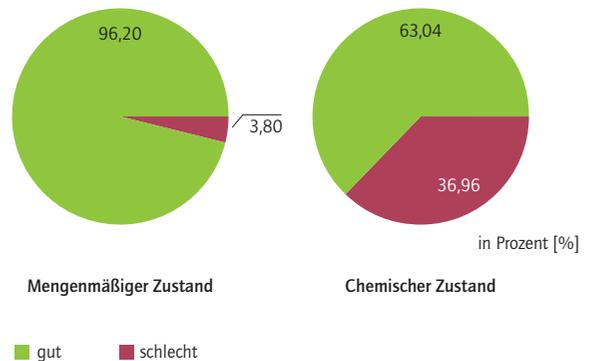


Abbildung 4-12: Zustand der Grundwasserkörper 2009 in Deutschland (UBA 2011).



Grund zur Besorgnis gibt (88 Prozent sind in einem guten chemischen Zustand), weist mehr als die Hälfte der Oberflächengewässer in Deutschland einen meist schlechten oder unbefriedigenden ökologischen Zustand auf (Abb. 4-11).

Für Grundwasserkörper ist nach den Maßstäben der WRRL neben dem chemischen auch der mengenmäßige Zustand maßgeblich. 37 Prozent der Grundwasserkörper in Deutschland sind in einem schlechten chemischen Zustand (Abb. 4-12). Die besondere Herausforderung für den Grundwasserschutz liegt darin, dass – im Gegensatz zu Oberflächengewässern – ein flächenhaftes Eingreifen und rasches Verbessern der Wasserqualität aufgrund der großen Skalen in Raum und Zeit praktisch nicht möglich ist.

Das Grundwasser spielt mit seinen Ökosystemdienstleistungen eine zentrale Rolle für die Beschaffenheit der Wasserressourcen im natürlichen Wasserkreislauf. Grund-

wasserleiter bilden komplexe Ökosysteme, in denen hoch spezialisierte Organismengruppen in einem sensiblen Gleichgewicht zueinander stehen. Es hat wichtige ökologische und wasserwirtschaftliche Funktionen, was seine besondere Schutzwürdigkeit begründet (siehe Abb. 4-13). Grundwasser ist direkt mit den Umweltkompartimenten Oberflächengewässer und Boden und indirekt auch der Luft (zum Beispiel diffuse flächenhafte Stoffeinträge über atmosphärische Deposition auf den Boden) verknüpft und damit durch industrielle Produktion, Landwirtschaft, Bau- und die Recyclingwirtschaft, Bergbau und Energiewirtschaft etc. betroffen. Eine große Herausforderung für den Grundwasserschutz liegt daher auch in der Vereinbarkeit von – dem Erhalt natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen dienenden – Grundwasserschutz einerseits und der Nutzung des Bodens bzw. des Untergrundes als wirtschaftliche Notwendigkeit andererseits. Deshalb ist es notwendig, anhand bestimmter Belastungsgrenzen

Abbildung 4-13: Für Mensch und Umwelt wichtige ökologische Funktionen des Grundwassers.



vorsorglich festzulegen, welche Nutzungen und Eingriffe unbedenklich sind und welche der Stoffeinträge in das Grundwasser zwar nicht vermeidbar sind, aber aufgrund der Geringfügigkeit der zu erwartenden Konzentrationen und Schadstoffmengen weder eine ökotoxikologisch noch humantoxikologisch relevante Wirkung entfalten (vgl. BMU 2011, Dieter und Konietzka 2006). Zu unterscheiden ist also zwischen schädlichen bzw. umweltgefährdenden Auswirkungen und solchen, die nach dem heutigen wissenschaftlichen Stand des Wissens hinnehmbar sind und keine nachteiligen Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit erwarten lassen.

Vereinbarkeit von Schutzwerten und wirtschaftlichem Handeln

Grundwasser ist mit einem Anteil von rund 74 Prozent am Trinkwasseraufkommen in Deutschland die wichtigste Trinkwasserressource. Gleichzeitig ist es durch die intensive Bodennutzung – zum Beispiel unter landwirtschaftlich genutzten Flächen – oder unter geringmächtigen Bodendecken – zum Beispiel unter forstlicher Nutzung – häufig stofflichen Belastungen (Dünger, Pflanzenschutzmittel) ausgesetzt. Daraus resultiert zum einen ein wirtschaftlicher Nutzungskonflikt, aber auch ein Interessenskonflikt mit den Anforderungen des Gewässer- und Bodenschutzes. Ein aktuelles Beispiel hierfür ist die Bewertung von Recyclingmaterialien in Bezug auf den Grundwasserschutz.

Aus Sicht des Grundwasserschutzes ist es unerheblich, ob Stoffe produziert werden, um sie zum Beispiel in Bauwerke einzubauen (zum Beispiel Beton in direktem Kontakt mit dem Grundwasser) oder ob sie als Grundlage für Pflanzenschutzmittel oder Arzneimittel dienen, ob sie wiederverwertet (zum Beispiel Recyclingbaustoffe bzw. mineralische Ersatzbaustoffe im Straßenbau) oder als Abfälle zur Beseitigung auf Deponien gebracht werden. In jedem dieser Fälle können hierbei auch Stoffe entweder direkt in das Grundwasser oder indirekt über den Boden bzw. das Si-

ckerwasser freigesetzt werden. Solche Stoffeinträge müssen wissenschaftlich basiert bewertet werden. Die grundlegende Frage ist dabei, welche Stoffkonzentrationen im Grundwasser tolerierbar sind, und davon abgeleitet, welche Mengen anthropogener Stoffe in den Wasserkreislauf eingebracht werden können - sowohl zielgerichtet zum Beispiel durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder auch ungerichtet, zum Beispiel über Einträge der Luft – ohne langfristige Schäden zu verursachen. Entscheidend ist, dass die Ökosysteme weder geschädigt noch nachhaltig in ihrer Funktion beeinträchtigt werden. Hierfür ist sowohl eine wissenschaftlich fundierte Bestimmung von Belastungsgrenzen erforderlich als auch ein entsprechendes rechtliches Instrumentarium zur Regulierung der Stoffeinträge (zum Beispiel Anwendungsregeln und Grenzkonzentrationen für Baustoffe oder Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser; LAWA 2004)).

4.5.2 WISSENSSTAND

Neben einer Literaturlauswertung sind in diesen Abschnitt auch die Ergebnisse des von der Arbeitsgruppe Wasserbeschaffenheit mit Vertretern aus Wirtschaft, Forschung, Politik und Verwaltung am 18. Mai 2010 in Berlin durchgeführten Fachgesprächs zum Thema „Forschung zur Weiterentwicklung eines flächenhaften Grundwasserschutzes“ eingeflossen.

4.5.2.1 Rechtlicher Stand und Ableitung von Schutzwerten

Flächenhafter Grundwasserschutz

Die neue Grundwasserverordnung (GrwV; Novelle vom 09. November 2010) setzt die EU-Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht um. Festgelegt wurden Schwellenwerte für die zehn EU-Pflichtparameter. Eine Konkretisierung des sogenannten Besorgnisgrundsatzes, also die Festlegung, über welchen Zeitraum und an

welchem Ort die Schwellenwerte einzuhalten sind, fehlt weitestgehend. Mit dem Ziel eines flächenhaften Grundwasserschutzes werden von rechtlicher Seite die Festlegung weiterer Prüfwerte und eine Konkretisierung des Besorgnisgrundsatzes für das Grundwasser angestrebt. Die Prüfwerte für Stoffeinträge sollen sich an den sogenannten „Geringfügigkeitsschwellenwerten (GFS, LAWA 2004)“ orientieren. Aufgrund der kontroversen Diskussion und der Notwendigkeit, zumindest die EU-Pflichtparameter rasch in nationales Recht umzusetzen, wurden die Verrechtlichung eines erweiterten GFS-Kataloges und die Konkretisierung des Besorgnisgrundsatzes zunächst zurückgestellt. Mit der geplanten Mantelverordnung (MantelV) bestehend aus der Novelle der GrundwasserV (Artikel 1), der ErsatzbaustoffV (Artikel 2) und der Novelle der BBodSchV (Artikel 3) sollen sie nun festgeschrieben werden. Die MantelV legt hierzu in Artikel 1 neben den zehn EU-Schwellenwerten 46 sogenannte Prüfwerte (entsprechend der jeweiligen GFS) für das Grundwasser fest und konkretisiert nun den Besorgnisgrundsatz dahingehend, dass eine nachteilige Veränderung des Grundwassers dann nicht zu erwarten ist, wenn die Prüfwerte im Grundwasser unmittelbar nach Eintritt der Stoffe in das Grundwasser überschritten werden und die zu erwartenden Schadstoffmengen gering sind. Bei Überschreitung kann im Einzelfall dennoch eine Erlaubnis der Grundwasserbenutzung erteilt werden (deshalb die Bezeichnung Prüfwerte). Bei direkten Schadstoffeinträgen durch Bauprodukte in das Grundwasser (zum Beispiel Betonpfeiler im Grundwasser) erfolgt eine Betrachtung der für ein räumlich begrenztes Volumen und über einen kurzen Zeitraum gemittelten Konzentrationen (diese werden zum Prüfwertvergleich herangezogen; die Konkretisierung erfolgt im Rahmen bauaufsichtlicher Zulassungen des Deutschen Instituts für Bautechnik). Die Prüfwerte der GrundwasserV wirken sich auf die materiellen Anforderungen an Boden und bodenähnliche Materialien bzw. mineralische Ersatzbaustoffe in der Novelle der Bundes-Bodenschutzverordnung

(BBodSchV) und in der Ersatzbaustoffverordnung aus, da sie die Zielgrößen für die Gefahrenbeurteilung darstellen. In der Novelle der BBodSchV wird für die erlaubnisfreie Verwendung (ohne wasserrechtlicher Genehmigung) von Boden und bodenähnlichen Materialien die direkte Einhaltung unter anderem der Prüfwerte aus Artikel 1 oder methodenspezifischer Hintergrundwerte in Laboreluaten gefordert. In der ErsatzbaustoffV gelten sogenannte Materialwerte im Eluat, die je nach Untergrundkonstellation gegebenenfalls die Rückhaltung in Böden berücksichtigen (vorgezogene Sickerwasserprognose für standardisierte Einbauweisen und Verwertungsszenarien, vgl. Susset et al. 2011, Grathwohl und Susset 2011, Susset und Leuchs 2008).

Mit der MantelV wird den Forderungen aus Wirtschaft und Forschung entsprochen und ein erstes abgestimmtes Gesamtkonzept für Boden und Grundwasser auf den Weg gebracht. Nach wie vor keine Einigung besteht jedoch insbesondere zur Konkretisierung der GFS. Vonseiten der Industrie wird beispielsweise eine wasserrechtliche Erlaubnisfähigkeit für Schwellenwertüberschreitungen im Rahmen von Einzelfallprüfungen, eine klare wissenschaftliche Begründung der zum Teil als extrem niedrig bemängelten Konzentrationswerte, eine Entkopplung von den Vorgaben der Trinkwasserverordnung und eine Beschränkung auf die Anforderungen der WRRL mit nur zehn Pflichtparametern gefordert (BDI 2011).

Die MantelV sieht eine integrierte Betrachtung von Grundwasserschutz, Bodenschutz und mineralischen Ersatzbaustoffen vor (BMU 2011a (Stand: 09.02.2011)). Damit wurde den Forderungen der Akteure sowohl aus Forschung als auch der Industrie nach einem gesamtheitlichen Konzept Rechnung getragen. Dennoch besteht weiterhin das Problem, dass fundierte Daten zu einer wissenschaftsbasierten Ableitung von Wirkschwellen im Grundwasser immer noch nicht in ausreichendem Umfang vorliegen. Seit Erlass der

BBodSchV wurde die fachliche Ableitung der Gefährdungspfade fachwissenschaftlich nicht wesentlich weiterentwickelt. Dies gilt im Übrigen auch für die Validierung der Vorsorgewerte, die als Feststoffwerte eine Grenze markieren, bei der die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung nicht besteht. Vergleichsuntersuchungen zu den Werten, die Grenzen bezüglich verschiedener Gefährdungspfade beschreiben, liegen nach heutigem Kenntnisstand nicht vor. In der Vergangenheit mussten die nicht vorhandenen Daten behelfsweise zunächst durch bestmögliche Schätzwerte ersetzt und in fachtechnische Konzepte integriert werden (in verschiedenen Bereichen, zum Beispiel dem Bodenschutzrecht). Unbestritten ist, dass Regelungen zum Schutz der öffentlichen Güter unabdingbar sind und bereits vor Klärung aller eventuell noch bestehenden Unsicherheiten handhabbare Lösungen gefunden werden müssen. Deshalb sind Regelwerke, die zum Beispiel eine bundeseinheitliche Verwertung von mineralischen Ersatzbaustoffen erlauben (wie die geplante ErsatzbaustoffV) auf den Weg zu bringen, selbst wenn wissenschaftlich fundierte und in einem transparenten Verfahren festgelegte Kriterien für Grundwassergrenzwerte als Zielwerte einer Verwertung nicht abschließend vorliegen und noch weiterentwickelt werden müssen. Die bei der Erarbeitung von solchen fachtechnischen Konzepten aufgetretenen neuen wissenschaftlichen Fragestellungen (zum Beispiel Berücksichtigung des Abklingverhaltens von Schwermetallen im Sickerwasser) müssen aber auch nach Abschluss der rechtstechnischen Verfahren weiter bearbeitet werden. Ebenso scheint eine flächenrepräsentative Validierung mit den Vorsorgewerten des Bundes unabdingbar.

Oberflächengewässerschutz

Die Oberflächengewässerverordnung (OgewV) dient der Umsetzung der EU-Richtlinie zu den Umweltqualitätsnormen im Wasserbereich (UQN-Richtlinie) sowie der die Oberflächengewässer betreffenden Vorgaben der WRRL. Der am 16. März 2011 verabschiedete Entwurf enthält unter ande-

rem Vorgaben für Oberflächengewässer, die der Trinkwassergewinnung dienen (Paragraph 7), und ersetzt die bisherigen Länderregelungen. Die umstrittene Orientierung an den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) wurde fallengelassen. Die Pläne des Bundesumweltministeriums, eine einheitliche und transparente Methode zur Analyse des Risikos für Spurenstoffe in Oberflächengewässern, die der Trinkwassergewinnung dienen, zu entwickeln, werden auch von der Industrie begrüßt (VKU 2011). Die Verordnung legt fest, die unterschiedlichen Oberflächengewässer in Gewässertypen zu kategorisieren und sowohl hinsichtlich ihres ökologischen Zustands und Potenzials als auch hinsichtlich ihres chemischen Zustandes einzustufen. Die Einstufung des chemischen Zustands soll auf Basis der GFS-Werte vorgenommen werden. Vonseiten der Industrie wurde prinzipiell eine Beschränkung auf eine nicht über die Vorgaben der EU hinausgehende Umsetzung und die Festlegung von Umweltqualitätsnormen in einem wissenschaftlich fundierten und transparenten Verfahren gefordert (BDI 2010). Zur Beurteilung der Umweltqualität mit Blick auf Metalle soll auch die Bioverfügbarkeit bzw. entsprechende Parameter, die diese beeinflussen, herangezogen werden. Auf Dissens stießen die über die EU-Vorgaben hinausgehende Neuaufnahme von Umweltqualitätsnormen für 24 zusätzliche Stoffe sowie die geplante Festlegung von Gewässertemperaturen und Aufwärmspannen für Gewässereinleitungen.

Schutzziele und Grenzwerte für Grundwasser und Oberflächengewässer

Das vorrangige Ziel eines vorsorgenden Grundwasserschutzes ist der (qualitative und quantitative) Erhalt des Grundwassers sowie der mit ihm verbundenen Schutzgüter und Naturressourcen. Das bedeutet auch den Erhalt möglichst großer Grundwasservorkommen in möglichst natürlicher und unbeeinträchtigter Form. Unter Vorsorge ist dabei nicht das Ausschöpfen der Belastungsgrenzen bis zu einer Verunreinigung zu verstehen, weshalb eine Festlegung von Schutzwerten erforderlich ist. Die aktuelle Diskussion um

die Geringfügigkeitsschwellenwerte in den oben genannten Verordnungsverfahren und die insbesondere vom Bergbau sowie der Bau- bzw. Recyclingwirtschaft eingebrachten fachlichen Hinweise verdeutlichen die Notwendigkeit einerseits des Ableitens wissenschaftsbasierter Schutzwerte, die allgemein anerkannt werden und andererseits der anwendungsbezogenen Differenzierung anhand wissenschaftsbasierter Verlagerungskonzepte. Das bedeutet, dass die wissenschaftlichen Erkenntnisse auch in praktisch umsetzbare Regelungen münden müssen, die stärker als bislang auch die Berücksichtigung orts- bzw. regionalspezifischer Bedingungen ermöglichen. Künftige Regelungen sollten daher stärker regional differenziert werden und auf regionalspezifischen Ableitungen basieren, um ein an die jeweiligen Bedingungen angepasstes Handeln zu ermöglichen.

Nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ist bis zum Jahr 2015 ein „guter ökologischer Zustand“ und ein „guter chemischer Zustand“ für die natürlichen Oberflächengewässer zu erreichen (Art. 4.1 WRRL; siehe Abb. 4-11). Für das Grundwasser ist ein solcher „guter ökologischer Zustand“ derzeit jedoch nicht bestimmbar. Grundwasser ist ein Ökosystem, das bis heute mikrobiologisch nur wenig erforscht ist. Für Oberflächengewässer gibt es Parameter zur Definition des ökologischen Zustands (zum Beispiel Saprobienindex), für Grundwasser wurden noch keine Bewertungsparameter festgelegt (EU-GWD 2006).

4.5.2.2 Auswirkungen von Land- und Rohstoffnutzungen auf die Grundwasserqualität

Stoffeinträge im urbanen Raum

Es gibt im urbanen Raum eine Reihe von Faktoren, die zu Stoffeinträgen in das Grundwasser führen: Einträge aus Bauwerken (U-Bahn-Tunnel, Fundamente, unterirdische Dichtwände etc.), Baustoffen bzw. Recyclingbaustoffen, Kriegsschutt, Stadtinfrastrukturen (undichte Abwasser-Kanäle, Rohrleitungen) etc. Sowohl auf nationaler als auch auf

internationaler Ebene gibt es regulative Vorgaben hierzu (zum Beispiel auch Normen). In Deutschland fallen zudem jährlich etwa 240 Millionen Tonnen mineralische Abfälle an. Dies entspricht etwa 60 Prozent der Gesamtabfallmenge von 350 Millionen Tonnen pro Jahr. Von den mineralischen Abfällen sind ca. 140 Millionen Tonnen Erdaushub (Boden und Steine), 73 Millionen Tonnen Bauabfall, 15 Millionen Tonnen Aschen und Schlacken aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsprozessen, 7 Millionen Tonnen Hochfenschlacke sowie 6 Millionen Tonnen Stahlwerksschlacke. Erdaushub wird vorwiegend wieder für Verfüllungsmaßnahmen eingesetzt. Etwa 70 Prozent der Bauabfälle werden als Recyclingbaustoffe wiederverwertet (BMU 2009). Diese (politisch verankerten) hohen Recyclingquoten (vgl. Kreislaufwirtschaftsgesetz und BMU 2011 b) sind auch weiterhin jedoch nur erreichbar, wenn klare Rahmenbedingungen für das Recycling von mineralischen Baustoffen bestehen.

Mit dem Forschungsverbund Sickerwasserprognose (2001 bis 2008) des BMBF wurden im Bodenschutz bereits erste wesentliche Zusammenhänge im Stofftransport ermittelt - sowohl quantitativ als auch qualitativ sowie auch prognostisch über Computermodelle. Es wurden Verfahren zur Bestimmung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen aus behandelten Materialien (mineralische Ersatzbaustoffe) und zur Transportprognose entwickelt. Wesentliche, wissenschaftlich begründete Erkenntnisse zu den Vorgängen zu Stoffablagerungen und der ungesättigten Bodenzone wurden erarbeitet, die bereits Eingang in die BBodSchV und die geplante ErsatzbaustoffV fanden. Sowohl durch die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in der deutschen Grundwasserverordnung als auch durch die Würdigung der Ziele des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW/AbfG) und die EU-Abfallstrategie ergeben sich jedoch erhebliche Konflikte, die im oft flächenhaften Eintrag von Stoffen in den Boden bzw. ins Grundwasser begründet sind (Landwirtschaft, Bauwirtschaft, Bergbau, Recyclingwirtschaft etc.).

Ressourcenschutz und Nutzungskonflikte

Ein aktuelles Beispiel für die Konflikte und Herausforderungen eines flächenhaften Grundwasserschutzes ist die Verwertung von mineralischen Bauabfällen, welche seit Jahren hohe Recyclingquoten aufweisen und damit laut Bundesvereinigung Recyclingbaustoffe (BRB) deutlich zur Ressourcenschonung beitragen. Der Einsatz von Recyclingbaustoffen, beispielsweise im Landschafts- und Straßenbau, entlastet die Umwelt um mehr als 200 Millionen Tonnen mineralischer Bauabfälle und schont die zur Verfügung stehenden Deponieflächen laut Zentralverband des Deutschen Baugewerbes (ZDB 2010; Doetsch 2007). Gleichzeitig verringert sich der Bedarf an ansonsten erforderlichen Primärbaustoffen in nicht unerheblicher Größenordnung (zurzeit werden ca. acht Prozent des Primärrohstoffbedarfs durch mineralische Ersatzbaustoffe ersetzt). Diese mineralischen Ersatzbaustoffe, zu denen auch Betonzuschlagsstoffe wie Recycling-Materialien oder Stahlwerksschlacken zählen, stehen derzeit im Fokus der Diskussion um Schutzwerte für das Grundwasser.

Gefährdungspotenziale gehen überwiegend auf Stofffreisetzungen bei der Durchsickerung von Ablagerungen oder Erdbauwerken sowie die Verlagerung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser durch die ungesättigte Bodenzone ins Grundwasser zurück. Wasserverfügbare Schadstoffe aus mineralischen Bau- oder Ersatzbaustoffen unterliegen einem zeitlich dynamischen Freisetzungsverhalten. Die Stoffe werden in Abhängigkeit von den Stoffeigenschaften abgebaut; allerdings können Jahre bis Jahrzehnte vergehen, bis die Stoffkonzentrationen abgereichert oder nicht mehr nachweisbar sind (Susset und Leuchs 2008). Auch wenn nach einer gewissen Zeit ein niedrigeres Konzentrationsniveau erreicht wird, kann dies nach wie vor noch über den aus Sicht des Grundwasserschutzes tolerierbaren Konzentrationen liegen. Auch aus Bauwerken, die in den Untergrund eingreifen, werden Stoffe freigesetzt und mit dem Sicker-

wasser oder direkt ins Grundwasser eingetragen. Aus der Perspektive eines nachhaltigen Grundwasserschutzes ist es entscheidend, wie viele Stoffe freigesetzt werden und wo die Belastungsgrenzen für das Schutzgut (hier Grundwasser) liegen.

Landwirtschaftliche Intensivierung und nachwachsende Rohstoffe

Der Eintrag von Schadstoffen wie Pflanzenschutzmitteln (PSM), Nitraten oder Schwermetallen (SM) in das Grundwasser wird durch die in Kapitel 1 beschriebenen Folgen des Globalen Wandels weiter ansteigen. Klimaänderungen und jahreszeitliche Verschiebungen der Niederschlagsmengen können zusätzlich Auswirkungen auf die Grundwasserstände bzw. die Grundwasserneubildungsraten haben und zu Engpässen in der Wasserbereitstellung führen (zum Beispiel zur Bewässerung in der Landwirtschaft oder Kühlwasser für Kraftwerke). Der steigende Nutzungsdruck auf landwirtschaftliche Flächen und die damit verbundene Belastung des Grundwassers wird durch aktuelle Entwicklungen wie der Energie-Gewinnung aus Biomasse in Zukunft eher noch steigen (SRU 2008). Qualitativ ist durch eine höhere Temperatur mit vermehrtem Abbau organischer Substanz zu rechnen und damit auch mit stärkerem Stoffaustrag ins Grundwasser.

Ein bislang ungelöstes Problem des flächenhaften Grundwasserschutzes sind (auch weltweit) nach wie vor die Nitrateinträge in das Grundwasser. Durch die intensive Bodennutzung sind oberflächennahe Grundwasservorkommen besonders unter landwirtschaftlich genutzten Flächen häufig durch Nährstoffeinträge aus stickstoffhaltigen Düngemitteln hohen Belastungen ausgesetzt. In Mitteleuropa sind jedoch bereits die Stickstoffeinträge aus der Luft in die terrestrischen Ökosysteme so hoch, dass sie die natürlichen Stoffkreisläufe weiträumig stören (UBA 2009). Die Veränderung des natürlichen Nährstoffgleichgewichts verursacht

bei Pflanzen unter anderem eine geringere Toleranz gegenüber Stressfaktoren, wie zum Beispiel Schädlingen oder klimatischen Extremsituationen (Trockenheit, Frost). Die Stickstoffsättigung der terrestrischen Ökosysteme erhöht wiederum das Risiko, dass Nitrat in das Grundwasser gelangt, durch Auswaschung bzw. sogenannte „Nitratdurchbrüche“. In der Folge mussten bereits viele Wasserwerke Brunnen aufgeben und stattdessen neue, tiefer liegende Grundwasservorräte erschließen. Mit Blick auf die Oberflächengewässer ist vor allem die Biotop- und Artenvielfalt betroffen, nämlich die natürlicherweise ganzjährig stickstofflimitierten Binnenseen des nordostdeutschen Tieflandes, die langfristig verschwinden werden (UBA 2009).

Energetische Nutzung von Grundwasser

Die oberflächennahe Geothermie stellt ein großes Wärmepotenzial vor allem in urbanen Räumen dar. In den oberflächennahen Grundwasserschichten von urbanen Ballungsräumen sind durch klimatische Veränderungen und durch den sogenannten „Wärmeiseleffekt“ bedingte Temperaturerhöhungen festzustellen. Vergleichsmessungen zwischen den städtischen Zentren und dem ländlichen Umland in Köln und in Winnipeg (Kanada) zeigten eine Erhöhung der Grundwassertemperatur um bis zu fünf Grad (Zhu et al. 2010). In einer Potenzialabschätzung für Köln kommt die Studie des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) zu dem Ergebnis, dass sich der Heizbedarf sämtlicher Wohngebäude der Stadt Köln für mindestens zweieinhalb bis maximal zwanzig Jahre decken ließe. Für Megastädte wie Shanghai oder Tokio wurden sogar Heizwärmepotenziale für mehrere Jahrzehnte prognostiziert. Ein flächendeckendes klima- und ressourcenschonendes Erdwärmesystem wäre allerdings mit sehr hohen Investitionskosten verbunden. Inwiefern solche mittlerweile erhöhten Grundwassertemperaturen über Wärmepumpen ökonomisch und ökologisch sinnvoll genutzt werden können, ist fraglich; bezüglich einer flächenhaften und langfristigen geothermischen Nutzung der Grundwas-

serressourcen bestehen noch erhebliche Wissenslücken. Die Auswirkungen der oberflächennahen Geothermie auf die geochemischen und besonders biologischen Charakteristika von Aquiferen sind bis heute noch nicht ausreichend verstanden (Brielmann et al. 2009, 2011). Auch wenn bislang keine signifikanten Einflüsse auf Bakterien (Anzahl, Produktivität, Koloniezahlen), die Fauna oder Beeinträchtigungen der Funktionen des Grundwasserökosystems festgestellt werden konnten, zeigen Untersuchungsergebnisse, dass durch Temperaturveränderungen und das Einbringen von Oberflächenwasser in Aquifere grundsätzlich Auswirkungen auf das Grundwasserökosystem möglich sind (ebenda). Während Mikroorganismen mit der Temperatur in ihrer Biodiversität zunehmen, ist für die Grundwasserfauna mit einer Abnahme der Artenvielfalt zu rechnen. Aus mikrobiologischer Sicht sind die Kenntnisse hierzu bislang unzureichend.

Unterirdische Speicherung von Kohlendioxid

Die großräumige Einlagerung von Kohlendioxid im Untergrund mittels der als *Carbon Capture and Storage* bekannten CCS-Technik ist eine vielversprechende Strategie zur Reduzierung des klimaschädlichen Treibhausgases in der Atmosphäre. Die potenziellen Speicherstätten für CCS befinden sich im Untergrund; geeignet sind vorwiegend entleerte Gas- und Ölfelder, aber auch die Lagerung in salzwasserführenden Gesteinsschichten wird diskutiert (BMU 2008).

Viele potenzielle Auswirkungen der nach wie vor kontrovers diskutierten CCS-Technologie (zum Beispiel AÖW 2010, Fischeck et al. 2008) sind noch nicht abschließend geklärt. Eine besondere Gefährdung für das Grundwasser geht von dieser Technik beim direkten Kontakt des Kohlendioxids mit dem Grundwasser aus, wodurch es zu einer Versauerung des Grundwassers kommen kann. Dies wiederum kann zur Freisetzung von Schadstoffen, zum Beispiel Schwermetallen,

führen (BMU 2008). Neben der direkten Beeinträchtigung der Trinkwasserressourcen ist langfristig auch eine Schädigung des Grundwasserökosystems möglich und damit eine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung des Grundwasserökosystems.

Das Umweltbundesamt stellt in der Studie „CO₂-Abscheidung und Speicherung im Meeresgrund“ fest, dass „erhebliche Erkenntnislücken bestehen, die es erschweren, die Wahrscheinlichkeit von CO₂-Leckagen und ihren Konsequenzen für die marinen Ökosysteme abschließend zu bewerten“ (UBA 2008:94). Die Studie kommt jedoch zu dem Schluss, dass die Anwendung der CCS-Technologie wahrscheinlich mit einem deutlich geringeren Schaden für die Ökosysteme im Meer verbunden sind als eine weitere, ungehemmte CO₂-Freisetzung in die Atmosphäre. Sowohl zu den Auswirkungen von CO₂-Leckagen auf die Landökosysteme – also der unbeabsichtigten CO₂-Freisetzung aus den Lagerstätten – als auch zur räumlichen Ausbreitung des Kohlendioxids im Untergrund fehlen jedoch noch gesicherte Erkenntnisse (a.a.O.). Und insbesondere zur Beeinflussung der Grundwasserqualität und des Grundwasserökosystems sind nur wenige Erkenntnisse vorhanden. In der praktischen Anwendung am Pilotstandort Ketzin wurden Veränderungen der Grundwasserqualität beobachtet (Kühn 2011). Dass das Wasser in diesem Projekt „in den meisten Fällen trinkbar geblieben“ ist (Kühn 2011:135), verdeutlicht den großen Bedarf zur Generierung weiterer Wissensgrundlagen zu den Einflussfaktoren, für andere Standorttypen sowie für längere Anwendungszeiträume.

4.5.3 LÖSUNGSANSÄTZE

Integrierte Betrachtung der Schutzgüter

Ein nachhaltiger Grund- und Oberflächengewässerschutz erfordert eine gesamtheitliche wissenschaftliche Betrachtung

der Zusammenwirkung von Grundwasserschutz, Bodenschutz und Ressourcenschutz. Aber auch auf der politischen bzw. rechtlichen Ebene sind für einen flächenhaft vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz gesamtheitliche Ansätze auch aus wissenschaftlicher Sicht unverzichtbar. Die Konflikte zwischen dem politisch bereits festgelegten Ziel einer möglichst hohen Recyclingquote und der Forderung nach einem flächenhaft vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz sind nur durch integrierte (rechtliche) Betrachtung der Umweltkompartimente als Teile eines Systems lösbar. Ein wesentlicher Schritt hierfür ist der von der Bundesregierung vorgelegte Entwurf einer MantelV zur Novelle der GrwV, der ErsatzbaustoffV und der Novelle der BBodSchV, die eine integrierte Betrachtung von Grundwasserschutz, Bodenschutz und Verwertbarkeit von mineralischen Ersatzbaustoffen vorsieht (BMU 2011a).

Definition von Schutzwerten für das Ökosystem Grundwasser

In die Definition von konkreten Schutzwerten muss einerseits der aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisstand eingehen, andererseits werden für die Umsetzung bzw. die Umsetzbarkeit praktikable Regeln benötigt, die auf die Anforderungen in der Praxis zugeschnitten sind und eine Differenzierung nach Art der Nutzung erlauben. Für die Bau- und Abfallwirtschaft dagegen sollte es, wie in der geplanten ErsatzbaustoffV (EBV) vorgesehen, für als weitgehend unbedenklich eingestufte Materialien standortunabhängige Regelungen geben (vgl. Materialien der höchsten Qualitätsstufe in der EBV, die aufgrund geringer Stoffausträge in der Regel in allen offenen Bauweisen zulässig sind), während bestimmte Materialien standortabhängig beurteilt werden sollten (vgl. Materialien geringerer Qualitätsklassen nach EBV mit eingeschränkten zulässigen Einbauweisen in bestimmten technischen Bauweisen).

Bewertung von Stoffflüssen und Kreislaufführung von Stoffen

Die Bewertung von Stoffflüssen ist ein wesentlicher Ansatz für einen nachhaltigen Grundwasser- und Oberflächengewässerschutz. Hierbei sind auch die bei der Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produkts entstehenden Stoffflüsse zu berücksichtigen. Beispielsweise können in der Bauwirtschaft durch eine den gesamten Lebenszyklus betrachtenden Bauweise beim Rückbau von Gebäuden Baumaterialien recycelt und im Kreislauf gehalten werden. Ein vielversprechender Lösungsansatz ist das im Ressourceneffizienzprogramm der Bundesregierung vorgeschlagene Indikatorkonzept (BMU 2011b). Die im Detail noch zu entwickelnden Indikatoren sollen über die Nachhaltigkeitsindikatoren der Bundesregierung (2002; zum Beispiel Stickstoffüberschuss aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, Schadstoffbelastung der Luft, Energie- und Rohstoffproduktivität, siehe auch Statistisches Bundesamt 2010) hinausgehen. Sie sollen Aussagen über den Verbrauch natürlicher Ressourcen und seine Veränderungen sowie über die damit verbundenen Umweltwirkungen ermöglichen, die Wirkung von Effizienzanstrengungen erkennbar machen und auch international vergleichbar sein.

Um jedoch zunächst die Stoffflüsse und Stoffkreisläufe im System Boden – Grundwasser – Pflanze wissenschaftlich beurteilen zu können, sind quantitative Aussagen zur Qualität von Sickerwasser und der Beeinflussung von Grundwasser erforderlich. Der Forschungs- und Entwicklungsbedarf liegt dabei in der Grundlagen- und der anwendungsbezogenen Forschung, in der Entwicklung von Bewertungsinstrumenten sowie in der Weiterentwicklung von Untersuchungs- und Modellierungsmethoden.

4.5.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Integrierte Betrachtung von Grundwasser, Boden- und Ressourcenschutz

Die Bestimmung von Grenzwerten für Stoffeinträge ins Grundwasser erfordert eine differenzierte Betrachtung unter Berücksichtigung des Eingangsmediums (zum Beispiel Bodentyp, Ausgangsgestein, Hintergrundeinträge). Ein wesentlicher Aspekt dabei ist die Bewertung der Barrierewirkungen des Bodens sowie die biologische Abbaubarkeit von Stoffen, zu der noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (vgl. auch Kap. 4.3). Eine wissenschaftlich fundierte Datenbasis zum Stofftransport bzw. -rückhalt im Untergrund sowie die Kenntnisse der Abbauprozesse (insbesondere über lange Zeiträume) sind eine Grundvoraussetzung. Erst wenn ein umfassendes Prozessverständnis zu den Ab-, Umbau- und Transportwegen im Boden und im Grundwasser erlangt ist, können auch Aussagen zur Leistungsfähigkeit und den Belastungsgrenzen im System Boden-Grundwasser getroffen werden. Für eine entsprechende Beurteilung müssen diejenigen Parameter (geologischer Aufbau, Aufenthaltszeiten des Wassers, Grundwasserflurabstände, Redoxmilieu etc.) bestimmt werden, welche für den reaktiven Stofftransport und letztlich die Grundwasserqualität entscheidend sind.

(2) Beeinträchtigung des Grundwassers beurteilen und vermeiden sowie transparentes Ableiten von Wirkschwellen

Die kontroverse Diskussion um die Neubestimmung von Grenzwerten verdeutlicht die Notwendigkeit einer transparenten Ableitung von Wirkschwellen und der Festlegung von Bewertungskriterien unter Beteiligung aller betroffenen Akteursgruppen. Grundsätzlich sind alle potenziellen Beeinträchtigungen des Grundwassers zunächst zu vermeiden und wissenschaftlich zu beurteilen. In transparenten Verfahren sind spezifische Wirkschwellen wissenschaftlich abzuleiten.

Analog zu den aktuell diskutierten Wirkschwellen sind vor einer breiteren Anwendung der CCS-Technologie auch für Kohlendioxid Geringfügigkeitsschwellen festzulegen, das heißt wissenschaftlich abzuleiten. Diese sind über Pilotprojekte in der praktischen Anwendung auf ihre Eignung und Praxistauglichkeit hin zu prüfen.

Da ein flächenhafter Grundwasserschutz verschiedenste Akteursgruppen betrifft und teils erhebliche wirtschaftliche Folgekosten nach sich ziehen kann, sind Experten aus allen betroffenen Akteursgruppen (Wissenschaft, Industrie, Behörden) in die Diskussion zu integrieren, um in einem transparenten Verfahren zu wirtschaftlich umsetzbaren und akzeptierten Handlungskriterien zu gelangen.

(3) Forschung zur Bewertung von Stoffflüssen

Sowohl bei der Bewertung punktueller als auch flächenhafter Stoffflüsse bestehen erhebliche Erkenntnislücken. Zur Bewertung der Qualität von Stoffströmen für ein nachhaltiges Stoffstrommanagement sind Methoden zu erarbeiten, die auch die Bodensickerwasser- und Grundwasserqualitäten berücksichtigen. Für eine abschließende wissenschaftliche Beurteilung von Stoffflüssen und Stoffkreisläufen im System Boden – Grundwasser – Pflanze sind quantitative Aussagen zur regionalen Qualität von Sickerwasser und der Beeinflussung von Grundwässern zu leisten. Hierfür sind auch Ökosystemanalysen im Grundwasser und die Ermittlung von relevanten Leitorganismen erforderlich. Eine integrierte Betrachtung der einzelnen Umweltkompartimente benötigt darüber hinaus harmonisierte Schutzwerte (insbesondere für die Georessourcen Boden und Wasser), eine Bewertung der Barrierewirkungen des Bodens, indikatorbasierte Monitoringstrategien und die Betrachtung der Kreislaufführung von Stoffen im Wasserkreislauf.

Vor allem im Bereich der Methodenentwicklung ergibt sich hieraus noch erheblicher weiterer Forschungsbedarf. Schwerpunkte sind dabei zu legen auf die Erarbeitung von

Methoden zur flächenhaften, chemischen Charakterisierung von Grundwasserleitern und ihrer horizontalen und vertikalen Verbreitung (Grundwasserkörper), die Ermittlung von Wasserqualitätstrends, der Entwicklung von Methoden zur Beurteilung der Einmischungsprozesse von Sickerwasser ins Grundwasser und die Bestimmung effektiver Parameter für Stofftransportmodelle.

(4) Auswirkungen der Nutzung des Untergrunds auf das Wasser beachten

Mit den technischen Entwicklungen ist auch der Untergrund einer zunehmenden Zahl von Nutzungen sowie Nutzungskonkurrenzen und -konflikten ausgesetzt. Besonders der oberflächennahe Untergrund steht unter einem zunehmenden Nutzungsdruck, zum Beispiel zur Speicherung, Zufuhr und Entnahme von thermischer Energie, zur Zwischenspeicherung von Wasserressourcen (Bewässerungswasser), zur Lagerung von Kohlendioxid (CCS) oder weiterer neuartiger Verfahren (zum Beispiel *Hydrofracking*). Um dennoch eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasser- und Bodenressourcen zu gewährleisten, sollten zunächst die Risiken hinreichend untersucht werden. Beispiele hierfür sind:

- **Nutzung von oberflächennaher thermischer Energie**
Die Nutzung von Grundwasser als thermische Energiequelle setzt voraus, dass die Auswirkungen auf die Beschaffenheit von Wasser und Boden erforscht werden. Der Schutz der natürlichen Ressourcen und speziell der Wasserressourcen selbst sowie die Sicherstellung des einwandfreien Funktionierens aller Prozesse, die zum Erhalt und der Erneuerung dieser Ressource dienen, sind zu gewährleisten. Noch erheblicher Forschungsbedarf besteht zu den Auswirkungen der Geothermie auf das Grundwasserökosystem. Die Prognosen der zu erwartenden Veränderungen auf das Grundwasserökosystem sind weiter zu präzisieren und vor allem auch für flächendeckendere Anwendungen durch Studien zu unterlegen (zu Temperaturveränderungen in

Grundwasserleitern mit Hintergrundbelastungen, Einfluss auf die Artenvielfalt im Ökosystem Grundwasser etc.). Mit der Geothermie sind auch geotechnische Risiken verbunden (Setzungen oder Hebungen). Durch die Verletzung schützender Deckschichten können Schadstoffverlagerungen auftreten, die im Vorfeld zu prüfen sind. Beim Einsatz von Wärmepumpen ist ebenso ihr Energiebedarf zu berücksichtigen und die Effizienz im Vergleich mit anderen modernen Heizsystemen zu prüfen.

– Stoffeinträge bei massiven Eingriffen in den Untergrund

Auch aus Baumaterialien werden in nicht unerheblichem Maße Stoffe in die Umwelt eingetragen. Hierzu zählen vor allem Schwermetalle, die als „altes“ Thema aus dem Fokus geraten sind. Die Inhaltsstoffe von Beton und anderen Baumaterialien sind in der Regel nicht bekannt und unterliegen dem Firmengeheimnis. Hier wäre insbesondere bei großvolumigen Bauwerken in sensiblen aquatischen Systemen (zum Beispiel Staudämme) eine Offenlegung von Daten zu den Inhaltsstoffen und den verwendeten Mengen zu fordern. Mit Blick auf das (Bau-)Stoffrecycling müssten die Materialflüsse abgeschätzt werden (Deponierung von Bauabfallstoffen, Fundamente von Windkraftanlagen und Kies/Heißwasserspeicher, Müllverbrennungsrückstände, (Kupfer)Schlacken) und schließlich Konzepte für den Umgang mit diesen Stoffen erarbeitet werden.

– CO₂-Speicherung im Untergrund

Die Einlagerung von CO₂ in tiefen meist salinaren Aquiferen wird inzwischen weltweit als eine Möglichkeit betrachtet, CO₂-Emissionen zu reduzieren, bis Alternativen zum Beispiel zur kohlebasierten Stromerzeugung zur Verfügung stehen. Wie sich solche CO₂-Speicher geochemisch und bzgl. einer Migration des CO₂ langfristig entwickeln, ist Gegenstand der aktuellen internationalen Forschung. Zur Abschätzung des Risikos der

Beeinträchtigung von Grundwasservorkommen und zur Sicherung von CO₂ Speichern sind neben umfangreichen Standortuntersuchungen numerische Modelle zur Simulation von Lösung und Transport von CO₂ im Untergrund nötig.

4.6 LITERATUR

Albrecht, M., Pflieger, I.: *Empfehlungen für die Untersuchung und Bewertung von Wasser zur Bewässerung von gärtnerischen und landwirtschaftlichen Fruchtarten in Thüringen*. Thür. Landesanstalt für Landwirtschaft Jena 2004.

Al-Humaidi, H., Al-Ghusain, I. N., Alhumoud A. M.: „Cost/Benefit Evaluation Of Sulaibiya Wastewater Treatment Plant in Kuwait“. In: *International Business & Economics Research Journal*, 9, Nr. 2 (2010), S. 23-32.

AÖW: *Stellungnahme zum Referentenentwurf für ein Gesetz zur Demonstration und Anwendung von Technologien zur Abscheidung, zum Transport und zur dauerhaften Speicherung von Kohlendioxid vom 23.07.2010 bzw. Entwurf für das Gesetz zur Demonstration der dauerhaften Speicherung von Kohlendioxid (Kohlendioxid-Speicherungsgesetz – KSpG) vom 30.08.2010*, Berlin: Allianz der Öffentlichen Wasserwirtschaft e. V. 2010.

Avramov, M., Schmidt, S. I., Griebler, C., Hahn, H. J., Berkhoff, S.: „Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme“. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3 (2010), S. 75-80.

Ayers, R. S., Westcot, D. W.: *Waterquality for Agriculture*, (FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev.), Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations 1985.

BDI: *BDI Stellungnahme zum Referenten-Entwurf einer Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OgeWV) vom 1. August 2010*, (Dokumenten Nr. D 0383), Berlin 2010.

BDI: *Position des Bund Deutscher Ingenieure zum Entwurf einer Grundwasserverordnung*, URL: <http://www.bdi.eu/6362.htm> [Stand: 01.02.2011].

Belden, J. B., Gilliom, R. J., Lydy, M. J.: „How well can we predict the toxicity of pesticide mixtures to aquatic life?“ In: *Integr. Environ. Assess. Manag.* 3 (2007), S. 364-372.

Benner, J, Ternes T. A.: „Ozonation of propranolol: formation of oxidation products“. In: *Environmental Science and Technology* 43, Nr. 13 (2009), S. 5086-5093.

Benotti, M. J., Trenholm, R. A., Vanderford, B. J., Holady, J. C., Stanford, B. D., Snyder, S. A.: „Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U.S. drinking water“. In: *Environmental Science and Technology* 43, Nr. 3 (2009), S. 597-603.

Bergmann, A.: *Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf*, (acatech Materialien Nr. 12), München 2011.

Bester, K., Mc Ardell, C. S., Wahlberg, C., Bucheli, T. D.: „Quantitative mass flows of selected xenobiotics in urban waters and waste water treatment plants“. In: Kassinos, D., Bester, K. & Kümmerer, K. (Hrsg.): *Xenobiotics in the urban water cycle*, New York, NY: Springer 2009, S. 3-26.

Bixio, D., Thoeye, J., De Koning, D., Joksimovic, D., Savic, T., Wintgens, T., Melin, T.: „Wastewater Reuse in Europe. Desalination Integrated Concepts“. In: *Water Recycling* 187, Nr. 1-3 (2006), S. 89-101.

Bliss, C. I.: „The toxicity of poisons applied jointly“. In: *Annals of Applied Biology* 26 (1939), S. 585-615.

BMELV: *Orientierungsrahmen zur futtermittelrechtlichen Beurteilung der hygienischen Qualität von Trinkwasser*, Berlin: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2010.

BMU: *Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland*, Berlin Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2005.

BMU: *Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1 – Grundlagen*, Berlin Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006.

BMU: *Grundwasser in Deutschland. Reihe Umweltpolitik*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008.

BMU: *Zweiter Bodenschutzbericht der Bundesregierung*, Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2009.

BMU: *Erster Arbeitsentwurf der Mantelverordnung – Verordnung der Bundesregierung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen und das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material vom 06.01.2011*. URL: <http://www.bmu.de> [Stand: 2011 a]

BMU: *Arbeitsentwurf für ein Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgResS), Programm zum Schutz natürlicher Ressourcen in einer ökologisch-sozialen Marktwirtschaft* (Stand: 07.04.2011), Berlin: Bundesumweltministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2011 b.

Boxall, A. B. A., et al.: „Uptake of veterinary medicines from soils into plants“. In: *J. Agric. Food Chem.* 54, Nr. 6 (2006), S. 2288-2297.

Brielmann, H., Griebler, C., Schmidt, S. I., Michel, R., Lueders, T.: „Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems“. In: *FEMS Microbiology Ecology* 68 (2009), S. 273-286.

Brielmann, H., Lueders, T., Schreglmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P., Griebler, C.: „Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme“. In: *Grundwasser* 16, Nr. 2 (2011), S. 77-91.

Brooks, B. W., Chambliss C. K., Stanley, J. K., Ramirez, A., Banks, K. E., Johnson, R. D., Lewis, R. J.: „Determination of select antidepressants in fish from an effluent-dominated stream“. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (2005): S. 464-469.

Bundesregierung: *Perspektiven für Deutschland – Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland*, Berlin 2002.

Byrne-Bailey, K. G., Gaze, W. H., Kay, P., Boxall, A. B. A., Hawkey, P. M., Wellington, E. M. H.: „Prevalence of sulfonamide resistance genes in bacterial isolates from manured agricultural soils and pig slurry in the United Kingdom“. In: *Antimicrobial Agents and Chemotherapy* 53, Nr. 2 (2009), S. 696-702.

Calow P., Forbes V. E.: „Does ecotoxicology inform ecological risk assessment?“ In: *Environ Sci Technol* 37 (2003), S. 146A-151A.

Chilton, J.: „Assessment of aquifer pollution vulnerability and susceptibility to the impacts of abstraction“. In: Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J., Chorus, I. (Hrsg.): *Protecting Groundwater for Health – Managing the Quality of Drinking Water Sources*, London: World Health Organization/IWA Publishing, S. 199-241.

Cornel, P., Meda, A.: „Desinfektion und Wasserwiederverwendung“. In: Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.): *Leitfaden zur Abwassertechnologien in anderen Länder. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasser- und -entsorgung*, Bochum, S. 88-102.

Cunningham, V. L., Binks, S., Olson, M. J.: „Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment“. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 53 (2009), S. 39-44.

DAZ: „Arzneimittelverbrauch in Deutschland“. In: *Deutsche Apotheker Zeitung* 144, Nr. 21 (2004).

Dieter, H. H.: *EU-Bestimmungen und künftiger F&E-Bedarf*, (Beitrag im Rahmen des Internationalen Symposiums Hormonaktive Substanzen und Arzneimittelwirkstoffe am 10.02.2010 in Berlin), 2010.

Dieter, H. H., Götz, K., Kümmerer, K., Keil, F.: *Handlungsmöglichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen (HAMR) in das Roh- und Trinkwasser*. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4024.html> [Stand: 10.11.2011].

Dieter, H. H., Konietzka, R.: „Ein Kommentar aus regulatorischer Sicht zum Beitrag: Die Risikobewertung von Kanzerogenen und die Wirkungsschwelle, Teil I bis III. In: *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz* 49 (2006), S. 921-925.

Doetsch, P.: „Qualitätsanforderungen an Recyclingbaustoffe – Das Zerren um die Bundesverwertungsverordnung“. In: *Altlasten Spektrum* 1 (2007), S. 1-3.

Dott, W.: *Anforderungen an Wasser für verschiedene Nutzungen*, (Beitrag im Rahmen des acatech-Workshops am 25.03.2010 in Berlin), 2010.

Duirk, S.E., Lindell, C., Cornelison, C.C., Kormos, J., Ternes, T.A., Attene-Ramos, M., Osiol, J., Wagner, E.D., Plewa, M.J., Richardson, S.D.: *Formation of Toxic Iodinated Disinfection By-Products from Compounds Used in Medical Imaging*. Environ. Sci. Technol. (2011), 45, 6845-6854.

DüMV: *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenschutzmitteln* V. v. 16.12.2008 BGBl. I S. 2524 (Nr. 60) (Düngemittelverordnung); zuletzt geändert durch Artikel 1 V. v. 14.12.2009. BGBl. I S. 3905; Geltung ab 20.12.2008.

DüngG: *Düngegesetz vom 9. Januar 2009* (BGBl. I S. 54, 136), geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 9. Dezember 2010. (BGBl. I S. 1934).

DVGW/DWA/WG: „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Forderungen an Politik, Hersteller, Anwender, Verbraucher sowie Ver- und Entsorger. Positionspapier von DVGW, DWA und der Wasserchemischen Gesellschaft (WG)“, In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3 (2009), S. 139-140.

DWA (Hrsg.): *DWA-Themen: Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe*, Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 2008a:

DWA (Hrsg.): „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe“, (Veröffentlichung der DWA-Koordinierungsgruppe Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf). In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 55, Nr. 9 (2008b), S. 954-958.

EEA: *Sustainable water use in Europe, Part 2: Demand management*, (Environmental Assessment Report 19), Kopenhagen: European Environment Agency 2004.

EEA: *The European Environment – State and outlook 2010. Synthesis*, Kopenhagen: European Environment Agency 2011.

EPA: *Guidelines for Water Reuse*, (U.S. Environmental Protection Agency/ U.S. Agency for International Development, EPA/625/R-04/108, September 2004), Washington, D.C. 2004.

EUA: *Die Umwelt in Europa: Zustand und Ausblick 2010. Synthesebericht*, Europäische Umweltagentur, Kopenhagen 2010.

EU-GWD: „Directive 2006/118 of the European Parliament and the Council of the 12 December 2006“. In: *Official Journal of the European Community* L372 (2006), S. 371-319.

EUROMEDSTAT: *Statistics on Medicines in Europe*, (Project funded by the European Commission, DG Health and Consumer Protection). URL: <http://www.euromedstat.cnr.it> [Stand: 23.03.2011].

Europäische Kommission: *Grundwasserschutz in Europa. Die neue Grundwasserrichtlinie - Konsolidierung des Rechtsrahmens der EU*, Luxemburg: Europäische Kommission 2008.

Eurostat: *Online-Datenbank der Europäischen Union*. URL: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=de&pcode=tsdph320> [Stand: 25.08.2011].

FAO: *Aquastat - FAO's Information System on Water and Agriculture*. URL: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat>. [Stand: 01.09.2011].

Farkas, M. H.: „Chlortetracycline detoxification in maize via induction of glutathione S-transferases after antibiotic exposure“. In: *Environmental Science and Technology* 41, Nr. 4 (2007), S. 1450-1456.

Fischedick, M., Cremer, C., Esken, A., Gruber, E., Idrissova, F., Kuckshinrichs, W., Linßen, J., Pietzner, K., Radgen, P., Roser, A., Schnepf, N., Schumann, D., Supersberger, N., Zapp, P.: *Sozioökonomische Begleitforschung zur gesellschaftlichen Akzeptanz von Carbon Capture and Storage (CCS) auf nationaler und internationaler Ebene*, (Forschungsbericht 2008, Gemeinschaftsprojekt des Wuppertal Instituts, des Forschungszentrum Jülich (STE), des Fraunhofer Instituts (ISI) und der BSR Sustainability GmbH); Wuppertal 2008.

Fritzmann, C., Löwenberg, J., Wintgens, T., Melin, T.: „State-of-the-art of reverse osmosis desalination“. In: *Desalination* 216 (2007), S. 1-76.

Geiß, S.-U., Kim, S.-M.: *Industrielle Abwässer - Entwicklungen und Perspektiven*, (TU International, Forschungsberichte der TU Berlin), 2010.

Gimbel, R., Nahrstedt, A.: „Grundlagen der Tiefenfiltration“. In: DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e. V. (Hrsg.): *Wasseraufbereitung - Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6*, München 2004.

Gregor, J. E., Nokes, C. J., Fenton, E.: „Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation“. In: *Water Res.* 31, Nr.12 (1997), S. 2949-2958.

Groundwater Information Center: *Department of Water Resources*. URL: http://www.water.ca.gov/groundwater/groundwater_basics/hydrologic_cycle.cfm [Stand: 20.01.2011].

Harter, T., Walker, L. G.: *Assessing vulnerability of groundwater*, Santa Rosa, CA: California Department of Health Services 2010.

Heberer, T.: „Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: A review of recent research data“. In: *Toxicological Letters* 131 (2002), S. 5-17.

Hem, L. J., Hartnik, T., Roseth, R., Breedveld, G. D.: „Photochemical degradation of benzotriazole“. In: *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 38 (2003), S. 471-481.

Heuer, H., Smalla, K.: „Manure and sulfadiazine synergistically increased bacterial antibiotic resistance in soil over at least two months“. In: *Environmental Microbiology* 9, Nr. 3 (2008), S. 657-666.

Hillenbrand, T., Sartorius, C., Walz, R.: *Technische Trends der industriellen Wassernutzung*, (Arbeitspapier), Karlsruhe: Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung 2008.

Hobby, R., Gimbel, R.: „Adsorption“. In: DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e. V. (Hrsg.): *Wasseraufbereitung - Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6*, München 2004.

Hochstrat, R., Wintgens, T., Melin, T.: „Development of integrated water reuse strategies“. In: *Desalination* 218 (2008), S. 208-217.

Hoenicke, R., Oros, D. R., Oram, J. L., Taberski, K. M.: „Adapting an ambient monitoring program to the challenge of managing emerging pollutants in the San Francisco Estuary“. In: *Environmental Research* 105 (2007), S. 132-144

Höll, W.: „Ionenaustausch“. In: DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e. V. (Hrsg.): *Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6*, München 2004.

IKSR: *Strategie Mikroverunreinigungen – Strategie für die Siedlungs- und Industrieabwässer*, (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Bericht Nr. 181), Koblenz 2010.

IMS Health AG: „Chemical Country Profile Germany 2000-2001“, zitiert in: Bergmann, A., Fohrmann R., Hembrock-Heger, A.: Bewertung der Umwelrelevanz von Arzneistoffen. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 20, Nr. 3 (2002), S. 197-208.

Institut für Wasserforschung GmbH: *Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potentiell kritischen Substanzen*, (Sachverständigengutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes). URL: <http://www.reach-info.de/trinkwasserrelevanz.html> [Stand: 2010].

IntegTa: *Integratives Management mehrfach genutzter Trinkwassertalsperren, Teilprojekt 1: Wasserversorgung*, (Abschlussbericht zum Vorhaben O2 WT 0719; Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft der TU Dresden). URL: <http://www.tu-dresden.de/fgh/was/integta> [Stand: 29.12.2010].

IWW: *Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln*, (Gutachten zum FKZ 360 14 013 im Auftrag des Umweltbundesamtes), 2010.

Jekel, M.: „Kombinierte Verfahren“. In: DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e. V. (Hrsg.): *Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6*, München 2004.

Jobelius, C., Ruth, B., Griebler, C., Meckenstock, R.U., Hollender, J., Reineke, A., Frimmel, F. H., Zwiener, C.: „Metabolites indicate hot spots of biodegradation and biogeochemical gradients in a high-resolution monitoring well“. In: *Environmental Science and Technology* 45 (2011): S. 474-481.

Joss, A., Klaschka, U., Knacker, T., Liebig, M., Lienert, J., Ternes, T. A., Wennmalm, A.: „Source control, source separation“. In: Ternes, T. A., Joss, A. (Hrsg.): *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances – The challenge of micropollutants in urban water management*, London: IWA Publishing 2006, S. 353-384.

Klaschka, U., Liebig, M., Knacker, T.: „Arznei- und Körperpflegemittel: Weniger Umweltbelastung durch Umweltzeichen“. In: *Chemie in unserer Zeit* 39 (2005), S. 122-128.

Klaschka, U., Liebig, M., Moltmann, J. F., Knacker, T.: „Potential environmental risks by cleaning hair and skin. Eco-label - a possibility to reduce exposure to personal care products“. In: *Pharmaceuticals in the environment. Sources, fate, effects and risks*, Berlin: Springer Verlag 2004, S. 411-430.

Knacker, T., Coors, A.: *Ökotoxikologische Bewertung von anthropogenen Stoffen*, (acatech Materialien Nr. 10), München 2011.

Kopp, A.: *Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken – ErsatzbaustoffV*, (Vortrag im Rahmen des Workshops „Verwertung ressourcenrelevanter Stoffe“ am 09.11.2010). URL: <http://www.umweltdaten.de/ressourcen/veranstaltungen/7-Kopp.pdf> [Stand: 03.02.2011].

Kormos, J. L., Schulz, M., Wagner, M., Ternes, T. A.: „Multi-step approach for the structural identification of biotransformation products of iodinated X-ray contrast media by liquid chromatography/hybrid triple quadrupole linear ion trap mass spectrometry and ¹H and ¹³C nuclear magnetic resonance“. In: *Analytical Chemistry* 81 (2009), S. 9216-9224.

Kormos, J. L., Schulz, M.; Wagner, M.; Kohler, H.-P., Ternes, T.: „Biotransformation of Selected Iodinated X-ray Contrast Media and Characterization of Microbial Transformation Pathways“. In: *Environmental Science and Technology* 44, Nr. 13 (2010), S. 4998-5007.

Kortenkamp A., Backhaus T., Faust M.: *State-of-the-Art report on mixture toxicity*, (Report to the European Commission). URL: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf [10.11.2011].

Krasner S. W.: „The formation and control of emerging disinfection by-products of health concern“. In: *Phil Trans Royal Soc* 367, Nr. 1904, S. 4077-4095.

Krauss, S., Griebler, C.: *Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater*, (acatech Materialien Nr. 6), München 2011.

Kühn, M.: „Chancen und Risiken: CO₂-Speicherung“. In: *Chemie in unserer Zeit* 45, Nr. 2 (2011), S. 126-138.

LANUV NRW: *Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie*, (LANUV-Fachbericht 2), Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen 2007.

Lavallee S., Plouffe S.: „The ecolabel and sustainable development“. In: *International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (2004), S. 349-354.

Libra, J. A., Ro, K. S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N. D., Neubauer, Y., Titirici, M.-M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H.: „Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis“. In: *Biofuels Journal* 2, Nr. 1 (2011), S. 71-106.

Liebig M., Moltmann J. F., Knacker T.: „Evaluation of measured and predicted environmental concentrations of selected human pharmaceuticals and personal care products“. In: *Environmental Science and Pollution Research* 13 (2006), S. 110-119.

Lipp, P., Baldauf, G.: „Stand der Membrantechnik in der Trinkwasseraufbereitung in Deutschland“. In: *energie|wasser-praxis* 4 (2008), S. 60-64.

LMHV: *Verordnung über Anforderungen an die Hygiene beim Herstellen, Behandeln und Inverkehrbringen von Lebensmitteln*, Lebensmittelhygiene-Verordnung vom 8. August 2007 (BGBl. I S. 1816, 1817).

Loewe S., Muischnek H.: Über Kombinationswirkungen: 1. Mitteilung: Hilfsmittel der Fragestellung. In: *Naunyn-Schmiedebergs Archiv for Experimentelle Pathologie und Pharmakologie* 114 (1926), S. 313-326.

- Muir, D. C. G., Howard, P. H.: „Are there other persistent organic pollutants? A challenge for environmental chemists“. In: *Environmental Science and Technology* 40 (2006), S. 7157-7166.
- Oakes, K. D., Coors, A., Escher, B. I., Fenner, K., Garric, J., Gust, M., Knacker, T., Küster, A., Kussatz, C., Metcalfe, C. D., Monteiro, S., Moon, T. W., Mennigen, J. A., Parrott, J., Péry, A. R. R., Ramil, M., Roennefahrt, I., Tarazona, J. V., Sánchez-Argüello, P., Ternes, T. A., Trudeau, V. L., Boucard, T., Van Der Kraak, G. J., Servos, M. R.: „An environmental risk assessment for the serotonin re-uptake inhibitor fluoxetine – A case study using the European risk assessment framework“. In: *Integrated Environmental Assessment and Management* 6 (2010), S. 524-539.
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z. et al.: „Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan“. In: *Nature* 427 (2004), S. 630-633.
- OECD: *Water – Performance and Challenges in the OECD Countries*, (Environmental Performance Reviews), Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development 2003.
- Ort, C., Schaffner, W., Gujer, W., Giger, W.: „Modeling stochastic load variations in sewer systems“. In: *Water Science and Technology* 52 (2005), S. 113-122.
- Panglisch, S., Gimbel, R.: „Niederdruck-Umkehrosmose und Nanofiltration zur Entfernung organischer Spurenstoffe“. In: *bbr* 9 (2008), S. 44-51.
- Pietzuch, F., Uhl, W., Hug, O.: „Wassergewinnung, Wasser-aufbereitung, Wasserwerke: Erstellung eines Kennzahlen-systems“. In: *wwt wasserwirtschaft wassertechnik* 5 (2007), S. 43-46.
- Pina, S., Puig, M., Lucena, F., Jofre, J., and Girones, R.: „Viral pollution in the environment and in shellfish: human adenovirus detection by PCR as an index of human viruses“. In: *Appl Environ Microbiol* 64 (1998), S. 3376-3382.
- Pinnekamp, J., Beier, S., Arndt, D., Köster, S.: *Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Begleitprojekt zu FuE-Vorhaben im Bereich der Membrantechnik in Nordrhein-Westfalen (FEMem)“*, Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH 2008.
- Prasse, C., Wagner, M., Schulz, R., Ternes, T.A.: Biotransformation of the Antiviral Drugs Acyclovir and Penciclovir in Activated Sludge Treatment. *Environ. Sci. Technol.* (2011), 45, 2761-2769.
- Pressman, J. G., S. D. Richardson, T. F. Speth, R. J. Miltner, M. G. Narotsky, E. S. Hunter, III, G. E. Rice, L. E. Teuschler, A. McDonald, S. Parvez, S. K. Krasner, H. S. Weinberg, A. B. McKague, C. J. Parrett, N. Bodin, R. Chinn, C.-F. T. Lee, and J. E. Simmons: Concentration, Chlorination, and Chemical Analysis of Drinking Water Disinfection Byproduct Mixtures Health Effects Research: U.S. EPA's Four Lab Study. *Environ. Sci. Technol.* (2010), 44 (19): 7184-7192
- Ramirez, A. J., Brain, R. A., Usenko, S., Mottaleb, M. A., O'Donnell, J. G., Stahl, L. L., Wathen, J. B., Snyder, B. D., Pitt, J. L., Perez-Hurtado, P., Dobbins, L. L., Brooks, B. W., Chanbliss, C. K.: „Occurrence of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in fish tissues: Results of a national pilot study in the U.S.“. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (2009). S. 2587-2597.
- Richardson, S.D., Ternes, T.A.: Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues, *Anal. Chem.* (2011), 83, 4614-4648.

Rowney, N. C., Johnson, A. C., Williams, R. J.: „Cytotoxic drugs in drinking water: A prediction and risk assessment exercise for the Thames catchment in the United Kingdom“. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, Nr. 12 (2009), S. 2733-2743.

Schippl, J., Grunwald, A., Hartlieb, N., Jörissen, J., Mielcke, U., Parodi, O., Stelzer, V., Weinberger, N., Dieckhoff, C.: *Roadmap Umwelttechnologien 2020 – Endbericht*, (Wissenschaftliche Berichte FZKA 7519), Forschungszentrum Karlsruhe 2009.

Schmidt, C.K., Brauch, H.-J.: N,N-Dimethylsulfamide as Precursor for N-Nitrosodimethylamine (NDMA) Formation upon Ozonation and its Fate During Drinking Water Treatment. *Environ. In: Environmental Science and Technology* (2008), 42, 6340-6346.

Schubert, H.: *Die Konzepte des Virtuellen Wassers und des Wasser-Fußabdrucks*, (acatech Materialien Nr. 4), München 2011.

Schulz, M., Löffler, D., Wagner, M., Ternes, T. A.: „Transformation of the x-ray contrast medium Iopromid in soil and biological wastewater treatment“. In: *Environmental Science and Technology* 42 (2008), S. 7207-7217.

Schwab, B. W., Hayes, E. P., Riori, J. M., Mastrocco, F. J., Roden, N. M., Cragin, D., Meyerhoff, R. D., D'Aco, V. J., Anderson, P. D.: „Human pharmaceuticals in US surface waters: a human health risk assessment“. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 42 (2005), S. 296-312.

Skibinski, B., Watzlawik, S., Slavik, I., Uhl, W.: *Beschreibung von Einflüssen der Wasserqualität auf den Aufwand für die Trinkwasseraufbereitung – ein statistisches Modell*, (Kurzreferate Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Bayreuth 10.-12. Mai 2011), 2011.

SRU: Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels, (Umweltgutachten 2008), Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen 2008.

Stalter, D., Magdeburg, A., Weil, W., Knacker, T., Oehlmann, J.: „Toxication or Detoxication? In-vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout“. In: *Water Res.* 44 (2010), S. 439-448.

Statistisches Bundesamt: Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, (Destatis Fachserie 19 Reihe 2.1), Wiesbaden 2007.

Statistisches Bundesamt: Nachhaltige Entwicklung in Deutschland, (Indikatorenbericht 2010), Wiesbaden 2010.

Steinhäuser, K. G., Richter S., Greiner P., Penning J., Angrick M.: „Sustainable Chemistry – Principles and perspectives“. In: *Environmental Science and Pollution Research* 11 (2004), S. 284-290.

Stock, M.: „Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft“. In: *Tagungsband der ATV-DVWK-Bundestagung*, (15.-16. September 2004), Würzburg 2004.

Susset, B., Leuchs, W., Grathwohl, P. (2011): Leaching standards for mineral recycling materials - a harmonized regulatory concept upcoming German Recycling Decree, *Waste Management*, 31. 201 – 214 (doi:10.1016/j.wasman.2010.08.017)

Susset, B., Leuchs, W.: *Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe. Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden, Abschlussbericht*, (im Auftrag des Umweltbundesamtes), Dessau-Roßlau 2008.

Szewzyk, R., López-Pila, J., Feuerpfeil, I.: „Entfernung von Viren bei der Trinkwasseraufbereitung – Möglichkeiten einer Risikoabschätzung“. In: *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz* 49 (2006), S. 1059-1062.

TrinkwV: *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch* (Trinkwasserverordnung), BGBl I 2001, 2001.

UBA: *Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2009.

UBA: *Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe*, (UBA-Texte 45/2010), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2010.

UBA: *Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß Paragraph 11 Trinkwasserverordnung 2001*, 13. Änderung, Stand Juni 2010, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2010.

UBA: *Untersuchung des Einsatzes von Nanomaterialien im Umweltschutz*, (UBA-Texte 34/2010), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2010b.

UBA: *Schwerpunkte 2011*, (Jahrespublikation des Umweltbundesamtes), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2011.

Van Leeuwen, K., Theo Vermeire, T. (Hrsg.): *Risk assessment of chemicals – an introduction*, Dordrecht: Springer 2007.

VKU: *Neue Oberflächengewässerverordnung vom Kabinett verabschiedet*. Kommunale Wasserwirtschaft, Verband

kommunaler Unternehmen (VKU), Berlin. URL: <http://www.vku.de/wasser/umwelt/gewaesserschutz/neue-oberflaechengewasserverordnung-vom-kabinet-verabschiedet.html> [Stand: 25.05.2011].

Walraven, N, Laane R. W.: „Assessing the discharge of pharmaceuticals along the Dutch coast of the North Sea“. In: *Rev Environ Contam Toxicol* 199 (2009), S. 1-18.

Watts, C., Maycock, D., Crane, M., Fawell, J., Goslan, E.: *Desk based review of current knowledge on pharmaceuticals in drinking water and estimation of potential levels*, (Drinking Water Inspectorate, Report DWI 70/2/213), London 2007.

Weiss, S., Jakobs, J., Reemtsma, T.: „Discharge of three benzotriazole corrosion inhibitors with municipal waste water and improvements by membrane bioreacotr treatment and ozonation“. In: *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006), S. 7193-7199.

WHG: *Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes vom 31.07.2009, Wasserhaushaltsgesetz. BGBl. I S. 2585, geändert durch Art. 12 G vom 11.08.2010* (BGBl. I S. 1163), 2009.

WHO: *Guidelines for Drinking Water Quality. Band 1*, Genua: Weltgesundheitsorganisation 2004.

WHO: *Protecting Groundwater for Health – Managing the Quality of Drinking-water Sources*, Genua: Weltgesundheitsorganisation 2006.

Wick, A., Wagner, M., Ternes, T. A.: *Elucidation of the transformation pathway of the opium alkaloid codeine in biological wastewater treatment*. *Environ. Sci. Technol.* (2011), 45, 3374 – 3385

WWAP: *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*, (World Water Assessment Programm der. UNESCO), Paris 2009.

WWF: *Stellungnahme des WWF zum Entwurf der Zweiten Verordnung zur Änderung der Düngerverordnung*. URL: http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/pdf_neu/WWF_Stellungnahme_D%C3%BCngeverordnung_final.pdf [Stand: 29.03.2011].

ZDB: *Nachhaltige Ressourcenschonung durch Recycling sicherstellen!* (Gemeinsame Initiative der Bundesgütegemeinschaft Recycling-Baustoffe e. V., des Wirtschaftsverbandes Baustoffe Naturstein e.V., des Zentralverbandes des Deutschen Baugewerbes sowie des Zentralverbandes des Deutschen Handwerks). URL: <http://www.zdb.de/zdb.nsf/0/D5E05588E473488FC125763A0048CFE8> [Stand: 03.02.2011].

Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, D., Bayer, P.: „The geothermal potential of urban heat islands“. In: *Environmental Research Letters* 5, Nr. 4 (2010).

5 REGULATORISCHE UND INSTITUTIONELLE ANSÄTZE FÜR EINE NACHHALTIGE WASSERBEWIRTSCHAFTUNG

UWE GRÜNEWALD

5.1 EINFÜHRUNG

Die nachhaltige Bewirtschaftung der Georessource Wasser bezieht sich nicht nur auf den einzelnen Brunnen, das Wasserwerk, die Talsperre, den See, den Bach oder das Feuchtgebiet usw., sondern auf die Georessource Wasser im Gewässereinzugsgebiet insgesamt (DFG 2003). Zweifellos ist der ergänzende Begriff der Nachhaltigkeit komplex und besitzt vielfältige Facetten (zum Beispiel Turner 1993, Trzyzna 1995). Stark vereinfacht lässt sich die nachhaltige Wasserressourcenbewirtschaftung wie folgt beschreiben: „Nie mehr verbrauchen als nachfließt, Vorsorge bei Qualität und Quantität, Minimierung der Belastung bei Gebrauch des Wassers, Partizipation“ (Grambow 2009, S. 236).

Eine *nachhaltige Planung und Bewirtschaftung der Wasserressourcen* mit ihren vielfältigen räumlich und zeitlich differenzierten Dargebots- und Bedarfsbedingungen stellte bisher schon in vielen Regionen der Welt, aber auch in Europa und sogar in einigen Teilen Deutschlands (siehe auch Grünwald 2010) eine große Herausforderung dar. Sie verschärft sich deutlich, wenn dabei großräumige und tiefgreifende (globale) Änderungen der Bedingungen – etwa durch einen Wandel der Land- und Wassernutzung oder/und des Klimas – zu berücksichtigen sind.

Der projizierte Klimawandel beeinflusst das mittlere Wasserdargebot mit großer Wahrscheinlichkeit ebenso wie die veränderte Ausprägung hydrologischer Extremereignisse (Hoch- und Niedrigwasser) sowie die Wasserbeschaffenheit in Raum und Zeit. Deshalb werden wasserbezogene Anpassungsstrategien insbesondere in Gebieten, die bereits heute durch Wasserverfügbarkeitskonflikte (nach Menge, Zeit, Beschaffenheit usw.) betroffen sind, für notwendig und vernünftig erachtet (zum Beispiel Koch und Grünwald 2011). Sie sind *im Allgemeinen* so flexibel anzulegen, dass

gegebenenfalls weiter notwendige Anpassungsmaßnahmen auf diesen aufbauen können (*flexible and no regret strategies* bzw. *low regret strategies*). Sie müssen aber auch die anderen Probleme des Globalen Wandels (Welt- und EU-Agrar- und Wirtschaftspolitik, internationale und nationale Energiepolitik, demographischer Wandel, Bevölkerungsentwicklung...) mit all ihren Unsicherheiten berücksichtigen.

Um die vielfältigen Unsicherheiten schrittweise zu mindern, bedarf es aber auch *im Speziellen* vielfältiger und sachgerechter Analysen und Anstrengungen sowohl im Bereich der Forschung und deren Praxisumsetzung als auch im institutionellen Bereich.

In den letzten beiden Jahrzehnten ist, unter anderem befördert durch zwei internationale Konferenzen der UN in Dublin (Konferenz zu Wasser und Umwelt, 1992) und Rio de Janeiro (Konferenz zu Umwelt und Entwicklung, 1992) das Konzept des Integrierten Wasserressourcen-Managements (IWRM) zentraler Teil der internationalen Agenda geworden (UN 1992, Grambow 2008). Zur Umsetzung dieser internationalen Aktion wurde mit Unterstützung der Weltbank die *Global Water Partnership* (GWP)-Initiative ins Leben gerufen. Das *Technical Advisory Committee* (TAC 2000) beschreibt integrierte Wasserbewirtschaftung als einen Prozess, der eine Entwicklung der Wasser- und Landressourcen sowie der damit verknüpften Naturressourcen so ermöglicht, dass sowohl der ökonomische Nutzen als auch die soziale Wohlfahrt für die Gesellschaft ein Maximum erreichen, ohne die (nachhaltige) Lebensfähigkeit der betroffenen Ökosysteme zu beeinträchtigen.

Obwohl über die Existenz der engen Wechselbeziehung zwischen Wasser- und Landschaftsnutzung auch in Deutschland weitgehend Klarheit besteht, überwog und überwiegt in Wissenschaft wie Verwaltung die Tendenz,

Land und Wasser getrennt zu betrachten – etwa in der Agrarwissenschaft und den Hydrowissenschaften oder in Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.

Erst in den letzten Jahren hat sich, insbesondere im Zusammenhang mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, Europäische Gemeinschaften 2000) und der Europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (EG-HWRMRL, Europäische Gemeinschaften 2007), ein vertiefter und verbreiteter Auseinandersetzungsprozess zu dieser Thematik in Deutschland entwickelt. Beispielsweise hat das deutsche Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) in den letzten ca. fünf Jahren viele Fördermittel für den Themenschwerpunkt „Integriertes Wasserressourcen-Management (IWRM)“ bereitgestellt. Für die nächsten fünf Jahre ist ein weiterer BMBF-Förderschwerpunkt mit dem Titel „Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM)“ eingerichtet worden. Auch die vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) 2009 neu gegründete *Water Science Alliance* fordert in ihrem *White Paper* einen neuen, dynamischen Umgang mit dem IWRM-Konzept im Rahmen des Globalen Wandels und sieht hier noch deutlichen Forschungs- und Entwicklungsbedarf (Water Science Alliance 2010).

Der Auseinandersetzungsprozess zum IWRM-Ansatz zeichnet sich durch eine große Bandbreite und Vielfalt aus. Er reicht von IWRM in Forschung und Praxis (zum Beispiel Biswas 2008, Grambow 2008, Schumann 2010) über die integrierte Bearbeitung wasserpolitischer Diskurse als Lösungsansatz (zum Beispiel Wissen 2009, Moss und Hüesker 2010), die Notwendigkeit der Land-Wasser-Balance (zum Beispiel Magel und Groß 2010) bis hin zu den institutionellen Erfordernissen des IWRM auf der Basis eines sozio-ökologischen Systemansatzes (Theesfeld und Schleyer 2011).

5.2 WISSENSSTAND UND HERAUSFORDERUNGEN

5.2.1 LEITPRINZIPIEN NACHHALTIGER WASSERBEWIRTSCHAFTUNG

Bezogen auf das meist in der Literatur bemühte dreidimensionale Nachhaltigkeitsgefüge von „Ökonomie, Ökologie und Soziales“ lassen sich verschiedene Leitprinzipien nachhaltiger Wasserbewirtschaftung, Wasserversorgungs- und Wasserinfrastruktursysteme oder Ähnliches (zum Beispiel Kahlenborn und Kraemer 1999, UBA 2001, Kluge et al. 2006, Lux 2009) ableiten.

Moss und Hüesker (2010, S. 12) benutzen eine solche Systematik als handlungsleitende Norm für wasserpolitische Akteure für den Umgang mit Trends des Globalen Wandels und formulieren: „Beim Leitprinzip der *ökologischen Verträglichkeit* geht es nicht alleine um Ressourceneffizienz, sondern auch um den langfristigen Erhalt der natürlichen Ressource Wasser. Entsprechend ausgerichtete Handlungen müssen daher nicht nur auf die nutzungsspezifischen Anforderungen, sondern auch auf die ökologischen, hydrogeologischen und biochemischen Rahmenbedingungen abgestimmt sein...“.

Bezüglich der Wasserinfrastruktursysteme schätzen Moss und Hüesker (2010) ein, sie „erfüllen das Kriterium der *sozialen Verträglichkeit*, wenn der Zugang zu Wasserdienstleistungen für alle zu sozialverträglichen Preisen garantiert ist ... Sozialpolitisch relevant sind zudem die Ziele Verteilungsgerechtigkeit und Gleichwertigkeit der Lebensverhältnisse, die über den Ausbau flächendeckender Leitungsnetze, den gleichberechtigten Zugang oder den Anschluss- und Benutzungszwang gesichert werden sollen ... Eine *ökonomische Verträglichkeit* von Wasserinfrastruktursystemen herrscht, wenn ausreichende Ressourcen für einen Substanzerhalt

des Systems zur Verfügung stehen und wenn sämtliche Kosten – einschließlich der Umwelt- und Ressourcenkosten – internalisiert sind ... Im engeren Sinne geht es also um die betriebswirtschaftliche Bewertung der Rentabilität der Wasserwirtschaft unter besonderen Bedingungen eines gebührenfinanziert und kostendeckend arbeitenden Infrastruktursektors. Im weiteren Sinne dienen (Wasser-)Infrastrukturen der regionalwirtschaftlichen Entwicklung durch den zuverlässigen und hochwertigen Betrieb der Anlagen bei angemessenen Preisen..." (ebenda).

Darüber hinaus zitieren sie bezüglich der Siedlungswasserwirtschaft Kluge et al. (2006), welche die Leitprinzipien der Integration, der Partizipation und der Funktionalität über die angeführte "Nachhaltigkeitstrias" (siehe oben) hinaus fordern: „Mit dem Leitprinzip *Integration* ist die Einbeziehung aller relevanten Akteure in Entscheidungsprozesse gemeint ... Das Leitprinzip *Integration* dient strategisch der Berücksichtigung vielfältiger gesellschaftlicher Interessen, auch der Nachfrageseite, in die wasserpolitische Planung. Durch die Berücksichtigung von verschiedenen relevanten Wissensformen, Akteursgruppen und institutionellen Regelungen – auch jenseits der Wasserwirtschaft – soll die Qualität der erbrachten Leistung langfristig verbessert werden. Dabei muss beachtet werden, dass der Integrationsanspruch nicht zu einer Verfestigung ungeeigneter institutioneller Arrangements beiträgt. Für die Fähigkeit zur Anpassung an veränderte Rahmenbedingungen ist die Rückkoppelung über Folgen und Wirkungen bestimmter regulativer Maßnahmen entscheidend ... Dies erfordert wiederum die *Partizipation* von allen relevanten Akteuren sowie eine hohe Modularität im System, damit Anpassungen auch im Kleinen vollzogen werden können. Das Leitprinzip *Funktionalität* umfasst die Erfüllung der verschiedenen gesellschaftlichen Funktionen eines Wasserinfrastruktursystems. Dabei gilt es, die technische Funktionsfähigkeit aufrecht zu erhalten, den betriebswirtschaftlichen Erfordernissen gerecht zu werden und die personelle Gewähr für den betrieblichen Ablauf zu sichern... Ein weiteres Leitprinzip

sollte aus politikwissenschaftlicher Perspektive hinzugefügt werden: die *demokratische Legitimität*. Hierunter fällt nicht nur die genannte Legitimität der politischen Prozesse der spezifischen Gemeinwohlbestimmung, sondern auch die demokratische Kontrolle der Wasserinfrastrukturen durch die kommunalpolitischen Organe, die nachvollziehbare und einklagbare Verantwortlichkeit ihrer Entscheidungsträger und die Transparenz der getroffenen Entscheidungen." (Moss und Hüesker 2010, S. 12)

Die gleichen Autoren stellen aber relativierend fest, dass es generell schwierig ist, die vielfältigen Funktionen einer nachhaltigen Wasserver- und Abwasserentsorgung zu nennen, zu bewerten und in Leit- oder Brückenprinzipien zu übersetzen. Genauso schwierig sei es jedoch, für die Erfüllung dieser Funktionen und Verfolgung der Ziele *geeignete institutionelle Arrangements* zu finden. „Weder die rein staatliche – als zu bürokratisch und ineffizient betrachtete – Bereitstellung noch privatwirtschaftliche Modelle haben befriedigende Lösungen geboten ... Inzwischen ist die globale Suche nach dem Idealmodell der realistischeren Erkenntnis gewichen, dass geeignete wasserwirtschaftliche Institutionen nur unter Berücksichtigung landes-, regional- und lokalspezifischer Rahmenbedingungen ... entstehen können" (Moss und Hüesker 2010, S. 13).

Diese letztere Einschätzung erscheint außerordentlich bedeutsam und wichtig, wenn es zum Beispiel um die Erfolgsaussichten bei der weltweiten Umsetzung der IWRM-Prinzipien geht.

Grambow (2009) persifliert den *Umgang mit* und die Zuordnung *der Ressource Wasser* in einem „*typischen fiktiven Staat*“: „Gewöhnlich ist das Monitoring im (zahnlosen) Umweltbereich angesiedelt, die Grundwassernutzung im Bergbau (Wasser wird abgebaut wie jeder Bodenschatz), Oberflächenwasser unter Hochwasseraspekten im Bauministerium und um die Talsperren streitet noch das Energie- bzw. das Wirtschaftsministerium mit. Wasserversorgung sowie der

Umgang mit Abwasser befinden sich im Infrastrukturbereich, der aber wegen der schlechten Rohwasserqualität seine Aufgaben nicht mehr erfüllen kann. Vielleicht sind die Aufgaben auch auf einen staatlichen oder privaten Versorger übertragen, der aber auch kein anderes Rohwasser findet. In jedem Fall ist der Abwasserbereich vollkommen unterfinanziert, ebenso mindestens die ländliche Wasserversorgung; das Gesundheitsministerium beklagt Seuchen. Das Verkehrsministerium organisiert Flüsse zu Kanälen, das Landwirtschaftsministerium erlaubt, den letzten Tropfen Wasser aus dem Boden zu pumpen, um zusätzliche Bewässerung zu betreiben. Das Wirtschaftsministerium moniert die schlechte Wasserversorgungslage und wendet sich gleichzeitig mit Macht gegen Umweltauflagen für die Industrie, das Landwirtschaftsministerium sieht dies für seinen Bereich genauso. In der letzten Not wird irgendwann ein Wasserministerium gegründet, das ohne jede eigene Macht die Fehler der anderen nicht sanieren kann, aber durch Entlassung seiner Minister wenigstens die Frage nach dem Schuldigen befriedigt“ (Grambow 2009, S. 239).

5.2.2 REGULATORISCHE UND INSTITUTIONELLE EINGRIFFE IM BEREICH DER DEUTSCHEN UMWELTVERWALTUNG

Nun lässt sich beispielsweise das reale Deutschland keineswegs mit diesem fiktiven Staat nach Grambow (2009) in Einklang bringen, aber bezüglich der Gegenwart und Zukunft der deutschen Umweltverwaltung zeichnet sich ein lebhafter Auseinandersetzungsprozess ab.

So werden zum Beispiel große Defizite und Risiken nicht nur aus der Sicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 2007), sondern auch aus der Sicht der deutschen Wasserwirtschaft insbesondere im Zusammenhang mit der gegenwärtig durch die Umweltverwaltungen der Bundesländer als Bürokratieabbau, Kommunalisierung oder Ähnliches deklarierten Verwaltungsreformen gesehen.

Detailliert werden in SRU (2007) die *aktuellen Reformtrends in den Bundesländern* ebenso kritisch analysiert und hinterfragt wie der *Umweltschutz im Ressortgefüge von Bund und Ländern*. Zu Letzteren sieht der Rat den „beobachtbaren Trend einer Zusammenlegung von Umweltministerien mit verursachernahen Ressorts ... in mehrerer Hinsicht problematisch... Eine Auflösung der Umweltverwaltung zugunsten einer dezentralen Ansiedlung von Umweltschutzaufgaben in allen umweltrelevanten Ministerien ist ... bisher noch in keinem Bundesland vollzogen worden. Sie stellt aus Sicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) allerdings auch kein erstrebenswertes Organisationsmodell für die oberste Verwaltungsebene dar.“ (ebenda, S. 90)

Bezüglich der *Neuordnung der Aufgabenverteilung in der Landesverwaltung* ist die Kritik besonders deutlich: „Die durch die Kommunalisierung erfolgte Neuverteilung der administrativen Zuständigkeiten wirkt sich in vielerlei Hinsicht auf die Leistungsfähigkeit der Umweltverwaltung aus. Hierzu gehören insbesondere die Fragmentierung und suboptimale Nutzung von Sachverstand und Expertenwissen, eine verstärkte Einflussnahme fachfremder Interessen auf das Verwaltungshandeln und nicht zuletzt auch eine deutliche Verringerung des für den Umweltschutz zur Verfügung stehenden Verwaltungspersonals“ (ebenda, S. 100).

Wie soll auch eine zum Beispiel an Landkreisen angelagerte Wasserwirtschaftsverwaltung neben der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (BMU 2005) und der Europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (EU-HWRMRL 2007) auch noch eine differenzierte und effiziente Klimaanpassungsstrategie im Rahmen der vorher diskutierten (integrierten) Wasserressourcenbewirtschaftung flussgebietsübergreifend erarbeiten?

Hierzu bedarf es unbedingt eines gravierenden Nachdenkens und gegebenenfalls Umdenkens und Umsteuerns in den verschiedenen Ebenen und Ressorts der Länder und des Bundes in Deutschland, um nicht, wie es die

Hochwasserereignisse unter anderem im Elbegebiet zeigen, erst über schmerzvolle Phasen des Lernens (Grünwald 2008a, 2008b) präventiv und nicht nur reaktiv mit Naturgefahren und deren möglichen klimawandelbedingten Verstärkungen umzugehen.

Für das „reale“ Deutschland liefert darüber hinaus die Analyse der *Modernisierung der Verwaltungsorganisation in den Bundesländern* (SRU 2007) die Einschätzung: „Vor dem Hintergrund dieses Vergleichs der verschiedenen Organisationsmodelle stellt die derzeit in vielen Bundesländern beobachtete Zusammenlegung von Umweltministerien mit anderen „verursachernahen“ Ressorts eine möglicherweise problematische Entwicklung dar. Auf lange Sicht kann die wichtige Staatsaufgabe Umweltschutz sowohl auf Landes- als auch auf Bundesebene am erfolgreichsten in einem eigenständigen Umweltministerium wahrgenommen werden. Eine mögliche Alternative stellt die Zusammenlegung mit einem umweltneutralen Ressort dar. Die insbesondere auf Landesebene verstärkt zu beobachtende Zusammenlegung mit dem Ressort für Bau oder Landwirtschaft führt hingegen in den meisten Fällen zu einer deutlichen Schwächung des Umweltschutzes“ (SRU 2007, S. 91), was bezüglich der ministeriellen Verknüpfung von Wasser- und Landwirtschaft aber nicht unbedingt der Fall sein muss.

5.2.3 REGULATORISCHE UND INSTITUTIONELLE ANSÄTZE IM BEREICH DER INTEGRIERTEN BEWIRTSCHAFTUNG DER WASSER- UND LANDRESSOURCEN

Bezüglich der regulatorischen und institutionellen Ansätze ist die Fülle der in den jeweiligen Diskussionsansätzen (gemäß Kapitel 5.2.1) abgeleiteten Herausforderungen vielfältig. Sie reichen von einer pragmatischen *light implementation* des IWRM (Theesfeld und Schleyer 2011, S. 27) über die Kritik an der unikalenen, einseitigen Orientierung nur

auf die integrative Bewirtschaftung der Ressourcen Wasser und Land, da diese ja eigentlich auch andere Umwelt- oder Energie-Ressourcen beeinträchtigen (Biswas 2008), bis zu einem erforderlichen Übergang vom integrierten Management von Land und Wasser zur *Land and Water Governance* in Deutschland einschließlich des damit verknüpften Übergangs zu einer „guten Gesellschaft“ (Magel und Groß 2010).

Wiederum seien hier Moss und Hüesker (2010) erwähnt, welche darauf hinweisen, dass in der Brandenburger Landespolitik anlässlich der Novellierung des Wassergesetzes im Frühjahr 2008 ein aus sozialwissenschaftlicher Perspektive bemerkenswerter wasserpolitischer Diskurs geführt wurde. Gemäß Wissen (2009) schälten sich dabei vier unterschiedliche Positionen heraus:

- „Die *infrastrukturelle Position* vertreten in Brandenburg insbesondere die Unternehmen der Ver- und Entsorgungswirtschaft. Das Hauptziel einer gemeinwohlorientierten Wasserwirtschaft soll eine qualitativ hochwertige Ver- und Entsorgung sein. Das Hauptproblem der Wasserpolitik aus ihrer Sicht sind die Probleme der Infrastruktur, insbesondere die unterausgelasteten Netzkapazitäten. Lösungsansätze sieht die infrastrukturelle Position deswegen in der Sicherung eines Mindestverbrauchs, im Rückbau der Netze sowie in Deregulierung und Entbürokratisierung. Allerdings ist die infrastrukturelle Position auf die Probleme der Gegenwart fixiert – die Unterauslastung – und nicht auf verschärfte Probleme der Zukunft (Wasserhaushalt).
- Für die *Wasserregulierungsposition* stehen vor allem die Verbände der Großverbraucher wie Landwirte oder Bergbau (und partiell die Gewässerunterhaltungsverbände). Wichtigstes Ziel der Wasserpolitik sei demnach ein Landschaftswasserhaushalt, der den Bedürfnissen dieser Nutzergruppen entspricht. Die Bereitstellung der

benötigten Wassermengen könnte in dieser Sichtweise durch den Klimawandel gefährdet werden. Landwirte sorgen sich auch wegen der Gefahr zunehmend überfluteter Felder nach Starkregen. Lösungsansätze sieht die Wasserregulierungsposition somit in der geregelten Wasserabführung für Landwirtschaft und Bergbau und in der Übertragung wasserrückhaltender Anlagen an die Gewässerunterhaltungsverbände. Zwischen dem Interesse des Bergbaus und der Gewässerunterhaltungsverbände an einem ausgeglichenen Wasserhaushalt und dem Interesse der Landwirte am geregelten Wasserabfluss kommt es zu Konflikten.

- Die *ökosystemare Position* nehmen das Landesumweltamt in Brandenburg, der Beirat für nachhaltige Entwicklung und Ressourcenschutz beim Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz sowie Umweltverbände und Forschungseinrichtungen ein. Als vorherrschendes Problem der Wasserpolitik wird die Verknappung (und Versalzung) des Wasserdargebots gesehen. Das Gemeinwohlziel ist ein ausgeglichener Wasserhaushalt. Lösungsansätze sieht die ökosystemare Position darin, Wasser in der Landschaft zu halten und regionale Wasserkreisläufe zu stärken. Die ökosystemare Position berücksichtigt auch aktuelle Belange der infrastrukturellen Position und stellt insgesamt den integrativen Ansatz dar, der sich am stärksten an den Belangen des Gemeinwohls orientiert. Allerdings ist die ökosystemare Position institutionell nur schwach repräsentiert.
- Die *Verbraucher-/Innen-Position* spielt, gewerblich wie privat, insbesondere im ländlichen Raum, eine Rolle. Die Wasserkunden in Brandenburg kritisieren die Kosten der Wasserver- und Abwasserentsorgung und fordern, gemeinwohlorientiert, Mitbestimmung in wasserpolitischen Fragen, Verteilungsgerechtigkeit und konkurrenzfähige Wasserunternehmen. Als Lösungsansätze werden die Lockerung des Anschluss- und Benutzungszwangs und dezentrale Lösungen in der Abwasserentsorgung ge-

sehen. Die Verbraucher/Innen-Position ist nicht explizit integrativ im Sinne gemeinwohlfähiger Wasserinfrastrukturen, sondern sie betont eher die Rechte des einzelnen Bürgers gegenüber den Akteuren der Wasserwirtschaft“ (Moss und Hüesker 2010, S. 40-41).

Ohne Zweifel liefert ein solcher regionaler wasserpolitischer Diskurs wichtige Einblicke in die Positionen der unterschiedlichen Akteure im Bereich der Wasserressourcenbewirtschaftung des jeweiligen Bundeslandes. Dabei wird zunächst aber deutlich, dass es keineswegs nur um enge Land-Wasser-Interaktionen im Sinne der TAC-Definition (TAC 2000) gehen kann, sondern möglichst viele Interessenvertreter, Nutzergruppen oder Stakeholder von Naturressourcen in den Wasserdiskurs einzubinden sind, was der kritischen Position von Biswas (2008) zu IWRM gerecht würde. Andererseits bedarf dieser Diskurs der Ausdehnung über die Bundesländergrenzen hinweg auf die betreffenden Flusseinzugsgebiete. Durch die föderale Struktur Deutschlands mit 16 verschiedenen Landes-Wasserpolitiken bzw. -gesetzen besteht jedoch insbesondere für das Wasserressourcenmanagement eine mangelnde Übereinstimmung von räumlicher Ausdehnung (der Flusseinzugsgebiete) und politischer Zuständigkeit (der Behörden). Es existiert offensichtlich also eine Inkompatibilität zwischen dem (politisch-administrativ) steuernden System „Bundesland“ und dem zu steuernden natürlich-regionalen System „Flusseinzugsgebiet“, was sich auch in Diskussionen und Auseinandersetzungen in der deutschen Fachpresse niederschlägt (zum Beispiel von Keitz und Kessler 2008, Grünwald, 2008c, siehe auch Abb. 5-1).

So wäre beispielsweise für die sächsisch-brandenburgisch-berlinerisch zu bewirtschaftenden Teilgebiete des Flusseinzugsgebietes der Spree demzufolge der Diskurs zu erweitern. Grundlagen für einen solchen, dann flussgebietsbezogen, länderübergreifenden, politischen Diskurs liefern

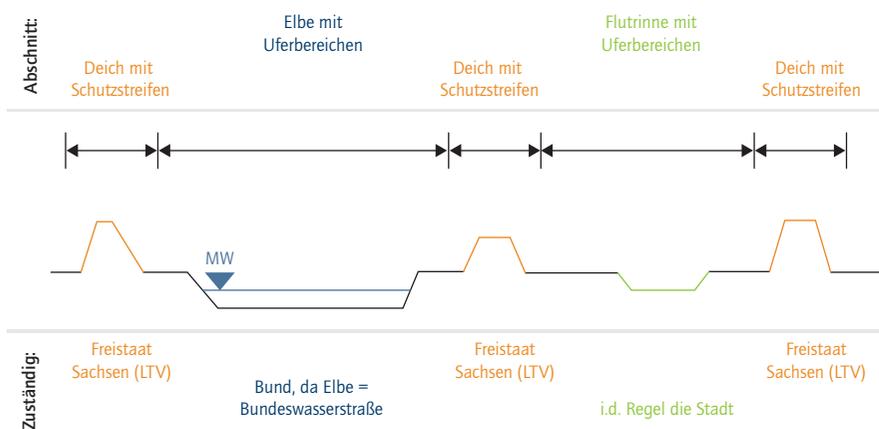
integrierte Analysen, wie sie für das Spreegebiet im Projekt GLOWA-Elbe (Wechsung et al. 2005) auf der Basis konkreter Problem- und Konfliktanalysen bei der integrierten Wasserbewirtschaftung (zum Beispiel Grünewald 2005, Kaden et al. 2005) bereitgestellt wurden. Daraus leiten sich wiederum institutionelle und regulatorische Ansätze zur wasserbezogenen Bewältigung der Herausforderungen des Globalen Wandels ab, die im konkreten Beispiel bis zur Einrichtung eines länderübergreifenden Spree-Wasserverbandes oder einer Spree-(Schwarze Elster)-Wassergenossenschaft reichen (Kaltofen et al. 2004).

5.2.4 HERAUSFORDERUNGEN BEI DER ENTWICKLUNG VON (NATIONALEN) FORSCHUNGSNETZWERKEN ZUM INTEGRIERTEN WASSERRESSOURCEN-MANAGEMENT

Hinsichtlich der nachhaltigen Wasserbewirtschaftung sollte zunächst betont werden, dass die Forderungen nach inte-

griertem und nachhaltigem Denken und Handeln für die Fachleute im Bereich der einzugsgebietsbezogenen Bewirtschaftung von Wasserressourcen weder eine kurzfristige Modeerscheinung noch „Gutmenschentum“ oder Ähnliches sind. So gibt es in einer Reihe von Industrieländern vielfältige gute Beispiele, wie zum Beispiel durch eine verknüpfte Betrachtung von Oberflächen- und Grundwasser sowie von Wassermenge und Wasserbeschaffenheit versucht wird, aufgetretene wirtschaftliche, soziale und ökologische Herausforderungen in besonders stark durch Wasserprobleme beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten zu bewältigen (siehe zum Beispiel Loucks und van Beek 2005, Zebisch et al. 2005). An dem oben zitierten Beispiel von Grambow (2009) zum Umgang mit und der Zuordnung der Ressource Wasser in einem „typischen fiktiven Staat“ wird deutlich, wie schwierig es ist, bei der Entwicklung von nationalen und internationalen Forschungsnetzwerken zum Beispiel zum Integrierten Wasserressourcen-Management (IWRM) erfolgreiche bzw. nachhaltige Lösungsansätze zu erreichen. So verdeutlichen beispielsweise alle sechs Beiträge im

Abbildung 5-1: Schema der Zuständigkeiten innerhalb des Flussquerschnitts der Elbe im Stadtgebiet von Dresden. MW = mittlerer Wasserstand. Aus: Grünewald et al. (2003), verändert.



IWRM-Themenheft der Zeitschrift „Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“ (April 2011), dass es in den sechs Zieländern außerhalb der Europäischen Union weniger darum geht, den diskutierten weitgehenden Anforderungen an eine integrierte und nachhaltige Wasser- und Landressourcenbewirtschaftung gerecht zu werden. Vielmehr dominieren eindeutig Bemühungen um Ansätze für eine effizientere Wassernutzung (Tischbein et al. 2011, S. 116), oder es geht um die Herausarbeitung grundsätzlicher Herausforderungen für die Erstellung eines Wassermanagementkonzepts in der Region (Menzel et al., 2011, S. 99), bzw. die Entwicklung eines grundsätzlichen Systemverständnisses für die Ressource Wasser im Bundesdistrikt (Lorz et al. 2011, S. 83). Weiterhin stehen die Abschätzung des für die Wasserressourcen bestehenden Kontaminationsrisikos und eine überschlägige Wasserbilanzierung auf Flusseinzugsgebietsebene (Greassidis et al., 2011, S. 73) im Mittelpunkt. Hier trifft offensichtlich die zum Beispiel von Merrey et al. (2005) geäußerte und von Schumann (2010) aufgegriffene Kritik an IWRM-Forschungsprojekten zu, welche die Integration (möglichst) vieler verschiedener „Wasserproblemaspekte“ in Ländern mit schwachen institutionellen Strukturen (gemäß zum Beispiel dem Zitat von Grambow 2009, S. 239) als wenig sinnvoll und unwahrscheinlich bezüglich ihrer Erfolgsaussichten ansehen. Die Umsetzung solcher Problembeschreibungen und Szenarien für Problemlösungen hängt demnach weitgehend von den politischen und institutionellen Bedingungen in der jeweiligen Region ab. Diese politischen bzw. institutionellen Bedingungen können jedoch durch die Forschungsprojekte nicht oder nur in geringem Maße beeinflusst werden (Schumann 2010, S. 112)

Zu verstehen ist die deutsche IWRM-Förderschwerpunktinitiative demzufolge nur im Kontext: „Bei der Umsetzung von technischen Lösungen soll durch die frühzeitige Einbeziehung von Wirtschafts- und Industriepartnern eine Perspektive für die Erschließung neuer Märkte für Unternehmen der

deutschen Exportwirtschaft geschaffen werden“ (Ibisch und Borchardt 2011, S. 55).

Ohne Zweifel ist es bedeutsam und wichtig, dass die Wissenschaft in Zusammenarbeit mit der Wirtschaft fachübergreifend Schlüsseltechnologien entwickelt, insbesondere auch, um europäisch wie international die Spitzenposition Deutschlands im Leitmarkt der Wassertechnologie zu stärken (BMBF 2011). Außerordentlich ungünstig und bedauerlich ist es jedoch, wenn dabei aufgrund ungenügend konzipierter Projektansätze oder Ähnlichem keine befriedigenden IWRM-Lösungsansätze erzielt werden und dadurch das Konzept der integrierten Bewirtschaftung der Land- und Wasserressourcen als Ganzes in Zweifel gezogen wird und wissenschaftlich in Verruf gerät.

5.3 LÖSUNGSANSÄTZE

5.3.1 NACHHALTIGER UMGANG MIT NATURRESSOURCEN

Letztlich ist der nachhaltige Umgang mit den verschiedenen Naturressourcen wie zum Beispiel Wasser und Boden und den Energieressourcen zu einer strategischen gesellschaftlichen Notwendigkeit geworden (Ostrom 2007). Kritischer zu hinterfragen ist, ob die bisherigen Resultate und Konzepte zum IWRM ausreichend disziplinär (zum Beispiel hydrologisch und ökologisch) untersetzt und diese untereinander aber auch darüber hinaus (zum Beispiel sozialwissenschaftlich) interdisziplinär vernetzt sind. Dazu gehören auch Lösungsansätze, welche Wasserbedarfs- und Wasserdargebots-bezogene Maßnahmen gleichermaßen in die (Natur-)Ressourcenbewirtschaftung eingehen lassen und welche der Bedeutung von *Governance*-Strukturen (das heißt das konstruktive Zusammenwirken von Staat und

Kommunen sowie Privatwirtschaft und Zivilgesellschaft) international, national und in ihrer spezifischen regionalen Ausprägung ausreichend und ausgewogen Rechnung tragen (siehe zum Beispiel Dobner 2010).

5.3.2 VERBINDUNG VON THEORIE UND PRAXIS

Zum Teil spiegeln sich solche Lösungsansätze in der neuen Initiative zur Wasserforschung (siehe zum Beispiel Krüger 2010) wider, die insbesondere einer Zersplitterung der Wasserforschungslandschaft in Deutschland entgegenwirken will. Letztlich gilt es aber, an die Vielfalt der erreichten wasserbezogenen Anpassungsmaßnahmen zum Beispiel an

den Landnutzungs- und Klimawandel in verschiedenen Regionen und Flusseinzugsgebieten anzuknüpfen (Grünwald et al. 2012) und Forschungsnetzwerke zur gemeinsamen Betrachtung verschiedener Ressourcen, aber auch zum Beispiel der *Land-Water Governance* (Magel und Groß 2010) in enger Verbindung von Theorie und Praxis zu entwickeln.

Die Tabelle 5-1 verdeutlicht, wie das Bundesland Bayern im Wassersektor versucht, Vermeidungs- und Anpassungsstrukturen an den Klimawandel mit der (regionalen) Forschungsstrategie KLIWA (<http://www.kliwa.de>) zu verknüpfen, um im Bereich der nachhaltigen Wasserbewirtschaftung auch den zukünftigen Aufgaben gerecht zu werden.

Tabelle 5-1: Matrix der Einflussgrößen aus der Emissionsreduzierung (Mitigation) und der Anpassung (Adaptation) im Wassersektor in Bayern (übernommen aus Grambow 2009, S. 241).

GRUNDLAGEN UND MONITORING (PROJEKT KLIWA)		
<ul style="list-style-type: none"> – Ermitteln der Auswirkungen des Klimawandels – Ableiten von grundsätzlichen Konsequenzen 	<ul style="list-style-type: none"> – Identifizieren von Forschungsschwerpunkten – Monitoring der Wasserhaushaltsgrößen 	
VORSORGE (REDUKTION)	ANPASSUNG	
<p>Beiträge des Wasserbereichs</p> <ul style="list-style-type: none"> – Energie aus Geothermie – Energieeffizienz in der Abwasserentsorgung – Energie aus Abwasser – Optimierte Wasserkraftnutzung – CO₂-Senken Auwald und Moore 	<p>Hochwasser</p> <ul style="list-style-type: none"> – Klimaänderungsfaktor – Reduzieren von Restrisiken – Sichern früherer Überschwemmungsgebiete als Notpolder – Ausbau des Hochwasserrückhalts (Speicher, Retention) – Optimieren der Hochwasservorhersage – Hochwassergefahrenkarten – Integrale Wildbachschutzkonzepte 	<p>Niedrigwasser und Dürre</p> <ul style="list-style-type: none"> – Stärken der Wasserversorgung (Verbundsysteme, Gewinnungsalternativen, Sicherung von GW-Reserven) – Wärmelast- und Niedrigwassermanagementpläne – Niedrigwasseraufhöhung – Anforderungen an die Abwasserreinigung – Gewässerschonende Landwirtschaft – Schifffahrt
<p>Risiken für das Wasser</p> <ul style="list-style-type: none"> – Erdwärmenutzung (Leckagen) – Bewässerung in der Landwirtschaft – Energiepflanzen, Dünge- und Pflanzenschutzmittel – Dezentrale Biogasanlagen – Durchgängigkeit 	<p>Übergreifende Maßnahmen</p> <ul style="list-style-type: none"> – Sichern von Rückhalteräumen für Retention und Wasserausgleich – Wasserrückhalt im ländlichen Raum (GW-Neubildung, HW-Schutz) – Regenwasserbewirtschaftung (Entsiegelung, Versickerung) – Anpassen der Infrastrukturen (zum Beispiel Kanäle) – Entwicklung neuer Technologien einschließlich Management für den Binnen- und Außenmarkt – Öffentlichkeitsarbeit und Bewusstseinsbildung 	

Grambow (2009, S. 241) ordnet diese „nationale Matrix“ wie folgt in den internationalen Kontext ein: „Integriertes Denken und Nachhaltigkeit sind im Wassersektor kein Gutmenschen-tum sondern Überlebensfrage. Es ist wichtig, dass wir in Europa mit den Wasser- und Umweltrichtlinien weiter vorangehen. Wir bewahren so unsere Ressourcen, schaffen uns damit einen Wissensvorsprung und treiben umwelt-technologische Entwicklungen voran, die bereits heute im erheblichen Umfang exportiert werden können. Außerdem ist nichts überzeugender als ein gutes Beispiel und nichts stärker als eine Idee, deren Zeit gekommen ist. Die Welt insgesamt ist nämlich von Nachhaltigkeit und IWRM weit entfernt; das wird nicht so bleiben können. Der Klimawandel verschärft besonders die Wassersituation“. Solcher empfehlenswerter Lösungsansätze bedarf es in allen angesprochenen Bereichen, von den Wasser- und Umweltverwaltungen der Länder und des Bundes, über die verschiedenen Sachwalter anderer Natur- oder Energie-Ressourcen bis hin zur Wissenschaftsverwaltung und der Wissenschaft selbst.

5.3.3 KOMMUNIKATION

Dringend benötigt werden Lösungsansätze, die zu einer Stärkung aller adäquaten Formen der Kommunikation über den nachhaltigen Umgang mit Wasser und anderen Naturressourcen (zum Beispiel VDG 2011) aber auch zum Umgang mit wasserbezogenen Naturgefahren und Risiken wie die bei Hochwasser (Merz et al. 2011) führen:

- Was kann überhaupt passieren? (Risikoanalyse)
- Was darf nicht passieren bzw. welche Sicherheit für welchen Preis? (Risikobewertung)
- Wie kann mit dem (Rest-)Risiko bestmöglich umgegangen werden? (Risikoumgang)

Zehetmair (2011) hinterfragt diesbezüglich auf der Basis der sozialwissenschaftlichen Systemtheorie (Luhmann 1984, 2004) die in den letzten Jahren immer wieder auftretenden Defizite bei der Hochwasservorsorge und -bewältigung sowie bei der Hochwasserrisikokommunikation im föderalen Deutschland und schlägt als Ausweg in Analogie zum „Wissenschaftsrat“ die Einrichtung eines „Hochwasserrates“ für Deutschland vor. Dieser auf die analoge Einrichtung einer diesbezüglichen „Wissenschaftskommission“ und einer „Verwaltungskommission“ herauslaufende Lösungsansatz macht zumindest eines klar: es sollte möglichst wenige oder keine Denk- und Kommunikations-Tabus im Zusammenwirken von Wissenschaft, Wissenschaftspolitik, Wirtschaft, Politik und Öffentlichkeit bzw. beim weiter zu vertiefenden Dialog zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Naturressourcen Wasser und Land und darüber hinaus geben (zum Beispiel WBGU 2011).

5.4 EMPFEHLUNGEN

(1) Naturressourcen integriert betrachten und bewirtschaften

Eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen in Deutschland muss auf der Basis der regional unterschiedlichen Verhältnisse bezüglich Wasserdargebot und -bedarf erfolgen und die natürlichen Funktionen der regionalen aquatischen und (semi-)terrestrischen Systeme berücksichtigen. Der nachhaltige Umgang mit Wasserressourcen kann nicht isoliert zum Beispiel lediglich durch wasserwirtschaftliche Einflussnahmen im Rahmen eines eng verstandenen integrierten Wasserressourcen-Managements (IWRM) erreicht werden. Das IWRM selbst muss sektoren- und politik- sowie aktorsübergreifend umgesetzt werden und Einflussnahmen auf Wasserdargebot und -bedarf gleichermaßen vorsehen. Das heißt, die Integration sollte sich nicht nur

auf ein gemeinsames Management von Oberflächen- und Grundwasserressourcen über alle administrativen Ebenen hinweg beschränken, sondern auch die Betrachtung mehrerer Ressourcen, wie zum Beispiel Wasser, Boden, Land, Wald und aquatische Ökosysteme mit einschließen

(2) Theorie und Praxis durch die Verstärkung von regionalen Netzwerken enger verbinden

Die Inkompatibilität (*problem of fit*) zwischen der politisch-administrativen Planungseinheit „Bundesland“ und der im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRRL zu steuernden natürlich-regionalen Planungseinheit „Flusseinzugsgebiet“ erfordert verstärkte Anstrengungen zur Vernetzung der unterschiedlichen Akteure und Entscheidungsträger auf den verschiedenen Ebenen. Um das Fehlen einer Flussgebiets-Behörde mit rechtlich bindender Entscheidungsgewalt zu kompensieren, müssen die Landes-Wasserbehörden daher intensivere Formen der Interaktion mit öffentlichen Einrichtungen, Verbänden und anderen Interessengruppen finden. Diese sind in regionalen Netzwerken gezielt weiter zu fördern. Aber auch die Forschung muss stärker in die Entwicklung von Strategien für die Praxis eingebunden werden. Ein Ansatzpunkt ist die verstärkte Verknüpfung der Entwicklung von Handlungsstrategien und konkreten Maßnahmenbündeln mit der inhaltlichen Ausrichtung von Forschungsvorhaben bzw. -ausschreibungen.

(3) Adäquate Formen der Kommunikation von Wissenschaft, Wirtschaft, Politik und Öffentlichkeit finden

Die Abwägung zwischen unterschiedlichen Nutz- und Schutzinteressen an die Wasserressourcen kann nur über eine stetige Kommunikation erreicht werden. Erfolgreich ist eine solche nur dann, wenn nicht nur Klarheit erreicht wird über das „Wie“ der externen Kommunikation, zum Beispiel mit der Öffentlichkeit, sondern auch über das „Was“ der Vermittlung, zum Beispiel intern im Bereich der Wissenschaft, Politik, Wirtschaft und Verwaltung, wie das

folgende Beispiel verdeutlicht: Mit der Umsetzung der EG-HWRMRL vollzieht sich derzeit ein Übergang vom bisherigen Hochwasserschutz-Versprechen hin zur bewussten Auseinandersetzung und zum Umgang mit den Hochwasserrisiken durch Hochwasservorsorge. Wie die jüngsten Hochwasserereignisse in den Jahren 2010 und 2011 aber zeigten, überwiegt im Sprachgebrauch von Politikern und Behörden nach wie vor das Hochwasserschutzversprechen. Demzufolge ist es nicht verwunderlich, wenn auch in der Bevölkerung und den Medien nach wie vor der klassische Hochwasserschutz-Anspruch dominiert.

5.5 LITERATUR

Biswas, A.: „Current directions: integrated water resources management – a second look“. In: *Water International* 33, Nr. 3 (2008), S. 274-278.

BMBF: *NaWaM – Förderschwerpunkt Nachhaltiges Wassermanagement*, (Faltblatt. Bundesministerium für Bildung und Forschung), Bonn 2011.

BMU: *Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland*, (Reihe Umweltpolitik, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), Berlin 2005.

DFG: *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung. Denkschrift. Deutsche Forschungsgemeinschaft*, Weinheim: Wiley-VCH 2003.

Dobner, P.: *Wasserpolitik. Zur politischen Theorie, Praxis und Kritik globaler Governance*, Frankfurt a. M.: Suhrkamp Verlag 2010.

Europäische Gemeinschaft: *Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EG-WRRL)*. 2000L0060 - DE - 16.12.2001, Straßburg 2000.

Europäische Gemeinschaft: *Richtlinie 2007/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (EG-HWRMRL)*. Amtsblatt der Europäischen Union. L 288/27, 06.11.2007, Straßburg 2007.

Grambow, M.: *Wassermanagement. Integriertes Wasser-Ressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung*, Wiesbaden: Vieweg-Verlag 2008.

Grambow, M.: „Integriertes Wasser-Ressourcenmanagement als Antwort auf drängende Wasserfragen – die Nachhaltigkeit als Dreh- und Angelpunkt einer globalen zukunftsfähigen Entwicklung“. In: *uwf - UmweltWirtschaftsForum* 17, Nr. 3 (2009), S. 235-242.

Greassidis, S., Borgmann, A., Führer, N., Jaschinski, S., Jolk, C., Stolpe, H., Zindler, B.: „Überschlägige Wasserbilanz zur Planungs- und Entscheidungsunterstützung auf Einzugsgebietsebene für das Integrierte Wasserressourcen-Management in Vietnam“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 55, Nr. 2 (2011), S. 68-74.

Grünewald, U.: „Probleme der integrierten Wasserbewirtschaftung im Spree-Havel-Gebiet im Kontext des Globalen Wandels“. In: Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*, (Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 6), Berlin: Weißensee-Verlag (2005), S. 209-218.

Grünewald, U.: „Klimawandel, Hochwasserrisikomanagement und Bewirtschaftung der Wasserressourcen in Flusseinzugsgebieten“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 1, Nr. 1 (2008a), S. 23-28.

Grünewald, U.: „Hochwasserrisikomanagement im Zeichen des Klimawandels – Beispiel Elbe“. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): *41. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 2.4.-4.4.2008 in der Messe Essen Ost, Aachen 2008b*, S. 70/1-70/15..

Grünewald, U.: „Voraussetzung für eine erfolgreiche Flussgebietsbewirtschaftung: Klare einzugsgebietsbezogene Ursache-Wirkungs-Analysen und klares einzugsgebietsbezogenes Handeln“. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 1/8 (2008c), S. 423-426.

Grünewald, U.: *Wasserbilanzen der Region Berlin-Brandenburg*, (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 7). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Grünewald, U., Kaltofen, M., Schümborg, S., Merz, B., Kreibich, H., Petrow, T., Thieken, A., Streitz, W. Dombrowsky, R.: *Hochwasservorsorge in Deutschland. Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet*, (Schriftenreihe des DKKV 29), Bonn 2003.

Grünewald, U., Bens, O., Fischer, H., Hüttl, R. F., Kaiser, K., Knierim, A. (Hrsg.): *Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland*, Stuttgart Schweizerbart 2012.

Ibisch, R. B., Borchardt, D. (Hrsg.): „Themenheft IWRM“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 55, Nr. 2 (2011).

Kaden, S., Schramm, M., Redetzky, M.: „Großräumige Wasserbewirtschaftungsmodelle als Instrumentarium für das Flussgebietsmanagement“. In: Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Auswirkungen des Globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*, (Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 6), Berlin: Weißensee-Verlag 2005, S. 223-233.

Kahlenborn, W., Kraemer, R. A.: *Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland*, Berlin: Springer-Verlag, 1999.

Kaltofen, M., Koch, H., Schramm, M., Grünewald, U., Kaden, S.: „Anwendung eines Langfristbewirtschaftungsmodells für multikriterielle Bewertungsverfahren – Szenarien des Globalen Wandels im bergbaugesprägten Spreegebiet“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 48, Nr. 2 (2004), S. 60-70.

Kluge, T., Libbe, J., Scheele, U., Schramm, E., Trapp, J.: „Der netWORKS-Ansatz zur integrierten Strategiebildung“. In: Kluge, T., Libbe, J. (Hrsg.): *Transformation netzgebundener Infrastruktur – Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser*, (Deutsches Institut für Urbanistik, Beiträge zur Stadtforschung, Bd. 45), Berlin 2006, S. 33-56.

Koch, H., Grünewald, U.: *Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den Globalen Wandel in Deutschland*, (acatech Materialien Nr. 5), München 2011.

Krüger, E.: Konferenz „Neue Initiativen in der Wasserforschung“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54, Nr. 5 (2010), S. 306-309.

Lorz, C., Bakker, F., Neder, K., Roig, H. L., Weiß, H., Macheschin, F.: „Landnutzungswandel und Wasserressourcen im Bundesdistrikt, Zentral-Brasilien“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*. 55, 2 (2011), S. 75-87.

Loucks, D. P., van Beek, E.: *Water Resources Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications*, Paris: UNESCO 2005.

Luhmann, N.: *Soziale Systeme. Grundriß einer allgemeinen Theorie*, Frankfurt a. M.: Suhrkamp 1984.

Luhmann, N.: *Ökologische Kommunikation. Kann die moderne Gesellschaft sich auf ökologische Gefährdungen einstellen?*, Wiesbaden: VS Verlag 2004.

Lux, A.: *Wasserversorgung im Umbruch*, Frankfurt a. M.: Campus Verlag 2009.

Magel, H., Groß, C.: „Land and Water Governance – (k)ein Thema für Deutschland?“ In: *WasserWirtschaft* 100, Nr. 5 (2010), S. 10-15.

Menzel, L., Hofmann, J., Ibisch, R.: „Untersuchung von Wasser- und Stoffflüssen als Grundlage für ein integriertes Wasserressourcen-Management im Kharaa-Einzugsgebiet, Mongolei.“ In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 55, Nr. 2 (2011), S. 88-103.

Merrey, D. J., Drechsel, P., Penning de Vies, F., Sally, H.: „Integrating „Livelihoods“ into integrated water resources management: Taking the integration paradigm to its logical next step for developing countries“. In: *Regional Environmental Change* 5, Nr. 4 (2005), S. 197-204.

Merz, B., Bittner, R., Grünewald, U., Piroth, K. (Hrsg.): *Management von Hochwasserrisiken*, Stuttgart: Schweizerbart 2011.

Moss, T.: „The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive“. In: *Land Use Policy* 21, Nr. 1 (2004), S. 85-94.

Moss, T., Huesker, F.: *Wasserinfrastrukturen als Gemeinwohltäger zwischen globalem Wandel und regionaler Entwicklung – institutionelle Er widerungen in Berlin-Brandenburg*, (IAG Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Diskussionspapier 4). Berlin: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften 2010.

Ostrom, E.: A „Diagnostic Approach for Going Beyond Panaceas“. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, Nr. 39 (2007), S. 15181-15187.

Schumann, A.: „IWRM 2010 – Neue Anforderungen an die Hydrologie?“ In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 54, Nr. 2 (2010), S. 105-115.

SRU: *Umweltverwaltungen unter Reformdruck: Herausforderungen, Strategien, Perspektiven*, Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen 2007.

SRU: *Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels, Umweltgutachten 2008*, Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen 2008.

TAC: *Integrated Water Resources Management*, (Background Papers Nr. 4, Technical Advisory Committee, Global Water Partnership), Stockholm 2000.

Theesfeld, I., Schleyer, C.: *Institutional Requirements for Integrated Water Resource Management in Germany*, (acatech Materialien Nr. 3), München 2011.

Tischbein, B., Manschadi, A. M., Hornidge, A.-K., Conrad, C., Lamers, J. P. A., Oberkircher, L., Schorcht, G., Vlek, P. L. G.: „Ansätze für eine effizientere Wassernutzung in der Provinz Khorezm, Usbekistan“. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 55, Nr. 2 (2011), S. 116-125.

Trzyna, T. C.: *A Sustainable World. Defining and Measuring Sustainable Development*, Sacramento, CA: The World Conservation Union 1995.

Turner, R. K.: *Sustainable environmental economics and management. Principles and Practice*, London: Belhaven Press 1993.

UBA: *Nachhaltige Wasserversorgung in Deutschland. Analyse und Vorschläge für eine zukunftsfähige Entwicklung*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2001.

UN: *Agenda 21*, (Konferenz von Rio 1992). URL: http://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/agenda_21.pdf [Stand: 10.11.2011].

VDG: *Virtuelles Wasser – Weniger Wasser im Einkaufskorb*, Bonn: Vereinigung Deutscher Gewässerschutz 2011.

von Keitz, S., Kessler, P.: „Grenzen des Flussgebietsmanagements – Folgt die Wasserwirtschaft dem falschen Ansatz?“ In: *KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft* 1, Nr. 7 (2008), S. 354-360.

Water Science Alliance: *Priority Research Fields*, Leipzig: Helmholtz Zentrum für Umweltforschung 2010.

WBGU: *Gesellschaftsvertrag für eine große Transformation. Zusammenfassung für Entscheidungsträger*. URL: http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg2011/wbgu_jg2011_ZfE.pdf [Stand: 10.11.2011].

Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet*, (Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 6), Berlin: Weißensee-Verlag 2005.

Wissen, M.: „Wassermangel im Überfluss – zum Spannungsverhältnis von Infrastruktur- und Wasserhaushaltsproblemen“. In: Bernhardt, C., Kilper, H., Moss, T.: *Im Interesse des Gemeinwohls. Regionale Gemeinschaftsgüter in Geschichte, Politik und Planung*, Frankfurt a. M: Campus Verlag 2009, S. 115-152.

Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Hasse, C., Fritsch, U., Cramer, W.: *Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme*, (UBA-Texte 08/05), Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt 2005.

Zehetmair, S.: *Zur Kommunikation von Risiken. Eine Studie über soziale Systeme im Hochwasserrisikomanagement*, (Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität) Bonn 2011.

GLOSSAR

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Abfluss aus einer Region	Der Teil des gefallenen Niederschlags, der in Bächen und Flüssen abfließt. Er wird als Wassermenge pro Zeit gemessen und meist in Kubikmeter pro Sekunde (m ³ /s) angegeben.
Anthropogene Spurenstoffe	Viele synthetisch hergestellte, organische Stoffe werden in Produkten des täglichen Gebrauchs verwendet und gelangen – vorwiegend über die Siedlungsentwässerung bzw. die Kläranlagenabläufe – direkt in die Gewässer. Dort sind sie in Spuren nachweisbar und können schon in sehr niedrigen Konzentrationen nachteilig auf aquatische Organismen und Ökosysteme wirken. Diese auch als Mikroverunreinigungen bezeichneten Stoffe gelangen über die Uferinfiltration auch ins Grundwasser und stellen damit für die Trinkwasseraufbereitung eine zunehmende Herausforderung dar.
Bioakkumulation	Hierunter wird die Anreicherung von Stoffen in Organismen sowohl aus dem umgebenden Medium als auch über die Nahrung verstanden. Die Bioakkumulation ist eines der Kriterien, die einen Stoff als besonders besorgniserregend kennzeichnen (PBT-Kriterien nach EU-Chemikalienrichtlinie REACH, Anhang XIII vom 15. März 2011).
Biokohle/HTC Kohle	Aus Biomasse hergestellte Holz- bzw. Braunkohle-ähnliche Produkte, die entweder durch Pyrolyse (thermische Zersetzung) bei Temperaturen um 450 °C unter Sauerstoffausschluss oder durch Hydrothermale Karbonisierung (HTC; wässrige Verkohlung) bei ca. 180 bis 200 °C erzeugt werden. Bei diesen Verfahren werden Biokohlen mit unterschiedlichen Eigenschaften gewonnen, deren Eignung als Bodenhilfsstoff und zur Kohlenstoff-Speicherung aktuell diskutiert wird.
Bioverfügbarkeit	Die Verfügbarkeit bzw. Bioverfügbarkeit von Schadstoffen in der Umwelt (in Boden, Wasser und Sediment) ist von den Stoff-, Boden-/Sedimenteigenschaften, den betrachteten Eintragspfaden und den zu untersuchenden Organismen bzw. Organismengruppen abhängig.
Biozide	Biologisch aktive Substanzen, die Schadorganismen bzw. Mikroorganismen abschrecken, inaktivieren oder zerstören.
Bodenfeuchte	Wassergehalt des Bodens im Porenraum.
Bodenhilfsstoffe	Bodenhilfsstoffe sind Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die den physikalischen, chemischen oder biologischen Zustand des Bodens sowie seine Wasserhaltekapazität verbessern und die Wirksamkeit von Düngemitteln erhöhen, bzw. deren Auswaschung verringern können.
Bodenwissenschaften	In den Bodenwissenschaften werden die Entwicklung, Eigenschaften und Verbreitung der Böden, ihre abiotischen und biotischen Prozesse, ihre Nutzung, Gefährdung, Regeneration und Sanierung im Kontext von Bodenlandschaften erforscht.
Critical zone concept	Die „Kritische Zone“ (<i>Critical Zone</i>) ist ein ganzheitlicher Rahmen für die integrierte Betrachtung von Wasser, Boden, Gesteinsschichten, Atmosphäre, und von biotischen Ressourcen in der oberflächennahen terrestrischen Umwelt. Diese höchst heterogene und komplexe Zone der Erde reicht von der Vegetation der Oberfläche bis hinab in den Grundwasserleiter, mit einer weltweit sehr unterschiedlichen Dicke und einer noch klar zu definierenden unteren Grenze.
emerging substances/emerging pollutants	Die Begriffe beschreiben eine Kategorisierung von neuen Stoffen. Unter „emerging substances“ werden neu auftretende Substanzen verstanden, die in der Umwelt detektiert wurden, die jedoch zurzeit nicht in einem Routinemonitoring-Programm auf europäischer Ebene erfasst werden und deren (Abbau-)Verhalten und (öko-)toxikologischen Effekte noch nicht gut erfasst worden sind. „Emerging pollutants“ sind neu auftretende Schadstoffe, das heißt Substanzen, die zurzeit noch nicht in einem Routinemonitoring-Programm auf europäischer Ebene erfasst sind und die aufgrund nachteiliger Effekte und/oder ihrer Persistenz eventuell Kandidaten für weitergehende gesetzliche Regulierungen sind.
Emissionsszenario	Plausible Darstellung der zukünftigen Entwicklung der Emissionen von Substanzen, die möglicherweise strahlungswirksam sind (zum Beispiel Treibhausgase, Aerosole), basierend auf einer kohärenten und in sich konsistenten Reihe von Annahmen über die treibenden Kräfte (wie demografische und sozioökonomische Entwicklung oder Technologiewandel) und deren Schlüsselbeziehungen.

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Endokrine Substanzen	Endokrin wirksame Substanzen (EWS) beeinflussen das hormonelle System von Mensch und Tier, indem sie Hormone ersetzen, nachahmen, verstärken, hemmen oder blockieren. Sie haben sehr niedrige Wirkschwelen, die zum Teil unter einem Nanogramm pro Liter liegen. Neben natürlichen und synthetischen Östrogenen gehören auch verschiedene Pestizide und Industriechemikalien, aber auch bromierte organische Flammenschutzmittel zu den EWS. Mögliche Effekte sind Reproduktions- und Entwicklungsstörungen wie Verringerung der Fruchtbarkeit oder Verweiblichung.
Entscheidungsunterstützungssysteme	Meist computerbasierte Informationssysteme, die Modelle und Daten mit dem Versuch kombinieren, unstrukturierte Probleme zu strukturieren und so dem Nutzer die Entscheidungsfindung zu erleichtern.
Evapotranspiration	Die Verdunstung von Boden- oder Wasseroberflächen wird als "Evaporation" bezeichnet, die von Pflanzen als "Transpiration". Beide werden unter dem Begriff "Evapotranspiration" zusammengefasst.
Georessourcen	Süßwasser, Boden, Landfläche, mineralische oder auch Energie-Rohstoffe zählen zu den für den Menschen essenziellen, limitiert verfügbaren natürlichen Georessourcen. Die Georessource Wasser unterscheidet sich von anderen dadurch, dass sie beweglich ist und – abhängig von klimatischen Einflüssen – räumlich und zeitlich extrem ungleichmäßig verteilt ist.
Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS)	Die GFS sind die Grundlage zur bundeseinheitlichen Bewertung von Grundwasserunreinigungen. Sie wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser auf der Grundlage von human- und ökotoxikologischen Kriterien und unter Einbeziehung der natürlichen geogenen Hintergrundkonzentrationen des Grundwassers abgeleitet. Sie bilden den Maßstab, bis zu welchen Stoffkonzentrationen anthropogene, räumlich begrenzte Änderungen der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig einzustufen sind und ab welcher Konzentration eine Grundwasserunreinigung bzw. -schädigung vorliegt. Das heißt sie bilden die Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung
Globaler Wandel	Unter dem Begriff „Globaler Wandel“ werden zusammenfassend jene Veränderungen in Natur und Gesellschaft bezeichnet, die global wirksam sind und die Lebensgrundlagen der Menschen (zum Teil irreversibel) beeinflussen. Facetten dieser Veränderungen sind zum Beispiel der Klimawandel, der demografische Wandel und die Globalisierung der Wirtschaft.
Grundwasserneubildung	Grundwasser entsteht durch natürliche Infiltration aus Niederschlag und/oder Oberflächenwasser. Zur Grundwasserneubildung trägt großräumig vor allem das aus Niederschlag gebildete Sickerwasser bei. Die Grundwasserneubildung ist ein wichtiges Maß für die natürliche Regenerationsfähigkeit der Grundwasserressourcen (quantitativ).
Hintergrundkonzentrationen	Hintergrundkonzentrationen beschreiben die natürlicherweise in Böden und im Grundwasserkörper vorkommenden Stoffkonzentrationen (beispielsweise eine regionale, geogen bedingt erhöhte Konzentration von Metallen oder Salzen).
Hintergrundwert bzw. -gehalt	Hintergrundwerte sind repräsentative Werte für allgemein verbreitete Gehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich aus dem geogenen Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammen.
HTC	Hydrothermale Karbonisierung (wässrige Verkohlung), siehe Biokohle.
Hydrologie	Die Wissenschaft vom Wasser, seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung in der Erdatmosphäre, auf sowie unter der Erdoberfläche, auf Landflächen sowie in küstennahen Meeresgebieten, und den damit zusammenhängenden biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften und Wirkungen des Wassers. Beinhaltet die Gebiete Flussgebietsmanagement, Wasserwirtschaft, Ingenieurhydrologie, Hydrogeologie, -biologie, -chemie und -informatik.
Hydrosphäre	Umfasst das in den Ozeanen, den terrestrischen Reservoirs (Seen, Flüsse, Böden usw.) sowie das in den organischen Substanzen enthaltene Wasser. Einen weiteren Bestandteil der Hydrosphäre bildet das gefrorene Wasser der polaren Eisschilde, des Meereises, der Gebirgsgletscher und der Permafrostböden. Nur ein kleiner Teil der Hydrosphäre liegt als Süßwasser vor, und zwar überwiegend in gefrorener Form.
Inkommensurabilität	Zwei Sachverhalte gehorchen ganz unterschiedlichen Gesetzen, Kategorien oder Maßstäben und sind daher nicht direkt oder überhaupt nicht miteinander vergleichbar.

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Interzeption	Das "Abfangen" bzw. Zurückhalten von Niederschlagswasser auf den Oberflächen von Pflanzen, insbesondere auf den Blättern. In sehr dichten Wäldern können bis zu 50 Prozent des Niederschlagswassers durch Interzeption zurückgehalten werden, das heißt, sie erreichen den Erdboden nicht.
IPCC-Bericht	Bericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), ein zwischenstaatliches Expertengremium für Klimafragen unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen, das 1988 eingerichtet wurde. Der Bericht fasst den Stand des Wissens über den bisherigen Klimawandel auf der Erde zusammen und beschreibt in verschiedenen Szenarien die mögliche weitere Entwicklung. Die bisherigen Berichte erschienen 1990, 1995, 2001 und 2007.
IWRM	Seit den späten 1990er Jahren ist das Integrierte Wasserressourcenmanagement (IWRM) das Hauptkonzept für eine nachhaltige, umweltverträgliche, fortgeschrittene und zukunftsweisende Ressourcenbewirtschaftung. In der wohl am meisten zitierten Definition der Global Water Partnership (GWP) ist die Integration nicht limitiert auf nur ein oder zwei betrachtete Ressourcen, sondern schließt die Betrachtung mehrerer Ressourcen, wie Wasser, Land, Wald und aquatische Ökosysteme mit ein: <i>„Integrated Water Resource Management is a process which promotes the coordinated development and management of water, land and related resources, in order to maximise the resultant economic and social welfare in an equitable manner without compromising the sustainability of vital ecosystems“.</i>
Klimamodell	Eine numerische Darstellung des Klimasystems, die auf den physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften seiner Bestandteile, seinen Wechselwirkungen und Rückkopplungsprozessen basiert und alle oder einige seiner bekannten Eigenschaften berücksichtigt. Das Klimasystem kann von Modellen unterschiedlicher Komplexität dargestellt werden.
Klimawandel	Statistisch signifikante Veränderung des mittleren Zustands des Klimas oder seiner Variabilität, die für eine längere Periode (meist Dekaden) anhält.
Kritische Zone	siehe Critical Zone
Metabolite	Metabolite sind Stoffwechselprodukte. Für die Wasserqualität relevante Metabolite entstehen insbesondere aus Arzneimitteln, die nach der Aufnahme im menschlichen oder tierischen Stoffwechsel gebildet werden können und schließlich wieder in den Wasserkreislauf gelangen. Die Metabolisierung der Wirkstoffe führt zu einer Polaritätserhöhung der Substanzen, sodass diese in der Regel sehr viel leichter ausgeschieden werden. Daher müssen zur Untersuchung der Umweltverträglichkeit von Arzneimitteln neben den eigentlichen Wirkstoffen und den in der Umwelt gebildeten Transformationsprodukten auch die von Mensch und Tier ausgeschiedenen Metabolite berücksichtigt werden.
Nachhaltigkeit	Nachhaltige Entwicklung heißt, Umweltgesichtspunkte und soziale Gesichtspunkte gleichberechtigt mit wirtschaftlichen Gesichtspunkten zu berücksichtigen. Zukunftsfähig wirtschaften bedeutet also: Wir müssen unseren Nachfahren ein intaktes ökologisches, soziales und ökonomisches Gefüge hinterlassen.
Niedrigwasser	Als Niedrigwasser bezeichnet man den Wasserstand eines Flusses, bei dem ein sich für das betreffende Flussgebiet aus der Art und Intensität der Wassernutzung (Trink-/Brauchwasser, Schifffahrt, Ökologie etc.) ergebender Grenzwert des Durchflusses unterschritten wird.
Ökosystemdienstleistung/Ökosystemfunktion	Ökosysteme bieten eine Reihe grundlegender Dienstleistungen, die für eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen der Erde notwendig sind. Beispiele sind das Bestäuben von Obstblüten durch Insekten, die Bereitstellung von nutzbarem Süß- und Trinkwasser durch Niederschlag und natürliche Filtration, die Verfügbarkeit von Fischen als Nahrungsmittel in aquatischen Ökosystemen oder die Bereitstellung von frischer Luft und Raum für Freizeit und Erholung. Ökosystemfunktion sind die hinter den Ökosystemdienstleistungen stehenden ökosystemaren Prozesse, Strukturen und Zustände.
Opportunitätskosten	Alternativkosten; in Geld oder Mengen ausgedrückter entgangener Nutzen oder Ertrag, der durch eine alternative Verwendung eines eingesetzten Gutes oder Produktionsfaktors erzielbar gewesen wäre. Opportunitätskosten entstehen immer dadurch, dass Ressourcen nur einmal verwendet und nicht gleichzeitig anderen Zwecken zugeführt werden können.
Pedosphäre	Umfasst die Böden als Überlappungsraum von Erdkruste, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre mit eigenständigem Charakter und bildet das Substrat für die terrestrische Vegetation.

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Persistenz	Persistente Stoffe sind umweltgefährdende Stoffe, die unverändert in der Umwelt verbleiben und nicht durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse abgebaut werden. Persistenz gehört zu den Kriterien, die einen Stoff als besorgniserregend kennzeichnen (PBT-Kriterien nach EU-Chemikalienrichtlinie REACH, Anhang XIII vom 15. März 2011).
Polare/unpolare Stoffe	Die Polarität eines Stoffes gibt unter anderem Auskunft über seine Löslichkeit in Wasser. Polare Stoffe lassen sich gut in polaren Lösungsmitteln lösen, zum Beispiel Salze in Wasser. Polare Stoffe sind daher besonders „trinkwasserrelevant“. Unpolare Stoffe lösen sich gut in unpolaren Lösungsmitteln, zum Beispiel organische Verbindungen in Benzol.
Prioritäre Stoffe	Aus ökologischer Sicht für Gewässer besonders gefährliche Stoffe, die nach Artikel 16 Absatz 2 WRRL bestimmt werden (Anhang X) und deren Einträge mit höchster Priorität verringert werden müssen. Diese prioritären Stoffe werden auch als „Altstoffe“ bezeichnet, da sie aus toxikologischer Sicht hinreichend bewertet sind und Ziel- bzw. Grenzwerte definiert werden können.
Prognose	Eine Prognose oder Vorhersage ist das Resultat eines Versuchs, eine Schätzung der Entwicklung in der Zukunft vorzunehmen, zum Beispiel auf saisonaler, jahresübergreifender oder längerfristiger Zeitskala.
Projektion	Eine Projektion ist eine mögliche zukünftige Entwicklung einer Eigenschaft oder einer Reihe von Größen, oft mit Hilfe eines Modells berechnet. Projektionen werden von Prognosen unterschieden, um hervorzuheben, dass sie Annahmen beinhalten, so zum Beispiel künftige sozioökonomische und technologische Entwicklungen betreffend, die vielleicht realisiert werden, vielleicht aber auch nicht, und dass sie deshalb wesentlichen Unsicherheiten unterworfen sind.
Pufferfunktion	Viele Stoffeinträge werden von den Ökosystemen aufgenommen, ohne sofortige schädigende Wirkung zu entfalten, da sie abgebaut werden können oder noch keine kritischen Mengen erreicht sind. Wird dieses „Puffervermögen“ über längere Zeiträume überlastet, kann es zu Grundwasserunreinigungen, zur Degradation von Böden und Lebensgemeinschaften oder anderen schädlichen Wirkungen kommen.
REACH	Die europäische Chemikalien-Verordnung REACH stellt die rechtliche Grundlage für die Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe dar. (REACH = Registrierung, Evaluierung und Autorisierung von Chemikalien; EC 1907/2006). Sie vereinfacht und verbessert die Chemikaliengesetzgebung in der EU. Alle chemischen Stoffe, die in Mengen ab einer Tonne pro Jahr hergestellt oder in die EU eingeführt werden, müssen seither bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) registriert und der dabei vorgesehene Anwendungszweck angegeben werden. Damit ist die Industrie dafür verantwortlich, Risiken durch Chemikalien zu bewerten und zu begrenzen und den Verwendern geeignete Sicherheitsinformationen zukommen zu lassen. Die Europäische Union kann, wenn nötig, zusätzliche Maßnahmen für hochgefährliche Substanzen erlassen.
Renaturierung/Revitalisierung	Allgemeine Umgestaltung eines früher technisch überprägten Landschaftsbestandteils (z.B. Bach, Fluss, Moor, Seeufer) in eine naturnahe, ökologisch wirksame Form.
Rohwasser	Wasser, das vom Wasserwerk für die Nutzung als Trinkwasser aus einem Wasservorkommen (Grundwasser, Quelle, oberirdische Gewässer) entnommen wird.
Sickerwasser	Wasser, welches durch Versickerung in den Boden bzw. das Grundwasser infiltriert.
Spurenstoffe	Spurenstoffe sind organische Verbindungen, die als „Spuren von Stoffen“, also in sehr geringen Konzentrationen in der Umwelt und in Gewässern vorkommen können. Organische Spurenstoffe sind dann als kritisch zu bewerten, wenn sie aus human- oder ökotoxikologischer Sicht ein Risiko bzw. Gefährdungspotenzial darstellen.
Smart dust	Bislang noch nicht umgesetzte Vision von Microcomputern, die in hoher Stückzahl als „intelligenter Staub“ Daten sammeln. Die hierbei eingesetzten Sensoren, Roboter oder andere Geräte werden als MEMS (<i>Micro-Electro-Mechanical systems</i>) bezeichnet, und sollen zum Beispiel Licht, Temperatur, Erschütterungen, Magnetismus oder chemische Parameter detektieren; solche MEMS könnten in Zukunft drahtlos vernetzt und für die großflächige Datenaufnahme genutzt werden.

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Stationarität	Im statistischen Sinne bedeutet die Stationarität von hydrologisch-meteorologischen Größen (zum Beispiel Niederschlag, Verdunstung, Abfluss), dass die Zukunft der Vergangenheit ähneln wird; die statistischen Parameter/Verteilungsfunktionen bleiben ähnlich.
Szenario	Eine plausible und häufig vereinfachte Beschreibung, wie die Zukunft sich gestalten könnte, basierend auf einer kohärenten und in sich konsistenten Reihe von Annahmen in Bezug auf die treibenden Kräfte und wichtigsten Zusammenhänge. Szenarien können von Projektionen abgeleitet sein, beruhen aber oft auf zusätzlichen Informationen aus anderen Quellen, manchmal kombiniert mit einer Modellgeschichte.
Toxizität	Die Giftigkeit von Stoffen und Stoffgemischen gehört zu den Kriterien, die einen Stoff als besonders besorgniserregend kennzeichnen (PBT-Kriterien nach EU-Chemikalienrichtlinie REACH, Anhang XIII vom 15. März 2011).
Transformationsprodukte	Transformationsprodukte sind Abbauprodukte oder Metabolite, die aus einer mikrobiellen oder chemischen Reaktion hervorgehen und sich vom Ausgangsstoff chemisch unterscheiden.
Transpiration	siehe Evapotranspiration
Trinkwassergängigkeit	Als „trinkwassergängig“ werden solche Stoffe bezeichnet, die durch die üblichen Verfahren der Trinkwasseraufbereitung nicht entfernt werden und möglicherweise im Trinkwasser auftreten können.
Trinkwasserrelevante Stoffe	Trinkwasserrelevant sind persistente, das heißt mikrobiell nicht leicht abbaubare Stoffe, die ausreichend wasserlöslich sind, um sich auf die Wasserbeschaffenheit auszuwirken, und von denen ein humantoxisches Gefährdungspotenzial für die Wasserqualität ausgeht. Vor allem persistente und polare, gut wasserlösliche organische Stoffe können häufig bei der Abwasserbehandlung nicht ausreichend zurückgehalten werden.
Umweltexternalitäten	Wirkungen ökonomischer Aktivitäten (Konsum oder Investition) auf unbeteiligte Dritte und/oder die Umwelt, die nicht über Märkte vermittelt werden. Dabei wird zwischen negativen externen Effekten (zum Beispiel Umweltbelastungen resultierend aus der Gewässerverschmutzung) und positiven externen Effekten (zum Beispiel Erhöhung der Biomasse oder erhöhte Biodiversität aufgrund der Renaturierung eines Gewässers) unterschieden. Aus ökonomischer Sicht sollte die Internalisierung von Umweltexternalitäten eine wichtige Leitlinie der Umweltpolitik sein.
Umweltqualitätsnormen (UQN)	Umweltqualitätsnormen legen Grenzwerte für prioritäre Stoffe fest. Durch Umweltqualitätsnormen soll das Vorkommen bestimmter chemischer Stoffe, die ein erhebliches Risiko für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit darstellen, in den Oberflächengewässern reduziert werden.
Vadose Zone	Wasserungesättigte Zone im Untergrund. In der vadosen Zone sind die Porenräume nur zeitweise mit Wasser gefüllt.
Virtuelles Wasser	Das zur Erzeugung eines Produktes (Nahrung, Auto, Kleidung etc.) benötigte Wasser. Bei Pflanzen zum Beispiel schließt dies das während der Vegetationsphase benötigte Regen- oder Bewässerungswasser und das nach der Ernte benötigte Prozesswasser (zum Säubern, Schälen etc.) mit ein.
Virtueller Wasserhandel	Der Transfer von Virtuellem Wasser (siehe oben), der beim Handel mit Produkten stattfindet. Im Gegensatz zu den Produkten, die real transportiert werden müssen, ist das gehandelte Virtuelle Wasser nur eine fiktive Größe, die nicht transportiert werden muss.
Vulnerabilität	Vulnerabilität kann als Funktion aus den Klimafolgen bzw. der Sensitivität gegenüber den Klimafolgen und der Anpassungskapazität der natürlichen und gesellschaftlichen Systeme verstanden werden. Sie beschreibt die Anfälligkeit eines Systems (Bauwerk, Anlage, Land oder Staat, Unternehmen usw.) gegenüber äußeren schädlichen Einwirkungen. Die Vulnerabilität setzt sich aus unterschiedlichen und sich oft wechselseitig bedingenden Faktoren zusammen. Die Einflussfaktoren können technischer, sozialer, ökonomischer und ökologischer Natur sein.
Wasserbilanz	Volumenmäßige Erfassung des Wasserkreislaufs in einem Betrachtungsgebiet während einer Betrachtungszeitspanne (DIN 4049). Gesamte Erfassung aller Wasserzufluss- und -abflussdaten (auch in Form zum Beispiel von Verdunstung) an einer definierten Bilanzgrenze.

BEGRIFF	ERKLÄRUNG
Wasserbezogene Naturpotenziale	Zu den Naturpotenzialen der Wasserressourcen gehören unter anderem: das Selbstreinigungspotenzial (durch physiko-chemische und biochemische Stoffumsetzungen), das biologische Ertragspotenzial (Gewässer als Lebensraum von Tieren und Pflanzen), das ökologische Potenzial (Gewässer als Bestandteil von Ökosystemen), das Energiepotenzial (Umwandlung von potenzieller in kinetische Energie und der Wärmeinhalt des Wassers), das Transportpotenzial (für feste und gelöste Stoffe) sowie das Hochwasser-minderungs- oder Hochwasserabführungspotenzial von Landschaften und Gewässern.
Wasserdargebot	Die Wassermenge, die aus Oberflächen- und Grundwasser in einem bestimmten Gebiet für eine bestimmte Zeitspanne (meist pro Jahr) zur Verfügung steht, also entnommen werden kann ohne die Ökosysteme zu schädigen.
Wasserentnahmen (water withdrawals)	Dem Oberflächen- oder Grundwasser zur anthropogenen Nutzung insgesamt entnommene Wassermenge.
Wasser-Fußabdruck	Gesamtes Wasservolumen, das pro Zeiteinheit für eine bestimmte Person oder für eine Personengruppe benötigt wird. Der Wasser-Fußabdruck (WF) kann auch auf Regionen (zum Beispiel Städte, Länder) oder auf Unternehmen bezogen werden, die Güter produzieren. Neuerdings wird der WF auch ohne Zeitbezug auf die Masse eines Produkts bezogen. Es handelt sich dabei um den Virtuellen Wassergehalt des betrachteten Produkts in der üblichen Dimension Liter Wasser/ kg Produkt. Beispielsweise je nach Produktionsweise WF ≈ 10.000 - 20.000 Liter Wasser/kg Rindfleisch.
Wasserhaushalt	Unter Wasserhaushalt versteht man die Umsetzungsvorgänge der Wasserhaushaltsgrößen (Niederschlag, Abfluss, Evapotranspiration und Speicherung) des Wasserkreislaufs. Man kann zwischen einem globalen und einem regionalen Wasserhaushalt unterscheiden. Meist wird der Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes betrachtet.
Wasserrahmenrichtlinie WRRL	Mit der Veröffentlichung im Europäischen Amtsblatt ist die EG - Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EG-WRRL) am 22. Dezember 2000 in Kraft getreten. Sie schafft einen einheitlichen Ordnungsrahmen der Gemeinschaft in der Wasserpolitik. Ziel der WRRL ist die Erreichung eines guten Gewässerzustandes in allen Gewässern der EU (Oberflächengewässer, Küsten- und Übergangsgewässer sowie Grundwasser). Im Vordergrund stehen hierbei die Herstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Oberflächengewässer und die Erhaltung der Nutzbarkeit des Grundwassers (guter mengenmäßiger und chemischer Zustand).
Wasserressource	Wasser, das für eine spezifische Nutzung in hinreichender Menge und Qualität an einem bestimmten Ort für einen bestimmten Zeitraum zur Verfügung steht oder verfügbar gemacht werden kann.
Wasserverbrauch (water consumption)	Dem natürlichen Wasserkreislauf pro Zeiteinheit entzogenes Wasser, das im betrachteten Bilanzraum (zum Beispiel einer Region, einer Nation) nicht mehr für die Nutzung zur Verfügung steht. Das Wasser wird hauptsächlich durch Verdunstung oder Sublimation dem Bilanzraum entzogen. Wird dagegen Wasser etwa zu Reinigungszwecken benutzt, kann es nach einer geeigneten Reinigung wieder verwendet werden, ist also noch im Bilanzraum verfügbar.
Wasserwerksrelevante Stoffe	Wasserwerksrelevant sind Stoffe, die persistent sind, das heißt mikrobiell nicht leicht abbaubare Stoffe, die im Rohwasser vorkommen können (zum Beispiel Atrazin, Carbamazepin).

ANHANG: AUTORENVERZEICHNIS

- *Dr. Oliver Bens, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *Prof. Dr. Günter Blöschl, Technische Universität Wien*
- *Dr. Amelie Bücker, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *Prof. Dr. Rolf Emmermann, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum, acatech*
- *Prof. Dr. Hannes Flühler, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich*
- *Prof. Dr. Hans-Georg Frede, Justus-Liebig-Universität Gießen*
- *Prof. Dr. Rolf Gimbel, Universität Duisberg-Essen*
- *Prof. Dr. Gerhard Glatzel, Universität für Bodenkultur Wien*
- *Prof. Dr. Peter Grathwohl, Eberhard-Carls-Universität Tübingen*
- *Prof. Dr. Uwe Grünewald, Brandenburgische Technische Universität Cottbus*
- *Prof. Dr. Bernd Hansjürgens, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – Leipzig*
- *Prof. Dr. Bernd Hillemeier, Technische Universität Berlin*
- *Prof. Dr. Dr. Reinhard F. Hüttl, Helmholtz-Zentrum – Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *PD Dr. Knut Kaiser, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *Prof. Dr. Sabine Kunst, Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kultur des Landes Brandenburg*
- *Dr. Judy Libra, Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim*
- *Prof. Dr. Franz Makeschin, Technische Universität Dresden*
- *Prof. Dr. Rainer Meckenstock, Helmholtz Zentrum München*
- *Prof. Dr. Bruno Merz, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *Prof. Dr. Jörg F. W. Negendank, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum*
- *Dr. Konstantin Reetz, BRAKELEY Gesellschaft für Strategisches Fundraising München*
- *Dipl.-Ing. Ulrike von Schlippenbach, Helmholtz-Zentrum Potsdam – Deutsches GeoForschungsZentrum, acatech*
- *Prof. Dr. Helmar Schubert, Karlsruher Institut für Technologie*
- *Dr. Thomas Ternes, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz*

ANHANG:

VERZEICHNIS DER EXPERTINNEN UND EXPERTEN, DIE BERATEND ODER DURCH VORTRÄGE BEI VERANSTALTUNGEN ZUM PROJEKT BEIGETRAGEN HABEN

Dr. Rolf Altenburger, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig

Dr. Claus G. Bannick, BioÖkonomieRat Berlin

Prof. Dr. Günter Bayerl, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Dipl. Betriebswirt Holger Behrens, Geohumus International GmbH, Frankfurt

Dr. Wulf Bentlage, Geohumus International GmbH, Frankfurt

Dr. Nicole D. Berge, University of South Carolina, Columbia, SC

Dr. Axel Bergmann, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Mülheim

Dipl.-Ing. Olaf Blank, Vattenfall Europe Wärme AG, Berlin

Dr. Ralf Bleile, Stiftung Schleswig-Holsteinische Landesmuseen Schloß Gottorf

Dipl.-Biol. Martin Böhme, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin

Prof. Dr. Dieter Bryniok, Fraunhofer Allianz SysWasser Stuttgart

Dr. Ann Kathrin Buchs, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Hannover

Dr. Jens Burgschweiger, Berliner Wasserbetriebe

Dr. Anja Coors, ECT Oekotoxikologie GmbH Flörsheim a. M.

Dr. Benjamin Creutzfeldt, Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum

Dr. Mathias Deutsch, Georg-August-Universität Göttingen

Dr. Peter Dietrich, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig

Dr. Peter Dominik, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Dr. Christoph Donner, Rheinisch-Westfälische Wasserversorgungsgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr

Mr. Doron, NETAFIM Israel, Tel Aviv

Prof. Dr. Wolfgang Dott, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule, Aachen

Prof. Dr. Wilhelmus Duijnsveld, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

Prof. Dr. Martin Exner, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Prof. Dr. Matthias Freude, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Potsdam

Dipl.-Ing. agr. Ekkehard Fricke, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover

Dr. Birgit Fritz-Taute, Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Berlin

Dr. Christoph Fühner, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig

Dr. Andreas Gattinger, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick, Schweiz

Dr. Robin Gebbers, Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim

Dr. Joachim Genz, Bayer AG, Leverkusen

Dr.-Ing. Markus Gerlach, Roediger Vacuum GmbH, Hanau

Prof. Dr. Dr. h. c. Carl Friedrich Gethmann, Universität Duisburg-Essen

Dipl.-Ing. Regina Gnirß, Berliner Wasserbetriebe

Prof. Dr. Kai-Uwe Goss, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig

Prof. Dr. Jörg-Michael Greef, Julius Kühn-Institut, Braunschweig

Dr. Christian Griebler, Helmholtz Zentrum München - Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt

Dr. Tamara Grummt, Umweltbundesamt, Bad Elster

Dipl.-Ing. Andreas Hartmann, Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Dr. Thomas Henschel, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

Dr. Joachim Herbold, Munich Re, München

Prof. Dr. Arjen Hoekstra, Universität Twente

Dr. Sibylle Itzerott, Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum

Prof. Dr. Stefan Kaden, DHI-WASY Berlin

Dr. Claudia Kammann, Justus-Liebig Universität Gießen

Dipl.-Ing. Bernd Kirschbaum, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Dr. Thomas Knacker, ECT Oekotoxikologie GmbH Flörsheim a. M. †

Dr. Andrea Knierim, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg

Prof. Dr. Klaus Knoblich, Justus-Liebig Universität Gießen

Dr. Thomas Koch, Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus

Dr. Christian Korndörfer, Umweltamt der Landeshauptstadt Dresden

Dr. Steffen Krauss, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt

Dr. Heidi Kreiblich, Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum

Prof. Dr. Rolf Kuhn, Internationale Bauausstellung Fürst-Pückler-Land 2000-2010

Dr. Rainer Langner, Vereinigte Hagelversicherung, Gießen

Dr. Boris Lesjean, Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Prof. Dr. Gunnar Lischeid, Leibniz-Zentrum für Agrarlandwirtschaftsforschung, Müncheberg

Prof. Dr. Wolfram Mauser, Ludwig-Maximilians-Universität München

Dr. Michael Mayer, Karlsruher Institut für Technologie

Dr. Timothy Moss, Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung, Erkner

Dipl.-Landw. Lambert Muhr, Munich Re, München

Dipl.-Ing. agr. Karl Murr, Munich Re, München

Dr. York Neubauer, Technische Universität Berlin

Prof. Dr. Sascha Oswald, Universität Potsdam

Prof. Dr. Claudia Pahl-Wostl, Universität Osnabrück

Prof. Dr. Karl-Heinz Pörtge, Georg-August-Universität Göttingen

Dr. Wilfried Puchert, Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg – Vorpommern, Schwerin

Prof. Dr. Joachim Quast, Institute for Applied Marine, Limnic and Hydrological Studies, Müncheberg

Prof. Dr. Thomas Raab, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Prof. Dr. Dr. h.c. Ortwin Renn, Universität Stuttgart

Prof. Dr. Wilhelm Ripl, Technische Universität Berlin

Dr. Kyoung S. Ro, USDA-ARS Coastal Plains Soil, Water & Plant Research Center, Florence, USA

Prof. Dr. Jochen Schanze, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden

Prof. Dr. Wolfgang Schirmer, Universität Düsseldorf

Dr. Michael Schlüsener, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Prof. Dr. Gerrit Schüürmann, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Leipzig

Prof. Dr. Andreas Schumann, Ruhr-Universität, Bochum

Dr. Mike Schwank, Helmholtz-Zentrum Potsdam Deutsches GeoForschungsZentrum

Alon Shimoni, NETAFIM Deutschland, Frankfurt Nieder-Erlenbach

Dipl. Ing. Michael Becker, Emschergenossenschaft und Lippeverband, Essen

Prof. Dr. Manfred Stock, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung

Dr. Bernd Susset, Eberhard-Carls-Universität Tübingen

Dr. Maria-Magdalena Titirici, Max-Planck Institut für Kolloid- und Grenzflächenforschung, Potsdam

Prof. Dr. Klement Tockner, Freie Universität Berlin

Dr. Irene Slavik, Technische Universität Dresden

Dr. Hans van der Sloot, Amsterdam

Prof. Dr. Harry Vereecken, Forschungszentrum Jülich

Prof. Dr. Hans von Storch, Helmholtz-Zentrum Geesthacht

Dr. Frank Wechsung, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung

Dr. Bodo Weigert, Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Prof. Dr. Markus Weiler, Universität Freiburg

Prof. Dr. Hubert Wiggering, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg

Dr. Ulrich Wild, BRAKELEY, Fundraising & Management Consultants München

> **BISHER SIND IN DER REIHE acatech STUDIE UND IHRER VORGÄNGERIN
acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT FOLGENDE BÄNDE ERSCHIENEN:**

Spath, Dieter/Walter Achim: *Mehr Innovationen für Deutschland. Wie Inkubatoren akademische Hightech-Ausgründungen besser fördern können* (acatech STUDIE), Heidelberg u.a.: Springer Verlag 2012.

Appelrath, Hans-Jürgen/Kagermann, Henning/Mayer, Christoph (Hrsg.): *Future Energy Grid. Migrationspfade ins Internet der Energie* (acatech STUDIE), Heidelberg u.a.: Springer Verlag 2012.

acatech (Hrsg.): *Organische Elektronik in Deutschland* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 6), Heidelberg u.a.: Springer Verlag 2011.

acatech (Hrsg.): *Monitoring von Motivationskonzepten für den Technicknachwuchs* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 5), Heidelberg u.a.: Springer Verlag 2011.

acatech (Hrsg.): *Wirtschaftliche Entwicklung von Ausgründungen aus außeruniversitären Forschungseinrichtungen* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 4), Heidelberg u.a.: Springer Verlag 2010.

acatech (Hrsg.): *Empfehlungen zur Zukunft der Ingenieurpromotion. Wege zur weiteren Verbesserung und Stärkung der Promotion in den Ingenieurwissenschaften an Universitäten in Deutschland* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 3), Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag 2008.

acatech (Hrsg.): *Bachelor- und Masterstudiengänge in den Ingenieurwissenschaften. Die neue Herausforderung für Technische Hochschulen und Universitäten* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 2), Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag 2006.

acatech (Hrsg.): *Mobilität 2020. Perspektiven für den Verkehr von morgen* (acatech BERICHTET UND EMPFIEHLT, Nr. 1), Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag 2006.

> **acatech – DEUTSCHE AKADEMIE DER TECHNIKWISSENSCHAFTEN**

acatech vertritt die Interessen der deutschen Technikwissenschaften im In- und Ausland in selbstbestimmter, unabhängiger und gemeinwohlorientierter Weise. Als Arbeitsakademie berät acatech Politik und Gesellschaft in technikwissenschaftlichen und technologiepolitischen Zukunftsfragen. Darüber hinaus hat es sich acatech zum Ziel gesetzt, den Wissenstransfer zwischen Wissenschaft und Wirtschaft zu erleichtern und den technikwissenschaftlichen Nachwuchs zu fördern. Zu den Mitgliedern der Akademie zählen herausragende Wissenschaftler aus Hochschulen, Forschungseinrichtungen und Unternehmen. acatech finanziert sich durch eine institutionelle Förderung von Bund und Ländern sowie durch Spenden und projektbezogene Drittmittel. Um die Akzeptanz des technischen Fortschritts in Deutschland zu fördern und das Potenzial zukunftsweisender Technologien für Wirtschaft und Gesellschaft deutlich zu machen, veranstaltet acatech Symposien, Foren, Podiumsdiskussionen und Workshops. Mit Studien, Empfehlungen und Stellungnahmen wendet sich acatech an die Öffentlichkeit. acatech besteht aus drei Organen: Die Mitglieder der Akademie sind in der Mitgliederversammlung organisiert; ein Senat mit namhaften Persönlichkeiten aus Industrie, Wissenschaft und Politik berät acatech in Fragen der strategischen Ausrichtung und sorgt für den Austausch mit der Wirtschaft und anderen Wissenschaftsorganisationen in Deutschland; das Präsidium, das von den Akademiemitgliedern und vom Senat bestimmt wird, lenkt die Arbeit. Die Geschäftsstelle von acatech befindet sich in München; zudem ist acatech mit einem Hauptstadtbüro in Berlin vertreten.

Weitere Informationen unter www.acatech.de

> **DIE REIHE acatech STUDIE**

In dieser Reihe erscheinen die Ergebnisberichte von Projekten der Deutschen Akademie der Technikwissenschaften. Die Studien haben das Ziel der Politik- und Gesellschaftsberatung zu technikwissenschaftlichen und technologiepolitischen Zukunftsfragen.