

Axel Bronstert | Sibylle Itzerott (Hrsg.)

**Bewirtschaftungsmöglichkeiten
im Einzugsgebiet der Havel**

Abschlussberichtsbericht zum BMBF-Projekt

Schriftenreihe der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam
Potsdam im Mai 2006

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

© Universität Potsdam, 2006

Redaktion: Prof. Dr. Ingo Schneider, Dr. Matthias Kühling
Herausgeber: Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam
Druck: Audiovisuelles Zentrum der Universität Potsdam
Vertrieb: Universitätsverlag Potsdam
Postfach 60 15 53, 14415 Potsdam
Fon +49 (0) 331 977 4517 / Fax 4625
e-mail: ubpub@uni-potsdam.de
<http://info.ub.uni-potsdam.de/verlag.htm>

Die **Brandenburgischen Umwelt Berichte** sind eine von der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam herausgegebene Schriftenreihe. Sie erscheint unregelmäßig.

Alle Rechte, insbesondere das Recht auf Vervielfältigung und Verbreitung über diese Reihe hinaus sowie der Übersetzung liegen bei den Autoren. Kein Teil der Schriftenreihe darf in irgendeiner Form ohne schriftliche Genehmigung der Autoren reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden. Die Herausgeber der Schriftenreihe übernehmen keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und die Vollständigkeit der Angaben. Die in den Beiträgen geäußerten Meinungen und Ansichten müssen nicht mit denen der Herausgeber der Schriftenreihe übereinstimmen.

Hergestellt auf Umweltpapier

ISBN 3-939469-17-3
ISBN 978- 3-939469-17-9
ISSN 1434-2375

Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel

Abschlussberichts zum BMBF-Forschungsprojekt

Axel Bronstert und Sibylle Itzerott (Hrsg.)

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| Vorwort | 1 |
| 1 Das Havelverbundprojekt: eine Einführung | 3 |
| 2 Die Ziele im Havelverbundprojekt | 6 |
| 3 Bisherige Arbeiten zu Fragen der Wasserqualität im Havelgebiet | 9 |
| 3.1 Arbeiten zum Leitbild für den guten ökologischen Zustand | 9 |
| 3.2 Wasserwirtschaftliches System und Modellierungsansätze | 10 |
| 3.3 Handlungsoptionen, Szenarien und Maßnahmenkatalog | 13 |
| 4 Der Forschungsansatz im Havelverbundprojekt | 15 |
| 4.1 Strukturierung der Forschungsarbeiten in Themenbereiche und inhaltliche Ebenen | 15 |
| 4.2 Gliederung in räumliche Skalen | 16 |
| 4.3 Angewendete Modelle | 17 |
| 4.4 Entwicklungsrahmen, Handlungsfelder und Szenarios | 18 |
| 4.5 Öffentlichkeitsmitwirkung und Anwendungsorientierung | 18 |
| 5 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes | 20 |
| 5.1 Naturräumliche Ausgangsbedingungen im Haveleinzugsgebiet | 20 |
| 5.2 Aspekte der sozioökonomischen Struktur im Haveleinzugsgebiet | 32 |
| 6 Untersuchte Prozesse, Daten und Methoden zu ihrer Beschreibung | 39 |
| 6.1 Modellkonzept des bewirtschaftungsrelevanten Systems im Havelverbundprojekt | 39 |
| 6.2 Datengrundlagen im Havelverbundprojekt | 42 |
| 6.2.1 Allgemein verfügbare Grundlagendaten | 42 |
| 6.2.2 Spezifik der Erfassung landwirtschaftlicher Nutzung mit Fernerkundungsdaten | 45 |
| 6.3 Modellierungsansätze zur Beschreibung des wasserwirtschaftlichen Systems im Havelgebiet | 49 |
| 6.3.1 Simulation von Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel | 49 |
| 6.3.1.1 Das Modell SWIM | 50 |
| 6.3.1.2 Das Modell ArcEGMO-URBAN | 52 |
| 6.3.2 Erstellung eines Flussgebietsmodells für das Havelgebiet | 54 |
| 6.3.3 Nährstoffaushagerung von Flussee-Sedimenten | 56 |
| 6.3.4 Eintrag und Transport von Wasser und Nährstoffen im Gewässersystem | 59 |
| 6.3.4.1 Gekoppelte Bodenwasserhaushalts - Grundwassermodellierung | 60 |
| 6.3.4.2 Modellierung von Nährstoffkonzentrationen für die Havelstauhaltung Brandenburg | 63 |
| 6.4 Ermittlung sozioökonomischer Auswirkungen von Landnutzungsänderungen im Havelgebiet | 68 |
| 7 Definition der Entwicklungsziele und der Bewirtschaftungsszenarios | 72 |
| 7.1 Definition der Entwicklungsziele für die Havel und ihr Einzugsgebiet | 72 |
| 7.1.1 Gewässerökologische Ziele | 72 |
| 7.1.2 Sonstige vorsorgeorientierte administrative Vorgaben | 78 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 7.1.3 | Nutzungsorientierte Ziele | 79 |
| 7.2 | Entwicklung von Bewirtschaftungsszenarios für das Haveleinzugsgebiet | 80 |
| 7.2.1 | Vorgehensweise bei der Ableitung von Szenarios | 80 |
| 7.2.1.1 | Rahmenbedingungen der Szenarioentwicklung | 80 |
| 7.2.1.2 | Vorgehensweise der Szenarioentwicklung | 81 |
| 7.2.2 | Abgrenzung von Handlungsfeldern und Handlungsoptionen | 83 |
| 7.2.3 | Bestimmung des Entwicklungsrahmens | 85 |
| 7.2.4 | Formulierung der betrachteten Bewirtschaftungsszenarios | 86 |
| 7.2.4.1 | Szenario A „Gängige Praxis“ | 89 |
| 7.2.4.2 | Szenario B „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“ | 90 |
| 7.2.4.3 | Szenario C „Maximaler Beitrag einzelner Handlungsfelder“ | 91 |
| 7.2.4.4 | Szenario D „Maximaler Gewässerschutz“ | 93 |
| 7.2.4.5 | Szenario E „Optimale Bewirtschaftung“ | 94 |
| 8 | Einbeziehung der Öffentlichkeit im Havelverbundprojekt | 101 |
| 8.1 | Durchführung von Regionalkonferenzen | 101 |
| 8.2 | Befragungen regionaler Akteure | 102 |
| 8.2.1 | Ziele und Vorgehensweise bei der Befragung | 102 |
| 8.2.2 | Ergebnisse der Befragung für die Fokusgebiete bzw. die Akteursgruppen | 104 |
| 8.2.2.1 | Ermittlung der Werthaltungen relevanter Akteure in den Einzugsgebieten | 104 |
| 8.2.2.2 | Bewertung der Szenarios durch die Akteure | 106 |
| 8.2.3 | Einbindung der Befragungsergebnisse ins Gesamtprojekt und Schlussfolgerungen | 111 |
| 9 | Modellergebnisse und Szenarioanalysen | 113 |
| 9.1 | Modellanwendungen auf den verschiedenen räumlichen Ebenen im Havelgebiet | 113 |
| 9.2 | Analyse der Bewirtschaftungsszenarios im Havelgebiet in Bezug auf Wasser- und Stoffhaushalt | 116 |
| 9.2.1 | Auswirkungen der Szenarios auf den Wasserhaushalt | 116 |
| 9.2.1.1 | Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit ArcEGMO | 117 |
| 9.2.1.2 | Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit SWIM | 121 |
| 9.2.1.3 | Ergebnisse der Anwendung der Modellkopplung IWAN | 123 |
| 9.2.2 | Auswirkungen der Szenarios auf den Stoffhaushalt | 125 |
| 9.2.2.1 | Mit dem Modell ArcErmo-Urban simulierte Stoffausträge aus dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft | 126 |
| 9.2.2.2 | Mit dem Modell SWIM simulierte Stoffausträge aus Teileinzugsgebieten der Havel | 128 |
| 9.2.2.3 | Ergebnisse der Untersuchungen zur Nährstoffaushagerung von Flussee-Sedimenten | 134 |
| 9.2.2.4 | Mit dem Modell TraM simulierte Nährstoffkonzentrationen in der Havelstauhaltung Brandenburg | 137 |
| 9.2.2.5 | Ergebnisse der Anwendung der Modellkopplung IWAN | 140 |
| 9.3 | Auswirkungen der Bewirtschaftungsszenarios auf die sozioökonomischen Verhältnisse im Havelgebiet | 142 |
| 10 | Bewertung der Szenarios für das Haveleinzugsgebiet | 150 |
| 10.1 | Bewertungsansatz | 150 |
| 10.2 | Multikriterielle Analyse alternativer Managementstrategien | 153 |
| 10.3 | Einbeziehung von Akteuren | 155 |
| 10.4 | Vergleich und Verallgemeinerung der Ergebnisse | 156 |
| 10.5 | Entscheidungshilfe und Unsicherheiten | 159 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 11 | Das Entscheidungsunterstützungssystem „Havel-DSS“ | 161 |
| 11.1 | Rahmenbedingungen | 161 |
| 11.2 | Spezifische Anforderungen an die Gestaltung eines „DSS-Havel“ und deren Umsetzung | 162 |
| 11.3 | Softwaretechnische Realisierung | 164 |
| 11.4 | Schlussfolgerungen für die Entscheidungsunterstützung | 168 |
| 12 | Handlungsempfehlungen für das Haveleinzugsgebiet | 169 |
| 12.1 | Wissenschaftliche Grundlagen und Randbedingungen | 169 |
| 12.2 | Katalog der empfohlenen Maßnahmen | 170 |
| 12.3 | Wirkung der empfohlenen Maßnahmen | 172 |
| 12.4 | Unterschiedliche Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen | 172 |
| 12.5 | Unterschiedliche Wirkungen in den Fokusgebieten | 173 |
| 12.6 | Diskussion so genannter „wenig effizienter Maßnahmen“ | 174 |
| 12.7 | Diskussion gegenwärtig nicht realisierbarer Maßnahmen | 174 |
| 13 | Zusammenfassung und Schlussfolgerungen | 176 |
| 13.1 | Gesamtüberblick über die Ergebnisse des Havelverbundprojektes | 176 |
| 13.2 | Schlussfolgerungen zum gewässerökologischen Zustand im Havelgebiet | 180 |
| 13.3 | Schlussfolgerungen zum Modelleinsatz und zur Datenbasis im Havelgebiet | 181 |
| 13.4 | Schlussfolgerungen zur Wasserhaushaltsmodellierung im Havelgebiet | 182 |
| 13.5 | Schlussfolgerungen zur Nährstoffmodellierung im Havelgebiet | 183 |
| 13.5.1 | Ergebnisse der Nährstoffmodellierung mit SWIM und Anwendungsgrenzen des Modells bei der Simulation diffuser Phosphorausträge | 183 |
| 13.5.2 | Bedeutung diffuser Phosphorquellen im Einzugsgebiet der Havel | 184 |
| 13.5.3 | Ergebnisse der Nährstoffmodellierung mit den Modellen ArcEGMO-URBAN, IWAN und TraM | 191 |
| 13.6 | Schlussfolgerungen zur Szenarioentwicklung im Havelgebiet | 194 |
| 13.7 | Schlussfolgerungen zur Bewertung durch Akteure, zur sozioökonomischen Bewertung und zur multikriteriellen Analyse im Havelverbundprojekt | 195 |
| 13.8 | Schlussfolgerungen zum Einsatz des DSS im Havelverbundprojekt | 196 |
| 13.9 | Schlussfolgerungen zu weiterem Forschungsbedarf im Havelgebiet | 197 |
| 14 | Literatur | 199 |
| 15 | Verzeichnis der Abbildungen | 208 |
| 16 | Verzeichnis der Tabellen | 210 |
| 17 | Verzeichnis der Autoren | 212 |

Autorenverzeichnis

- Kapitel 1: *Axel Bronstert*
- Kapitel 2: *Axel Bronstert, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Werner Lahmer, Jochen Schanze, Jörg Schönfelder*
- Kapitel 3: *Axel Bronstert, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Werner Lahmer, Jochen Schanze, Jörg Schönfelder, Ilka Schönfelder*
- Kapitel 4: *Axel Bronstert, Jochen Schanze, Werner Lahmer*
- Kapitel 5.1: *Klaus Kaden, Sibylle Itzerott*
- Kapitel 5.2: *Gert Neubert, Klaus Kaden*
- Kapitel 6.1: *Jochen Schanze, Markus Biegel*
- Kapitel 6.2: *Sibylle Itzerott, Klaus Kaden*
- Kapitel 6.3: *David Kneis, Markus Biegel, Anja Habeck, Rüdiger Knösche, Stefan Krause, Axel Bronstert, Valentina Krysanova, Bernd Pfützner*
- Kapitel 6.4: *Gert Neubert, Ronald Thiel*
- Kapitel 7.1: *Ilka Schönfelder, Jörg Schönfelder, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Christiane Koll, Jochen Schanze, Oliver Wiemann*
- Kapitel 7.2: *Jochen Schanze, Jörg Jacobs, Beate Jessel, Wiebke Wendler, Gert Neubert, Ronald Thiel, Volker Wenzel*
- Kapitel 8: *Beate Jessel, Marion Freund, Jörg Jacobs, Bettina Kuler*
- Kapitel 9.1: *David Kneis*
- Kapitel 9.2: *David Kneis, Markus Biegel, Anja Habeck, Petra Hesse, Rüdiger Knösche, Stefan Krause, Valentina Krysanova, Bernd Pfützner*
- Kapitel 9.3: *Gert Neubert, Ronald Thiel*
- Kapitel 10: *Volker Wenzel*
- Kapitel 11: *Werner Lahmer*
- Kapitel 12: *David Kneis, Markus Biegel, Axel Bronstert, Anja Habeck, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Gert Neubert, Bernd Pfützner, Jochen Schanze, Wiebke Wendler*
- Kapitel 13.1: *Sibylle Itzerott, Werner Lahmer, Axel Bronstert*
- Kapitel 13.2: *Ilka Schönfelder, Jörg Schönfelder*
- Kapitel 13.3: *Sibylle Itzerott*
- Kapitel 13.4: *Stefan Krause, Bernd Pfützner*
- Kapitel 13.5: *David Kneis, Axel Bronstert, Thomas Gräff, Sibylle Itzerott*
- Kapitel 13.6: *Jochen Schanze, Wiebke Wendler*
- Kapitel 13.7: *Beate Jessel, Gert Neubert, Volker Wenzel*
- Kapitel 13.8: *Werner Lahmer*
- Kapitel 13.9: *Sibylle Itzerott, Axel Bronstert, David Kneis, Werner Lahmer*

Redaktionelle Bearbeitung: Sibylle Itzerott

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 0330227 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Die Havel, um es noch einmal zu sagen, ist ein aparter Fluß; man könnte ihn seiner Form nach den norddeutschen oder den Flachlands-Neckar nennen. Er beschreibt einen Halbkreis, kommt von Norden und geht schließlich wieder gen Norden, und wer sich aus Kindertagen jener primitiven Schaukeln entsinnt, die aus einem Strick zwischen zwei Apfelbäumen bestanden, der hat die geschwungene Linie vor sich, in der sich die Havel auf unseren Karten präsentiert. Das Blau ihres Wassers und ihre zahllosen Buchten (sie ist tatsächlich eine Aneinanderreihung von Seen) machen sie in ihrer Art zu einem Unikum. Das Stückchen Erde, das sie umspannt, eben unser Havelland, ist, wie ich in den voraufgehenden Kapiteln gezeigt habe, die Stätte ältester Kultur in diesen Landen. Hier entstanden, hart am Ufer des Flusses hin, die alten Bistümer Brandenburg und Havelberg. Und wie die älteste Kultur hier geboren wurde, so auch die neueste. ... Die Havel darf sich einreihen in die Zahl deutscher Kulturströme.

Theodor Fontane in „Wanderungen durch die Mark Brandenburg“

Vorwort

Die Wirkung und Beschaffenheit der Gewässer einer Region waren seit jeher von eminentem Nutzen für deren Bewohner. Die Flüsse und Seen einer Landschaft erfüllen dabei verschiedene Funktionen, wie traditionell die Versorgung mit Trink-, Brauch-, Bewässerungs- und Kühlwasser, die Bereitstellung von Transportwegen, Lebensraum für Fische und andere Organismen und gegebenenfalls des Potentials zur Erzeugung elektrischer Energie. Seitdem zusätzlich die Wirkungszusammenhänge und die Bedeutung der natürlichen Umwelt unseres Planeten ins Zentrum öffentlichen Interesses gerückt ist, ist auch die ökologische Bedeutung der Gewässer allgemein akzeptiert. Dabei wird sowohl der Wert einer intakten Natur per se (z.B. Naturschutz) als auch deren indirekter Nutzen für den Menschen (z.B. zur Erholung oder zur Wahrung der Biodiversität) erkannt.

Tieflandsflüsse haben besondere Charakteristika, die für bestimmte Fragestellungen besonders wichtig sind. So weisen sie naturgemäß sehr geringe Gefälle auf und stehen zumeist in direktem Austausch mit den oberen Grundwasserleitern. Daraus ergibt sich eine grundsätzliche Pufferwirkung dieser Flüsse sowohl hinsichtlich der Abflussdynamik (Dämpfung von Hochwasserwellen; Ausgleich von Niedrigwasserphasen) als auch bezüglich des Nährstoffhaushaltes dieser Landschaften.

Die Havel ist wohl der bedeutendste Tieflandsfluss Deutschlands. Mit den zahlreichen eingelagerten Flachseen, weit gespannten Auen und der ausgesprochen starken Verbindung von Grund- und Oberflächenwasser und oftmaligen weitflächigen Ausbordungen können im Havelgebiet die genannten Charakteristika und Möglichkeiten des Managements samt deren Auswirkungen in fast idealer Weise untersucht werden. An diesem Punkt setzte das Forschungsverbundprojekt des BMBF „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ an. Das Hauptanliegen des Projekts war es, breite wissenschaftliche Grundlagen zu erarbeiten, die für eine Verbesserung der Wasserqualität der Havel notwendig sind. Der hier vorgelegte Bericht fasst die Projektergebnisse zusammen, und zwar sowohl die in den elf

Teilprojekten erarbeiteten Detailergebnisse (als Bestandteil des Havel-DSS auf der beigelegten CD) als auch die über die Grenzen der Teilprojekte und der beteiligten Disziplinen hinweg erzielten integrierten Ergebnisse.

Das Vorhaben wurde von einer Arbeitsgruppe aus Universitäten, anderen wissenschaftlichen Instituten, Fachbehörden und Privatwirtschaft durchgeführt. Der Anwendungsbezug für die in dieser Region relevanten Fragen wurde insbesondere durch die Teilnahme der relevanten Behörden des Landes Brandenburg gesichert. Durch die Nutzung von Ergebnissen anderer Projekte, insbesondere aus dem GLOWA-Elbe Projekt, konnten wichtige Synergiepotentiale genutzt werden, insbesondere im Bereich der Stofftransportmodellierung und der Anwendung der multikriteriellen Analyse. Im Rahmen des Projektes wurden an den Universitäten Potsdam, Dresden und HU Berlin insgesamt sechs Dissertationen erarbeitet, in etwa die dreifache Anzahl von Diplomarbeiten und bis zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts zahlreiche Artikel in wissenschaftlichen Fachzeitschriften veröffentlicht.

Ein wichtiges Anliegen des Projektverbundes war es, sich nicht auf die wissenschaftliche Betrachtung einer komplexen naturräumlichen Fragestellung zu beschränken, sondern die dabei gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse möglichst schnell in die vollziehende Praxis zu überführen. Ein Ziel war deshalb auch, direkt verwertbare Ergebnisse für die mit der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) befassten Institutionen zu erarbeiten und zur Verfügung zu stellen, u.a. durch die Darstellung und Diskussion aller Arbeitsergebnisse über eine Internetplattform, die Durchführung von verschiedenen lokalen und regionalen Veranstaltungen, durch Befragungen im Untersuchungsgebiet und nicht zuletzt durch die Bereitstellung eines Entscheidungsfindungssystems,

Im Namen des gesamten Projektverbundes dankt die Projektleitung ganz herzlich dem BMBF für die Förderung des Forschungsvorhabens, dem Projektträger Jülich/ Geschäftsbereich UMW (PTJ) für die effiziente und unterstützende Begleitung des Projektes, allen beteiligten Institutionen und insbesondere den zahlreichen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern, die durch ihr hohes persönliches Engagement und sehr qualifizierte Arbeit den Erfolg des Projektes erst ermöglichten.

Axel Bronstert
(Projektleiter)

Potsdam, im Mai 2006

1 Das Havelverbundprojekt: eine Einführung

Axel Bronstert

Tieflandsflüsse haben besondere Charakteristika, weshalb sie für bestimmte Fragestellungen des Landschaftswasserhaushaltes und der damit verbundenen Nährstoffretention besonders wichtig sind. Sie weisen naturgemäß sehr geringe Gefälle auf und stehen zumeist in direktem Austausch mit den oberen Grundwasserleitern. Daraus ergibt sich eine grundsätzliche Puffer- und Verzögerungswirkung dieser Flüsse sowohl in Hinsicht auf die Abflussdynamik (Dämpfung von Hochwasserwellen; Ausgleich von Niedrigwasserphasen) als auch bezüglich des Nährstoffhaushaltes dieser Landschaften. Falls solche Flusssysteme noch Seen durchfließen, kann diese Puffer- und Verzögerungswirkung noch bedeutend stärker sein.

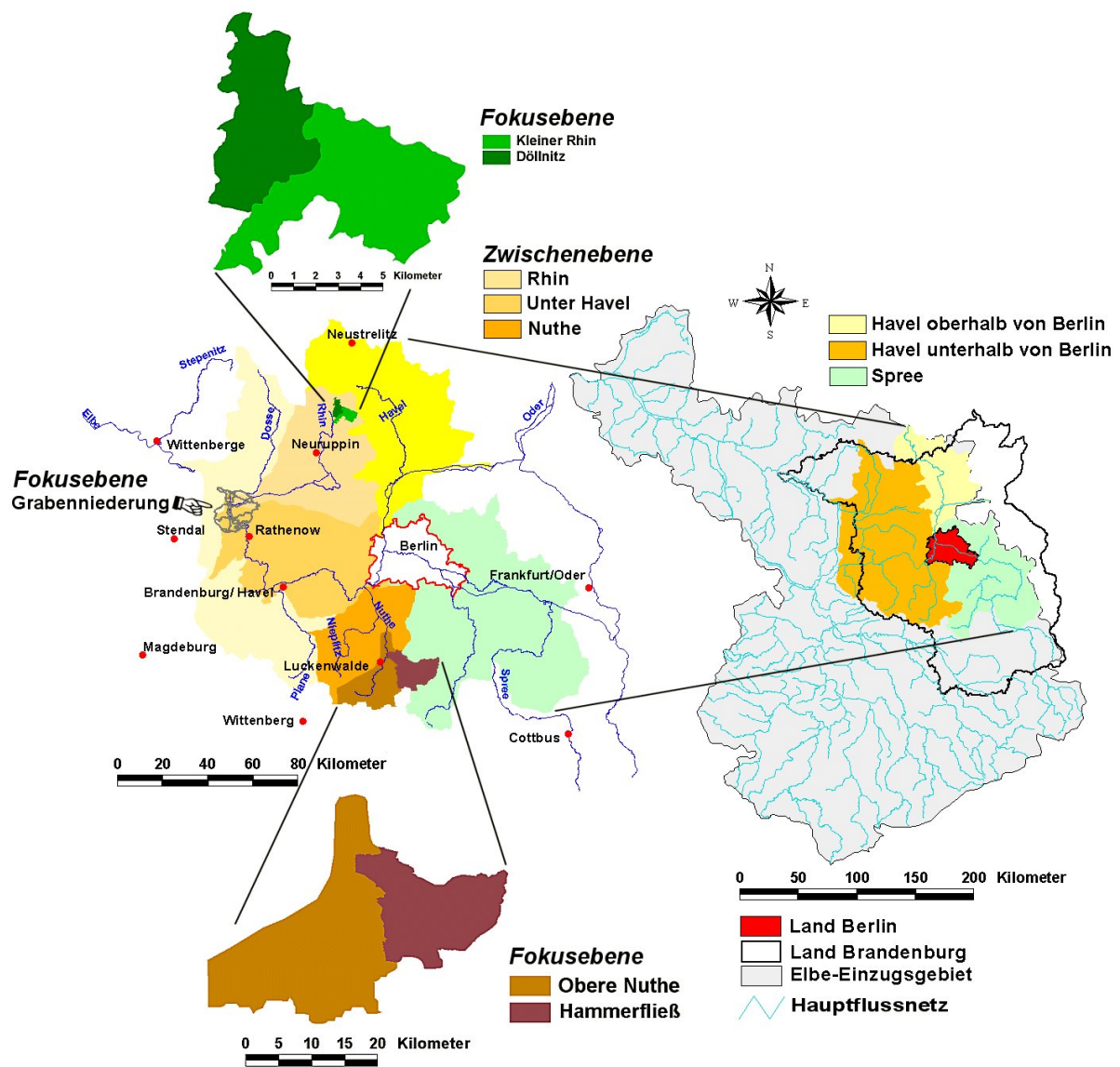


Abb. 1.1: Das Gesamtgebiet der Havel mit den Zwischen- und Fokusgebieten *Rhin*, *Nuthe*, *Untere Havel* bzw. *Döllnitz*, *Kleiner Rhin*, *Obere Nuthe*, *Hammerfließ* und *Gülper Havel*. Rechts sind im Überblick die Obere Havel (ocker) und Untere Havel (gelb) sowie der hier nicht bearbeitete Spreeanteil (grün) skizziert.

Die Havel als langsam fließender Tieflandsfluss mit eingelagerten Flachseen, weit gespannten Auen und der direkten Kopplung von Grund- und Oberflächenwasser stellt eine ideale Versuchsanordnung der Natur dar, um Wechselwirkungen von Hydrologie und Gewässergüte im Flachland zu ergründen. Neben den typischen naturräumlichen Gegebenheiten gilt das Interesse einer Reihe von Nutzungsansprüchen an dieses Gebiet, wie z.B. der landwirtschaftlichen Nutzung auf ausgedehnten Flächen, den Stoffeinträgen aus Siedlungen, Verkehr und Industrie, der Wasserversorgung, der Schifffahrt oder den Ansprüchen des Naturschutzes in Form zahlreicher Schutzgebiete. Der Untersuchungsraum des Projektes erstreckt sich über das gesamte Havelgebiet, ausschließlich des Einzugsgebietes der Spree, und beläuft sich auf 13.932 km² (siehe Abbildung 1.1).

Bezüglich der wissenschaftlichen Herausforderungen bietet dieses Gebiet besonders anspruchsvolle naturräumliche und auch sozioökonomische Rahmenbedingungen. Die auf relativ kleinem Raum bestehenden Unterschiede in Bezug auf die einerseits natürlich, andererseits anthropogen bedingten Nährstoffgehalte in den Havelgewässern sind in europäischen Flachlandgewässern selten ausgeprägter. So dominieren in den Einzugsgebieten der Oberen Havel und des Oberen Rhins Gebiete mit typischerweise intensiver Grundwasserneubildung, geringer Besiedlungsdichte und einer teilweise extensiven Landwirtschaft, was dort zu oligotrophen bis mesotrophen Zuständen der Flüsse und Seen führt. Das Einzugsgebiet der mittleren und unteren Havel ist oft durch negative klimatische Wasserbilanzen gekennzeichnet. Unter diesen Bedingungen wird das Grundwasser aus dem Oberflächengewässer angereichert und die Abflussraten im Flusssystem sind gering. Im Vergleich zu den Gebieten der Oberen Havel führt das in diesen Bereichen zu einer zunehmenden Nährstoffkonzentration in den Seen, Bächen und Flüssen, was im Sommer oft starke Algenblüte und Sauerstoffmangel zur Folge hat. Gründe für diese hohen Nährstoffgehalte sind neben den genannten geringen Niederschlägen und geringen Durchflussraten die siedlungswasserwirtschaftlichen Einleitungen, insbesondere aus dem Großraum Berlin, sowie die Düngepraxis in der Landwirtschaft. Die Region am Unterlauf der Havel hat zudem eine hohe Bedeutung für den Hochwasserschutz der Elbe, da sich hier die Möglichkeit bietet, durch die gezielte Füllung der dortigen Retentionspolder eine Scheitelkappung in der Elbe zu bewirken. Dies wurde beim Elbehochwasser im August 2002 sehr erfolgreich durchgeführt. Der Hochwasserschutz war aber kein Untersuchungsgegenstand dieses Projektes, sondern wurde in einem komplementären Projekt ausführlich untersucht (Bronstert, 2004).

Die Verabschiedung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG, die am 22. Dezember 2000 in Kraft trat, bedeutete einen Wechsel zu einem ganzheitlichen Flussgebietsmanagement in Europa. Artikel 4 der Richtlinie verpflichtet die Mitgliedsstaaten, den guten ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer innerhalb vorgegebener Fristen zu erreichen. Die Einstufung des guten ökologischen Zustands erfolgt in erster Linie über aquatische Organismengruppen: die Gewässerflora (Makrophyten und Phytoplankton), die Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) sowie Fische. Sie wird durch die beiden Bewertungskomponenten der hydromorphologischen Struktur (Gewässerstrukturgüte) und der physikalisch-chemischen Gütekomponenten mit bestimmt. Daneben fließen spezifische Schadstoffe als chemische Komponente in die Bewertung des gesamten (guten) Zustands ein. Durch die

vielfältigen Einflüsse von Einzugsgebieten auf die Gewässer wird deutlich, dass der gute Zustand der Gewässer nur durch ein integriertes Management von Flussgebieten erreicht werden kann. Dem trägt die WRRL Rechnung, indem für jede Flussgebietseinheit Bewirtschaftungspläne (Art. 13 WRRL) und Maßnahmenprogramme (Art. 11) aufzustellen sind.

In diesem Sinne erfordert Flussgebietsmanagement die Berücksichtigung einer Vielzahl von physischen Teilprozessen und planerischen Einzelaspekten. Für eine inhaltlich konsistente und abgestimmte Vorgehensweise besteht die Notwendigkeit, diese Teilprozesse und Einzelaspekte in geeigneter Form zusammenzuführen. Dabei geht es einerseits um die Integration der physischen Wirkungszusammenhänge aus einem komplexen Systemverständnis. Andererseits sind die physischen Erkenntnisse, Managementoptionen sowie deren Bewertung und Entscheidung unter Berücksichtigung der gesellschaftlichen Rahmenbedingungen in einen managementorientierten Steuerungsansatz zu überführen. Theoretisch-methodologische Grundlagen für die Integration der handlungsorientiert signifikanten Wirkungszusammenhänge in Einzugsgebieten kleiner Fließgewässer wurden unter anderem von SCHANZE (2000, 2005a) erarbeitet. Für das Management von Flussgebietseinheiten steht ein umfassender Ansatz bisher nicht zur Verfügung. Im Rahmen dieses Verbundprojektes werden dahingehend wesentliche Erkenntnisse angestrebt. Die theoretisch-methodologischen Grundlagen, die im Havelverbund erarbeitet werden, richten ihr Augenmerk hauptsächlich auf die Untersuchung alternativer Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel mit dem Ziel der Verbesserung der Gewässergüte in Bezug auf die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff. Die Forschungskonzeption ist auf ein ganzheitliches und anwendungsorientiertes Flussgebietsmanagement entsprechend der WRRL gerichtet.

Neben dem direkten wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn und der Methodenentwicklung sollte ein erfolgreiches Projekt auch ermöglichen, dass die Ergebnisse durch die ausführenden Stellen, Entscheidungsträger, die Betroffenen und breitere Öffentlichkeit genutzt und angenommen werden können. Den Entscheidungsträgern soll damit u.a. die Möglichkeit gegeben werden, den Nachweis zu führen, dass die von ihnen getroffenen Maßnahmen auf einer gründlichen und systematischen Berücksichtigung aller Alternativen und deren Auswirkungen beruhen. Daher war ein wichtiges Arbeitsziel des Projektes, die gewonnenen Erkenntnisse und entwickelten Methoden möglichst schnell und direkt in die Praxis zu überführen, d.h. diese in einer konsistenten und praxisrelevanten Form verfügbar zu machen. Diesem Anspruch wurde u.a. durch die Erstellung einer Internetseite, den direkten Dialog mit Betroffenen und Behörden sowie die Entwicklung und Bereitstellung eines PC-gestützten Entscheidungsunterstützungssystems, das sich in besonderer Weise zur Darstellung von Ergebnissen eines komplexen, interdisziplinären Forschungsprojektes eignet entsprochen.

Das Verbundprojekt wurde von einer Arbeitsgruppe aus wissenschaftlichen Instituten, Fachbehörden und Privatwirtschaft durchgeführt. Der Anwendungsbezug wird durch die Teilnahme der relevanten Behörden des Landes Brandenburg gesichert. Weiterhin wird durch die Beteiligung von Universität und öffentlichen Forschungsinstituten sichergestellt, dass in der akademischen Entwicklung befindliche Verfahren getestet und eingesetzt werden können und ein Wissenstransfer in beide Richtungen vollzogen werden kann. Im Anhang wird eine Übersicht über die beteiligten Institutionen und durchgeführten Teilprojekte gegeben.

2 Die Ziele im Havelverbundprojekt

Axel Bronstert, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Werner Lahmer, Jochen Schanze, Jörg Schönfelder

Ein erfolgreiches und wissenschaftlich fundiertes Flussgebietsmanagement nach Maßgabe der WRRL erfordert die Analyse und Untersuchung der relevanten Systemzusammenhänge sowie die Identifikation von Steuerungsmöglichkeiten. Im Hinblick auf eine operationalisierte Erfassung der Systemzusammenhänge stellt sich vor allem die Frage nach geeigneten Methoden und Modellen. Die Erarbeitung solcher theoretisch-methodischer Grundlagen ist Hauptanliegen des Verbundprojektes. Dabei steht für das hier untersuchte Flussgebiet die Verbesserung der Wasserqualität im Mittelpunkt. Dafür ist es insbesondere erforderlich, das hydrologische System des Haveleinzugsgebietes – den Wasser- und Nährstoffumsatz in der Bodenzone und im Grundwasser, die Abflussdynamik und Stoffumsätze der Oberflächengewässer (Flüsse und Seen) – zu analysieren und anhand von mathematischen Modellen zu quantifizieren. Diese Modelle bieten die Basis, die Auswirkungen verschiedener Möglichkeiten einer künftigen Bewirtschaftung der Einzugsgebiete und des Gewässersystems (sogenannte "Bewirtschaftungsszenarios") zu quantifizieren und zu bewerten. Dabei werden die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsoptionen der Gewässer und der sie umgebenden Landwirtschafts- und Siedlungsflächen hinsichtlich Wassermenge und Wasserqualität untersucht. Am Ende stehen naturraumspezifische und sozioökonomische Handlungsempfehlungen für die künftige Bewirtschaftung der Gewässer im Havelgebiet gemäß den Anforderungen der EU-WRRL. Mit den entwickelten Methoden werden Werkzeuge für die Bewirtschaftung von Flussgebieten zur Verfügung gestellt.

Ableitung von Leitbildern und Zielvorgaben für den guten ökologischen Zustand der Gewässer

Die Bewirtschaftung der Gewässer gemäß Richtlinie 2000/60/EG (EUROPEAN UNION, 2000; EG-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) erfolgt mit dem Ziel, keine Verschlechterung ihres Zustands zuzulassen und in den aktuell noch belasteten Gewässern bis zum Jahr 2015 – mit Verlängerungsoptionen bis 2027 – einen guten Zustand zu erreichen. Die WRRL gibt als Richtschnur den Bezug auf anthropogen ungestörte, d. h. ökologisch völlig intakte Seen und Fließgewässer vor. Für die Bewirtschaftung eutrophierter Fluss-Seen-Kaskaden, wie sie im Einzugsgebiet der Havel häufig vorkommen, ist folglich zu klären, welche Nährstoffkonzentrationen diese Gewässer heute ohne menschliche Einwirkungen hätten und welche Konzentrationen noch in einem Bereich liegen, der nur geringfügige Abweichungen des ökologischen Zustands von ungestörten Verhältnissen aufweist und die Funktionalität der typspezifischen Lebensgemeinschaften im Ökosystem sicherstellt. In numerischen, fünfstufigen Bewertungsverfahren, die dem Schulnotenprinzip gleichen, sind die natürlichen Hintergrundkonzentrationen an Nährstoffen dem Wert 1,0 zuzuordnen, der Bewirtschaftungsspielraum der Güteklasse 2 (guter Zustand) reicht dann bis zu einer Nährstoffkonzentration, die einem Skalenswert von 2,5 gleich zusetzen ist.

Die Kieselalgen bilden eine Indikatorgruppe, deren Zusammensetzung und Dichte im Freiwasser und am Gewässergrund der Havelseen direkt vom Nährstoffangebot abhängt. Durch

regional kalibrierte Transferfunktionen zwischen den Kieselalgen und den Nährstoffkonzentrationen gelingt es, aus den fossilen Diatomeen der über 20 m mächtigen Havelsedimente genaue Rückschlüsse auf die Nährstoffkonzentrationen der Havel seit ihrer Entstehung vor ca. 13.800 Jahren zu ziehen. Damit kann die Langzeitentwicklung der natürlichen Basislinie der Nährstoffkonzentrationen herausgearbeitet werden und unter Berücksichtigung der Sukzessionsgeschwindigkeit auf eine theoretisch heute ungestörte Havel extrapoliert werden. Unter Bezugnahme auf die mit Diatomeen abbildbare biozönotische Reaktion entlang des Trophiegradienten (ultraoligotroph bis hypertroph) lassen sich Trophiestufen bilden, die es gestatten, Seen aller Typen mit fünfstufigen Verfahren zu bewerten. Eine Zielgröße der Bewirtschaftung stellen dabei die Nährstoffkonzentrationen an der Klassengrenze „gut“ – „mäßig“ (2 – 3) dar, die bis zum Jahr 2015 mindestens erreicht oder sogar unterschritten werden müssen, wenn andere ökologische Risikofaktoren, wie z. B. selektive Raubfischbefischung, Störungen der Röhrich- und Uferstruktur vorhanden sind.

Analyse des wasserwirtschaftlichen Systems und dessen Modellierung

Der Wasserkreislauf einer Landschaft wird geprägt von den spezifischen naturräumlichen Ausgangsbedingungen (u.a. Topographie, Bodenbedingungen, Gewässernetz, Grundwasserhältnisse, Vegetation), der Prägung durch die hydrometeorologischen Verhältnisse und durch die Wechselwirkung mit den Effekten von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen des Menschen. Eine quantitativ abgesicherte (und damit verwertbare) Beurteilung dieser Zusammenhänge erfordert sowohl die Analyse des Systems (Identifikation der wesentlichen äußeren Einflüsse sowie der wichtigsten internen Prozesse), dessen verallgemeinerte Beschreibung in Modellansätzen sowie die operationelle Umsetzung dieser Erkenntnisse in hydrologischen Einzugsgebietsmodellen und letztlich Nutzersystemen für den Anwender. Damit wird die Kette von Systemanalyse, naturwissenschaftlicher Prozessbeschreibung, Verallgemeinerung durch Modellentwicklung und Verwertung durch verschiedene Anwender hergestellt.

Erarbeitung von Handlungsoptionen und Szenarien

Nach der Untersuchung des aktuellen Gewässerzustands der Havel (ohne Spree) geht es in diesem Verbundprojekt um die Formulierung von Bewirtschaftungsalternativen zur Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ gemäß Art. 4 WRRL. Dem Forschungsschwerpunkt des Projektes entsprechend steht dabei die Bewirtschaftung von Wassermenge und -güte in Bezug auf die Gewässertrophie im Vordergrund. Die Bewirtschaftungsmöglichkeiten werden mit Hilfe der Szenariotechnik konzipiert. Die Szenarios sollen insbesondere der ex ante-Analyse von Effektivität, Effizienz und Akzeptanz von strategischen Handlungsalternativen dienen und naturräumliche und gesellschaftliche Entwicklungstrends einbeziehen.

Bewertung der Szenarien und Erarbeitung eines Maßnahmenkatalogs für die künftige Bewirtschaftung

Als Grundlage für die künftige Bewirtschaftung des Einzugsgebiets der Havel sollen die Szenarios sowohl hinsichtlich ihrer Effekte für den Nährstoffhaushalt der Oberflächengewässer als auch ihrer ökonomischen Implikationen und der Akzeptanz bei den lokalen und regiona-

len Akteuren (Stakeholdern) bewertet werden. Mit der Hilfe multikriterieller Ansätze wird eine Gesamtbewertung angestrebt. Im Ergebnis der Szenariobewertung sollen effektive und prinzipiell umsetzbare Handlungsempfehlungen in einem Maßnahmenkatalog zusammengestellt werden. Auf diese Weise gilt es, für die Forschungsergebnisse ein hohes Maß an Verwertbarkeit im Einzugsgebiet der Havel zu gewährleisten.

Öffentlichkeitsbeteiligung

Die Information und darüber hinaus die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen sind bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie sowie im Flussgebietsmanagement wichtige Maßgaben. Wichtige Fragestellungen und Erkenntnisziele sind dabei:

- wie sich die Werthaltungen zu Aspekten des Wassermanagements bei verschiedenen Akteursgruppen darstellen,
- inwieweit dabei Unterschiede zwischen verschiedenen für das Flussgebietsmanagement relevanten Ebenen auftreten (Gesamtgebiet, Teileinzugsgebiete),
- wie sich die ermittelten Werthaltungen ihrerseits in multikriterielle Bewertungen und fachliche Optimierungen einspeisen lassen.

Sowohl die Fachöffentlichkeit als auch die betroffenen Akteursgruppen sollten auf verschiedenen Ebenen in das Projekt einbezogen werden. Für die Anfangsphase des Vorhabens waren drei sog. Regionalkonferenzen vorgesehen, die in jedem der drei bearbeiteten Teileinzugsgebiete veranstaltet werden und sich gezielt an die relevanten Akteursgruppen wenden sollten, darüber hinaus aber für jeden Interessierten offen waren. Sie dienten dazu, allgemein über die Zielstellungen des Verbundprojektes zu informieren, um Unterstützung zu werben und um mit Blick auf die durchgeführten Akteursbefragungen das Projekt in der Region bekannt zu machen.

Die Einbindung der örtlichen Stakeholder sollte auf verschiedenen Ebenen (gesamtes Einzugsgebiet der Havel und bearbeitete Teileinzugsgebiete/Fokusgebiete) sowie in zwei Schritten erfolgen, mit denen sich unterschiedliche Zielstellungen verbanden:

- Im ersten Schritt gilt es, die Werthaltungen relevanter Stakeholdergruppen (einbezogen wurden Vertreter der Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, des Naturschutzes, der Fischerei sowie der Gemeinden) in den drei Fokusgebieten zu ermitteln, um diese Information in die Ausgestaltung der Szenarien einfließen zu lassen.
- In einem zweiten Befragungsdurchgang werden die visualisierten Landnutzungsszenarien zusammen mit den Ergebnissen der hydrologischen Modellierung und der sozioökonomischen Analyse einer Bewertung durch die Akteure unterzogen. Diese liefert ihrerseits einen notwendigen Input in die multikriterielle Bewertung und eine Grundlage, um bei dem im Ergebnis des Projektes abgeleiteten Optimalszenario und den Handlungsempfehlungen auch Akzeptanzgesichtspunkte mit zu berücksichtigen. Die zweite Befragung wird sowohl für das gesamte Einzugsgebiet als auch für die Teilgebiete durchgeführt, um hier Unterschiede in den Werthaltungen zu ermitteln.

3 Bisherige Arbeiten zur Wasserqualität im Havelgebiet

Axel Bronstert, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Werner Lahmer, Jochen Schanze, Jörg Schönfelder, Ilka Schönfelder

3.1 Arbeiten zum Leitbild für den guten ökologischen Zustand

Für den von der WRRL generell für leitbildbezogene Bewertung geforderten Ansatz mit Fokus auf die biologischen Gewässerkomponenten (vgl. FRIEDRICH 1998, Anhang V WRRL) standen zu Projektbeginn erst vereinzelte Ansätze für die benötigte Kopplung mit den chemisch-physikalischen Komponenten zur Verfügung (vgl. WRIGHT 1995). Im vorliegenden Projekt war die Ableitung eines historisch begründeten Leitbildes für Phytoplankton (paläolimnologischer Ansatz) vorgesehen. Die Definition der (bio-) ökologischen Zielvorgabe sollte mittels Canonical Correspondence Analysis (CCA) und restriktionsanalytischer bzw. statistischer Kopplung der simulierten, heutigen potenziell natürlichen Nährstoff-, Abfluss- und morphologischen Komponenten erfolgen. Dafür werden im LUA Brandenburg paläolimnologische Daten aller Diatomeenarten des Mikrophytobenthos und des Phytoplanktons erarbeitet.

Für die nach der WRRL vorgesehene bioökologische Gesamtbewertung auf der Basis anderer Komponenten standen bislang keine methodischen Ansätze zur Verfügung. Daher wurden unter Berücksichtigung der Besonderheiten der Havel als rückgestautem, langsamfließenden Tieflandgewässer kausalanalytische wie korrelative Methoden zur Ermittlung der biologisch-integrierten Auswirkungen bewirtschaftungsbedingter Änderungen einzelner Zustandsparameter der Gewässer entwickelt. Bezogen auf das Einzugsgebiet der Havel lagen zum Projektbeginn folgende Erkenntnisse für eine leitbildbezogene Bewertung vor.

Biologische Komponenten

Stellvertretend für die in ihrer Gesamtheit nicht erfassbaren Biozönosen der unterschiedlichen Gewässerlandschaften (BRIEM, 2000) stehen ökologische Indikator-Gruppen oder Indikator-Taxozönosen: die Fische, die Wirbellosen des Makrozoobenthos, die Makrophyten, das übrige (Mikro-) Phytobenthos und das Phytoplankton. Die dazu durchgeführten Untersuchungen für das Havelgebiet zeigten zu Projektbeginn folgenden Bearbeitungsstand:

Eine *qualitativ nachvollziehbare Beschreibung aller Typen berichtspflichtiger Gewässer* wird durch Gutachten im Auftrag der LAWA, des ATV-DVWK und des UBA bearbeitet. Das Land Brandenburg beteiligt sich im Rahmen der Behördenarbeit an diesen Aufgaben, so dass im Projekt auf die Ergebnisse zurückgegriffen werden kann.

Einige *überregional definierte Seentypen* wurden durch den LAWA-UA Seenbewertung anhand von Objekten im Haveleinzugsgebiet definiert. Während deren Zuordnung und die ähnlicher Gewässer feststand, bestanden Defizite in *der Zuordnung aller berichtspflichtigen Gewässer*, insbesondere einiger natürlich stickstofflimitierter Quellseen und der meisten Seen mit oberirdischem Durchfluss. Es war für die voraussichtlich meldepflichtigen durchflossenen Seen > 50 ha nur in Einzelfällen geklärt, welchem Trophie-Typ sie zuzurechnen sind. Für sie wurde angenommen, dass sie potenziell natürlich mesotroph, eutroph oder auch hoch

eutroph sein können. Paläolimnologische Belege für diese aus Stoffbilanzbetrachtungen hergeleiteten Annahmen fehlten und sollten im Projekt schwerpunktmäßig erarbeitet werden. Die *Festlegung der Artengemeinschaften der Indikatorgruppen für die Gewässertypen*, der sich unter natürlichen Bedingungen ehemals oder heute potenziell einstellenden Artengemeinschaften (biozönotisches Leitbild) muss möglichst regional zutreffend (artgenau präzise) erfolgen. Da in diesem Punkt die größten Kenntnisdefizite bestanden, setzte das Projekt hier an. Ein willkommener Synergieeffekt der einzusetzenden paläolimnologischen Methoden liegt in der simultanen Rekonstruktion von Teilen der natürlichen Gewässerbiozönose (am Beispiel der Diatomeen), die dann – unter Anwendung quantitativer Transferfunktionen – Proxy-Daten des Gewässerchemismus ableitbar macht, um den potenziell natürlichen Seentyp zweifelsfrei zu bestimmen. Während die Referenzbiozönosen der oligotrophen und mesotrophen Seen sowie die limnochemischen Referenzzustände relativ gut bekannt waren (KRAUSCH 1964; MIETZ et al. 1998; SCHÖNFELDER 2000), bereiteten kleinräumige geogene Unterschiede im naturräumlichen Grundmuster Brandenburgs besondere Schwierigkeiten bei der Findung von Leitbildern und Entwicklungszielen. So fehlten Referenzbiozönosen für phosphatreiche, aber stickstoffarme Seen im Haveleinzugsgebiet. Es war auch unbekannt, wie weit der natürlich hoch eutrophe Zustand in der unteren Havel bei Gülpe als Referenzzustand stromaufwärts in die Teileinzugsgebiete hinein extrapoliert werden kann.

Physikalisch-chemische Komponenten

Im Land Brandenburg werden unter der Regie des Landesumweltamtes 470 Gütemessstellen an den Gewässern betrieben, von denen ca. 250 im Untersuchungsgebiet liegen. Durch die regelmäßige 14tägige Beprobung liegen grundlegende Kenntnisse über die Dynamik der Stoffbelastung des Havelgebietes vor.

3.2 Wasserwirtschaftliches System und Modellierungsansätze

Für die Modellierung und die Durchführung der Szenarioanalysen sollten Methoden und Modelle zum Einsatz kommen, die sich bereits in anderen Untersuchungen bewährt haben. Um den besonderen Gegebenheiten der Havel gerecht zu werden, war aber eine Weiterentwicklung dieser Methoden und Werkzeuge notwendig.

Flächendifferenzierte Analysen von Wassermenge und -güte

Die Beurteilung von Vorgängen in der Einzugsgebietsfläche (Landschaftswasserhaushalt, Stofftransport) erfordert den Einsatz von Modellen, die räumliche Variabilitäten erfassen, die in mehreren räumlichen Maßstabebenen arbeiten und deren Parameter physikalisch interpretierbar sind. Sie müssen den Anforderungen von Szenarienberechnungen unter Berücksichtigung geänderter naturräumlicher Bedingungen gerecht werden. Zu den Modellen, die eine detaillierte Analyse im regionalen Maßstab erlauben, gehören z.B. ARC/EGMO und SWIM. Dabei handelt es sich um dynamische Modellsysteme zur räumlich und zeitlich aufgelösten Berechnung von Wasserquantität und -qualität (SWIM), die an ein GIS gekoppelt sind, um die verfügbaren digitalen Daten direkt für die Modellierung nutzen zu können.

Das hydrologische Modellierungssystem ArcEGMO (PFÜTZNER et al. 1998, BECKER et al. 2002) erlaubt Untersuchungen des Gesamtwasserhaushalts und setzt konsequent die GIS-gestützte Ermittlung von Modellparametern aus allgemein verfügbaren Geokennwerten um. ArcEGMO zeichnet sich durch eine variable Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Raumeinheiten unterschiedlicher Größe (Elementarflächen, Hydrotöpfe, Teileinzugsgebiete) aus. Das Modellierungssystem SWIM hat seine Eignung für die mesoskalige hydrologische Modellierung, speziell die flächendifferenzierte Beschreibung des regionalen Wasser- und Stoffhaushalts, in mehreren Forschungsprojekten bewiesen. Die Parametrisierung des Modells erfolgt ebenfalls GIS-gestützt, so dass eine effektive Modellerstellung unterstützt wird.

Die Abflussbildung im Havelgebiet ist gekennzeichnet durch eine direkte gegenseitige Interaktion von Grundwasser und Oberflächenwasser, d.h. Grundwasserstand und Wasserspiegel im Gewässer korrespondieren. Somit kontrolliert einerseits der Wasserstand im Oberflächengewässer großräumig die Grundwasserverhältnisse. Andererseits wird durch die Exfiltration des Grundwassers in die Oberflächengewässer deren Abfluss gesteuert. Zusätzlich werden die Abflussmengen in den Oberflächengewässern durch deren natürliche oder gegebenenfalls gesteuerte hydraulische Abflussbedingungen kontrolliert. Zur Beschreibung dieser Zusammenhänge sollten aus vorhandenen Modellen Weiterentwicklungen erfolgen.

Zur Aufstellung vollständiger Eintrags- und Frachtpartitionen ist neben der Beschreibung der diffusen Eintragspfade in der unbesiedelten Landschaft eine Einbeziehung der bisher nicht zufriedenstellend berücksichtigten siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge erforderlich. Deshalb wurden für die Pfade „*punktuellem Eintrag*“ und „*Eintrag aus versiegelten urbanen Flächen*“ Modellansätze entwickelt (BIEGEL 2006) und in das Modell SWIM eingebunden. Mit diesen in SCHANZE (2001) beschriebenen Modellansätzen sollten sich nach Anpassung an die Gebietsverhältnisse die Emissionen von Kläranlagen, nicht angeschlossenen Einwohnern, industriellen Einleitern und die von Kanalisationsverfahren abhängigen Stoffeinträge ermitteln lassen.

Eine grundsätzliche Zielstellung des beantragten Vorhabens war es, eine wissenschaftlich begründete Strategie zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Havel auszuarbeiten. Die gegenwärtig stattfindenden Nährstoffeinträge in 187 Teileinzugsgebieten des Landes Brandenburg wurden als Vorleistung zu diesem Vorhaben im Jahr 2000 mit dem Modell MONERIS überblicksweise abgeschätzt (BEHRENDT et al. 2002 im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg). Grundsätzlich zeigte sich, dass die Modellierung von Stoffeinträgen für kleine Einzugsgebiete mit MONERIS möglich ist, der räumlich differenzierten geogenen Hintergrundbelastung im Grundwasser dabei aber künftig verstärkte Beachtung zu widmen ist.

Der Einsatz dynamischer Modelle für die stoffliche Modellierung ist auch nötig, um die innerjährliche Dynamik abzubilden. Bisherige Ansätze zur Nährstoffbilanzierung (vgl. z.B. WERNER & WODSACK 1994, BEHRENDT et al. 1999) beziehen sich auf die Angabe von Jahresfrachten bzw. mittlere jährliche Eintrags- und Frachtpartitionen. Die Modellierung des Stofftransports und -haushalts erforderte für die Havel mit ihren stark schwankenden Nährstoffkonzentrationen jedoch die Berücksichtigung jahreszeitlicher Differenzierungen zumindest nach Sommer- und Winterhalbjahr. Dies stellte neben der dynamischen Modellierung

auch an die zeitliche Auflösung der Landnutzungsdaten (u.a. landwirtschaftliche Bewirtschaftungszustände) und siedlungswasserwirtschaftlichen Einträge erhebliche Anforderungen. Gleiches galt für die räumlich und zeitlich differenzierte Beschreibung der Nährstoffumsetzung, -festlegung und -remobilisierung in den Gewässern als Wirkungsgrad künftiger Managementoptionen.

Prozesse im Gewässersystem

Zur Erfassung der im Havelgebiet typischen Abflussbedingungen in den Oberflächengewässern – gekennzeichnet durch natürlichen oder künstlichen Rückstau und durch Grundwasserinteraktion – ist eine "voll hydrodynamische" Modellierung ausgewählter Gewässerabschnitte erforderlich. Damit können sowohl die Wirkungen der Staueinrichtungen und deren Steuerungen als auch die Bedingungen renaturierter Flussabschnitte simuliert werden. Zur Berücksichtigung besonderer naturräumlicher Schnittstellen mußte das Modell an ein Stofftransportmodell (Austauschprozesse in Uferstrandstreifen und durch Grundwasseraustausch) sowie ein Stoffumsatzmodell (Flussstrecke und See) gekoppelt und für den Einsatz im gesamten Havelgebiet vereinfacht werden.

Austausch- und Remobilisierungsvorgänge mit den Sedimenten von Fließ- und Standgewässern spielen eine entscheidende Bedeutung für die Stoffdynamik in der Havel. Hierbei steht der Phosphor wegen seiner in Gewässern meist produktivitätsbegrenzenden Wirkung im Mittelpunkt. Für die mittlere und untere Havel wurde die Bedeutung der Sedimente bereits aufgezeigt (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1995, KNÖSCHE 1998/99). So wurde nachgewiesen, dass die Sedimente der Havelseen früher zur Festlegung von Phosphat fähig waren, gegenwärtig aber als P-Quellen wirken. Da aufgrund der Größe der Gewässer und der Abflussmengen die für Einzelgewässer praktizierten Sanierungsverfahren nicht in Betracht kommen, musste sich das Projekt auf Nährstoffrücklösungsprozesse an der Sedimentoberfläche konzentrieren. Die Steigerung der Phosphatbindung in den obersten Sedimentschichten durch Nitrat im Wasser scheint im großen Maßstab möglich (RIPL 1978, JAHN u. KLEIN 1995, DONABAUM et al. 1998). Bisher lagen nur Analysen einzelner auf diese Weise und in Kombination mit anderen Verfahren sanierter Gewässer vor. Eine Quantifizierung des reinen Nitrategieffektes fehlte bislang jedoch. Unklar war, ob die Bindungskapazität der Flußseesedimente ausreicht, um den Nitrategieffekt zur Wirkung zu bringen. Da man gegenwärtig davon ausgehen muß, dass die Sedimente in hohem Grade durch Phosphat gesättigt sind, wäre die Entlastung der Sedimente von Nährstoffen durch einen Export über die Wasserphase eine Option. Dass diese Nährstoffaushagerung erfolgreich sein kann, haben KEIZER und SINKE (1992) in einer Langzeitstudie an den niederländischen Loosdrechtseen nachgewiesen.

Modellparametrisierung

Zur Parametrisierung der Modelle sollten nicht nur allgemein verfügbare Informationen und vorhandenes Expertenwissen genutzt, sondern auch Feldmessungen durchgeführt und Fernerkundungsinformationen herangezogen werden. Fernerkundungsdaten sind raumzeitbasiert und bieten sich deshalb zur Lösung einer Raumbearbeitung in seiner zeitlichen Veränderung an. Aus solchen Daten gewonnene zyklische Veränderungen des Untersu-

chungsraumes müssen für taugliche Prognosen in die dynamischen Modelle Eingang finden und sind deshalb unabdingbare Voraussetzung für wirklichkeitsnahe Szenarien (BARSCH et al. 1994). Sie spiegeln die Natur und ihre Nutzung korrekter wider als einmalige Kartierungen. Fernerkundungsdaten können leicht in GIS integriert werden und zeigen im Vergleich zu herkömmlichen Datenquellen Vorteile hinsichtlich ihrer räumlichen Auflösung. Da Raumeinheiten mit unterschiedlicher Genauigkeit (kleinmaßstäbig bis großmaßstäbig) betrachtet werden können, können solche Daten auch als Bindeglied zwischen Forschungsarbeiten auf unterschiedlicher Maßstabsebene fungieren. Durch Herstellen direkter Beziehungen zu phänologischen Parametern der Pflanzen und Feuchteigenschaften sowie durch die Hinzunahme von Fachinformationen lassen sich Interaktionen zu anderen Landschaftselementen interpretieren. Damit können flächendeckende Eigenschaftszuweisungen vorgenommen werden, wobei die Qualität der Zuweisung für jedes Raumelement als annähernd gleich angesehen werden kann. Insbesondere für Gesamttraumbetrachtungen ergeben sich daraus enorme Vorzüge gegenüber konventionellen Herangehensweisen. Der wesentliche Vorzug der Fernerkundungsdaten leitet sich aber aus der zeitlichen Auflösung ab. Er basiert auf der Wiederholbarkeit der Aufnahme in relativ kurzen Intervallen, woraus prozessorientierte Informationen aus multitemporalen Analysen resultieren.

3.3 Handlungsoptionen, Szenarien und Maßnahmenkatalog

Handlungsoptionen

Bezüglich der Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffbelastungen in Fließgewässern stehen in der Literatur pfadspezifische und räumlich konkrete Ansätze für Einzugsgebiete kleiner als 500 km² (vgl. z.B. SCHMIDT et al. 1999, PFÜTZNER et al. 2001) bisher sektoralen, flächenstatistischen Handlungsoptionen für meso- und makroskalige Einzugsgebiete (vgl. z.B. BEHRENDT et al. 1999) gegenüber. Die Abschätzung der Wirksamkeit konkreter Maßnahmenstandorte und die Bestimmung der Handlungsprioritäten beschränken sich bei letzteren i.d.R. auf (größere) Direkteinleiter oder auf für tatsächliche Gebietsverhältnisse relativ unspezifische Landnutzungsänderungen. Mit dem von SCHANZE (2000, 2001) zunächst für kleine Einzugsgebiete entwickelten GIS-basierten Bewirtschaftungsmodell Salza kann auf der Grundlage konkreter Standorte bzw. Gewässerabschnitte die Auswirkungsrelevanz ausgesuchter Standorte bestimmt, deren Eignung und Effizienz abgeschätzt werden.

Szenarien und Szenarienbewertung

Die Szenariotechnik ist in der Unternehmensführung und Politikberatung ein anerkannter methodischer Ansatz, mit dessen Hilfe unter Beachtung definierter Rahmenbedingungen mögliche Entwicklungspfade und denkbare Entwicklungen herausgearbeitet werden können (JESSEL 2000). Szenarien besitzen keinen prognostischen Charakter, sondern zeigen unter bestimmten Rahmenbedingungen eintretende Folgen auf. Die Anwendung der Szenariotechnik erfolgt in Abhängigkeit von der Aufgabenstellung nach einem vorgegebenen Ablaufschema. Zu unterscheiden sind Schritte der Analyse und Synthese sowie der Schritt der Umsetzung. Insbesondere bei der wasserwirtschaftlichen und naturräumlichen Bewertung von Szenarien existierten noch große Lücken in den Kenntnissen.

Der Aussagegehalt von Szenarioergebnissen, insbesondere ihrer sozioökonomischen Konsequenzen, wird dadurch erhöht, dass die Wirkung ausgewählter unterschiedlicher bzw. alternativer agrar- und umweltpolitischer Rahmenregelungen sowie betriebliche Anpassungsreaktionen über Variantenrechnungen ermittelt wird. Die Anwendung der Szenariotechnik ist insbesondere bei Analysen veränderter Rahmen- und Produktionsbedingungen (*volkswirtschaftliche Rahmenbedingungen, betriebliche Produktionsbedingungen, acker- und pflanzenbauliche sowie technologische Regeln und Gesetze*) angezeigt.

Da zwischen den einzelnen Faktoren Korrelationen bestehen, musste in ökonomischen Analysen die Vielzahl beeinflussender Rahmenbedingungen berücksichtigt werden. Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt waren keine Arbeiten bekannt, in denen die hier zu bearbeitende Aufgabenstellung in der angelegten Komplexität bearbeitet wurde. In der Vergangenheit wurden lediglich einzelne Teilbereiche näher analysiert. Deshalb waren im vorliegenden Projekt Pionierarbeiten auf diesem Gebiet zu leisten.

Die Auswahl des jeweils geeignetsten Szenarios aus einem mit den fachlich Beteiligten abgestimmten Szenarienkatalog wird mittels eines multikriteriellen Bewertungsverfahrens vorgenommen. Die Multikriterielle Analyse (MKA) dient seit langem als ein adäquates Instrument für die Bewertung und den Vergleich der Implikationen unterschiedlicher Annahmen. Insbesondere im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung innerhalb von Flusseinzugsgebieten, bei denen umweltbezogene, ökonomische und soziale Kriterien gleichzeitig in die Bewertung der Auswirkungen unterschiedlicher Managementstrategien eingehen müssen, hat die Bedeutung von MKA ständig zugenommen. Anfangs wurde sie nur zur abschließenden Verknüpfung von Ergebnissen autonomer sektoraler bzw. disziplinärer Studien genutzt (COHEN 1997). Später nahm die Methode einen mehr und mehr zentralen Platz in solchen Projekten ein. Ein Softwaresystem mit interaktiver Auswahlmöglichkeit stellt das System NAIADE (MUNDA 1995) dar. Es gründet auf einem Ansatz, der speziell im Hinblick auf umwelt-ökonomische Probleme konzipiert wurde und mathematisch die Synthese aller wesentlichen Varianten darstellt. Darüber hinaus wird die Equity-Analyse angeboten, die bei Projekten mit Partizipation die Koalitionsmöglichkeiten zwischen Interessengruppen beleuchtet.

Maßnahmenprogramm und Bewirtschaftungsplan

Maßnahmenprogramme im Sinne eines integrierten Flussgebietsmanagement liegen aus den bisher untersuchten Bewirtschaftungsplänen nach 36b WHG bisher nicht vor (vgl. LUDWIG & GERLINGER 1998). Dies betrifft sowohl die fehlende Berücksichtigung sämtlicher Gewässerkomponenten als auch die durchweg synoptische Betrachtung ihrer Wirkungen. Erste Ansätze eines umfassenden Managements von Einzugsgebieten und die Einbeziehung von Wechselwirkungen zwischen den Einzelmaßnahmen enthält Schanze (2001). Nachdem sich gegenüber den bundesdeutschen Bewirtschaftungsplänen durch die WRRL erheblich geänderte Anforderungen ergaben, waren im Rahmen der Aufbereitung der Ergebnisse dezidierte Vorschläge für deren Implementierung in einen künftigen Bewirtschaftungsplan Havel zu entwickeln.

4 Der Forschungsansatz im Havelverbundprojekt

Axel Bronstert, Jochen Schanze, Werner Lahmer

Der wissenschaftliche Ansatz des Projektes beruht auf vier komplementären Grundsätzen:

- **Interdisziplinarität und Integration:** Die grundlegende Fragestellung betrifft eine Reihe unterschiedlicher Disziplinen und kann daher nur im Zusammenwirken dieser Teildisziplinen erfolgreich bearbeitet werden. Methodisch wird die Integration über das Zusammenspiel und – falls notwendig – über die direkte Kopplung der verschiedenen Modellierungsaktivitäten sowie über die gemeinsame Ergebnisanalyse im Rahmen der multikriteriellen Bewertung erreicht.
- **Einzugsgebiets- und skalenbezogene Herangehensweise:** Entsprechend den naturräumlichen Gegebenheiten und im Einklang mit den Anforderungen der WRRL wird eine hydrologische (also einzugsgebietsbezogene) Unterteilung des Gesamtgebietes vorgenommen. Dabei werden die wichtigen Fragestellungen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad in unterschiedlichen räumlichen Skalen betrachtet, wobei die verschiedenen Einzugsgebiete unterschiedlicher räumlicher Skala in sich genestet sind.
- **Spezifische Untersuchungen und Aussagen zu offenen Fragen:** Einige Aspekte erfordern Detailuntersuchungen, weil dazu noch zu wenig Prozesswissen existiert. Diese Untersuchungen haben also eher den Charakter von Grundlagenarbeiten, sind aber für die Beurteilung der Gesamtfrage unerlässlich. Beispiele hierfür sind v.a. der Nährstoffeintrag aus dem Grundwasser ins Gewässer in Verbindung mit dem Wasseraustausch oder die Rolle der Seesedimente für Nährstoffrückhalt und -mobilisierung.
- **Anwendungsorientierung:** Wie bereits betont, hat das Gesamtprojekt ein wichtiges Arbeitsziel in einem möglichst starken Bezug zur Praxis. Dadurch soll eine Umsetzung der Forschungsergebnisse erleichtert werden. Eine wesentliche Methode besteht in der Bereitstellung der für die Anwendung aufbereiteten Forschungsergebnisse in Form des Entscheidungsunterstützungssystems.

Diese Grundsätze werden im Folgenden ausführlicher erörtert.

4.1 Strukturierung der Forschungsarbeiten in Themenbereiche und inhaltliche Ebenen

Der Forschungsansatz ist interdisziplinär konzipiert und in vier methodisch–inhaltliche Themenbereiche (TB) gliederbar:

TB 1 - Wasser- und Stoffhaushalt: Analyse und Simulation in Bezug auf Wassermenge und -qualität. Dies beinhaltet u.a. die Modellierung der Effekte von Gewässerrenaturierung, Stauregelung, Landnutzungsänderung oder -bewirtschaftung, verbesserter Abwasserklärung sowie Nährstofftransport, -umsatz und -retention in den Seen und Sedimenten. Hinzu kommt die Entwicklung von Bewirtschaftungsszenarios und deren Parametrisierung für die einzusetzenden Modelle als Grundlage für die Bewertung.

TB 2 - Gewässerbewertung: Untersuchungen zur aktuellen und historischen Güte der Oberflächengewässer auf Basis von Diatomeenanalysen der Sedimente und einem darauf

basierenden gewässerökologischen Leitbild. Hinzu kommt die Definition landschaftstypbezogener Leitbilder unter Berücksichtigung der Vorgaben der WRRL sowie die Auswertung bestehender Vorgaben der Regional- und Landesplanung.

TB 3 - Sozioökonomie: Monetäre Bewertung der Auswirkungen unterschiedlich bewirtschafteter Wasserressourcen auf Landwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Wasserwirtschaft. Diese bildet die Datengrundlage für die zu entwickelnde Methodik der integrierten multikriteriellen Analyse und deren Anwendung im Untersuchungsgebiet. Daran knüpft die Ableitung von relevanten sozialen und ökonomischen Nachhaltigkeitsindikatoren und deren Verbindung mit ökologischen Indikatoren an.

TB 4 - Managementinstrumente: Formulierung eines Kataloges möglicher Maßnahmen unter unterschiedlichen Leitbildern in den verschiedenen Bewirtschaftungsfeldern zur Erreichung der Güteziele entsprechend der WRRL. Als zweiter zentraler Punkt steht hier die Entwicklung eines Informations- und Entscheidungsunterstützungssystems zur Projektdarstellung, Visualisierung der Ergebnisse und Verdeutlichung der Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen und Planungsoptionen. Darin enthalten ist auch die Zusammenführung der Ergebnisse naturwissenschaftlicher Modelle und sozioökonomischer Analysen in anwendungsorientierter Form.

4.2 Gliederung in räumliche Skalen

Die Projektarbeiten wurden auf drei unterschiedlichen, genesteten räumlichen Skalenebenen durchgeführt:

- In den *Fokusgebieten* wurden einerseits detaillierte Bewirtschaftungsszenarios aufgestellt und andererseits detaillierte Modellierungen zum Wasser- und Stoffhaushalt, inklusive des Einflusses land- und wasserwirtschaftlicher Maßnahmen durchgeführt.
- In den *Zwischengebieten* wurden die Erkenntnisse aus den Fokusgebieten aggregiert und auf eine für das Flussgebietsmanagement relevante räumliche Ebene gebracht. Diese räumliche Ebene dient zudem als Zwischenebene für die Übertragung von Ergebnissen auf die Gesamtebene (Upscaling).
- Die *Gesamtebene* faßt die wesentlichen Erkenntnisse für das gesamte Betrachtungsgebiet zusammen. Das Gesamtgebiet ist naturgemäß die relevante räumliche Skala für den Wasser- und Stoffhaushalt des Hauptvorfluters und die Betrachtungen der WRRL.

Zur Abdeckung der typischen Landnutzungen im Havelgebiet wurden dafür charakteristische Fokusgebiete – und darauf aufbauend Zwischengebiete – gewählt (siehe auch Abb. 2.1). Als typische Gebiete intensiver landwirtschaftlicher Nutzung stehen die Einzugsgebiete des *Hammerfließes* und der *Oberen Nuthe*, beide im südlichen Teil des Nuthegebietes. Typische Gebiete für einen geringen anthropogenen Einfluss sind die bewaldeten Gebiete des *Kleinen Rhin* und der *Döllnitz* in der Rheinsberger Seenplatte. Als Beispiel für eine typische Tieflandauenlandschaft wurde das Gebiet der *Gülper Havel* gewählt. In Tabelle 4.1 sind die Fokusgebiete, Zwischengebiete und das Gesamtgebiet zusammengestellt. Ihre naturräumlichen Eigenschaften werden in Kapitel 5 detaillierter beschrieben.

Tab. 4.1: Überblick über die genesteten räumlichen Ebenen und die angewendeten Modelle. Erklärung der Modellnamen in Tab 4.2; Modellnamen in Klammern bedeuten, dass für diese Skala keine detaillierte Modellanwendung durchgeführt wurde.

| | Größe (km ²) | vorherrschende Landnutzung | Modelle für den Wasserhaushalt | Modelle für den Stoffhaushalt |
|--|--------------------------|---|-----------------------------------|----------------------------------|
| Fokusgebiet Hammerfließ | 208 | Landwirtschaft | ArcEGMO | SWIM |
| Fokusgebiet Obere Nuthe | 676 | Landwirtschaft | (ArcEGMO) | SWIM |
| Zwischengebiet Nuthe | 1.872 | Landwirtschaft, Feuchtgebiete | ArcEGMO; HEC-RAS | SWIM |
| Fokusgebiet Kleiner Rhin | 38 | Wald | (ArcEGMO) | (SWIM) |
| Fokusgebiet Döllnitz | 26 | Wald, Naturschutzgebiet | (ArcEGMO) | (SWIM) |
| Zwischengebiet Rhin | 1.780 | Wald, Landwirtschaft | ArcEGMO | SWIM |
| Fokusgebiet Gülper Havel | ca. 70 | Feuchtgebiete Landwirtschaft | IWAN; | SWIM + IWAN |
| Zwischengebiet Untere Havel | ca. 2.000 | Feuchtgebiete Landwirtschaft | ArcEGMO; IWAN, HEC-RAS | SWIM + IWAN; |
| Havel zwischen Potsdam und Brandenburg | ca. 6.400 | Wald, Siedlung, Landwirtschaft, Feuchtgebiete | HEC-RAS | ArcEGMO-URBAN + SWIM + TRAM |
| Gesamtgebiet | 13.932 | Wald, Siedlung, Landwirtschaft, Feuchtgebiete | ArcEGMO | ArcEGMO-URBAN + SWIM (+ TRAM) |

4.3 Angewendete Modelle

Die Analyse der aktuellen Bedingungen des Wasser- und Stofftransportes in den genannten räumlichen Skalenebenen und die Simulation der verschiedenen Szenarios erfordert den Einsatz geeigneter Modelle.

Tab. 4.2: Überblick über die eingesetzten Modelle

| Modellname | Einsatzbereich | Literaturhinweis |
|-------------------|--|------------------------|
| SWIM | Wasser- und Nährstoffumsatz in ländlichen Gebieten | Krysanova et al., 2000 |
| ArcEGMO | Prozesse des Wasserkreislaufs | Becker et al., 2002 |
| ArcEGMO- URBAN | Siedlungseinträge (Wasser und Nährstoffe) | Biegel, 2006 |
| HEC-RAS | Hydrodynamisches Abflussgeschehen, auch für vermaschte und rückgestaute Systeme | HEC, 2002 |
| IWAN | Kopplung von ungesättigter Zone, Grundwasser und Oberflächenwasser, inkl. Nitratumsatz im Grundwasser | Krause, 2005 |
| TRAM | Nährstoffbilanzierung in Fluss-Seen-Systemen, inkl. Sedi- mentinteraktionen | Kneis, 2005 |

Daher wurden zielgerichtet entsprechende Modelle eingesetzt, wobei teilweise Neu- bzw. Weiterentwicklungen (ArcEGMO, ArcEGMO-URBAN; IWAN; TRAM) erforderlich waren. Die Tabelle 4.2 enthält einen Überblick über die verwendeten Modelle. Die Zuordnung zu den unterschiedlichen Raumskalen ist in Tabelle 4.1 gegeben. In Kapitel 6 sowie im Hilfesystem des DSS-Havel wird auf die unterschiedlichen Modelle detaillierter eingegangen.

4.4 Entwicklungsrahmen, Handlungsfelder und Szenarios

Zur inhaltlich konsistenten Ableitung von Szenarios wurden durch Befragung von und Abhaltung von Expertenworkshops mit lokalen Interessensgruppen und politisch-administrativen Entscheidungsträgern („Stakeholdern“) unterschiedliche Handlungsoptionen aus den Handlungsfeldern Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft sowie Siedlungswasserwirtschaft identifiziert. Das Prüfen jeder einzelnen Handlungsoption hinsichtlich Wirksamkeit, Effizienz und Akzeptanz erscheint selbst in einem Forschungsverbund aus Aufwandsgründen nur in Ausnahmefällen sinnfälliger. Für das Verbundvorhaben wurden die einzelnen Handlungsoptionen deshalb zu strategischen Handlungsalternativen kombiniert, wie dies bei der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen für Flussgebiete künftig der Fall sein wird. Die Kombination mehrerer aufeinander abgestimmter Handlungsoptionen mit externen Entwicklungsrahmen (z.B. Bevölkerungsentwicklung) mündet letztlich in der Ableitung alternativer Szenarios. Neben inhaltlichen Aspekten spielen bei der Formulierung der Szenarios deren Raum- und Zeitbezüge eine Rolle. Letztere sind vor dem Hintergrund der Fristen der Wasserrahmenrichtlinie, aber auch im Hinblick auf die Systemreaktion bis zur Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen von Bedeutung. Eine vollständige Übersicht über die im Verbundprojekt Havelmanagement untersuchten Bewirtschaftungsszenarios gibt Tabelle 7.5 in Kapitel 7.

4.5 Öffentlichkeitsmitwirkung und Anwendungsorientierung

Sowohl die Entwicklung des Szenariokatalogs mit alternativen Bewirtschaftungsoptionen als auch die daraus abgeleiteten Handlungsempfehlungen erfolgten durch den Projektverbund deshalb unter Einbindung und Mitwirkung von Betroffenen, Behördenvertretern und der breiteren Öffentlichkeit. In diesem Zusammenhang kam der Information und Anhörung der Bevölkerung und Entscheidungsträger von Beginn an eine hohe Bedeutung zu, da sie die Voraussetzung für eine Nachvollziehbarkeit der komplexen Sachverhalte und Lösungsmöglichkeiten des Flusseinzugsgebietsmanagements darstellt. Eine wichtige Rolle spielte dabei z.B. die Durchführung von Informationsveranstaltungen während der Projektbearbeitung vor Ort, deren Ziele darin bestand, sowohl über das Projekt zu informieren als auch Unterstützung für die Projektarbeiten und die Belange des Gewässerschutzes zu gewinnen. Durch die dort geführten Diskussionen konnten zudem die betroffenen Gewässernutzer und Entscheidungsträger in die Ableitung von Leitbildern, Zielvorgaben und in die Zusammenstellung von Managementoptionen mit einbezogen werden.

Ein weiteres wichtiges Element der Öffentlichkeitsmitwirkung waren Umfragen bei verschiedenen Nutzern und Interessengruppen mit den drei Zielgruppen „Landnutzer“, „Gemeinden“

und „Verbände“ (vgl. Kap. 8). Inhalte dieser Umfragen waren u.a. Fragen zu Problemen bei der gegenwärtigen Bewirtschaftung, zur Wassermenge und Wassergüte sowie zur Kommunikation zwischen den Nutzergruppen und Entscheidungsträgern. Daneben wurden eigene Vorschläge zur Verbesserung der quantitativen und qualitativen Gewässerbeschaffenheit erfragt. Besonderer Wert wurde darauf gelegt, die Sichtweisen von Landwirten, Wasserwirten, Forstwirten, Naturschützern, Anglern und Kommunen gleichberechtigt nebeneinander zu stellen.

Als sehr wichtiges Element der Kommunikation mit einer breiteren interessierten Öffentlichkeit stellte sich letztendlich auch die von Projektbeginn an verfügbare Internetseite des Vorhabens dar (www.havelmanagement.net), die zu Nachfragen an das Projektkonsortium führte, die es ansonsten wahrscheinlich nicht gegeben hätte.

5 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

5.1 Naturräumliche Ausgangsbedingungen im Haveleinzugsgebiet

Klaus Kaden, Sibylle Itzerott

Die Havel ist mit einem Einzugsgebiet von ca. 24.000 km² der größte rechtsseitige Nebenfluss der Elbe. Sie entspringt im Südmecklenburgischen Seengebiet östlich der Müritz in der Nähe von Pieversdorf. In einem weiten Bogen legt sie eine Lauflänge von 325 km zurück und mündet bei Gnevsdorf in die Elbe. Als ein typischer Tieflandsfluss durchfließt sie viele Seen, besitzt eine große Anzahl seenartiger Verbreiterungen und zahlreiche kanalisierte Abschnitte. Die relativ geringe Höhendifferenz zwischen der Quelle (63 m über NN) und der Mündung (22 m über NN) führt zu einem sehr geringen Gefälle. Bei Niedrigwasser kommt es im Unterlauf fast zu einer Ausspiegelung. Wichtige Nebenflüsse der Havel sind Spree, Nuthe, Plane, Rhin, Dosse und Jäglitz. Die Wasserführung der Havel wird durch Staue prägend beeinflusst. Niedrig- und Mittelwasserstände sind künstlich durch das Wasser- und Schifffahrtsamt eingestellt. Nur bei extremen Hochwasserständen kommt es zu einem „freien“ Abfluss. Sie treten meist im Winterhalbjahr auf und verlaufen in der Regel mit einem langen flachen Scheitel. Die Abflusspenden bleiben im Vergleich zu anderen deutschen Flüssen relativ niedrig. So werden durch das Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg beispielsweise für eine 10-Jahresreihe (1990–99) folgende Durchflusswerte angegeben.

Tab. 5.1: Mittlere Durchflusswerte für die Havel im Zeitraum 1990–1999

| Durchfluss in m ³ /s | NQ | MNQ | MQ | MHQ | HQ | Wi-MQ | So-MQ |
|---------------------------------|------|------|------|-----|-----|-------|-------|
| Ketzin | 2,89 | 7,26 | 58,7 | 129 | 185 | 77,1 | 40,3 |
| Rathenow | 3,00 | 10,2 | 72,8 | 145 | 218 | 96,4 | 49,1 |
| Havelberg | 7,24 | 14,0 | 88,8 | 188 | 276 | 121,0 | 56,8 |

Das Abflussgeschehen wird neben der Stauhaltung von weiteren bedeutenden anthropogenen und natürlichen Faktoren beeinflusst. Erwähnt werden müssen die Überleitungen aus der Müritz bzw. von und zu Oder und Elbe, die Sumpfungswässer des Bergbaus in der Lausitz, die Kanalverbindungen und die teilweise als Speicher bewirtschafteten Seen sowie die Lage der Bundeshauptstadt Berlin an der Havel und die dadurch entstehenden Folgen für die Wasserquantität und –qualität. Nahezu im gesamten Verlauf bewirken die hydrographischen Besonderheiten der Havel wasserblütenbildende Algenmassenentwicklungen. Trotz erheblich verminderter Einträge in den letzten Jahren sind die aktuellen Belastungen mit Stickstoffverbindungen und Phosphaten immer noch ausreichend, um Algenmassenentwicklungen mit all ihren nachteiligen Folgen zu ermöglichen. Dabei spielen insbesondere Phosphorrücklösungen aus dem Sediment eine entscheidende Rolle.

Als Folge der hohen Nährstoffbelastung des Wassers und der damit verbundenen Sauerstoffzehrung tritt auch eine ökologische Belastung auf. Das steht im Gegensatz zur Bedeutung der Havel als äußerst wichtigem Bestandteil des Fließgewässerverbundsystems Brandenburgs. Der Biotopreichtum zwischen den Havelnebenflüssen, der Havel selbst und der

Elbe beherbergt ein enormes Potenzial an faunistischen und floristischen Arten und Raritäten und ist in hohem Maße schützenswert. So findet man zum Beispiel in der Havel gegenwärtig 44 autochtone Fischarten, seltene Amphibien (Rotbauchunke, Wechselkröte) und Reptilien (Europäische Sumpfschildkröte) haben hier ihren Lebensraum, eine artenreiche Vogelwelt besetzt die Habitate zwischen Feuchtwiesen, Inundationsgebieten und Seen. Große Teile sind Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung gemäß der RAMSAR-Konvention. Etwa ein Drittel der in Brandenburg vorkommenden Säugetiere leben in von der Havel geprägten Biotopen. Besonders ufergebundene Säugetiere (Biber, Fischotter, Wasserspitzmaus, Wasserfledermaus) sind auf ein intaktes Flusssystem angewiesen.

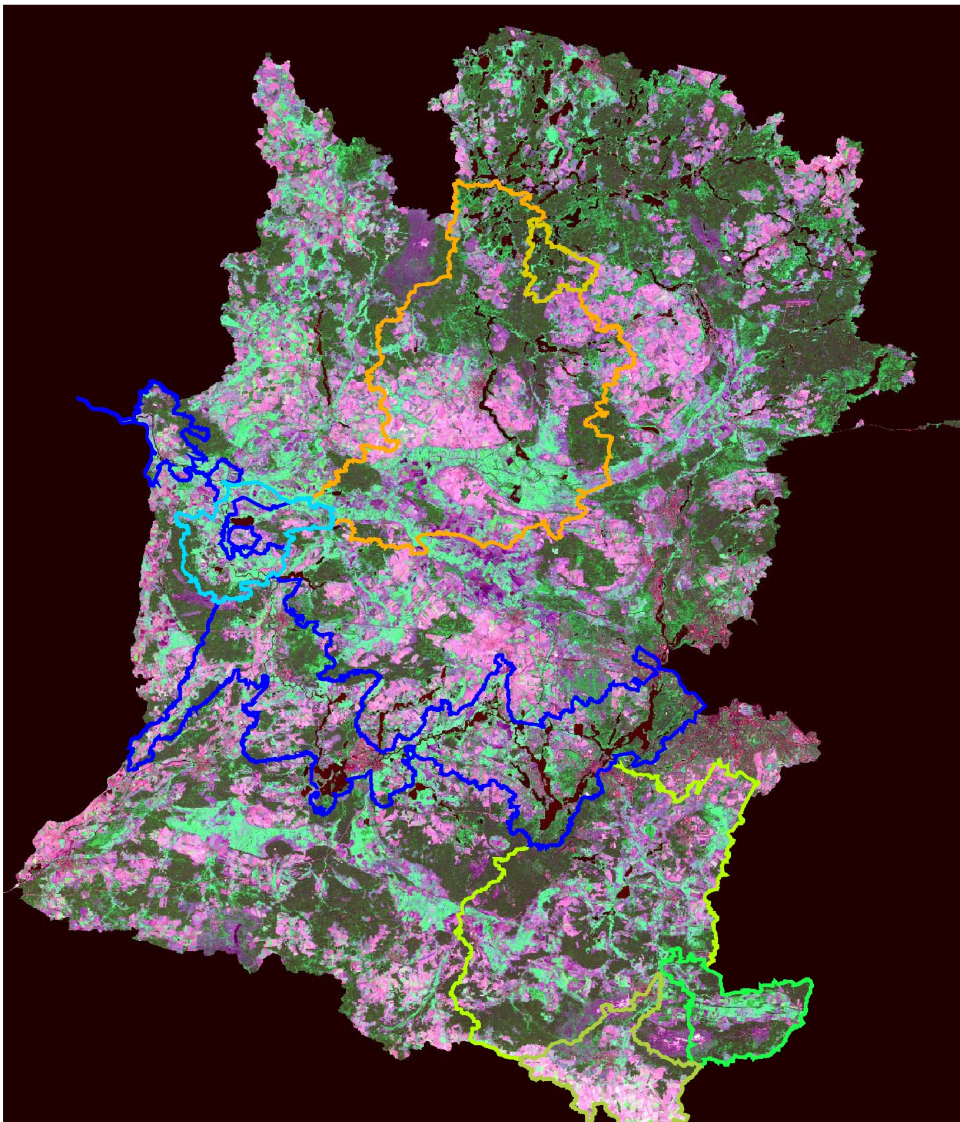


Abb. 5.1: Überblick über das Untersuchungsgebiet im Satellitenbild vom 13. September 1999 (Landsat-ETM) und Markierung der Fokus- und Zwischengebiete (Rhingebiet [orange] mit Kleiner Rhin/Döllnitz [gelb]; Nuthegebiet [gelbgrün] mit Hammerfließ [grün]; Unteres-Havel-Gebiet [blau] mit Gülper Havel [hellblau])

Die Havellandschaft ist für Brandenburg schon wegen ihres Naturreichtums unverzichtbar. Sie ist eine gewachsene Kulturlandschaft, die neben naturräumlich bedingten Faktoren auch

entscheidend durch den Menschen geprägt wurde. Eindrucksvoll zeigt ein Satellitenbild (Abbildung 5.1) das Landschaftsbild im Einzugsgebiet der Havel.

Das Quellgebiet der Havel liegt im südlichen Teil der Pommerschen Endmoränenzüge, die während des Weichselglazials gebildet wurden (vgl. Abbildung 5.2). Sie geben der Havel die Fließrichtung nach Süden durch die Sander in das Urstromtal vor. Sie durchfließt zunächst die Neustrelitzer Seenplatte, ein eher flachwelliges Hügelland. Die dort dominierenden Sanderflächen werden durch zahlreiche Rinnenseen und Täler gegliedert. Vereinzelt sind Grund- und Endmoränenflächen eingegliedert. Neben Seenreichtum ist die forstwirtschaftliche Nutzung (Mischwald) vorherrschend. Grünlandnutzung in den Tälern und Ackerbau auf den Grundmoränenstandorten ergänzen das Nutzungsmosaik. Auf ihren Weg nach Südosten er-



Abb. 5.2: Die naturräumliche Gliederung des Haveleinzugsgebietes
 A–Nördlicher Landrücken B–Märkisches Mittelland C–Südlicher Landrücken
 (Quelle: KRAMM et al. 1989)

reicht die Havel nach Fürstenberg dann den großflächigen Schorfheide-Sander. Hier wird der Fluss wegen des kurvenreichen Laufes auch die „Krumme Havel“ genannt. Großflächig wird dieser Abschnitt durch die Templiner bzw. Granseer Hochfläche gegliedert. Sie durchschneiden den Sander mittig bzw. begrenzen ihn westlich. Diese Hochflächen werden primär ackerbaulich genutzt, in der Schorfheide dominiert die Forstwirtschaft. In ihrem weiteren Verlauf (südlich Zehdenick) tritt die Havel in die Gebiete der Mittelbrandenburgischen Urstromtäler und Platten ein. Bis in die Gegend von Oranienburg liegt das Havelbett im westlichen Abschnitt des Eberswalder Urstromtals, durchbricht dann die Platten (Glienicke, Barnim) und fließt anschließend im Berliner Urstromtal. In den Niederungen der Urstromtäler herrscht hauptsächlich die Grünlandwirtschaft vor. Die Platten zeigen je nach Genese bei Grundmoränenstandorten den Ackerbau und bei Sander- bzw. Endmoränenstandorten die Forstwirtschaft als Hauptnutzungsform. Durch die gestaffelte Form der Eisrandlagen des Brandenburger Stadiums und die girlandenartigen, durch die Gletscherzungen und -loben hervorgerufenen Strukturen, entsteht im Raum Potsdam ein kleinräumiges Landschaftsbild aller glaziären Formenelemente. Die Havel fließt nun in westliche Richtung. Im

reicht die Havel nach Fürstenberg dann den großflächigen Schorfheide-Sander. Hier wird der Fluss wegen des kurvenreichen Laufes auch die „Krumme Havel“ genannt. Großflächig wird dieser Abschnitt durch die Templiner bzw. Granseer Hochfläche gegliedert. Sie durchschneiden den Sander mittig bzw. begrenzen ihn westlich. Diese Hochflächen werden primär ackerbaulich genutzt, in der Schorfheide dominiert die Forstwirtschaft. In ihrem weiteren Verlauf (südlich Zehdenick) tritt die Havel in die Gebiete der Mittelbrandenburgischen Urstromtäler und Platten ein. Bis in die Gegend von Oranienburg liegt das Havelbett im westlichen Abschnitt des Eberswalder Urstromtals, durchbricht dann die Platten (Glienicke, Barnim) und fließt anschließend im Berliner Urstromtal. In den Niederungen der Urstromtäler herrscht hauptsächlich die Grünlandwirtschaft vor. Die Platten zeigen je nach Genese bei Grundmoränenstandorten den Ackerbau und bei Sander- bzw. Endmoränenstandorten die Forstwirtschaft als Hauptnutzungsform. Durch die gestaffelte Form der Eisrandlagen des Brandenburger Stadiums und die girlandenartigen, durch die Gletscherzungen und -loben hervorgerufenen Strukturen, entsteht im Raum Potsdam ein kleinräumiges Landschaftsbild aller glaziären Formenelemente. Die Havel fließt nun in westliche Richtung. Im

Potsdamer-Brandenburger Gebiet fällt die Havel durch ihren Seenreichtum und die vielen seenartigen Erweiterungen auf. Die Talsande sind das beherrschende Substrat. Vermoorte Niederungen umgeben die Seen. Grund- und Endmoräneninseln sind meist kleinflächig. Das Nutzungsmosaik ist entsprechend kleinräumig. Nach dem Verlassen des Plauer Sees bei Brandenburg ändert die Havel ihren Verlauf nach Norden und fließt in die Untere Havelniederung hinein. Diese gehört zur Elbtalniederung und bildet morphologisch gesehen eine einheitliche Talsandfläche des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung. Sie wurde einerseits durch zahlreiche Elblaufänderungen und andererseits durch Eindeichungen (12.Jhd.) zerschnitten. Durch das Zusammentreffen des Elbeurstromtales mit dem Berliner und Eberswalder Urstromtal sind die Auswirkungen der glazifluvialen Kräfte in diesem Abschnitt sehr groß. Weiträumig zeigt sich die Niederungslandschaft. Glaziale Inseln werden wegen ihrer Kleinflächigkeit als „Ländchen“ bezeichnet. Durch den Einfluss des Elb-

wassers findet man im Gebiet der Unteren Havel auch Auenlehmlagerungen. Ansonsten dominieren Talsande und in den Rinnen und Senken Vermoorungen. Die Grünlandwirtschaft herrscht vor (siehe Abbildung 5.1). Im Wesentlichen durchfließen auch die Nebenflüsse der Havel ähnliche Landschaftsräume. Erwähnenswerte Ergänzungen sind lediglich für die aus dem Süden zufließenden Nebenflüsse zu machen. Sie kommen aus dem Gebiet der Saalevereisung und nutzen zunächst das Baruther Urstromtal. Sie entwässern somit Teile des Fläming und des Lausitzer Grenzwalls. In Gletscherzungenbecken durchbrechen die Flüsse dann die Endmoränenablagerungen des Brandenburger Stadiums nach Norden und fließen dort der Havel zu. Die Nutzungsstruktur lässt sich übertragen. Die Niederungen der Urstrom- und Durchbruchstäler werden für die Grünlandbewirtschaftung genutzt, Grundmoränenstandorte dominiert der Ackerbau und Sander- bzw. Endmoränenstandorte von Forsteinrichtungen bewirtschaftet.

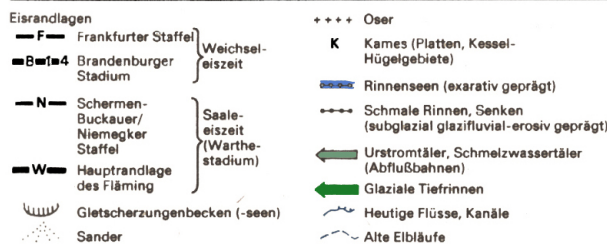
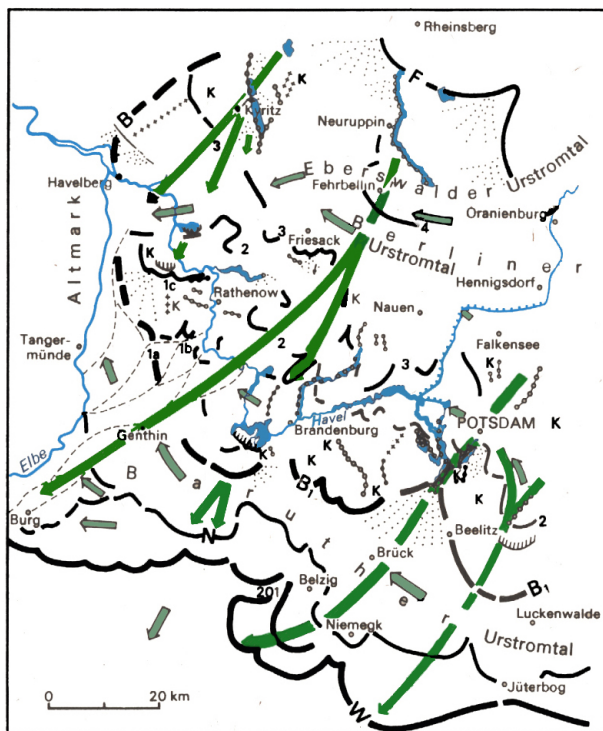


Abb. 5.3: Karte der Eisrandlagen im Havelgebiet (Quelle: KRAMM et al. 1989)

Betrachtet man das gesamte Einzugsgebiet, so zeigen sich entsprechend der landschaftlichen Vielfalt verschiedene nach Naturraumausstattung und Nutzung unterscheidbare Typen.

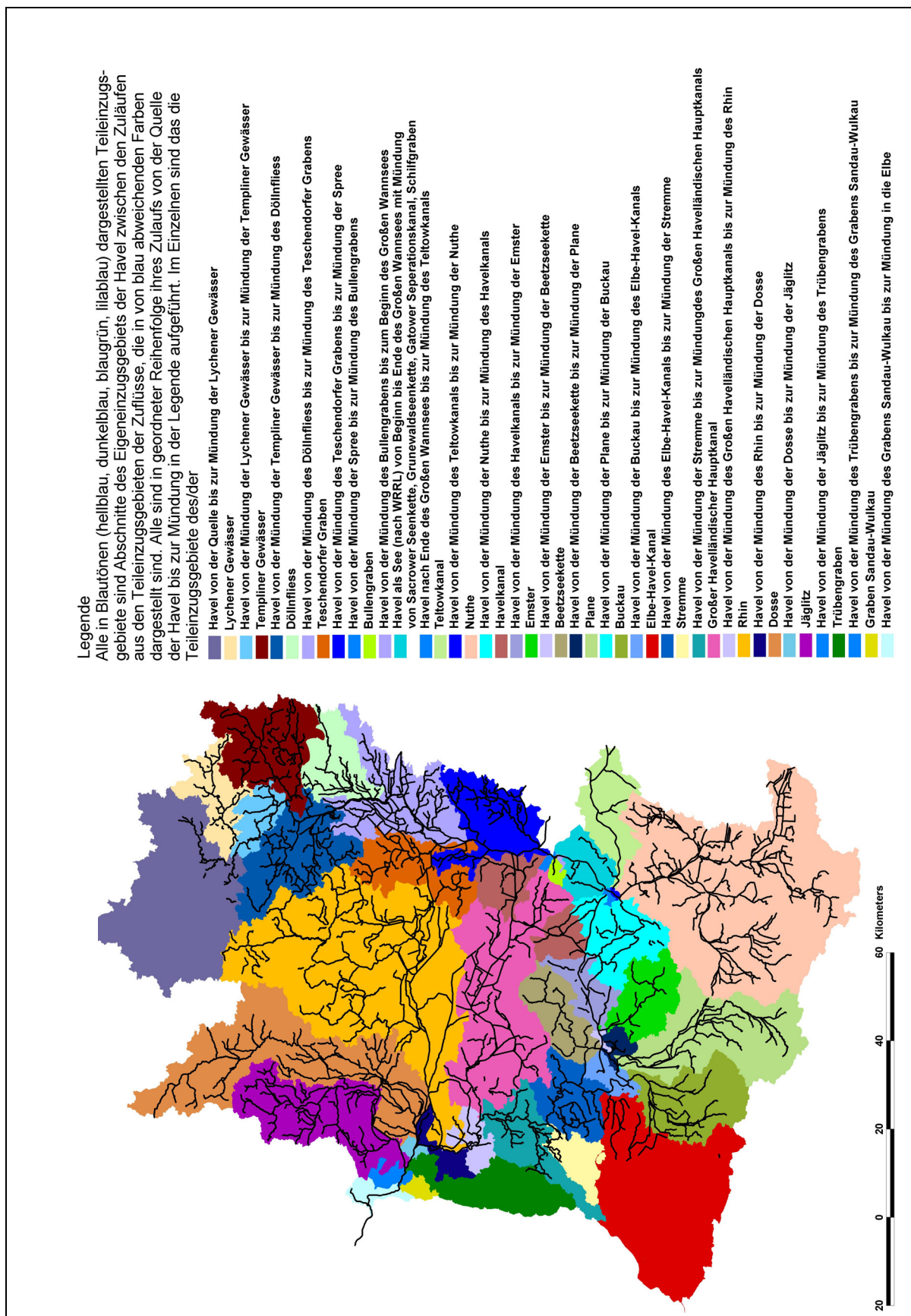


Abb. 5.4: Karte der Teileinzugsgebiete im Haveleinzugsgebiet (ohne Spree)

In der naturräumlichen Charakteristik bestehen durch die gemeinsame Genese aus glazial-pleistozänen sowie fluvial-holozänen Prozessen Ähnlichkeiten. Die Unterschiede ergeben sich einerseits aus den hydrologisch-hydraulischen Besonderheiten der einzelnen Flussabschnitte, andererseits durch die unterschiedliche anthropogene Inanspruchnahme dieser Abschnitte und der dazugehörigen Einzugsbereiche. Deshalb hat sich das Projektteam entschlossen, die Untersuchungen zu den Bewirtschaftungsmöglichkeiten auf verschiedenen Bearbeitungsebenen zu untersuchen. Auf der **Fokusebene** wurden drei Kleineinzugsgebiete unterschiedlicher Ausstattung und Nutzung ausgewählt, in denen sowohl hinsichtlich der Beschreibung der aktuellen Gewässergüte als auch der zu empfehlenden Maßnahmen Differenzierungen zu erwarten waren. Sie sollten das Spektrum der Möglichkeiten aufzeigen und in den Ergebnissen abdecken. Die Zuschaltung von Zwischen- und **Gesamtebene** mit der Untersuchung der zugehörigen Teileinzugsgebiete der Havelnebenflüsse bzw. Laufabschnitte (**Zwischenebene**) und des Gesamteinzugsgebietes der Havel (ohne Spree) soll die Übertragung der Ergebnisse auf die größeren Planungsebenen gewährleisten und die Untersuchung der Wirksamkeit der Maßnahmen für das Gesamtgebiet ermöglichen. Die Auswahl der Untersuchungsräume führte zu der im Kapitel 4 genannten Festlegung der zu untersuchenden Raumausschnitte.

In Oberläufen beherrschen walddreiche Endmoränen- und Sanderstandorte das Bild. Landwirtschaft wird meist kleinflächig oder randlich betrieben. Der Fluss ist noch wenig reguliert. Als Beispiel kann das Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin angesehen werden. Am Mittellauf besonders im Einzugsbereich ausgedehnter Endmoränenstandorte dominiert der Ackerbau. Oftmals werden durch intensive Entwässerungen höher gelegene Standorte der Niederung der ackerbaulichen Nutzung angegliedert. Beispiel ist das Fokusgebiet Hammerfließ. Der Unterlauf der Havel ist durch eine weitflächige Grünlandbewirtschaftung charakterisiert. Ausgedehnte Urstromtäler sind dominant. Zur Hochwasserregulierung und zur Aufrechterhaltung der Binnenschifffahrt ist ein ausgeprägtes Staufensystem entwickelt worden. Wasserstände werden ausschließlich reguliert. Beispielsgebiet dafür ist die Untere Havel.

Das **Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin** befindet sich im Oberlauf der Havel und wird durch die Flüsse Kleiner Rhin und Döllnitz geprägt, die in den Rheinsberger Rhin münden. Sie fungieren als Vorfluter des ehemals durch die glaziale Genese bedingten Binnenentwässerungssystems. Erst durch den Bau des Polzowkanals (1751) wurde das Gebiet an das Einzugsgebiet der Havel angeschlossen. Im Gebiet sind zahlreiche Verbindungsgräben zum größten Teil künstlich angelegt worden. Allerdings sind einige davon nicht mehr als Entwässerungsgräben in Funktion. Das prinzipielle Landschaftsmuster des Raumes zeigen in Kartenskizze und Profil die Abbildungen 5.5 und 5.6. Der Kleine Rhin entspringt dem Dollgowsee. Als Zuflüsse gelten der Törnseegraben und der Dollgower Seegraben. Er hat auf einer Laufstrecke von ca. 9 km ein mittleres Gefälle von 0,09 %. Der Oberlauf ist eher geradlinig bei einer Wassertiefe von 0,3-0,7 m und einer Breite von ca. 2,50 m. Drei Rohrdurchlässe liegen in diesem Bereich. Der Mittellauf wird wesentlich durch den Köperneritzsee und den Mühlenstau der Köperneritzer Mühle geprägt. Profiltiefe und Wasserspiegellbreite nehmen zu. Nach dem Mühlenwehr erfolgt ein Absturz (0,8 m). Außerdem gibt es wiederum drei Durchlässe, zwei davon sind große Durchlässe unter Straßen. Der Unterlauf ist am naturnahsten.

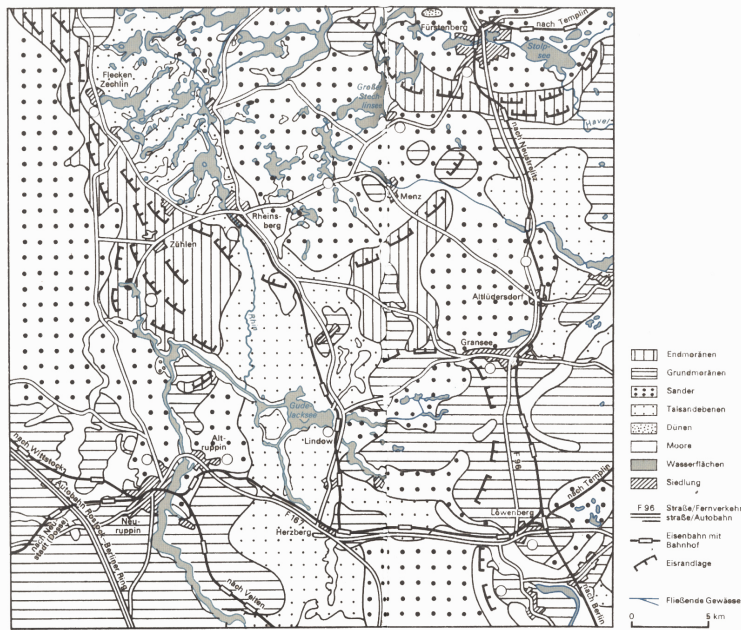


Abb. 5.5: Landschaftsmuster im Gebiet der Rheinsberger Seen (Quelle: KRAMM et al. 1989)

knapp 7km. Die Sohlbreite schwankt zwischen 0,8 und 2,0 m, die Sohltiefe zwischen 0,4 und 1,5 m und verflacht sich noch im Unterlauf. Das unterirdische Einzugsgebiet wird mit ca. 14 km² angegeben. Ein Zustrom aus dem Wittwesee existiert. Im Einzugsgebiet der Döllnitz sind meliorative Eingriffe zur Entwässerung der Wiesen im Ober- und Mittellauf durchgeführt worden. Eine Vielzahl von Entwässerungsgräben (Breite Wiesen) ist angelegt worden. Die Döllnitz wurde begradigt und wird heute noch beräumt.

Wassertiefe und Wasserspiegelbreite gehen zurück. Lediglich einige wasserbauliche Eingriffe zur Überwindung des hydraulischen Gefälles, bedingt durch den Mühlenstau, sind vorhanden. Das unterirdische Einzugsgebiet wird mit 21,6 km² angegeben. Zuflüsse, vor allem aus dem Nehmitzseegebiet, werden festgestellt.

Die Döllnitz hat zwei Zuflüsse, einen aus dem Zechowsee und einen nebenrangigen aus den Uferbereichen des Großen Tietzensees. Sie hat eine Lauflänge von

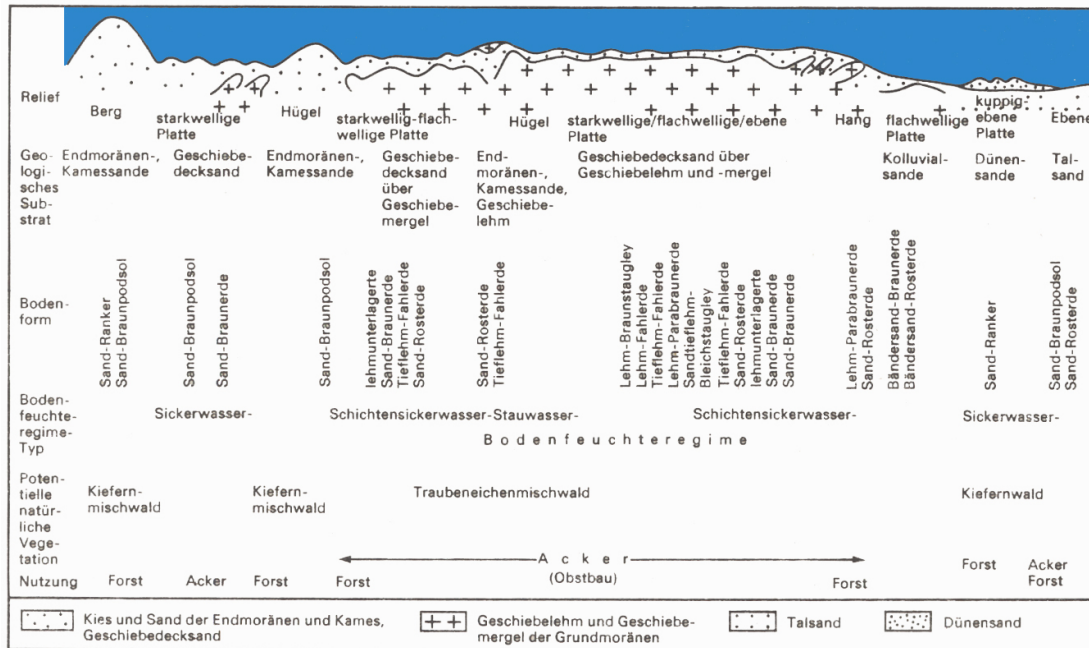


Abb. 5.6: Glazialmorphologische Übersicht des Gebietes um Rheinsberg (Quelle: KRAMM et al. 1989)

Auch an der Döllnitz gibt es speziell im Oberlauf einige Rohrdurchlässe. Sie wirken sehr unterschiedlich, bei ausreichendem Querschnitt und höherem Gefälle in den Oberlauf hinein eher entwässernd. Sie können aber auch durch die Verengung teilweise Staueffekte erzielen und zumindest zeitweise zum Wasserrückhalt beitragen. Weitere Hinweise zum Kleinen Rhin und zur Döllnitz findet man bei GINZEL, G. & Ch. ERTL, 2002.

Das Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin ist typisch für Quellflussbereiche der Havel und ihrer Nebenflüsse, insofern sie sich in Tieflandslage befinden. Das sind vor allem die Gebiete der reliefenergiereichen Endmoränen im Norden Brandenburgs. Sie besitzen eine glaziale Genese und werden einerseits durch den Endmoränenzug des Nördlichen Landrückens markiert, andererseits durch die Platten (Grund- und Endmoränenreste älterer Ablagerungen) gebildet. In diese Hochlagen haben sich rinnenartig die Gewässerabflussbahnen eingeschnitten, die oftmals durch Seen verlaufen und diese verbinden. Sie bilden, bis auf die Seenerweiterungen schmale, oftmals gewundene Strukturen mit geringen Flächenanteilen. Auf den Hochlagen ist sandig-kiesiges (Endmoränen) und sandig-lehmiges (Grundmoränen) Material dominant. Sand ist auch das Basissubstrat der Tälchen, die morphologisch meist Zuflüsse zu den Urstromtälern bilden. Da sie als Abflussrinnen einen hinreichend hohen Grundwasserstand hatten bzw. z.T. auch noch besitzen, sind dort die Substrate humusangereichert. Kleinflächig konnten speziell in geschlossenen Hohlformlagen sogar Torfbildungen stattfinden, besonders auch in den Verlandungsbereichen der Seen. Typisch ist, dass zwischen den Hochlagen und Tieflagen wegen der Reliefenergie sehr kleinräumige Übergänge entstanden sind. Die Leitböden reflektieren dieses Spektrum und umspannen primär:

- Podsol-Braunerde-Bodengesellschaften (*orange/graubraun*–Hochlagen der Endmoränen und teilweise der Grundmoränen)
- Fahlerde-Braunerde-Bodengesellschaften (*rosa/ocker*–teilweise Hochlagen der Grundmoränen)
- Humusgley–Anmoorgley–Bodengesellschaften (*grün*–dominant in den rinnenartigen Niederungen)

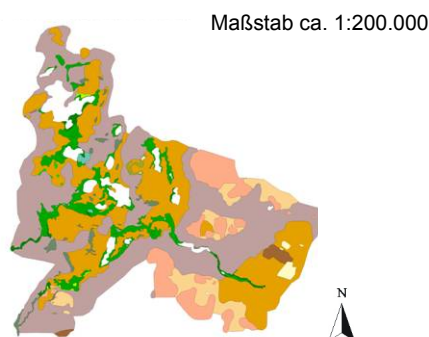


Abb. 5.7: Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin (Farberklärung im Text)

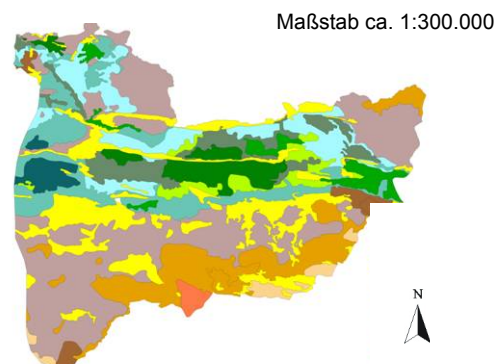


Abb. 5.8: Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Hammerfliess (Farberklärung im Text)

Das **Fokusgebiet Hammerfließ** zeigt in seiner hydrologischen Situation deutlich anthropogene Spuren. Ursachen dafür sind vordergründig in der Absicht der Verbesserung landwirtschaftlicher Produktionsbedingungen zu sehen. Es liegt im Baruther Urstromtal. Dieses weist Höhen zwischen 33 und 55 m auf und bildet einen ca. 3 bis 5 km breiten Niederungstreifen. Es wird im Süden durch den Höhenzug des Flämings und im Norden durch höher liegende Flächen begrenzt. Das Baruther Tal wird von der Dahme, Nuthe mit Nieplitz und im Westteil von der Plane gequert. Die genannten Flüsse kommen aus dem Fläming und entwässern die Niederung nach Norden. Das Baruther Tal besitzt keine durchgehende Entwässerung. Die Flüsse entwässern jeweils nur einzelne Abschnitte des Tals. Zwischen den Abschnitten haben sich Talwasserscheiden gebildet. Um den Abfluss von den Niederungsflächen zu beschleunigen, wurden Entwässerungsgräben angelegt. Das Gewässernetz in seiner heutigen Form ist während der Komplexmelioration in den 70er Jahren entstanden. Hauptvorfluter sind das Hammerfließ und der Bibergraben, welche die Niederung in Ost-West-Richtung durchziehen. Das Hammerfließ entwässert das Urstromtal nördlich der Langen-Horst-Berge, den östlichen Bereich bis Baruth und über den Mückendorfer Graben teilweise die Mückendorfer Niederung. Der Bibergraben nimmt alle von Süden kommenden Nebenvorfluter auf und entwässert über den Paplitzer Graben die Gegend um Paplitz. Er wurde zum Hauptvorfluter ausgebaut mit dem Ziel, das Hammerfließ zu entlasten. Aufgrund des stärkeren Wasserandranges aus südlicher Richtung vom Nordhang des Niederen Flämings und aufgrund des Geländegefälles führt der Bibergraben den bedeutenderen Anteil des Abflusses ab. Ein weiterer Abflussweg aus dem Gebiet besteht seit 1961 über den Wundergraben, der seit einem Durchbruch der einzugsgebietsbegrenzenden Wasserscheide die Mückendorfer Niederung vorrangig entwässert.

Schon in seiner äußeren Erscheinung mit den geometrisch angeordneten Wasserläufen stellt sich das Gewässernetz als reguliertes Abflusssystem dar. Die einzige nicht ausgebaute, in ihrem natürlichen mäandrierenden Lauf belassene Teilstrecke ist das Hammerfließ im Bereich des Naturschutzgebietes Schöbendorfer Busch. Eine effektive Entwässerungswirkung wird durch das Netz tiefer Binnengräben erzielt, die in ihren Bemessungen zur Entwässerung großer Flächen angelegt worden waren. Stellenweise sind sie parallel zu den Höhenlinien von Ost nach West angeordnet, um das von Süden einströmende Grundwasser terrassenförmig abzufangen und bei Bedarf abzuleiten bzw. zur Einstaubewässerung zu verwenden. Einige Gräben fallen im Sommer trocken, so z.B. das Hammerfließ etwa ab dem Wehr Schmelze, ebenso der Mückendorfer Graben ab dem Wehr am Trompeterhaus. Trotz der Stauvorrichtungen in den Gewässerläufen erreicht das Gewässernetz eine so starke entwässernde Wirkung, dass die Urstromtalung, obwohl ursprünglich Sumpfbereich, in den letzten Jahren zunehmend unter Sommertrockenheit leidet. Niederschläge werden extrem schnell aus dem Gebiet abführt.

Zur Abflussregulierung, d.h. einerseits zur Verhinderung zu schnellen Abfließens, andererseits zur Ent- und Bewässerung, sind verschiedene Stauvorrichtungen in die Gewässerläufe eingebaut. In den Hauptvorflutern befinden sich insgesamt 19 Wehre, in den Binnengräben zusätzlich zahlreiche Stau, und seit den 90er Jahren wurden an verschiedenen Stellen Sohlgleiten angelegt, die durch ihre konstante Stauhöhe eine Stabilisierung der Wasserstände herbeiführen sollen. Zusätzlich liegen im Untersuchungsgebiet zwei Schöpfwerke.

Wie das Grabensystem, so sind auch die Stauvorrichtungen auf möglichst großflächige Wirkung angelegt worden. Insgesamt bedingen das Gewässernetz und seine Stauvorrichtungen in Kombination mit dem sehr geringen Gefälle in der Niederung eine deutliche Abhängigkeit der Grundwasserstände in weiten Flächen von einigen Regulierungspunkten. So ergab sich z.B. die Notwendigkeit, Bewässerungsbrunnen anzulegen, um selbst die tiefstgelegenen Niederungsstandorte zum Anbau bestimmter Kulturen zu beregnen. An der Trockenheit zeigt sich die Wirkung des stark verringerten Landschaftswasserspeichers in einer Region, die von einer hochgradig negativen sommerlichen klimatischen Wasserbilanz geprägt ist. Insgesamt stellt die hohe Entwässerungswirkung des Gewässernetzes aber die Grundlage für die rentable landwirtschaftliche Intensivnutzung dar. Das landwirtschaftliche Nutzungsprofil prägt die Niederung. Den heutigen Zustand des Einzugsgebiets des Hammerfließes hinsichtlich Wasserhaushalt, Landnutzung und Naturraum muss man auch als Resultat vorangegangener Entwicklungen betrachten. So stellt sich die Komplexmelioration der 70er Jahre als die heutige Situation in herausragendem Maße gestaltender Faktor heraus, der geradezu die Grundlage für die landwirtschaftliche Nutzung der Niederung bildet.

Doch auch vor der Komplexmelioration war das Urstromtal kein von anthropogenen Einflüssen unberührtes Gebiet, so dass bereits ab dem 16. Jahrhundert Maßnahmen zur Beeinflussung des Wasserhaushaltes nachweisbar sind. Wie auch heute, war die Intensivierung der Landwirtschaft in den vergangenen Jahrhunderten ein Hauptziel der meliorativen Eingriffe.

Das Fokusgebiet Hammerfließ repräsentiert einen Abflussraum innerhalb eines Urstromtalgebietes und dessen Randlagen. Die wesentlichen Unterschiede zum Fokusgebiet Untere Havel, das ja in dieser Hinsicht ähnlich charakterisiert ist, besteht einerseits in der Einordnung in eine räumliche Randlage innerhalb des Fließsystems und andererseits in der Lage außerhalb des Überflutungsraumes von Wasser, das aus den südlichen Gebirgs-, Vorgebirgs- und Lössgebietslagen kommt. Die mitgeführte Fracht bei Überflutungen ist somit nicht nur wesentlich geringer, sondern auch ton- und schluffarm. Das Fokusgebiet ist demzufolge primär durch glazifluviale Sande geprägt, die je nach Höhenlage einen unterschiedlichen Grundwasserstand besitzen. Dadurch entstanden für die niederen Lagen Torfbildungen. Das Spektrum der Leitböden baut sich zwischen diesen Parametern auf. Es variiert zwischen den Substraten Sand und Torf, verbunden mit unterschiedlichen Bodenfeuchteregimen. Randlich wird das Einzugsgebiet wieder durch die glazialen Hochlagen (hier anstelle von Grund- und Endmoränen oft auch Sander) ergänzt. Da es sich um das Baruther Urstromtal handelt (Haupttal des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung), befinden sich die Randlagen im Norden und Süden und bilden hier großflächige Einheiten. Sie werden aber nur im Süden wegen der geringeren Reliefenergie großflächiger angeschnitten. Im Norden entstehen durch den „Steilabfall“ zwischen Endmoränen und Urstromtal nur kurze Zuflüsse. Im zentralen Teil sind in Windrichtung (West → Ost) lange Dünenzüge aufgeweht. Das Spektrum der Leitböden spannt sich wie folgt auf (Abbildung 5.8):

- Podsol–Braunerde–Bodengesellschaften (*orange/graubraun*–Randlagen im Norden und Süden)
- Podsol–Regosol–Bodengesellschaften (*gelb*–Dünenzüge, obere Talsandterrassen)
- Gley–Braunerde–Bodengesellschaften (*blau*–mittlere Talsandterrassen)

- Humusgley–Bodengesellschaften (*hellgrün*–Ebene, ehemalige gelegentliche Überflutungsbereiche, mittlere Höhenlagen)
- Niedermoor–Bodengesellschaften (*grün*–Ebene, ehemalige periodische Überflutungsbereiche, tiefe Höhenlagen)

Das gesamte **Fokusgebiet Untere Havel** wird durch markante anthropogene Veränderungen charakterisiert. Primär werden sie vom Hochwasserschutz geprägt. Er ist bestimmend für diese Region ab dem 18. Jahrhundert bis zur Gegenwart. Dabei zeigen die Maßnahmen der Polderflutung anlässlich des Elbehochwassers im August 2002, dass, obwohl oftmals verdrängt, die Hochwasserschutzfunktion im Fokusgebiet oberstes Anliegen geblieben ist.

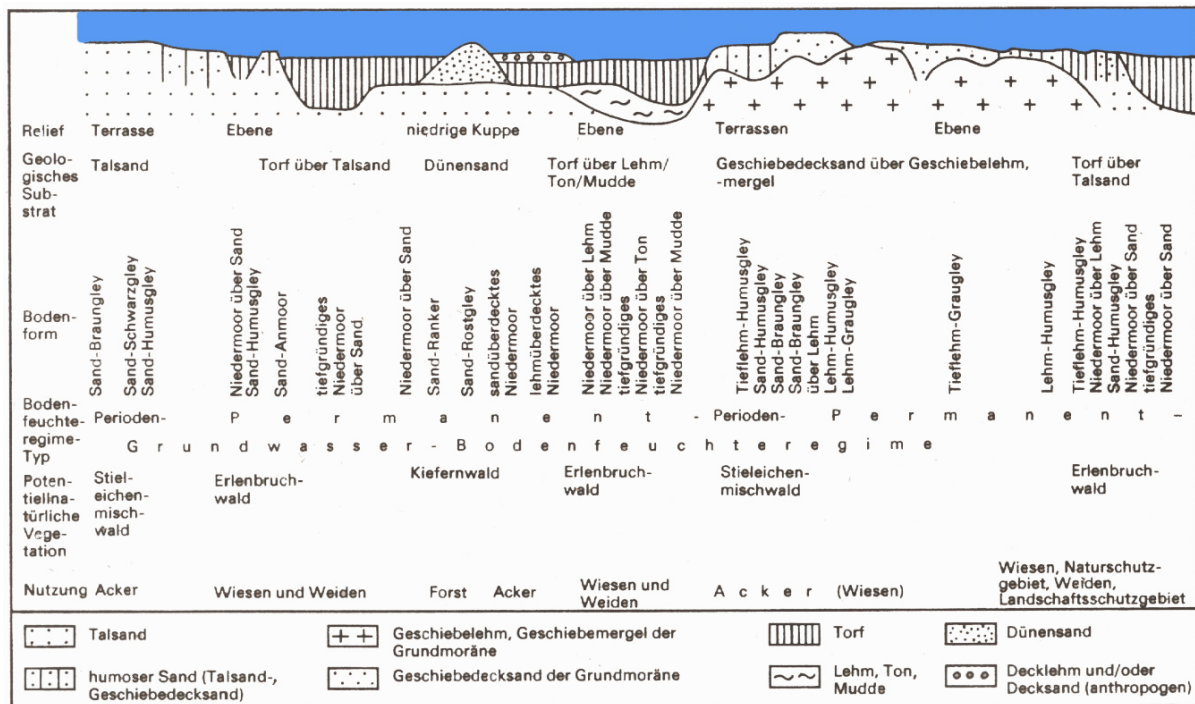


Abb. 5.9: Landschaftsprofil für das Gebiet der Unteren Havel, (Quelle: KRAMM et al. 1989)

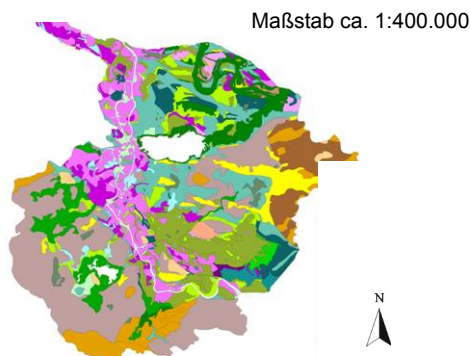


Abb. 5.10: Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Untere Havel (Farberklärung im Text)

So besteht heute ein dichtes Netz von eingedeichten, größtenteils begradigten Vorflutern (Havel, Großer Graben, Rhin, Dosse, Jäglitz). Sie werden durch Stauwerke (z.B. für die Havel Wehr Gnevdsdorf, Wehrgruppe Quitzöbel, Wehr Garz, Wehr Grütz) reguliert und entsprechend dem vom Staubeirat bestimmten Vorgaben die Wasserstände eingestellt. Polderstrukturen nehmen den größten Teil der Niederung (z.B. Polder Vehlgast, Warnau, Flöthgraben, Schafhorst, Großer Graben) ein. Sie verfügen über Einlassbauwerke (Wehre), ein oftmals dichtes Grabensystem, einen Malbusen mit Schöpfwerk.

Eine ausführliche Darstellung des Gewässersystems findet man u.a. bei KRANAWETTREI-

SER 2002, ELLMANN & SCHULZE 2002. Die Abbildung 5.9 zeigt im Profil die landschaftliche Charakteristik des Fokusgebietes.

Der Hauptvorfluter, die Havel, fließt im Fokusgebiet zunächst von Hohennauen in großen Mäandern nach Westen und schlägt ab Schollene in eine Nordrichtung um. Diese behält sie bis nahezu Vehlgest-Kümmernitz bei und verlässt dann das Einzugsgebiet in Richtung Nordwest. Auf diesem Abschnitt gibt es zahlreiche Totarme. Zeitweilig gibt es durch Strom- und Gülper Havel zwei, deutlich begradigte, parallele Abflüsse. Der Havelverlauf ist zu den Poldern hin eingedeicht. Die zwischen den Deichen liegenden Bereiche bilden den eigentlichen Flussauenbereich.

Die Havel nimmt von Osten kommend vier größere Zuflüsse auf. Ganz im Süden bildet der Havelländische Große Hauptkanal über Witzker See, Rhin und Hohennauener See den ersten Zufluss. Nördlich davon, dem Südrand des Rhinower Ländchen zugewandt, fließt über das Hohennauensche Bruch und die Große Grabenniederung der Große Graben südlich von Gülpe in die Gülper Havel. Diese großflächige Niederung ist vollständig ausgepoldert. Nördlich von Gülpe wird über den Gülper See kommend der Rhin zugeführt. Hier erweitert sich die Aue durch den Seerandbereich und das Verlandungsgebiet des Küdden nach Osten.

Später treten die Deiche bis an den kanalisierten Fluss heran und Polder verdrängen die Aue vollständig. Den nördlichsten Zufluss bildet das Dossesystem. Stark kanalisiert und mehrfach umgestaltet ist das Fließsystem der Dosse heute weitestgehend auenlos. Durch Deiche hermetisch abgeriegelt, be- und entwässert die Dosse die zahlreichen Polder im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes. So nimmt die eigentliche Aue nur einen schmalen Saum am Ufer der Havel und um den Gülper See ein. Die anderen Niederungsgebiete sind Polder. Sind die südlichen Niederungsbereiche meist tischeben, so charakterisieren die nördlichen Bereiche deutlich alte, jetzt trockenengefallene Fließsysteme des Urstromtales. Mäanderartig angelegt wechseln hier Rinnen und Sandschüttungen und strukturieren das Relief deutlicher. Im Fokusgebiet Untere Havel findet man das vermutete weitgefächerte Spektrum an Leitböden vor. Dies resultiert aus der glazialen Genese und der Auendynamik, die ein großes Spektrum innerhalb der vorliegenden Substrate und somit eine pedologische Vielfalt hervorgerufen. Das Mosaik baut sich aus den Substraten Sand, Torf und Auenlehm auf. Sie lagern der Genese entsprechend kleinräumig häufig wechselnd, angepasst an morphologische Strukturen der Niederung. Diese ist als Urstromtal durch Talsandterrassen, Talsandinseln und Talsanddünen strukturiert, aber stets aus sandigem Substrat aufgebaut. Lediglich die niederen Lagen sind im Holozän durch Torfaufwachsungen (oberflächennahe Grundwasserstände) und/oder Auenlehmaufschwemmung (Überflutungsraum) überprägt. Zwischen diesen bauen sich mannigfaltige Übergänge auf. Ergänzt wird die Situation an der Unteren Havelniederung durch die Ländchen, die als flächenmäßig kleine, glazial geprägt Einheit ein sandig-lehmiges Substrat (z.T. Geschiebemergel der Grund- und Endmoränen) kennzeichnet. Die Leitböden sind entsprechend durch diese Substrate, aber auch durch das Bodenfeuchteregime differenziert. Es variiert von anhydromorph (Ländchen, Talsanddünen, obere Talsandterrassen) über semihydromorph (Talsandinseln, mittlere Talsandterrassen, Senken und Rinnen) bis zu vollhydromorph (zentrale Auenbereiche, Senken und Rinnen in der Aue), ergänzt und überlagert durch Stauwassereffekte im Geschiebelehm bzw. Auenlehm. Das Spektrum der Leitböden spannt sich demzufolge auf (Abbildung 5.10):

- Fahlerde(Parabraunerde)–Braunerde–Podsol–Bodengesellschaften (*graubraun/braun/orange*–Ländchen) ergänzt durch Pseudogley–Bodengesellschaften (Hohlformen auf den Ländchen)
- Regosol–Podsol–Braunerde–Bodengesellschaften (*gelb*–Talsanddünen)
- Gley–Braunerde–Bodengesellschaften (*blau*–obere und mittlere Talsandterrassen)
- Humusgley–Bodengesellschaften (*hellgrün*–Ebenen, Rinnen und Senken, ehemalige und aktuelle gelegentliche Überflutungsbereiche außerhalb des Elbwassereinflusses, mittlere Lagen)
- Niedermoor–Bodengesellschaften (*grün*–Ebenen, Rinnen und Senken, ehemalige und aktuelle periodische Überflutungsbereiche außerhalb des Elbwassereinflusses, tiefe Höhenlagen)
- Auengley(Vegagley)–Bodengesellschaften ergänzt durch Pseudogleyeffekte (*violett*–ehemalige und aktuelle periodische Überflutungsbereiche der Aue im Elbwassereinflussbereich).

5.2 Aspekte der sozio-ökonomischen Struktur im Haveleinzugsgebiet

Gert Neubert, Klaus Kaden

| | Territorialfläche km ² | Personen je km ² |
|--|--------------------------------------|--------------------------------|
| Brandenburg Kreisfreie Städte | | |
| Brandenburg an der Havel | 229 | 330 |
| Potsdam | 187 | 774 |
| Brandenburg Landkreise | | |
| Barnim | 1 494 | 116 |
| Havelland | 1 717 | 89 |
| Oberhavel | 1 796 | 110 |
| Ostprignitz-Ruppin | 2 509 | 44 |
| Potsdam-Mittelmark | 2 575 | 78 |
| Teltow-Fläming | 2 092 | 77 |
| Uckermark | 3 058 | 47 |
| Sachsen Anhalt Landkreise | | |
| Stendal | 2 423 | 56 |
| Jerichower Land | 1 337 | 73 |
| Mecklenburg-Vorpommern Landkreise | | |
| Mecklenburg-Strelitz | 2 089 | 41 |
| Müritz | 1 713 | 40 |

Tab. 5.2: Größe und Bevölkerungsdichte ausgewählter Landkreise im Haveleinzugsgebiet, Kreise mit bedeutendem Flächenanteil grau markiert (Quelle: Stat. Landesämter)

Am untersuchten Einzugsgebiet der Havel haben die Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Berlin Flächenanteile. Die Landkreise weisen eine landwirtschaftlich–forstwirtschaftlich geprägte Struktur auf. Geringe Besiedlungsdichten sind hier typisch (Tab. 5.2). Lediglich Potsdam und Brandenburg können als größere Städte innerhalb des untersuchten Einzugsbereiches angesehen werden. Es dominiert das ländlich geprägte Bild mit Dörfern und kleinen Ackerbürgerstädten. Dementsprechend stellen sich auch die

Einflüsse auf das Flusssystem der Havel dar. Sie umfassen die Bereiche:

- Landwirtschaft (Entwässerungs- und Bewässerungsmaßnahmen, Nährstoffeintrag)
- Gewässerunterhaltung/ Wasserwirtschaft (Hochwasserschutzmaßnahmen)
- Bundeswasserstraße (Tauchtiefen, Flussquerschnitt, Begradigungen, Deckwerke)

- Trinkwassergewinnung (Nutzung von Uferfiltrat)
- Tourismus (Sportboote, Baden, Angeln)
- Siedlung mit Abwasserbeseitigung (Direkteinleitung, Vorfluter von Kläranlagen)
- Fischerei (Berufsfischerei)
- Kühlwasserentnahme (Erhöhung der Wassertemperatur)
- Naturschutz (Naturschutzgebiet, Landschaftsschutzgebiet, Feuchtgebiet internationaler Bedeutung)

Tab. 5.3: Flächennutzung und Anzahl der Beschäftigten in Wirtschaftszweigen in Brandenburg 2003

| Verwaltungsbezirk | Anteile an der Flächennutzung | | | | | Anteile an den Beschäftigten | | | | |
|--------------------------|-------------------------------|-----------------------------|---------------------------|----------------|--------------------|------------------------------|--|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| | Fläche insgesamt (ha) | Gebäude- und Freifläche (%) | Landwirtschaftsfläche (%) | Waldfläche (%) | Verkehrsfläche (%) | Anzahl insgesamt | Land- und Forstwirtschaft, Fischerei (%) | Produzierendes Gewerbe (%) | Handel, Gastgewerbe und Verkehr (%) | Sonstige Dienstleistungen (%) |
| Kreisfreie Städte | | | | | | | | | | |
| Brandenburg/ Havel | 22877 | 12,34 | 31,80 | 29,01 | 4,45 | 24836 | 0,8 | 28,1 | 20,0 | 51,1 |
| Cottbus | 16423 | 16,76 | 31,70 | 20,03 | 8,57 | 47762 | 0,9 | 11,6 | 22,2 | 65,3 |
| Frankfurt/ Oder | 14761 | 12,28 | 45,16 | 25,80 | 6,74 | 27634 | 0,6 | 13,0 | 18,4 | 68,0 |
| Potsdam | 18729 | 16,92 | 32,62 | 24,67 | 6,94 | 66505 | 0,4 | 9,5 | 17,2 | 72,9 |
| Landkreise | | | | | | | | | | |
| Barnim | 149432 | 5,39 | 36,09 | 46,53 | 3,57 | 40898 | 3,4 | 23,6 | 26,9 | 46,1 |
| Dahme-Spreewald | 226101 | 4,10 | 39,64 | 44,97 | 3,76 | 43759 | 4,0 | 23,8 | 33,7 | 38,5 |
| Elbe-Elster | 188936 | 3,44 | 51,58 | 35,56 | 3,29 | 30329 | 6,3 | 34,8 | 21,0 | 37,8 |
| Havelland | 171680 | 4,98 | 59,51 | 25,54 | 3,77 | 33201 | 5,3 | 29,6 | 27,8 | 37,3 |
| Märkisch-Oderland | 212787 | 5,14 | 63,41 | 22,55 | 3,51 | 43002 | 5,7 | 24,0 | 27,0 | 43,4 |
| Oberhavel | 179552 | 5,58 | 43,23 | 39,60 | 3,51 | 45884 | 3,5 | 31,6 | 23,8 | 42,1 |
| Oberspreewald-Lausitz | 121661 | 5,43 | 35,26 | 36,12 | 4,29 | 35072 | 2,6 | 36,7 | 24,0 | 36,7 |
| Oder Spree | 224249 | 4,65 | 38,38 | 47,59 | 3,34 | 50346 | 3,2 | 31,1 | 26,2 | 39,5 |
| Ostprignitz-Ruppin | 250896 | 2,73 | 55,48 | 33,85 | 3,20 | 31452 | 7,6 | 28,6 | 21,7 | 42,1 |
| Potsdam-Mittelmark | 257498 | 3,80 | 46,98 | 40,28 | 3,83 | 51575 | 5,4 | 24,6 | 29,1 | 40,9 |
| Prignitz | 212329 | 2,89 | 67,92 | 22,66 | 3,11 | 25216 | 6,6 | 28,3 | 24,3 | 40,8 |
| Spree-Neiße | 164787 | 4,38 | 35,69 | 44,82 | 3,72 | 35134 | 3,8 | 48,2 | 18,3 | 29,7 |
| Teltow-Fläming | 209203 | 4,55 | 46,29 | 38,46 | 3,33 | 46771 | 3,8 | 33,2 | 29,2 | 33,8 |
| Uckermark | 305813 | 3,02 | 63,02 | 22,28 | 2,52 | 36124 | 8,3 | 28,9 | 21,7 | 41,1 |
| | | | | | | | | | | |
| Land Brandenburg | 2947714 | 4,40 | 49,62 | 34,93 | 3,49 | 715500 | 3,8 | 26,3 | 24,2 | 45,7 |
| Deutschland | | 6,50 | 53,50 | 29,50 | 4,80 | | | | | |

Es bestehen deutlich konkurrierende Nutzungsansprüche, die Konfliktpotentiale beinhalten. Die Belastungen des Haveleinzugsgebietes und der Havel selbst werden offensichtlich und fordern Regulierungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt. Aus der Größe des Einzugsbereiches und der Bevölkerungskonzentration in Berlin und dessen Umland ergeben sich vor al-

lem Konflikte zwischen Schifffahrt, Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, Tourismus und Naturschutz. Nicht nur Großprojekte, wie das Verkehrsprojekt 17, verdeutlichen diesen Druck. Auch generell bedarf es komplexer Untersuchungen im Einzugsgebiet der Havel, um die zahlreichen Fragestellungen um Wassermengen und Wassergüte im Sinne der Wasser-Rahmenrichtlinie beantworten zu können.

Die sozio-ökonomische Entwicklung im Haveleinzugsgebiet spiegelt in großen Teilen das Spektrum der gesamtbrandenburgischen Entwicklung wieder (Tabelle 5.3). Es fallen augenscheinlich kaum gravierende Unterschiede im Vergleich der Flächennutzung Brandenburgs zum Bundesdurchschnitt auf. Sie sind aber dennoch als erheblich zu bewerten. Der hohe Waldanteil deutet bereits auf extreme Standortbedingungen hin, die im Mitteleuropäischen Tiefland nicht klimabedingt, sondern substratbedingt sind. Dieser hohe Anteil geht zu Lasten der Landwirtschaftsfläche, die in Brandenburg wegen der zum Teil sehr armen Bodenverhältnisse nicht ertragsbringend bewirtschaftet werden könnte.

Die Anteile der Landwirtschaft an der Fläche der Landkreise (Landkreise mit hohem Anteil an der Einzugsgebietsfläche sind grau markiert) schwanken, deutlich wird aber die wesentliche Rolle der Landwirtschaft für die Betrachtung von Maßnahmen im Einzugsgebiet zur Verbesserung der Gewässergüte. Angesichts der Tatsache, dass die Landwirtschaft auch als eine wesentliche Quelle diffuser Nährstoffeinträge ins Gewässersystem betrachtet werden muß, ist es um so wichtiger, sozioökonomische Auswirkungen von vorgeschlagenen Maßnahmen auf die Produktionsbedingungen der brandenburgischen Landwirtschaft in die Untersuchungen einzubeziehen. Verstärkt wird diese Bedeutung durch die Rolle der Landwirtschaft für die Wertschöpfung und Beschäftigungssituation in den ländlichen Räumen. Das verdeutlicht die Tatsache, dass die Landwirtschaft außerhalb des engeren Verflechtungsraumes in Gebieten mit geringen Einkommenschancen, d.h. im Bereich der oberen Havel, des Rhins, der oberen Nuthe und Plane sowie der unteren Havel (Dosse, Jäglitz) mit nunmehr schon langjährigen Arbeitslosenquoten in den Amtsgemeinden von über 20 % ein wesentlicher Arbeitgeber ist. Seit dem Beginn der 90er Jahre ist der landesweite Anteil von ursprünglich 9% immer weiter zurückgegangen. Während in Brandenburg heute durchschnittlich 3,8 % der Beschäftigten in der Landwirtschaft arbeiten (die Werte für die Landkreise liegen bei 3–8 %), muss konstatiert werden, dass bei Betrachtung der Anteile auf Amtsebene für große Teile des Einzugsgebietes Werte über 12 und sogar 18 % Beschäftigtenanteil verzeichnet werden. Maßnahmen, die den Arbeitskräftebedarf in der Landwirtschaft stark reduzieren, setzen beträchtliche Teile der Arbeitskräfte frei, deren Existenz dann bedroht wäre. Die Erhaltung von Arbeitsplätzen in der Land- und Forstwirtschaft bei Nutzung der durch die Berlinnähe günstigen Diversifikationsmöglichkeiten (Landtourismus u.ä.) ist daher prioritäres politisches Ziel und maßgebliches Kriterium für die Bewertung von Landnutzungsänderungen.

Im unmittelbaren Agrarbereich (Pflanzen- und Tierproduktion) waren 2003 im Land Brandenburg – wie auch im Haveleinzugsgebiet – knapp 3 Personen bzw. 1,7 AKE (Vollbeschäftigteneinheit) je 100 ha LF tätig. Eine hohe Wertschöpfung und Beschäftigung weisen neben dem Gartenbau mit Konzentration an der mittleren Havel im Potsdamer Raum und Pferdepensionen (Berlinnähe) besonders Milchvieh haltende Betriebe auf. Da Milchviehhaltung

nebst Gartenbau gleichzeitig eine hohe Produktionsintensität verlangt, sind zusätzlichen Extensivierungsmaßnahmen in Regionen mit stärkerer Konzentration von Milchviehbetrieben, wie z.B. das Hammerfließ (s. Tab. 5.4), besonders enge Grenzen gesetzt bzw. mit größeren Zielkonflikten verbunden.

Tab. 5.4: Betriebsstruktur in Haveleinzugsgebieten (Auswertung InVeKos-Daten 2003)*

| Einzugsgebiet | | Havel, gesamt | Nuthe, gesamt | obere Nuthe | Hammer- fließ | oberer Rhin | unteres Rhinluch |
|--|--------|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|-----------------------------|
| landwirtschaftliche Betriebe | Anz. | 2.005 | 294 | 54 | 21 | 65 | 90 |
| Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) | ha | 475.953 | 80.934 | 20.358 | 9.195 | 13.901 | 22.250 |
| mittlere Betriebsgröße | ha LF | 237 | 275 | 377 | 438 | 214 | 247 |
| Anteil Betriebe > 500 ha LF | % | 13 | 15 | 17 | 33 | 11 | 13 |
| Flächenanteil Betriebe >500 ha LF | % | 69 | 73 | 72 | 95 | 63 | 66 |
| Anteil Grünland an LF | % | 27,2 | 25,4 | 8,2 | 35,6 | 19,9 | 32,8 |
| Anteil Stilllegung am Acker dto. + ökologisch/ extensive Nutzung | % % | 16 24 | 16 22 | 9 9 | 14 15 | 21 28 | 13 15 |
| extensive Nutzung am Grünland | % | 63 | 55 | 49 | 37 | 40 | 69 |
| Stilllegung + ökologisch/ extensive Nutzung an LF | % | 34 | 30 | 13 | 22 | 30 | 33 |
| Anteil Betriebe mit Milchvieh dto. an LF, gesamt | % % | 14 46 | 11 51 | 14 54 | 28 71 | 8 26 | 22 59 |
| Anteil Ackerbauspezialbetriebe dto. an LF, gesamt | % % | 28 19 | 36 21 | 56 39 | 12 1 | 23 22 | 13 5 |
| Anteil ökologisch wirtschaftender Betriebe** dto. an LF, gesamt | % % | 27 15 | 25 10 | 11 1 | 40 4 | 32 9 | 38 15 |

* Die Betriebsstrukturauswertung erfolgte für 61 Teileinzugsgebiete der Havel (ohne Spree)

**inkl. ausschließlich extensiv wirtschaftender Grünlandbetriebe

Auch sind in Regionen mit besseren Böden und starker Konzentration von Ackerbaubetrieben, z.B. obere Nuthe (Niederer Fläming), hohe Opportunitätskosten bei Umwandlung von Ackerland zu Grünland wie bei zusätzlicher Stilllegung und Extensivierung zu beachten.

Insgesamt zeigt die Analyse der landwirtschaftlichen Betriebsstrukturen im Haveleinzugsgebiet eine sehr große räumliche Heterogenität hinsichtlich Betriebsgröße, -typen und Bewirtschaftungsintensität. Im Vergleich zum nationalen Maßstab sehr hoch liegt mit 34 % der Anteil an stillgelegter und mit Einsatzverboten bzw. -begrenzungen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen belegter, ökologisch bzw. extensiv bewirtschafteter Fläche an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche. Das weitere Extensivierungspotential ist dementsprechend vergleichsweise niedrig, im Bereich der oberen Havel (Fürstenberg), Lychener und Templiner Gewässer mit deutlich über 70% nahezu ausgeschöpft. Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität (ohne Abwasserbehandlung) wurden im Einzugsgebiet der Havel mit jährlich ca. 20 Mio. € im Mittel der letzten fünf Jahre vom Land Brandenburg gefördert (Tab. 5.5). Davon entfallen rund 15 Mio.

€/Jahr auf flächenbezogene Agrarumweltmaßnahmen bzw. Ausgleichszahlungen für Einkommenseinbußen durch über die gute fachliche Praxis hinausgehende Bewirtschaftungsauflagen.

Trotz des vergleichsweise hohen Förderniveaus liegt der Anteil von Prämien für umweltgerechte Erzeugung an den gesamten betrieblichen Erträgen im Mittel der landwirtschaftlichen Testbetriebe Brandenburgs nur bei knapp 2 % bzw. nur 5% an den gesamten betrieblichen Erträgen aus Förderungen. Bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben und den überwiegend extensiv wirtschaftenden Mutterkuh- und Schafbetrieben liegen diese Anteile deutlich höher im Bereich von 10 bis 20 % bzw. von 20 bis 40 %.

Tab. 5.5: Förderungen zur Verbesserung der Gewässerqualität im Land Brandenburg im Bereich Landnutzung, Gewässerbewirtschaftung ohne Abwasser (Förderperiode 2000...06)

| Fördergegenstand, -richtlinie | Fördergrundlage | seit | Fördermittel 2000-2004 (Mio. €) | |
|---|-----------------|------|------------------------------------|-------------------|
| | | | gesamt | darunter Havel |
| Agrarentwicklungsplanung | EAGFL | 2002 | 1,2 | 0,3 |
| Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes | EAGFL | 2002 | 29,9 | 5,7 |
| Sanierung naturnaher Gewässer | Land | 1991 | 3,2 | 1 |
| Naturschutzgroß- und Gewässerrandstreifenprojekte | Bund | 1993 | 72,7 | 14,2** |
| EU-LIFE Natur , Umwelt (Projekt Stechlin) | EU-LIVE | 2001 | 2 | 2 |
| Agrarumweltmaßnahmen (KULAP)* | EAGFL | 1992 | 183 | 66 |
| Ausgleichszahlungen Natura 2000 (Art. 16)* | EAGFL | 2000 | 7,4 | 2 |
| Vertragsnaturschutz* | Land | 1991 | 19,4 | 5 |
| gesamt (ohne Forstmaßnahmen) | | | 318,8 | 96,2 |
| Erstaufforstung | GAK | 1992 | 5,3 | 2 |
| Waldumbau | GAK | 1992 | 26,8 | 9 |
| gesamt | | | 350,9 | 107,2 |

* nur flächenbezogene Maßnahmen mit Effekten **ab 2005 weitere zwei Projekte mit 26,7 Mio. €

Mit den im Rahmen der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) beschlossenen Regelungen (VO (EG) 1782/03 ff, ELER-VO) wurden bzw. werden zunächst bis 2013 z. T. stark veränderte Rahmenbedingungen für Landwirtschaft gesetzt. Für die Umsetzung der EU-WRRL und die vorliegende Untersuchungen sind folgende Aspekte von besonderer Relevanz:

- Die entkoppelte Betriebsprämie – ab 2013 in Form einer je Bundesland einheitlichen LF-Prämie (etwa 293 €/ha Acker- und Grünland für Land Brandenburg) – anstelle der verfahrensbezogenen Tier- und Grande Cultures Prämien ermöglicht eine Nutzungsänderung von Acker- zu Grünland oder die Änderung der Anbaustruktur (außer Dauerkulturen) auf dem Acker ohne Prämienverlust und begünstigt gegenüber dem Status Quo vornehmlich das Grünland bzw. grünlandreiche Betriebe mit Pferdehaltung oder geringem Besatz an Rindern und Schafen, d.h. Betriebe mit extensiver Grünlandnutzung.

- Mit dem zeitweiligen Herausnehmen von Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung bei Sicherung einer Mindestpflege (Mulchen) besteht für Ackerland eine nunmehr betrieblich unbegrenzte (bisher max. 33 % Stilllegung) und für Grünland eine neue Nutzungsalternative ohne Verlust o. g. LF-Prämie. Dementsprechend ist künftig (Entwicklungsrahmen) von einem höherem Anteil stillgelegter bzw. zeitweilig aus der Nutzung genommener Ackerfläche auszugehen. Die Mindestpflege von Grünlandflächen kann entsprechende Agrarumweltmaßnahmen ersetzen und ist als eine künftige Bewirtschaftungsmaßnahme in größerem, wenn auch schwer einzuschätzenden Umfang zu berücksichtigen.
- Die Cross Compliance-Regelungen setzen einen geringfügig höheren, jedoch verbindlicheren Umweltstandard an die Nutzung und Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Dies lässt zumindest eine höhere Sicherheit für die Erhaltung der bestehenden Umwelteffekte, teilweise auch die Einsparung von gesellschaftlichen Opportunitätskosten (s. o.) entstehen.

Als zweite wichtige Quelle für Nährstoffeinträge ins Gewässersystem wird die Siedlungswasserwirtschaft angesehen. Im Untersuchungsgebiet wurden in den letzten 15 Jahren enorme Anstrengungen beim Ausbau der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur unternommen, um den hohen Standard der Abwasserbehandlung der alten Bundesländer zu erreichen. Dazu wurden zahlreiche Kläranlagen neu errichtet bzw. grundlegend saniert. Durch den heute existierenden großen Anteil von Anlagen auf dem neuesten technischen Stand wird ein sehr hoher Nährstoffreinigungsgrad im Gesamtgebiet erreicht. Dieser beträgt für Kläranlagen der Größenklasse (GK) 4 und 5 durchschnittlich 84 % für Gesamtstickstoff bzw. 95 % für Gesamtphosphor und liegt damit deutschlandweit mit an der Spitze (ATV-DVWK 2004). Besonders interessant ist, dass nicht nur die Anlagen der GK 4 und 5 mit einer erweiterten Phosphorelimination ausgestattet sind (vgl. Tabelle 5.6), obwohl dies nur für diese Anlagen gesetzlich vorgeschrieben ist (Bundesgesetzblatt 2004).

Tab. 5.6: Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Größenklassen

| GK | Anzahl der KA | | angeschloss. EWZ | |
|-------|---------------|-------------|------------------|-------------|
| | absolut | relativ [%] | absolut | relativ [%] |
| 1 | 34 | 31,8 | 9.869 | 0,7 |
| 2 | 25 | 23,4 | 38.090 | 2,7 |
| 3 | 12 | 11,2 | 62.577 | 4,4 |
| 4 | 31 | 29,0 | 489.919 | 34,5 |
| 5 | 5 | 4,7 | 770.691 | 54,3 |
| KKA | | | 49.073 | 3,5 |
| Summe | 107 | 100,0 | 1.420.219 | 100,0 |

Tab. 5.7: Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Reinigungsart

| Reinigungsverfahren | Anzahl der KA | | angeschlossene EWZ | |
|-----------------------------------|---------------|-------------|--------------------|-------------|
| | absolut | relativ [%] | absolut | relativ [%] |
| Mechanisch | 1 | 0,9 | 322 | 0,02 |
| Mech.-biologisch | 32 | 29,9 | 24.372 | 1,7 |
| Mech.-biolog. mit N-Elimination | 29 | 27,1 | 63.523 | 4,5 |
| Mech.-biolog. mit P/N-Elimination | 45 | 42,1 | 1.282.929 | 90,3 |
| sonstige KKA | | | 49.073 | 3,5 |
| Summe | 107 | 100,0 | 1.420.219 | 100,0 |

Allerdings sind viele der errichteten Anlagen überdimensioniert, da während der Planung die Entwicklungen im Gebiet nicht richtig eingeschätzt wurden. Vor allem der heute viel geringere Wasserverbrauch und die zurückgehenden Bevölkerungszahlen gegenüber dem Stand von 1989 bewirken eine schlechte Auslastung der Anlagen. Im Untersuchungsgebiet sind fast zwei Drittel aller Anlagen nur zu maximal 75 % ausgelastet, mehr als ein Viertel sogar zu weniger als 50 %. Besonders charakteristisch für die Situation im Untersuchungsgebiet ist auch der relativ große Anteil an Haushalten, besonders in den nördlichen und südwestlichen Teilen des Untersuchungsgebietes, deren Abwasser mobil entsorgt wird bzw. die an eine Kleinkläranlage (KKA) angeschlossen sind (vgl. Tabelle 5.6).

Ebenso wie die Kläranlagen wurde auch das Kanalisationsnetz seit 1990 erneuert und stark ausgebaut. Insgesamt vergrößerte sich dadurch allein das Kanalisationsnetz Brandenburgs von ca. 5.400 km auf 14.000 km um das 2,6-fache (MLUR 2004). Da traditionell im Norden Deutschlands Trennkanalisation vorherrscht und der Neubau auch überwiegend als Trennkanalisation erfolgte, liegt der Anteil der Mischkanalisation im Untersuchungsgebiet bei etwa 5 % mit fallender Tendenz. Damit ist der Eintrag von Nährstoffen über Mischkanalisationsentlastungen auf wenige Teileinzugsgebiete beschränkt. Nur in den Städten Potsdam (14 %), Brandenburg (18 %) und Treuenbrietzen (20 %) gibt es einen relevanten Kanalisationsanteil, welcher im Mischsystem ausgeführt ist. Entsprechend ist auch der Ausbaugrad der Misch- und Regenwasserbehandlung sehr gering. Die Recherche ergab insgesamt 6 Regenbecken für das gesamte Untersuchungsgebiet, zu denen aber keine näheren Informationen verfügbar waren.

Die Stoffeinträge im Untersuchungsgebiet werden entscheidend von den Einträgen aus dem Land Berlin dominiert (OPPERMANN et al. 2003, BEHRENDT et al. 2002, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001a). Viele der Berliner Großkläranlagen liegen auf Brandenburger Gebiet und behandeln sowohl Berliner als auch Brandenburger Abwasser mit. Die zwei direkt ins Untersuchungsgebiet einleitenden Kläranlagen Wansdorf und Schönerlinde behandeln die Abwässer von ca. 47 % aller Einwohner im Untersuchungsgebiet.

6 Untersuchte Prozesse, Daten und Methoden zu ihrer Beschreibung

6.1 Modellkonzept des bewirtschaftungsrelevanten Systems im Havelverbundprojekt

Jochen Schanze, Markus Biegel

Die Analyse der Wirkungszusammenhänge zwischen den Nutzungen eines Einzugsgebietes und dem Zustand von Gewässern erfordert die Betrachtung einer Vielzahl von Prozessen, Strukturen und Organismen. Diese lassen sich (bisher) nicht mit einem einzigen methodischen Ansatz abbilden. Vielmehr ist eine geeignete Kombination verschiedener Methoden notwendig, die eine ganzheitliche Abbildung des relevanten Systems erlauben. Zur Identifizierung der signifikanten Belastungen kommt es dabei darauf an, dass die anthropogenen Einwirkungen und die Auswirkungen in den Gewässern unterschieden werden.

Für diese Fragestellung wurde von SCHANZE (2000, 2006) die Beschreibung konzeptioneller Systemmodelle vorgeschlagen und erprobt. Im Gegensatz zu operablen Simulationsmodellen (z.B. GRÜTZNER ET AL. 1995: 191, BACCINI & BADER 1996: 80, LESER 1997: 101) bezieht sich diese Art von Modell auf die prinzipiellen Wirkungen und die zu deren Abbildung verwendeten Methoden. Diese Vorgehensweise ist im BMBF-Verbundvorhaben für die Havel unter Beteiligung der Projektpartner für die mengen- und nährstoffliche Bewirtschaftung des Flussgebiets der Havel übertragen worden. Das für diese Aufgabe entstandene Systemmodell für das Flussgebiet der Havel enthält Abbildung 6.1. Es bezieht sich auf einen generellen Abschnitt des Flusses mit seinem Direkteinzugsgebiet.

Im Zentrum sind die Gewässer- bzw. Qualitätskomponenten gemäß Anhang V WRRL angeordnet. In der oberen Hälfte der Darstellung werden die Wasserströme, in der unteren Hälfte die Stoffströme beschrieben. Wenngleich die zugrunde liegenden Prozesse von Wassermenge und Stoffen überwiegend eng miteinander gekoppelt sind, erlaubt die getrennte Darstellung eine höhere Auflösung in Bezug auf die anthropogenen Einwirkungen und dahingehende Handlungsoptionen. Zudem kann den unterschiedlichen Prozesskenntnissen und methodischen Ansätzen bei Wassermengen und Stoffen stärker Rechnung getragen werden.

In der Abbildung werden von oben und unten in den jeweils äußersten Zeilen die anthropogenen Nutzungen benannt, die auf die Wasser- bzw. Stoffströme einwirken. Die nach innen folgenden Zeilen bezeichnen die beeinflussten wasserhaushaltlichen Größen, die zugleich Parameter von Methoden bzw. Modellen sind. In den nächsten Zeilen sind die verwendeten und konzeptionell gekoppelten Untersuchungsansätze aufgeführt. Die Zeilen zwischen den Methoden bzw. Modellen und den Gewässerkomponenten repräsentieren die simulierten Wirkungen auf die Gewässer. Bei den angegebenen Größen handelt es sich zumeist um (Ergebnis-) Variablen der Untersuchungsansätze bzw. Variablen des Systems. Für die Prozesse in den Gewässern sind die angewandten Methoden und die damit berechneten Systemvariablen unmittelbar bei den Gewässerkomponenten angegeben.

Der mengenmäßige Niederschlags-Abfluss-Prozess in den ruralen Gebieten wird mit den Modellen ArcEGMO, WASIM-ETH und SWIM abgebildet. Die mehrfache Berechnung ergibt sich aus der Tatsache, dass ArcEGMO speziell für die hydrologischen Fragen, WASIM-ETH für die Kopplung mit dem Grundwassermodell und SWIM für die Simulation von Nährstoffeinträgen und -transport eingesetzt wurden. Als Grundwassermodell dient MODFLOW. Einleitungen und Entnahmen sind über Messdaten einbezogen worden. Für die oberirdischen und siedlungswasserwirtschaftlichen Abflüsse aus den urbanen Gebieten wurde das Modell ArcEGMO-URBAN entwickelt.

Das mengenbezogene Routing in den Fließgewässern erfolgte mit ArcEGMO und SWIM. Die für das Flussgebietsmanagement nach Wasserrahmenrichtlinie eigentlich nicht relevanten, durch das August-Hochwasser 2002 dennoch notwendigen Wasserspiegellagen sind mit HEC-RAS berechnet worden.

Für die Abbildung der Stoffströme von Stickstoff und Phosphor diente in den ruralen Gebieten SWIM, in den urbanen Gebieten ArcEGMO-URBAN. Für das stoffbezogene Routing in den kleinen Fließgewässern ist ebenfalls SWIM verwendet worden. ArcEGMO-URBAN ist demgegenüber ein rein emissionsseitiges Modell. Für den Stofftransport in der Havel mit ihrer besonderen Charakteristik als Tieflandfluss wurde das Modell TRAM konzipiert.

Zusätzlich zu diesen Modellen kamen eine Reihe anderer Methoden zum Einsatz. Hierzu gehörten paläolimnologische Erhebungen in der Havel und Havelseen, Analysen der Nährstoffretention und -remobilisation in Sedimenten sowie Kartierungen der Gewässerstrukturgüte nach LAWA. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Modelle und Methoden enthält Kapitel 6.3.

Wichtigste anthropogene Einwirkungen und zugleich Ansatzpunkte für Handlungsoptionen in ruralen Gebieten sind die Entwässerung von Flächen mit Bodennutzungen sowie die Entnahme von Oberflächenwasser bzw. Entnahme oder Absenkung von Grundwasser. In den urbanen Gebieten stehen die Entwässerung von versiegelten Flächen sowie die Ableitung von Schmutzwasser im Vordergrund. Der Ausbau der Gewässer beeinflusst die Gewässermorphologie. Die Einwirkungen dieser Gewässernutzungen sind über die in Abbildung 6.1 allgemein angegebenen Kenngrößen parametrisiert worden. Daran anschließend konnten die Auswirkungen des Ist-Zustandes oder der Bewirtschaftungsszenarios mittels der zuvor genannten Modelle, teilweise in Ketten lose gekoppelter Modellen, abgeschätzt werden. Wichtige Ketten für den mengenmäßigen Abfluss waren die Modelle WASIM-ETH – MODFLOW für den oberirdischen und unterirdischen Abfluss in ruralen Gebieten sowie ArcEGMO-URBAN – ArcEGMO für den ober- und unterirdischen Abfluss von urbanen Gebieten in die Fließgewässer. Bezüglich der Stoffstrom ergab sich eine Kette von ArcEGMO-URBAN – SWIM – TRAM.

Angesichts des hohen Parametrisierungsaufwandes für einzelne Inputgrößen (z.B. Lage und Merkmale der wasserwirtschaftlichen Bauwerke) konnten nicht alle Effekte auf derselben Raumebene und für das gesamte Einzugsgebiet untersucht werden. Auch deshalb kam das Prinzip der genesteten Raumebenen zur Anwendung (vgl. Kapitel 4), das zunächst die Untersuchung von Wirkungszusammenhängen auf kleiner räumlicher Ebene ermöglicht und anschließend eine Aggregation von Informationen auf höherer Ebene zulässt. Mit welchen Modellen auf den jeweiligen Raumebenen modelliert wurde, zeigen die Tabellen 4.1 und 9.2.

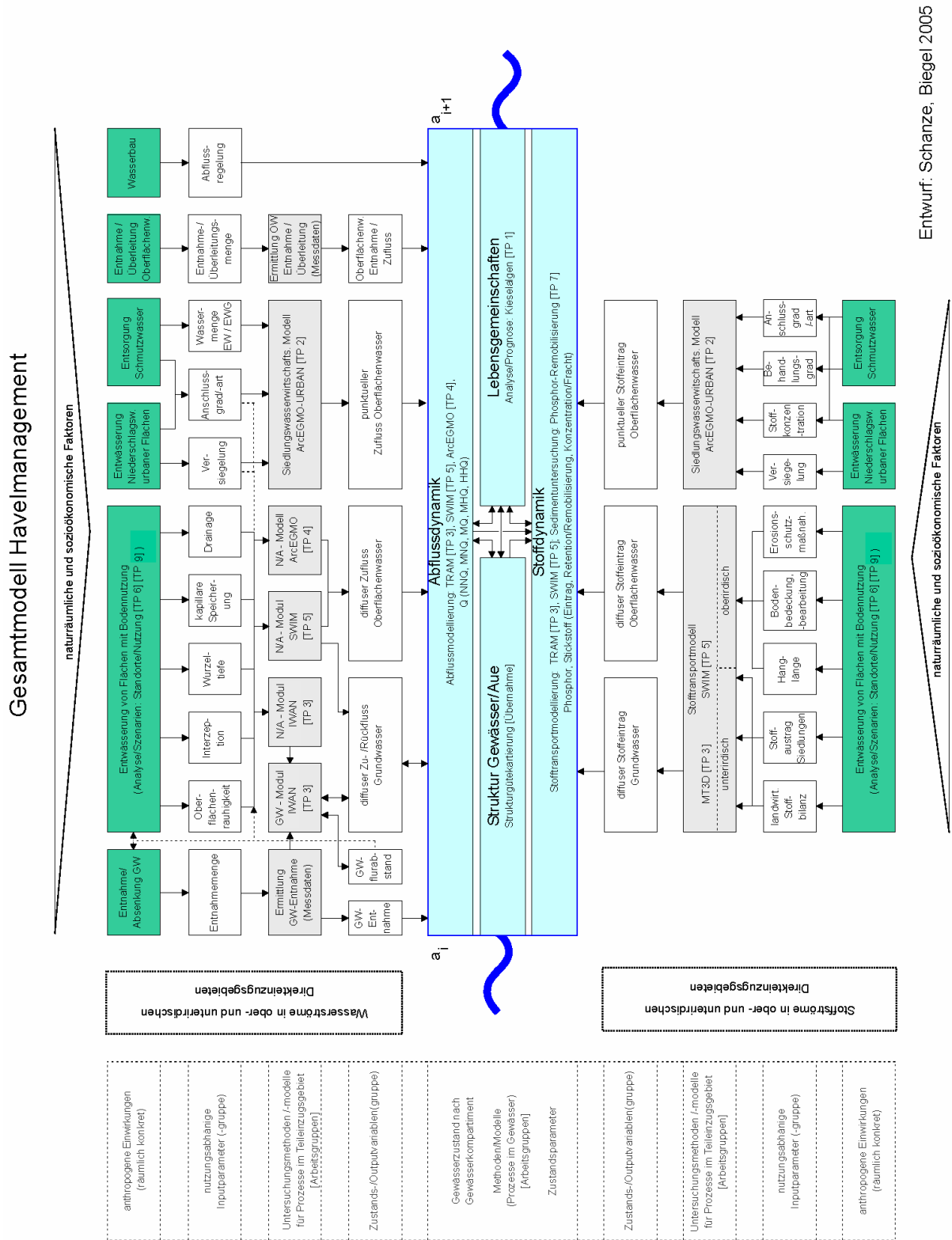


Abb. 6.1: Konzeptionelles Systemmodell des Zusammenspiels der im Projekt untersuchten Einwirkungen, Parameter und Prozesse

6.2 Datengrundlagen im Havelverbundprojekt

Sibylle Itzerott, Klaus Kaden

Für die Parametrisierung der Modelle waren zahlreiche Grundlagendaten notwendig, die zum Teil selbst erhoben, zum größten Teil jedoch aus bereits existierenden Datenbanken und Kartenwerken entnommen wurden. Dabei richtete sich das Augenmerk der Bearbeiter darauf, möglichst allgemein verfügbare Daten als Grundlage für die Untersuchungen zu verwenden, um für die Zukunft die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse und die Weiterverwendbarkeit der Modelle nach amtlichen Datenaktualisierungen zu sichern.

6.2.1 Allgemein verfügbare Grundlagendaten

Digitales Landschaftsmodell des Landes Brandenburg (ATKIS DLM)

ATKIS[®], das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem, ist ein Gemeinschaftsprojekt der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland. Es hat die Aufgabe, rechnergestützte Anwendungen digitaler Modelle der Landschaft unter Benutzung standardisierter Regeln, Verfahren und Schnittstellen anzubieten. Aus dem Basis-DLM dieses Informationssystems standen im Projekt die Vektordaten der Objektbereiche Siedlung, Verkehr und Gewässer zur Verfügung, die zur Erzeugung der detaillierten Information zu den urbanen Flächennutzung genutzt wurden. Auch die Daten über die Verwaltungsgrenzen (Gemeinden) der Jahre 1990, 1997 und 2001, die dazugehörigen Einwohnerzahlen und Informationen zu Anschlussgraden an die Kanalisation, dem Kanalisationsverfahren und den Kläranlagen standen so zur Verfügung. Außerdem wurde dem Basis-DLM die Karte der Schutzgebiete im Untersuchungsgebiet entnommen.

Biotop- und Landnutzungstypenkarte der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Berlin

Auf Basis von Color-Infrarot-Luftbildern der gesamten Landesfläche aus den Jahren 1991 bis 1993 im Maßstab 1:10.000 und einem Kartierschlüssel zur Biotoptypenkartierung (1995) liegt eine digitale Biotop- und Nutzungstypenkarte mit über 100 Typen und mehr als 500.000 Polygonen als Vektordatensatz für das Land Brandenburg vor. Die in den angrenzenden Ländern auf gleicher Datengrundlage und mit leicht abgewandelten Kartierschlüsseln vorliegenden Biotop- und Nutzungstypenkartierungen wurden hinsichtlich der im Projekt benötigten Unterscheidungsgenauigkeit der Einheiten an die Kartierung Brandenburgs angepasst. Diese Kartierung bildet die Grundlage für die den Modellen zugrundeliegenden Flächennutzungskarten. Auf Basis der Biotop- und Nutzungstypenkartierung wurde auch eine Karte der Versiegelung für ArcEGMO-URBAN erzeugt.

Corine Landuse Cover 1990 (CLC90)

Auf der Basis von Landsat-TM Daten der Jahre 1990 bis 1992 wurde in einem EU-weit einheitlichen Kartierschlüssel im Maßstab von 1:100.000 die visuelle Abgrenzung von 44 Landnutzungstypen vorgenommen. Im vorliegenden Vektordatensatz ist die kleinste dargestellte Nutzungseinheit mindestens 25ha groß. Die Daten wurden für die Gebiete des Untersuchungsraumes genutzt, in denen keine Biotop- und Landnutzungstypenkartierung auf

chungsraumes genutzt, in denen keine Biotop- und Landnutzungstypenkartierung auf CIR-Basis vorlag.

Bodenübersichtskarte 1 : 300 000 (BÜK300) des Landes Brandenburg

Die Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg stand in der Attributierung und räumlichen Abgrenzung der 99 Blattlegendeneinheiten (Vektordatensatz) zur Verfügung. Blattlegendeneinheiten setzen sich aus einer unterschiedlichen Anzahl und Dominanz von Generallegendeneinheiten (untere Kartierebene) zusammen, die wiederum eine weitgehend einheitliche Substratgenese, Substratschichtung und Pedogenese aufweisen. Während jeder Generallegendeneinheit eine dominierende Flächenbodenform zugeordnet ist, musste die in der Modellierung benötigte Zuweisung der Leitbodenform auf der Ebene der Blattlegendeneinheit im Projekt geleistet werden. Das erfolgte durch die Bearbeiter Kaden und Itzerott auf Basis der Kenntnis bodenkundlicher und naturräumlicher Zusammenhänge über Substratgenese, -schichtung und Bodenentwicklung, indem die in der Datenbank des LGRB verankerten Flächenbodenformen geprüft und den Blattlegendeneinheiten die nach Flächenanteil und Repräsentanz der Charakteristik der Legendeneinheit dominierende zugewiesen wurde. Der Flächenbodenformen-Datenbank des LGRB wurden die Eigenschaften der Leitbodenformen entnommen, die durch die Modelle gefordert werden. Sie wurden in einer modellspezifischen Eigenschaftsdatenbank der Leitböden zur Verfügung gestellt.

Der BÜK300 liegen neben Spezialkartenwerken weitgehend flächendeckend die Geologische Karte 1:25.000, die Bodenschätzungskarte 1:10.000 bzw. 1:25.000 sowie die MMK 1:100.000 zugrunde. Die BÜK300 bildet die Grundlage für die Einordnung der Landschaftseinheiten des Einzugsgebietes bezüglich der Bodenausstattung.

Karte der oberirdischen Einzugsgebiete im Einzugsgebiet der Havel und hierarchische Gliederung der WRRL-relevanten Gewässer

Auf der Basis der Topographischen Karte 1:10.000 sind anhand der Höhenlinien und des Anschlusses an das Gewässernetz die oberirdischen Einzugsgebiete der Stand- und Fließgewässer kartiert und durch das Landesumweltamt als Vektordatensatz zur Verfügung gestellt. Binneneinzugsgebiete wurden als Spezialform ausgewiesen. Bei unklarer Zuordnung zum oberirdischen Einzugsgebiet wurde die Information zur Abgrenzung der unterirdischen Einzugsgebiete ergänzend genutzt. Stand die TK10 nicht zur Verfügung, wurde auf die TK25 zurückgegriffen. Unter Verwendung der 10stelligen Kennzahl des Einzugsgebietes bzw. der 9stelligen Gewässerkennzahl können die Einzugsgebiete der Havel und ihrer Zuflüsse in Teileinzugsgebiete gegliedert werden. Im Zusammenhang mit der Abgrenzung der Einzugsgebiete erfolgte die hierarchische Ausweisung der WRRL-relevanten Gewässer, die die Grundlage für das Gewässernetz in ArcEGMO darstellt.

Digitales Geländemodell des Landes Brandenburg – DGM25/DGM50

Das DGM25 des Landes Brandenburg liegt als Rasterdatensatz mit einer Rasterpunktgröße von 25 m vor. Es wurde durch Digitalisierung von Höhenlinien der TK25 AS (10 m-, 5 m-, 2,5 m-, 1,25 m-Isolinien), markanten Höhenpunkten, Uferlinien und Böschungen > 3 m im offenen Gelände sowie durch photogrammetrische Stereoauswertung von Luftbildern erstellt. Für die Anteile am Untersuchungsgebiet, die zu Sachsen-Anhalt gehören, konnte ebenfalls

das DGM25 genutzt werden. Für die Bereiche auf dem Gebiet des Landes Mecklenburg-Vorpommern wurde auf die Informationen des DGM50 des Landes Brandenburg zurückgegriffen, die wegen des größeren Blattschnitts der TK50 in diesem Bereich noch vorliegt. Das DGM50 wird aus dem DGM25 abgeleitet, indem nur jeder zweite Höhenpunkt in jeder zweiten Gitterzeile gespeichert wird.

Grundwasserflurabstandskarte des Landes Brandenburg

Aus den GW-Messdaten des LUA Brandenburg wurden die Angaben des Grundwasserstandes in Meter über NN für den oberen Grundwasserleiter an 1320 Messpunkten genutzt. Eine detaillierte Information darüber, wie aus den gemessenen Daten Angaben zum Grundwasserstand in NN werden, liegt nicht vor. Es handelt sich um den mittleren GW-Stand, nicht um eine Angabe zu einem Stichtag. Mittels Interpolation (external Drift Kriging) zwischen diesen 1320 Punkten wurde unter zusätzlicher Verwendung von Stützstellen, die durch Oberflächenwasser (GFA = 0) oder sehr nahes Grundwasser (Feuchtgebiet; GFA < 0,5) gekennzeichnet sind und für die der Grundwasserstandswert entsprechend der Höhenlage der Geländeoberfläche im DGM25 vergeben wurde, die GW-Standskarte berechnet. Durch Differenzbildung zum DGM25 wird daraus die GW-Flurabstandskarte im 25 m-Raster (Rasterdatensatz) errechnet. Bezüglich des Vorgehens muss betont werden, dass das Augenmerk bei der Erstellung der Karte hauptsächlich auf der korrekten Wiedergabe der grundwassernahen Standorte (GFA < 2 m) lag. Grundwasserstände in grundwasserfernen Gebieten können dadurch fehlerhaft sein. Die Bearbeitung erfolgte durch Herrn Dr. Zebisch (TU Berlin).

Flurübersichtskarte des Landes Brandenburg

Zur Bearbeitung von Fragestellungen zur Bodengüte und zur Auswirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen wurde die Karte der Flurgrenzen herangezogen, um den Verschnitt mit InVeKos-Daten bzw. Bodenwertzahlen zu vollziehen. Die Flurübersichtskarte wurde vom LVL Brandenburg zur Verfügung gestellt. Von dort erhielten die Bearbeiter auch Informationen über die Düngepraxis in der Landwirtschaft und den finanziellen Umfang der im Land Brandenburg gezahlten Fördergelder in der Landwirtschaft.

Topographische Karte 1:10.000 der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Berlin

Für spezielle Erfassungen von Landschaftselementen in einzelnen Teilprojekten wurden die Topographische Karte 1:10.000 (TK10) herangezogen, die flächendeckend für das Untersuchungsgebiet vorlag.

Zeitreihendaten des Deutschen Wetterdienstes zur Meteorologie

Zur Implementierung meteorologischer Daten in die Modelle wurden eine Zeitreihe von 100 Stationen im Untersuchungsgebiet und dessen Umgebung für die Jahre 1951 bis 2000 vom DWD zur Verfügung gestellt. Diese Zeitreihen wurden im Rahmen des GLOWA-Elbe Projektes (OPPERMANN et al. 2003) aufbereitet und geprüft. Für das Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 44 Stationen ausgewählt und für alle Modellierungen einheitlich die Daten der Jahre 1988 bis 2000 verwendet, um den Istzustand zu beschreiben. Für die Szenarienrech-

nungen, die die Jahre 2003 bis 2015 betrachten, wurden ebenfalls die Daten der Jahre 1988 bis 2000 als meteorologische Eingangsdaten verwendet.

Zeitreihendaten und Datenbankauszüge der Landesbehörden für Umwelt

Für ausgewählte Oberflächen- und Grundwasserpegel standen aus den Messnetzen des Landes hydrologische (Wasserstand und Durchfluss) und gewässerchemische Zeitreihendaten zur Verfügung, die zur Kalibrierung der Modelle genutzt wurden. Leider nicht flächenhaft für das gesamte Untersuchungsgebiet lagen baubeschreibende und Verortungsdaten der wasserwirtschaftlichen Bauwerke vor. Daten dieser Art konnten nur für einen Teil des Nuth-Einzugsgebietes erhoben und genutzt werden, um mit ArcEGMO den Einfluss wasserwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt zu untersuchen. Außerdem lagen für die Verwendung in ArcEGMO-URBAN für alle öffentlichen Kläranlagen größer 300 EGW Informationen zur Lage, dem Aufbereitungsverfahren, der Ausbaugröße, der Jahresschmutzwassermenge und teilweise der Fremdwassermenge sowie den mittleren Ablaufkonzentrationen für TN und TP vor. Darüber hinaus war für Brandenburg eine Liste aller industriellen Direkt-einleiter mit Branchen und jährlichen Einleitmengen vorhanden.

Bildliche Darstellungen der Grundlagendaten befinden sich im Havel-DSS.

6.2.2 Spezifik der Erfassung landwirtschaftlicher Flächennutzung mit Fernerkundungsdaten

Zur Charakteristik der Hydrotupe, der homogenen Modelleinheiten, werden in den Modellen SWIM und ArcEGMO die Flächennutzung, die Bodenausstattung und die Zugehörigkeit zum Teileinzugsgebiet herangezogen. Während es sich beim Boden um eine statische Komponente handelt, die durch Kartierungen einmalig erfasst werden kann, besitzt die Flächennutzung weitgehend statische Elemente (Nutzungstypen Gewässer, Wald, Siedlung) und hochdynamische Elemente (jährlicher Wechsel der Fruchtart auf jedem Acker). Da die Landwirtschaft als eine der bedeutenden Quellen für einen Nährstoffeintrag ins Ökosystem angesehen wird, ergibt sich die Notwendigkeit, die Verteilung der Ackerfrüchte im Modellzeitraum in großer räumlicher Differenziertheit und hoher zeitlicher Auflösung als Parameter in die Modellierung einfließen zu lassen. Es stellte sich die Aufgabe, diese Angaben für das Gesamtgebiet zu gewinnen. Derzeit gehen Landnutzungsinformationen lediglich als statische Beschreibung ins Modellsystem ein (CORINE Land Cover, Biotoptypen- und Landnutzungskartierung der Länder auf Basis von Color-Infrarot-Bildern). Fruchtfolgen werden bestenfalls auf Grundlage von Zufallsgeneratoren integriert. Angesichts der für jede Fruchtart spezifischen und voneinander sehr unterschiedlichen Düngemittelmengen und -zeitpunkte ist dies für eine exakte Analyse der Stoffeinträge unbefriedigend. Während die Klassifizierung von Fruchtarten aus Fernerkundungsdaten für kleinere Testgebiete und einzelne Anbaujahre auf Basis von ground truth Informationen schon mehrfach gelungen ist, wurde eine universale Lösung für große Einzugsgebiete und ohne die Kenntnis von Anbauinformationen auf Beispielflächen noch nicht gefunden.

Für die Klassifizierung der Anbaukulturen im Ackerbau ohne räumlich konkrete Anbauinformation wurde ein Verfahren entwickelt, das die Potenzen der Fernerkundung, resultierend aus der hohen räumlichen Auflösung und der wiederholten zeitgleichen Abbildung großer Landschaftsausschnitte, nutzt. Steht eine große Anzahl von Satellitenszenen zur Verfügung, die das gleiche Gebiet über einen langen Zeitraum zu verschiedensten Phasen der phänologischen Entwicklung abbildet, erlaubt das die Analyse des Spektralverhaltens von Ackerkulturen in jedem phänologischen Zustand und damit die Unterscheidung von Kulturen. Das mündet in die Erstellung von spektralen Normkurven der phänologischen Entwicklung der Pflanze. Diese Kurven verknüpfen jeden phänologischen Zustand einer Kultur im Laufe des Wachstums- und Reifeprozesses mit der typischen Spektralinformation. Selbstverständlich sind in dieser Phase des Lösungsweges konkrete Anbauinformationen notwendig. Sind die Normkurven jedoch erzeugt, bedarf es dieser Art von Daten nur noch zur Gütekontrolle.

Die Entwicklung der Standardkurven beruht auf einer Zeitreihe von 35 Landsat-TM Szenen aus den Jahren 1987 bis 2002. Für alle Szenen wurde eine atmosphärische und eine geometrische Korrektur vorangestellt, um die tatsächliche Spektralinformation der Ackerflächen nutzen zu können.

Das Wachstum der Pflanze wird wesentlich vom Bodentyp und seiner Wasserverfügbarkeit sowie von den Witterungsbedingungen während Wachstum und Reife beeinflusst. Das führt zu Verfrühungen oder Verspätungen der Entwicklung gegenüber der langjährig beobachteten mittleren. Um bei der Entwicklung von für das gesamte Havelgebiet gültigen Kurven diese Einflüsse zu eliminieren, wurden Anbauinformationen aus verschiedenen Bodenregionen des Gebietes herangezogen und jedes Satellitenbild hinsichtlich der dargestellten phänologischen Zustände zeitlich genau eingeordnet. Das wurde mit der Verwendung von Anbauinformation von 6 Agrarbetrieben (zusammen etwa 400 Ackerflächen) und den Daten der phänologischen Beobachtung von Ackerkulturen durch den DWD gelöst. Der folgende Algorithmus wurde entwickelt:

- **Schritt 1:** Auf der Basis von Feldspektrometermessungen von Ackerkulturen zu verschiedenen Zeitpunkten wurde der NDVI zu Kennzeichnung des Zusammenhanges aus Spektralverhalten und phänologischem Zustand ausgewählt. Außerdem fiel die Entscheidung zu Trennung der Klassifizierung in drei Phasen: a) Erkennung von Dauerkulturen, b) Erkennung von Winterkulturen, c) Erkennung von Sommerkulturen. Dazu bedurfte es der Erzeugung von Masken.
- **Schritt 2:** Mit Hilfe der Beobachtungen des DWD wurde der phänologische Zustand jeder Kultur in jedem Bild bestimmt. Es wurde deutlich, dass das zu unterschiedlichen Zuordnungen führt, weil gleiche Witterungsbedingungen sich verschieden auf die Früchte auswirken. So führt beispielsweise Trockenheit im Mai zu verspätetem Aufgang der Sommersaat, hat aber geringen Einfluss auf die Wintersaaten.
- **Schritt 3:** Die jährlichen Anbauinformationen der Betriebe wurden ins GIS integriert und mit der Lageinformation der Ackerflächen kombiniert. Diese wurden genutzt, um den Satellitenbildern die Spektralinformation der Flächen zu entnehmen und zu Standardkurven der phänologischen Entwicklung der einzelnen Kulturen zusammenzufassen. So wurden spektrale Normkurven für die Ackerkulturen Winterroggen (Triti-

cale), Wintergerste, Winterweizen, Winterraps, Sommergetreide (Hafer, Gerste, Weizen), Mais (Silomais), Kartoffeln, Zuckerrübe, gemischte Öfrüchte und Leguminosen (Lupine, Öllein, Erbse), Gemüse (Möhren), Feldfutter (Gras, Klee), Sommerzwischenfrucht, Winterzwischenfrucht und Brache entwickelt.

- **Schritt 4:** Die endgültige Klassifizierung wurde in folgenden Etappen durchgeführt:
 - Erzeugung eines coverages der Feldgrenzen für alle Äcker des Gebietes (objektorientierte Bildanalyse mit eCognition)
 - Klassifizierung der Dauerkulturen (Brache, Gras) auf Basis der in den Bildern repräsentierten Standard-NDVI-Werte (Grafik rechts)
 - Erneute Klassifizierung unter Ausschluss der Dauerflächen zur Abgrenzung von Winter- und Sommerfrüchten
 - Nutzung des Feldgrenzencover zu Erzeugung einer Winter- und einer Sommerfruchtmaske auf Basis der Mehrheitszuweisung je Schlag
 - Getrennte Klassifizierung der Winter- und Sommerfrüchte unter Verwendung der Maske und einer verschiedenen Anzahl von Bildern (z.B. im Jahr 1995 vier für die Winterfrüchte, drei für die Sommerfrüchte), Verknüpfung der drei Klassifizierungsergebnisse
 - Bestimmung der Majorität der Klassenanteile für alle Pixel jedes Schlages und Zuweisung dieser Klasse für den Schlag im Feldgrenzencover.

Der Klassifikationsalgorithmus wurde für die Untersuchungsjahre 1994 bis 2000 angewendet. Entscheidend für die Auswahl des Untersuchungszeitraums war die lückenlose Zeitreihe vorhandener Satellitenszenen als Voraussetzung für die Betrachtung von Fruchtfolgen. Die Ergebnisgüte wurde anhand der Anbauinformationen geprüft. Sie ist abhängig von der Anzahl der Satellitenszenen eines phänologischen Zyklus und der Zuordnung dieser Termine zu den entscheidenden phänologischen Entwicklungsphasen. Leider werden durch die aktuellen Fernerkundungsdatenaufnahmesysteme oft noch unzureichende Datenqualitäten und Quantitäten bereitgestellt. Das Verfahren stellt dennoch einen wesentlichen Fortschritt zum bisherigen Vorgehen auf Trainingsflächenbasis dar. Es ist zumindest im Havelgebiet immer wieder ohne weitere Kenntnis von Anbauinformationen anwendbar, lediglich die exakte phänologische Datierung der dann verwendeten Aufnahmen ist erforderlich. Für andere Gebiete (Variation in Niederschlag und Boden) ist die Anpassung der phänologischen Datierung der Kurven erforderlich (Kurvenform weiter verwendbar). Die Einbeziehung von Fuzzyinformationen wie den Zusammenhang von Bodengüte und Frucht (Anbaueignung eines Bodens für eine Frucht), die Wasserverfügbarkeit am Standort (in Abhängigkeit von Speichervermögen des Bodens, Grundwasseranschluss und Niederschlag) und die Summe der Niederschläge bis zum Aufnahmezeitpunkt (Trockenheitsindikator) in die Klassifizierung erscheint sinnvoll. Als optimal zur Trennung aller Kulturen hat sich die Bildkombination:

Anfang/Mitte April – Mitte Mai –Anfang Juli – Mitte August – Mitte September

erwiesen, die bei in Zukunft verbesserter Verfügbarkeit von Daten beschaffbar sein sollte.

Die Ergebnisse der Klassifizierungen der Jahre bilden die Basis für die Ermittlung der Fruchtfolgen. Dazu werden die für die einzelnen Jahre vorliegenden Ergebnisbilder zu einem Da-

tensatz vereint. Die chronologische Abfolge ordnet damit jedem Schlag eine Abfolge von Hauptkulturen zu, die Fruchtfolge (Sat-Folge - vergleiche Abb. 6.2). Die gewonnenen Anbauinformationen können nun mit anderen Daten, die wie zum Beispiel Düngangaben auf Anbaukulturen bezogene Informationen berücksichtigen, verknüpft werden.

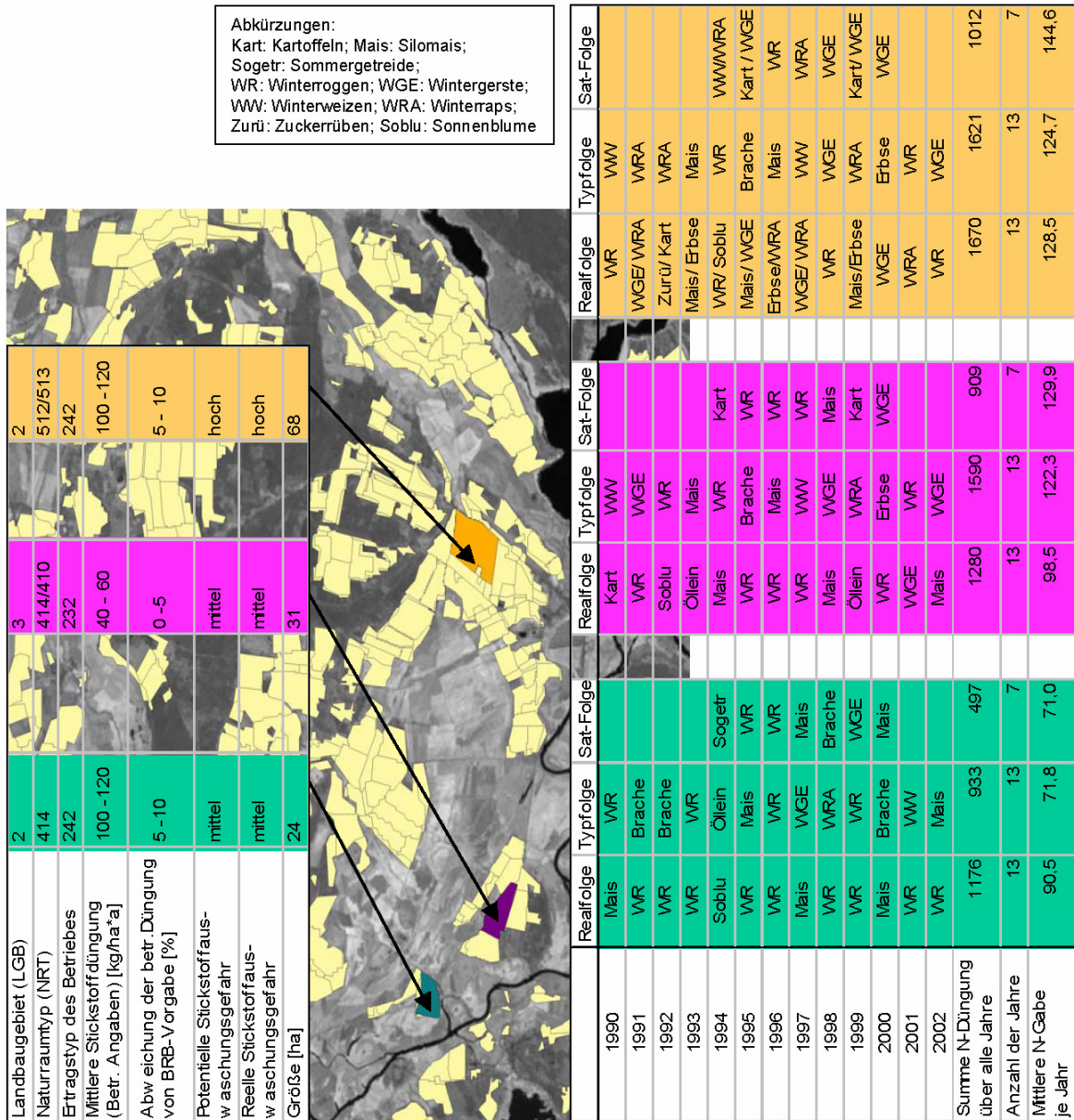


Abb. 6.2: Vergleich der nach verschiedenen Methoden ermittelten Fruchtfolgen für drei Beispielsäcker der Agrargenossenschaft Hohennauen sowie der daraus ermittelten Stickstoffdüngergaben

Die Ermittlung von Fruchtartenverteilungen ist auf der Basis der Anbauinformationen prinzipiell auch ohne den Einsatz der Fernerkundungsdaten möglich. Formen des Verallgemeinerens durch statische Bewertungen führen in eingeschränktem Maße ebenfalls zu verwendbaren Generalisierungsstufen. Eine Möglichkeit zur Bereitstellung von Flächennutzungsparametern als Modelleingangsgröße besteht somit in der Ermittlung typischer Fruchtfolgen anhand der Anbaudaten von Beispielsbetrieben.

Der Ansatz ergibt sich aus der Erkenntnis, dass Fruchtfolgen wesentlich über das zur Verfügung stehende naturräumliche Potenzial (Boden) beeinflusst werden. Dabei ist maßgeblich, über welche Flächenanteile an guten und schlechten Böden eine Betriebseinheit verfügt, da dies die Fruchtartenverteilung bestimmt. Deshalb ist es notwendig, die Betriebe hinsichtlich ihrer Bodenausstattung zu unterscheiden. Entsprechend der Kennzeichnung der Landbaugebiete des Landes Brandenburg (s.o.) wurden die dort gebildeten fünf Klassen verwendet. Die Erarbeitung erfolgte in zwei Hauptschritten:

1. Ermittlung typischer Fruchtfolgen in den Betrieben auf der Basis prozentualer Anteile der einzelnen Anbaukulturen getrennt nach Qualitätsstufe und Ertragstyp (Typfolgen).
2. Übertragung der typischen Fruchtfolgen auf sämtliche ackerbaulich genutzten Gebiete des Landes Brandenburg. Dazu wurde eine Karte der Bodenqualitätsklassen (Grundlage BÜK300) für die ackerbaulich genutzten Gebiete Brandenburgs entwickelt und dieser über eine Einteilung nach dem Attribut „grundwassernah - grundwasserfern“ eine „Feuchtestufe“ und über den Verschnitt mit den Gemeindegrenzen nach dem Attribut „reiche Bodenausstattung – arme Bodenausstattung“ eine „Ausstattungsstufe“ der Bodengüte zugewiesen. Abschließend wurden die ermittelten Ertragstypen für die Ackerschläge mit den typischen Fruchtfolgen (Typfolge) verknüpft.

Auf diese Weise konnten schon vor Beendigung der Arbeiten am Algorithmus zur Satellitendatenauswertung Bewirtschaftungsdaten als Modelleingangsgrößen bereitgestellt werden. Die Abbildung 6.2 zeigt den Vergleich der ermittelten Fruchtfolgen mit der tatsächlich angebauten (Realfolge) und die Verknüpfung mit der Düngeinformation.

6.3 Modellierungsansätze zur Beschreibung des wasserwirtschaftlichen Systems im Havelgebiet

David Kneis, Markus Biegel, Anja Habeck, Rüdiger Knösche, Stefan Krause, Axel Bronstert, Valentina Krysanova, Bernd Pfützner

Im nachfolgenden Kapitel werden die zur Modellierung der Wassermengen und Stoffströme im Einzugsgebiet und im Gewässer genutzten Modellansätze, ihre Parametrisierung und Validierung kurz beschrieben.

6.3.1 Simulation von Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel

Für die Abbildung des Umsatzes von Wasser und Nährstoffen im Einzugsgebiet wurde eine Kopplung von zwei Modellen gewählt. Das ökohydrologische Modell SWIM ist ein zeitlich kontinuierlich arbeitendes, räumlich gegliedertes Einzugsgebietsmodell für die regionale Skala. Es rechnet in täglichen Zeitschritten und berücksichtigt Prozesse der Hydrologie, des Pflanzenhaushaltes, der Erosion sowie des Nährstoffhaushaltes (Stickstoff und Phosphor). Damit wird die weitgehend natürliche Bewegung des Wassers im Einzugsgebiet mit Niederschlag, Verdunstung, Versickerung, Oberflächenabfluss und Grundwasserbewegung abgebildet. Gleichzeitig ist der Eintrag und die Bewegung von Nährstoffen aus diffusen Quellen berücksichtigt. Das sichert die Berücksichtigung der Nährstoffeinträge aus der Landwirt-

schaft. Der hauptsächlich anthropogen geprägte Wasser- und Nährstoffanteil aus der Siedlungswassernetz wird mit dem Modell ArcEGMO-URBAN erfaßt. Die punkthaften Einträge von N und P sowie die damit verbundenen Wassermengengaben aus dem Kanalnetz werden hier modelliert und in das Oberflächengewässernetz des Modells SWIM übergeben. Ihr weiterer Transport und Umsatz werden in der darauf aufsetzenden Modellierung in SWIM berücksichtigt.

6.3.1.1 Das Modell SWIM

Das Modell SWIM kam unter Nutzung von vier Modulen zur Anwendung: des hydrologischen Moduls, des Vegetationsmoduls, des Stickstoffmoduls und des Phosphormoduls. Das hydrologische Modul in SWIM umfasst vier Teilsysteme: die Bodenoberfläche, die Bodenzone, den oberen bzw. den unteren Grundwasserleiter und das Wasser im Vorfluter. Das Modul basiert auf der Wasserhaushaltsgleichung, welche Niederschlag, Evapotranspiration, Versickerung, Oberflächenabfluss sowie unterirdischen Abfluss in der Bodenzone berücksichtigt. Der Boden selbst ist untergliedert in verschiedene Schichten, deren Eigenschaften in einer Datenbank festgelegt sind. Der Wasserhaushalt des oberen Grundwasserleiters umfasst zudem Grundwasserneubildung, kapillaren Aufstieg, laterale Flüsse und Versickerung zum unteren Grundwasser. Das Vegetationsmodul stellt eine wichtige Schnittstelle zwischen Hydrologie und Nährstoffhaushalt dar. Seine Berechnung basiert auf einem vereinfachten EPIC-Ansatz (WILLIAMS et al. 1984). Dabei wird eine spezielle, für die Region parametrisierte landwirtschaftliche Datenbasis benutzt, mit deren Hilfe verschiedene Kulturarten (Weizen, Gerste, Mais, Kartoffeln, Raps usw.) sowie auch natürliche Vegetationsbestände (Wald, Grünland) modelliert werden können. Das Stickstoffmodul beinhaltet die folgenden Pools: Nitrat, aktiven und stabilen organischen Stickstoff sowie organischen Stickstoff in Pflanzenrückständen. Das Phosphormodul berücksichtigt löslichen mineralischen Phosphor, organischen Phosphor, aktiven und stabilen mineralischen Phosphor sowie organischen Phosphor in Pflanzenrückständen. Als Stickstoffumsatzprozesse werden Mineralisierung, Denitrifikation, Pflanzenaufnahme, Zersetzung der Pflanzenrückstände, Düngung, nasse atmosphärische Deposition, Versickerung ins Grundwasser sowie Transport über Oberflächen-, Zwischen- bzw. Grundwasserabfluss lateral von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet (unter Berücksichtigung von Nährstoffrückhalt und –abbau) betrachtet (HATTERMANN et al. 2005). Für Phosphor werden die Prozesse Mineralisierung, Pflanzenaufnahme, Zersetzung der Pflanzenrückstände, Düngung, Erosionsverluste, Auswaschung mit Oberflächenabfluss berücksichtigt. Die vertikale Verlagerung von Phosphor im Boden mit dem Sickerwasser, sowie der nachfolgende Austrag mit den Zwischen- bzw. Grundwasserabfluss können durch die aktuelle Version des Modells SWIM nicht abgebildet werden. Dieser Mangel kommt bei der Anwendung des Modells in Flachland-einzugsgebieten besonders zum Tragen, da hier erosionsbedingte Stoffausträge weniger relevant sind und die relative Bedeutung vertikaler Verlagerungsprozesse zunimmt. Größere Diskrepanzen zwischen Modell und Realität sind insbesondere zu erwarten, wenn der Boden einen hohen P-Sättigungsgrad und/oder eine geringe P-Sorptionskapazität aufweist. Weitere, für den Phosphorausstrag potentiell bedeutende Prozesse, die in der in der aktuellen Modellversion nicht berücksichtigt werden sind (1) Stoffverlagerungen über Drainagen, (2) die Mineralisierung von Torfböden sowie (3) geogen bedingte Hin-

tergrundbelastungen. Das Phosphormodul des Modells SWIM wird gegenwärtig überarbeitet, um die Abbildung der Verlagerung von Phosphor im Boden in Zukunft zu ermöglichen.

Die räumliche Gliederung erfolgt in drei Ebenen: den geografisch homogenen Hydrotopen, den aus Hydrotopen zusammengesetzten Teileinzugsgebieten und dem gesamten Einzugsgebiet. Die unterste Ebene, die Hydrotobene, entsteht aus der Verschneidung verschiedener räumlicher Informationen (KRYSANOVA et al. 2000).

Für die **Parametrisierung** von SWIM für das Einzugsgebiet der Havel wurden folgende Eingangsdaten verwendet: Digitales Höhenmodell, Landnutzungskarten, Grenzen der Teileinzugsgebiete, meteorologische Daten, Informationen zum Landmanagement (z.B. Fruchtfolgen, Düngeregime), Nährstoffeinträge aus Punktquellen, Boden- und Pflanzenparameter sowie hydrologische und gewässerchemische Vergleichsdaten im Fließgewässer. Kartengrundlagen lagen in einer Auflösung von 50 x 50 m vor, Zeitreihen in Tagesschritten. Da Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zum größten Teil aus der Landwirtschaft stammen, wurde in der Parametrisierung der Eingangsdaten besonderer Wert auf eine detaillierte Abbildung der Landnutzung in Land- und Forstwirtschaft gelegt. Die verwendete Kartengrundlage zur Landnutzung (Ist-Zustand sowie 6 weitere Szenarios) wurde von Teilprojekt 9 bereitgestellt. Für die modelltechnische Umsetzung mit SWIM erfolgte die Zusammenfassung der vorgegebenen Landnutzungsklassen zu 17 Kategorien, von denen jede durch ähnliche Eigenschaften hinsichtlich der Hydrologie, des Nährstoffhaushaltes sowie der Vegetation gekennzeichnet ist. Ackerland gliedert sich in die Klassen Intensivacker mit und ohne Zwischenfruchtanbau. Die verwendeten Fruchtfolgen wurden für den Ist-Zustand (Zeitraum 1988 bis 2000) vom Teilprojekt 6 im Rahmen einer Satelliten- und Anbaudatenauswertung spezifiziert. Grünland teilt sich in zwei Klassen: Intensivgrünland, welches bis zu drei Mal im Jahr und Extensivgrünland, das maximal zwei Mal im Jahr geschnitten wird. Weil genauere spezifizierte Angaben nicht zur Verfügung standen, stammte die bei der Modellierung verwendete Düngemenge an Stickstoff und Phosphor zum einen aus den Rahmenempfehlungen zur Düngung 2000 im Land Brandenburg (MLUR 2000) und zum anderen aus weiterführender Literatur (OEHMICHEN 1986). Dabei wurde für jede Fruchtart und jedes Jahr immer die gleiche pflanzenspezifische Menge angenommen und davon ausgegangen, dass die Düngemenge im Mittel der „Düngung auf Pflanzenentzug“ entspricht. Auf Extensivgrünland erfolgt keine Düngung.

Wie beschrieben erfolgte die Integration der Nährstoffeinträge aus punktförmigen Quellen, die auf Teileinzugsgebietsebene als tägliche Zeitreihen von ArcEGMO-URBAN zur Verfügung gestellt wurden. Innerhalb von SWIM werden die Nährstofffrachten unter Berücksichtigung der in den Teileinzugsgebieten stattfindenden Retentions- und Abbauprozesse bis zu den Auslasspegeln der Regionen weitergeleitet.

Voraussetzung für die Modellierung der Wasserqualität von Fließgewässern ist die hydrologische **Validierung** des Modells SWIM. Dies erfolgte auf Zwischenebene für die Nuthe und auf Fokusebene für das Hammerfließ. Der Vergleich der gemessenen mit der berechneten Durchflusskurve zeigt, dass SWIM in der Lage ist, für beide Gebiete die hydrologischen Prozesse zufriedenstellend wiederzugeben, obwohl sich die Modellierung von Durchflüssen in anthropogen beeinflussten Tieflandsgebieten aufgrund der hydrologischen Gegebenheiten

vor Ort, wie Grundwassereinfluss, Zwischenschaltung vieler Seen, Drainagesysteme bzw. Stauhaltungen, schwierig gestaltet.

Aufbauend auf der hydrologischen Validierung erfolgte die Modellierung der Nährstoffflüsse für die Nuthe und das Hammerfließ. Der Vergleich der gemessenen mit den berechneten täglichen Werten zur Nitratkonzentration und innerjährlicher Dynamik zeigt für die Jahre 1995 bis 2000 ein gutes Ergebnis, die akkumulierten Nitratfrachten im Fließgewässer für den gleichen Zeitraum bestätigen dieses Resultat. Dabei wurden neben den vertikalen Umsatzprozessen im Boden auch die lateralen Retentions- und Abbauprozesse im Einzugsgebiet berücksichtigt. Der Vorteil der Modellierung der Nitratkonzentration für diesen Zeitraum liegt darin, dass der größte Teil des Eintrages aus bekannten, meist diffusen Quellen stammt. Die mit einer Schätzung der Eingangsdaten verbundenen Unsicherheiten bleiben in diesem Fall auf einem relativ niedrigen Niveau. Am Beispiel der Nuthe kann jedoch auch gut aufgezeigt werden, dass die Nährstoffmodellierung mit ansonsten großen Unsicherheiten behaftet ist. So ist es wichtig, dass das Modell einer umfassenden hydrologischen Validierung unterzogen wird, da sich Fehler in der Berechnung von Durchflussmenge und -dynamik auch auf die Ergebnisse aus der Nährstoffmodellierung durchschlagen. Zum Beispiel führt die Unterschätzung des berechneten Abflusses für die Jahre 1997/98 zur Überschätzung der simulierten Nitratkonzentration im Fließgewässer, obwohl die dazugehörigen Frachten gut übereinstimmen. Des Weiteren müssen Daten aus dem Landnutzungsmanagement, wie Fruchtfolgen, Düngemengen und -zeitpunkte bekannt sein, so dass die Nährstoffbilanz im Boden richtig abgeschätzt werden kann (HABECK et al. 2004).

Die Modellierung der Phosphatkonzentration für die Nuthe gestaltet sich insgesamt schwieriger: Zum einen muss der Anteil punktförmiger Phosphatquellen bekannt sein, um das Modell SWIM – welches ausschließlich diffuse Stoffausträge berechnet – kalibrieren und validieren zu können. Der Anteil der Punktquellen wurde durch Teilprojekt 2 bereitgestellt, beruht jedoch aufgrund mangelnder Datengrundlage für die Jahre vor 2000 lediglich auf Schätzungen. Zum anderen können, wie oben beschrieben, mit der aktuellen Version des Modells SWIM nicht alle im Flachland relevanten Phosphor-Austragsprozesse dargestellt werden. Vor diesem Hintergrund muss man mit den modellierten Ergebnissen der Phosphatkonzentration hinsichtlich des Niveaus und der Dynamik sowie der jährlich akkumulierten Fracht zufrieden sein.

6.3.1.2 Das Modell ArcEGMO-URBAN

Die punktuellen TN- und TP-Einträge von urbanen Flächen wurden mit dem Modell ArcEGMO-URBAN berechnet (BIEGEL et al. 2005, BIEGEL & SCHANZE 2005, BIEGEL 2006). Mit diesem neu entwickelten Ansatz können insbesondere die innerjährliche Dynamik und der Einfluss des Niederschlagsgeschehens auf die Stoffeinträge abgebildet werden. Die Beschreibung der punktuellen Eintragsquellen erfolgt durch ihre Charakterisierung auf Basis der Eigenschaften des EZG. Dabei nimmt die Ermittlung und Beschreibung der Urbanisierung und Oberflächenversiegelung eine wesentliche Rolle ein. Mit Hilfe digitaler Flächendaten werden die Eigenschaften der Teileinzugsgebiete bestimmt. Damit ist die Simulation der Emissionen von urbanen Gebieten analog zu vorhandenen Modellen für rurale Gebiete möglich. Statt der für die urbanen TN- und TP-Einträge bisher verwendeten Jahreswerte oder

statistischen Beziehungen ermöglicht das Modell eine raum-zeitlich differenziertere Modellierung von Wasser- und Nährstoffströmen der Niederschlags-Abfluss- und der Schmutzwasser-Abfluss-Prozesse auf der Ebene von Flussgebieten.

ArcEGMO-URBAN baut auf dem hydrologischem Modell ArcEGMO (BECKER et al. 2002) auf. Die Organisation der Daten, die Modellparameterermittlung aus raumbezogenen Informationen und die Verwaltung der Modellergebnisse erfolgen GIS-gestützt. Die terrestrischen Eingangsdaten werden in folgenden sechs thematischen Coverages organisiert, in denen alle notwendigen **Parameter** für die Modellierung verwaltet werden:

- Gewässernetz und natürliche Einzugsgebiete,
- Landnutzung (Versiegelungsgrad, Pflanzenbewuchs, Nutzung),
- Urbane Teileinzugsgebiete (Gemeinden oder Ortsteile),
- Kanalisationsnetz (nur generalisiert mit wichtigen Becken und Kläranlagen),
- Boden (Bodentyp und Bodenmächtigkeit),
- Höhenmodell.

Zur räumlichen Auflösung von ArcEGMO-URBAN werden vor der eigentlichen Modellierung mittels GIS Teilflächen gleicher Parametereigenschaften abgegrenzt. Diese bilden als Elementarflächen die kleinste räumliche Einheit. In jedem betrachteten Zeitpunkt werden für alle Elementarflächen die relevanten Prozesse modelliert (BIEGEL 2006). Eine Übersicht über die Interaktion zwischen ArcEGMO-URBAN und dem GIS zeigt Abbildung 6.3.

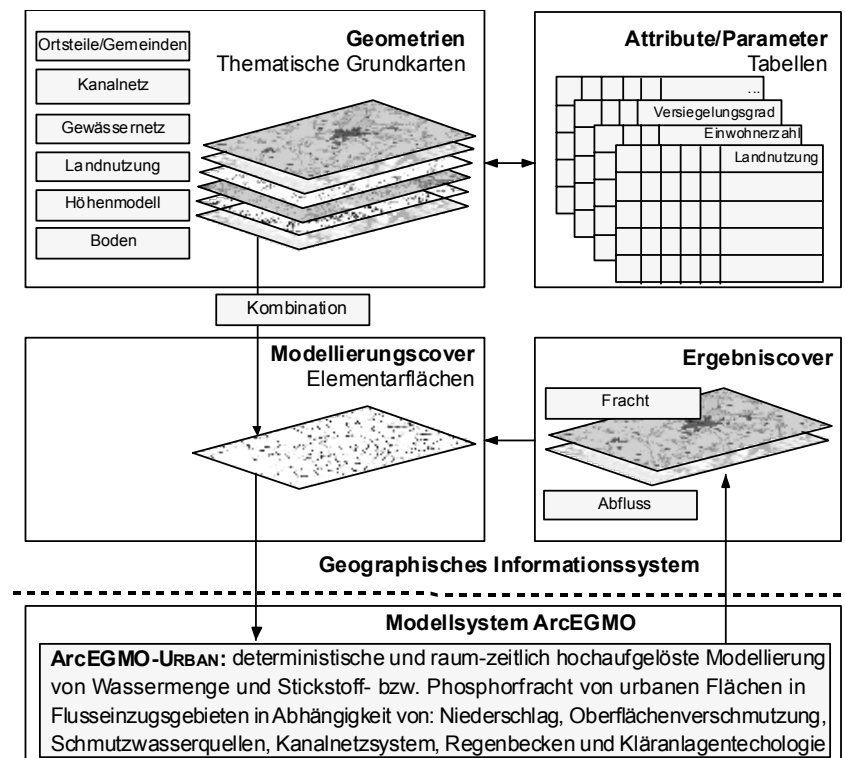


Abb. 6.3: Zusammenwirken von GIS-Daten und dem Modell ArcEGMO-URBAN

Bezogen auf den Niederschlags-Abfluss-Prozess werden Abflussbildung und Abflusskonzentration auf versiegelten Flächen, die durch die Atmosphäre und spezifische Nutzungen bedingten Stoffeinträge sowie der durch die Beschaffenheit der abflusswirksamen Oberflä-

chen und die Kanalisation bestimmte Wasser- und Stofftransport, berechnet. Zur Beschreibung des Schmutzwasser-Abfluss-Prozesses finden teilflächendifferenzierte, einwohnerspezifische Ansätze Verwendung. Die Berechnung des Stofftransportes erfolgt differenziert nach Kanalisationsverfahren. Für die Teilströme des Abwassers erfolgt anschließend eine Zuordnung zu konkreten Abwasserbehandlungsanlagen und -einrichtungen bzw. direkt zu Versickerungsflächen oder Einleitungsgewässern. Bezüglich der Abwasserbehandlung können je nach Datenlage zeitlich differenzierte Reinigungsleistungen berücksichtigt werden. Die Eingangsdaten werden je nach Bedarf und Datenverfügbarkeit in unterschiedlichen zeitlichen Diskretionen verwendet. Intern ermöglicht das Modell eine Auflösung entsprechend den Zeitreihen des Niederschlags. Die Ergebnisse können für verschiedene Zeitspannen aggregiert ausgegeben werden.

Die **Validierung** der modellierten Emissionen für das ganze Flussgebiet ist mit Messdaten nicht möglich. Es wurden deshalb einzelne Teilsysteme validiert (SCHANZE et al. 2005), für die entsprechende Messdaten zur Verfügung standen und die Gesamtergebnisse mit Ergebnissen des Modells MONERIS (BEHRENDT 2002) verglichen. Es zeigt sich, dass ArcEGMO-URBAN grundsätzlich in der Lage ist, die relevanten Prozesse zu beschreiben. Die Abbildung von Einzelereignissen gelingt dabei nicht immer zufriedenstellend, mittlere monatliche Verhältnisse werden aber gut wiedergegeben (vgl. Abb. 6.4). Insgesamt berechnet das Modell ähnliche Einträge wie bereits erprobte Modelle, erreicht dabei aber eine höhere räumliche und zeitliche Auflösung.

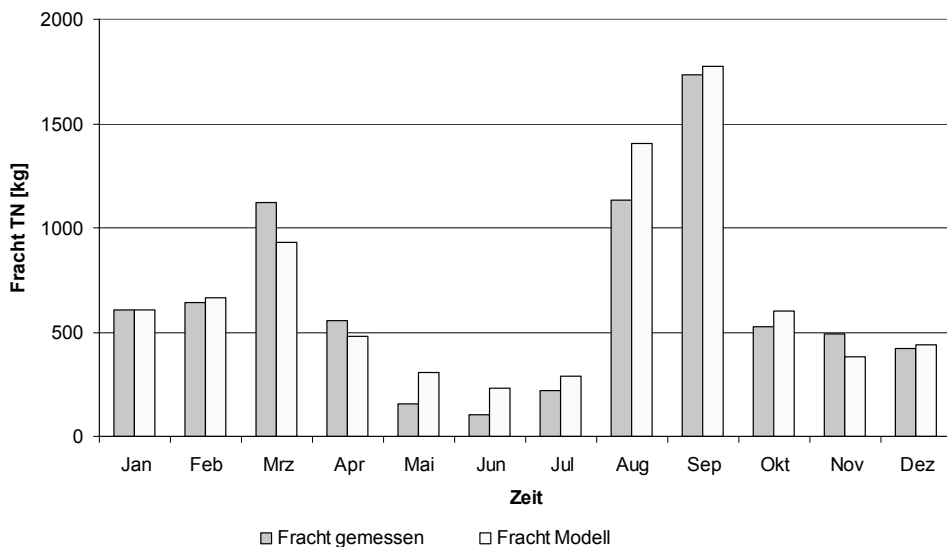


Abb. 6.4: Vergleich der gemessenen und mit ArcEGMO-URBAN modellierten monatlichen Fracht TN für Pegel Nuthe 0020 im Jahr 2000 (diffuser Anteil berechnet mit SWIM, Krysanova & Habeck 2005)

6.3.2 Erstellung eines Flussgebietsmodells für das Havelgebiet

Kern des zu erstellenden Flussgebietsmodells zur flächendifferenzierten Analyse der Wassermenge war das GIS-basierte, flächendifferenzierte hydrologische Modellierungssystem ArcEGMO® (www.arcEGMO.de, PFÜTZNER 2001, PFÜTZNER 2002, BECKER u.a. 2002), das in früheren Untersuchungen bereits in Gebieten unterschiedlichster Ausprägung und Größe eingesetzt wurde und zur Abbildung von Managementmaßnahmen erheblich erweitert

werden musste. Da im Mittelpunkt des Projektes Berechnungen zu den Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen auf den Gebietswasserhaushalt standen, mußten als Szenarios Änderungen der Wehrsteuerung, ein Wehrrückbau, die Reduzierung bzw. der Rückbau des Gewässernetzes sowie die Auswirkungen einer geänderten Landnutzung im Modell umgesetzt und untersucht werden. Die Untersuchungen im Gesamtgebiet wurden dabei durch detaillierte Analysen im Gebiet „Obere Nuthe“ sowie dessen Teilgebiet „Hammerfließ“ unteretzt. Alle Modellansätze wurden auf die vorhandenen Datenbestände abgestimmt, d.h. es wurden vor allem solche Modellansätze eingesetzt bzw. bedarfsweise entwickelt oder modifiziert, die mit den i.d.R. in den Landesämtern vorgehaltenen Datenbeständen parametrisierbar waren. Dabei handelt es sich um Daten zur Meteorologie, Flächennutzung, Verteilung der Böden (BÜK3000) und Geländehöhen (DGM25 bzw. 50) sowie des Grundwasserflurabstandes. Um diese Managementmaßnahmen im Einzugsgebiet abbilden und ihre Auswirkungen auf die Abflussprozesse im Gewässersystem quantitativ bewerten zu können, wurde das Modell ArcEGMO um folgende Komponenten ergänzt:

- Berücksichtigung wesentlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen und Abbildung des Einflusses wasserwirtschaftlicher Bauten,
- Berücksichtigung der Gewässer- und Seeretention zur angemessenen Beschreibung der Fließ- und Speicherprozesse im Gewässersystem,
- Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser zur Einflussabschätzung der Erhöhung des Gebietsrückhaltes auf den Wasserhaushalt.

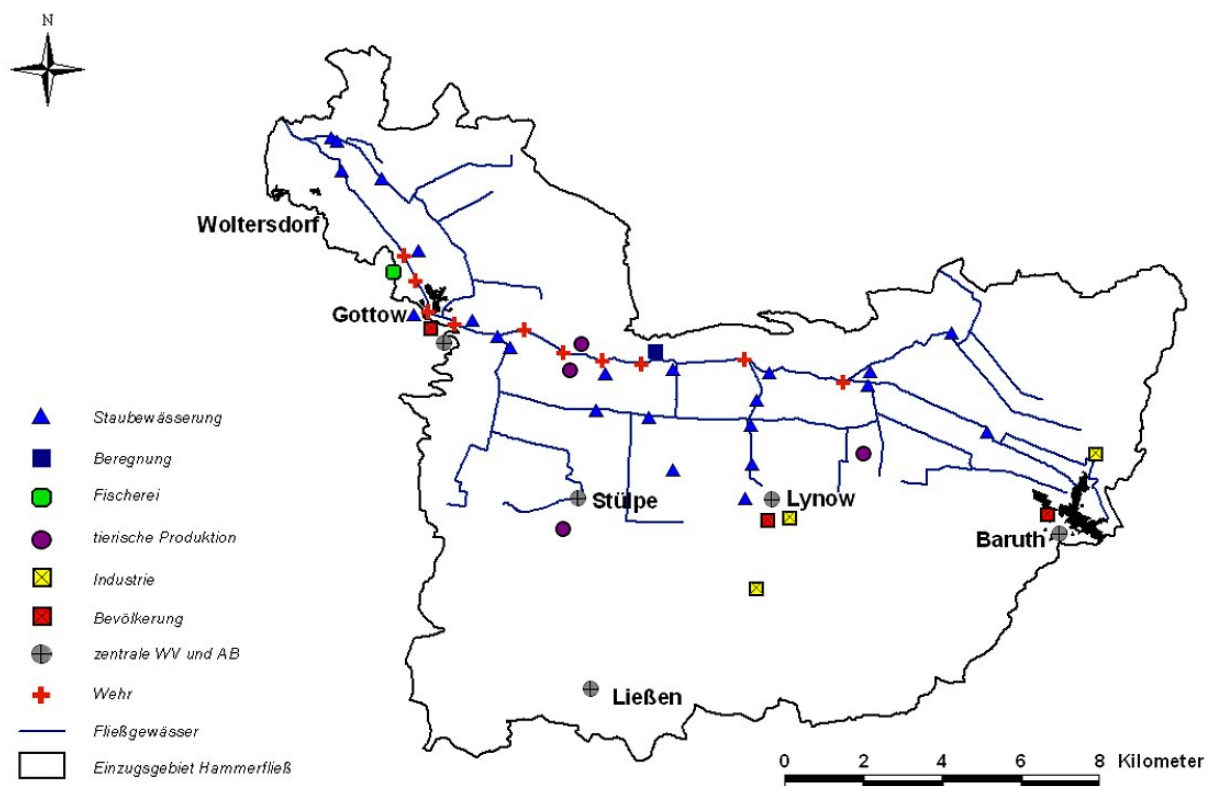


Abb. 6.5: Nutzer im Hammerfließ (Zeitraum 1969 bis 1994)

Speziell waren alle relevanten Bauwerke mit Möglichkeiten zur Durchflusssteuerung (wie z.B. Wehre, Schöpfwerke, Becken, Talsperren, Speicher, Pumpstationen, Durchlässe etc.) in

das Modell zu integrieren, um deren gezielte Bewirtschaftung abschätzen zu können. Die entsprechenden detaillierten Analysen konnten aus Daten- und Aufwandsgründen nur im Einzugsgebiet des Hammerfließes durchgeführt werden. Abbildung 6.5 zeigt die dort vorhandenen sieben Nutzungsarten mit insgesamt 47 Nutzungen. Während die genehmigten Einleitungen/Entnahmen für die Jahre 1969 bis 1994 vorliegen, sind die tatsächlich entnommenen und zurückgeführten Wassermengen allerdings unbekannt.

Um Möglichkeiten der Gewässerbewirtschaftung mit Rückkopplung auf das Grundwasser simulieren zu können, wurde für das Hammerfließ ein räumlich hoch aufgelöstes gekoppeltes hydrologisches Modell aufgebaut, in dem die Abflussbildung mit dem Bodenwasserhaushaltsansatz von ArcEGMO, das Grundwasserregime über das Modell ASM (KINZELBACH & RAUSCH 1995) und die Staubewirtschaftung über eine quasi-instationäre Hydraulik beschrieben werden. Zur Validierung der damit berechneten Grundwasserhöhen standen 23 Grundwasserpegeln zur Verfügung.

Damit konnten die Auswirkungen der vier Handlungsoptionen (i) Erhöhung des Winterstaus, (ii) Rückbau von Wehren (Änderung bzw. völlige Aufgabe der Wehrsteuerung), (iii) Reduzierung des Gewässernetzes (Rückbau von Entwässerungsgräben) und (iv) Änderung der Landnutzung auf verschiedene Wasserhaushaltsgrößen betrachtet werden.

Auf der Skala des gesamten Havelgebietes war die Erstellung eines Modells mit der gleichen Detailgenauigkeit aufgrund der Datenlage und der Modellgröße nicht realisierbar. Ziel der modellgestützten Untersuchungen war deshalb die Erstellung eines GIS-Datenbestandes, der für die WRRL-relevanten Einzugsgebiete die Berechnung von Abfluss- bzw. Spendewerten für den Zeitraum 1981 bis 2000 sowie die Analyse verschiedener Landnutzungsszenarios erlaubte. Dabei konnte auf Erfahrungen zurückgegriffen werden, die in den vergangenen Jahren bei der Erstellung einer Vielzahl von NA-Modellen gewonnen wurden (siehe z.B. LAHMER et al. 2000 und LAHMER & PFÜTZNER 2003).

Im Ergebnis entstand ein zeitlich und räumlich hoch aufgelöstes NA-Modell, in das die derzeit fundiertesten Basisdaten für derartige großräumige Untersuchungen eingehen, um eine möglichst gute Abbildung der räumlichen Verteilung der Wasserhaushaltsgrößen und der daraus resultierenden Abflussverhältnisse zu gewährleisten. Je nach Datenlage unterstützt es unterschiedliche Parametrisierungen und kann durch die Integration von Bauwerken und Gewässergeometrien sukzessive weiter ausgebaut werden, weshalb es sich als Bewirtschaftungswerkzeug in den betroffenen Behörden eignet. Um den komplexen GIS-Datenbestand zu verarbeiten, waren Programmiererweiterungen zur Bewältigung der enormen Datenmengen notwendig. Die Modellkalibrierung erfolgte für etwa zehn Gebiete mit gering anthropogen beeinflussten Abflussverhältnissen. Die anschließenden Modellsimulationen für insgesamt etwa 20 Validierungsgebiete erfolgten in täglicher Auflösung für den Zeitraum 1971 - 2000.

6.3.3 Nährstoffaushagerung von Flussee-Sedimenten

Die Wirkung eines Nährstoffexportes aus den Sedimenten auf die Sedimentzusammensetzung und die Konzentrationen der unmittelbar remobilisierbaren Nährstoffe im Sedimentporenwasser lässt sich im Freiland auf direktem Wege nicht in kurzer Zeit analysieren. Deshalb

wurden zwei Modellexperimente im Labor mit Sedimentproben aus Havelgewässern und dem Blankensee durchgeführt, denen über 34 bzw. 56 Wochen durch wöchentliche Auswaschung (Aufschlämmen des Sedimentes in Wasser – Absetzen lassen des Sedimentes – Abpumpen des Wassers) Nährstoffe entzogen wurden. Jeweils eine Experimentreihe lief unter aeroben (Sauerstoff im Aufschlammwasser), die andere unter semianaeroben Bedingungen (N_2 -Begasung des Aufschlammwassers, minimaler Sauerstoffzutritt nur während des Aufschlammens). Es erfolgte eine fortlaufende Kontrolle des Nährstoffexportes, der Gleichgewichtskonzentration gelöster Nährstoffe im Sedimentporenwasser und der Bindungsformen des Phosphates im Sediment mit Hilfe von sequenziellen P-Extraktionen.

Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass mit diesen Experimenten keinesfalls die im Freiland herrschenden Nährstoffexportbedingungen aus Seesedimenten adäquat simuliert wurden. Wiederholte Resuspension mag im Freiland eine wesentliche Komponente des Nährstoffexportes sein, hier spielen jedoch Diffusion entlang der Konzentrationsgradienten und eventuell auch Bioturbation ebenfalls eine bedeutende Rolle. Außerdem können die durchschnittlichen Sauerstoffkonzentrationen an der Sedimentoberfläche, wie sie im Freiland typisch sind, nicht simuliert werden, schon deshalb nicht, weil sie unbekannt sind. Mit diesen Experimenten wurden lediglich folgende Ziele verfolgt:

1. Wieviel Nährstoffexport ist für eine bestimmte Verminderung der unmittelbar remobilisierbaren Nährstoffkonzentration (Phosphat und Ammonium) im Sedimentporenwasser erforderlich?
2. Welche Unterschiede gibt es beim Export und dessen Ergebnis bei unterschiedlichen Sauerstoffbedingungen (Grenzfälle: O_2 -Sättigung und O_2 -Abwesenheit im Wasserkörper über dem Sediment)?
3. Wie verhalten sich die Elemente Phosphor und Eisen hinsichtlich der Exportraten?
4. Welche P-Fractionen (Bindungsformen) des Sedimentes werden durch diesen Export angegriffen ?

Praktisch erfolgte die Ausführung dieser Experimente wie folgt: Zwei-Liter-Flaschen wurden mit 1 dm^3 Sediment (Proben aus 0–4 cm Sedimenttiefe aus dem Blankensee, Nuthe-Nieplitz-Niederung und der Havel bei Tieckow, südlich von Pritzerbe) gefüllt und mit 1000 ml P- und N-freiem, künstlichem Seewasser überschichtet. Fünf Flaschen erhielten eine diskontinuierliche N_2 -Begasung von 2x15 Minuten pro Woche (semi-anaerobe Reihe), die anderen fünf eine Belüftung von 15 Minuten pro 2 h (aerobe Reihe) unter Vermeidung einer Sedimentaufwirbelung. Wöchentlich wurde das Sediment einmal aufgerührt, nach dem Absetzen das Überstandswasser abgepumpt und die mit dem Überstandswasser entfernte TP- und TN-Menge protokolliert. Beprobungen des Porenwassers erfolgten unmittelbar vor dem Aufrühren. Auf diese Weise wurden der Verlauf des Stoffexportes und die sich einstellenden Phosphat- und Ammonium-Konzentrationen im Sedimentporenwasser über die oben genannten Zeiträume verfolgt.

Ein anderer Untersuchungsansatz stützte sich ausschließlich auf Freilanduntersuchungen im Havelabschnitt Glienicker Brücke in Potsdam bis Ketzin, der durch mehrere aneinander gereihte Flusseen gekennzeichnet ist, und in einer Flusseenkette der Nieplitz (Blankensee bis Schiaßer See, Nuthe-Nieplitz-Niederung). Bei diesem Ansatz wurde nach dem Sedimentzustand minimaler Phosphor-Überfrachtung gesucht. Als Maß bot sich hierfür das

Phosphor-Eisen-Verhältnis an (in der Literatur meist umgekehrt als Fe:P-Verhältnis angegeben), auf der Grundlage von in der Literatur vorliegenden Ergebnissen (Jensen et al. 1992) sowie auf der Grundlage von eigenen, im Verlaufe der Untersuchungen gewonnenen Ergebnissen. In der vorliegenden Studie wurden dabei nicht nur Gesamt-P und Gesamt-Fe, sondern auch allein der anorganisch gebundene Phosphor und das in amorphen Verbindungen vorliegende Eisen betrachtet, weil diese in erster Linie an den Austauschprozessen mit dem Wasserkörper beteiligt sind. Wie in den Ergebnissen gezeigt, ergaben unsere Untersuchungen an der Havel, dass schwach anthropogen belastete Gewässersedimente dieses Flusses sich durch ein atomares P:Fe-Verhältnis $< 0,12$ ($\text{Fe:P} > 8,3$) auszeichnen. Nach den dänischen Untersuchungen wiesen solche Sedimente eine signifikant geringere Neigung zur P-Rücklösung auf.

Die P-Menge, die aus P-überfrachteten Sedimenten ($\text{TP:TFe} > 0,12$) exportiert werden muss, um das Ziel $\text{TP:TFe} = 0,12$ zu erreichen, kann bei Kenntnis der Sedimentzusammensetzung leicht berechnet werden. Die gegenwärtig typischen Netto-P-Exportraten der Havelseen wurden im Teilprojekt 3 modelliert. Wenn man diese auch für die nähere Zukunft annimmt, kann man den Mindestzeitbedarf bis zur Erreichung des vorgegebenen Zieles schätzen. Voraussetzungen sind, dass der Netto-Eisenexport vernachlässigbar ist und dass das Sedimentvolumen bekannt ist, aus dem P exportiert werden muss. Die Auswaschversuche im Labor (s.o.) zeigten bereits, dass Eisen nur sehr wenig exportiert wird. Schwieriger ist die Bestimmung des relevanten Sedimentvolumens. Während die Fläche noch anhand der Tiefenverbreitung der organischen Sedimente geschätzt werden konnte, musste für die Sedimenttiefe eine mehr oder weniger realistische Annahme getroffen werden. Innerhalb einer Vegetationsperiode, in der in den Havelseen ein Netto-P-Export zu verzeichnen ist, kann nach dem 2. Fick'schen Diffusionsgesetz Phosphat maximal aus ca. 30 cm Sedimenttiefe nach oben diffundieren und sich an der Rücklösung in den Wasserkörper beteiligen. Im Winterhalbjahr erfolgt durch Sedimentation organischer Substanz stets eine mehr oder weniger vollständige Wiederauffüllung des mobilen P-Vorrats von oben her und die Konzentrationsgradienten stellen sich im Folgejahr immer wieder neu ein. Aus diesen Gründen wurde Phosphor unterhalb einer Sedimenttiefe von 30 cm als dauerhaft begraben angenommen. Die Schätzungen des Zeitbedarfes wurden nur am Templiner See (Nordteil und Südteil) vorgenommen, weil in einer ganzen Flusseenkette außerdem noch direkte Sedimentverfrachtungen (wiederholte Resuspension durch Wind und Schiffsverkehr) modelliert werden müssten, wofür z.Z. jegliche Datengrundlage fehlt.

Die erforderlichen Daten der Sedimentzusammensetzung wurden aus in der Regel 30 cm langen Sedimentkernen (UWITEC-Sedimentcorer, 6 cm Durchmesser) gewonnen. Aus dem genannten Havelabschnitt wurden 26 Sedimentkerne und aus der Seenkette Blankensee bis Schiaßer See 3 Sedimentkerne vollständig analysiert. Hinzu kommen noch weitere 17 Kerne aus der Havel und 31 Kerne aus dem Blankensee bis Schiaßer See, in denen nur die obersten Schichten (0–2, 2–4, 4–6 cm Tiefe) untersucht wurden. Die Bestimmung der Parameter für Tab. 6.1 in den Kernen erfolgte schichtweise. Weitere Parameter wurden nur in den obersten Schichten (0-2, 2-4, 4-6 cm) bzw. in ausgewählten Proben nach Bedarf bestimmt (Tab. 6.2).

Tab. 6.1: Bestimmungsmethoden für die Sedimentparameter

| Gesamtparameter des Sedimentes | |
|---|--|
| Trockenmassegehalt in Prozent der Frischmasse (TM %) | Massedifferenz nach Trocknung bei 105 °C |
| Glühverlust in Prozent der Trockenmasse (GV) | Masseverlust durch Ausglühen bei 550 °C (2 h) |
| Gesamt-Phosphor (TP), -Stickstoff (TN) und -Eisen (TFe) im Sediment | Aufschluss in 96 % H ₂ SO ₄ in Gegenwart von H ₂ O ₂ bei 450 °C, Neutralisation der Aufschlüsse auf pH 3–4, anschließend photometrische Bestimmung von SRP, NH ₄ -N, Fe |

Tab. 6.2: Bestimmung von TP_{SE}, TFe_{SE}, TP_{NaOH}, TFe_{oxal} und Sre-P

| Gesamte Sedimentprobe | |
|---|--|
| Gelöstes + anorganisch gebundenes Phosphat (TP _{SE}) | 1 g Sedimentfrischmasse + 50 ml 0,24 N H ₂ SO ₄ 24 h Extraktion bei 20 °C, Filtration und Einstellung von pH 3–4 photometrische SRP-Bestimmung (Molybdänblaumethode) |
| Säurelösliches Eisen (TFe _{SE}) | Extraktion wie für TP _i Photometrische Fe(II+III)-Bestimmung (Phenanthrolinmethode) |
| Gelöstes + Fe- und Al-gebundenes Phosphat (TP _{NaOH}) | 1 g Sedimentfrischmasse + 50 ml 0,1 N NaOH 24 h Extraktion bei 20 °C, Filtration und Einstellung von pH 7–8 photometrische SRP-Bestimmung (Molybdänblaumethode) |
| Amorph gebundenes Eisen (TFe _{oxal}) | 0,5 g Sedimentfrischmasse + 25 ml 0,175 M Ammoniumoxalat und 0,1 M Oxalsäure 4 h Extraktion bei 20 °C, Filtration photometrische Fe-Bestimmung (Phenanthrolin) |
| Sedimentporenwasser | Gewinnung mit Miniatursaugkerzen |
| Gelöstes reaktives Phosphat (Sre-P) | Molybdänblau-Reaktion, Photometrie bei 880 nm |
| Ammonium-N (NH ₄ -N) | Nessler Reagenz, Photometrie bei 425 nm |

Die Charakterisierung der Bindungsformen des Phosphats im Sediment erfolgte durch sequenzielle Phosphatextraktionen nach einem Protokoll von Psenner et al. (1984).

Der Einfluss von Nitrat auf die P-Rücklösung aus den Gewässersedimenten wurde durch Korrelationsanalysen auf der Grundlage der 14-tägigen Sommer-Wassergütedaten (Mai bis Oktober der Jahre 1991–2002) des Landesumweltamtes Brandenburg der Havelabschnitte Templiner See, Nord- und Südteil, Schielowsee und Havel bei Werder getestet. Korreliert wurden die mittlere Nitratkonzentration vom Zufluss und Abfluss eines Abschnittes und die im Teilprojekt 3 modellierte mittlere Netto-TP-Remobilisierung der auf die jeweilige Nitratbe-
probung folgenden 14 Tage.

6.3.4 Eintrag und Transport von Wasser und Nährstoffen im Gewässersystem

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten die Modellansätze für den Nährstofftransport von der Einzugsgebietsfläche ins Gewässersystem und für die Erfassung der Abflussdynamik vorgestellt wurden, wird hier die Modellierung des Nährstofftransports im Gewässer im Zusammenhang mit der Wassermengenanalyse vorgestellt. Wie in Abschnitt 6.3.3. gezeigt, sind in den Havelgewässern die Stickstoffretention sowie die phasenweise Freisetzung von

Phosphor aus dem Sediment von großer quantitativer Bedeutung. Die Abbildung dieser Prozesse in einem Modell war deshalb eine wesentliche zu lösende Aufgabe.

6.3.4.1 Gekoppelte Bodenwasserhaushalts - Grundwassermodellierung

Entsprechend der in KRAUSE & BRONSTERT 2005 a, b, 2004b beschriebenen Ansprüche an ein umfassendes Modellkonzept zur prozessadäquaten Darstellung der Wasserhaushaltsprozesse in grundwassergeprägten Tieflandeinzugsgebieten wurde mit IWAN (Integrated Modelling of Water Balance and Nutrient Dynamics) ein Modell entwickelt, welches den Gebietswasserhaushalt in Abhängigkeit von folgenden Einflussgrößen beschreibt:

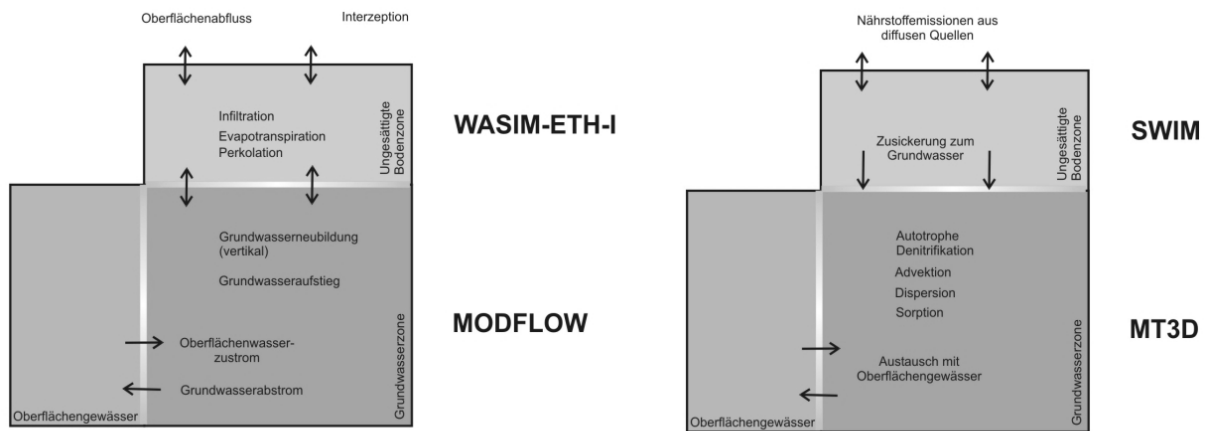
- vertikale Bodenwasserbewegung in Abhängigkeit bodenphysikalischer und landnutzungsspezifischer Gebietseigenschaften,
- Grundwasserneubildung und -zehrung aufgrund vertikaler Prozesse wie Infiltration, Perkolation und Evapotranspiration,
- laterale Grundwasserbewegung unter Berücksichtigung bodenphysikalischer Eigenschaften,
- Grundwasserzustrom aus benachbarten, höher gelegenen Bereichen,
- Rückkopplungsprozesse zwischen Grundwasserkörper (laterale Prozesse) und Bodenwasser der ungesättigten Zone (vertikale Prozesse),
- raumzeitlich variable Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer,
- räumliche Variabilität des Einflusses der Grundwasser - Oberflächenwasser - Interaktionen in Abhängigkeit von der Vorflutentfernung sowie
- Rückkopplung von Grundwasserflurabstandsänderungen aufgrund lateraler Fließprozesse auf vertikale Bodenwasserprozesse (z.B. Veränderungen Evapotranspiration).

Eine Separation des Sättigungsüberschusses in versickernde und frei verdunstende Anteile in Senken wurde im Modellkonzept von IWAN nicht vorgenommen, d.h. es wurde die komplette Verdunstung von überschüssigem Niederschlagswasser angenommen, was auch experimentellen Beobachtungen entspricht (KRAUSE & BRONSTERT 2005b).

Der hier präsentierte Ansatz berücksichtigt, dass zur Beschreibung der Wasserhaushaltsdynamik von Flachlandeneinzugsgebieten sowohl dem Einfluss des oberflächennahen Grundwassers auf den Bodenwasserhaushalt als auch dem Einfluss variabler Oberflächenwasserstände auf das Grundwasser Rechnung zu tragen ist. Entsprechend Abbildung 6.6 wird die Bodenzone unterteilt in eine, in ihrer vertikalen Ausdehnung variable ungesättigte Zone, innerhalb welcher ausschließlich vertikale Bodenwasserbewegungen betrachtet werden, sowie eine ebenso variable gesättigte Zone, innerhalb welcher die lateralen Grundwasserbewegungen und der Austausch mit dem Oberflächengewässer approximiert werden. Beide Zonen interagieren, wodurch sowohl der Zustrom zum Grundwasser durch Perkolation als auch Verdunstungsprozesse durch aufsteigendes Grundwasser berücksichtigt werden können.

Realisiert wird der Modellansatz von IWAN durch die Kopplung des flächendifferenziert deterministischen Einzugsgebietsmodells WASIM-ETH-I (Schulla 1997, Schulla 1999) mit dem numerischen, Finite Differenzen basierten Grundwassermodell MODFLOW (HARBAUGH

1996a, HARBAUGH 1996b) bzw. der Pre- und Postprocessing Oberfläche Processing MODFLOW (CHIANG 1993, CHIANG 2001) (Abb. 6.6).



Wasserhaushaltsmodellierung

Stickstoffumsatzprozesse

Abb. 6.6: Das Konzept der gekoppelten Wasserhaushalts- und Grundwassermodellierung unter Einbeziehung der Interaktionen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer

Die Berechnung der vertikalen Bodenwasserdynamik erfolgt in der Bodenroutine des WASIM-Modells mit dem Topmodel-Ansatz (BEVEN 1979, BEVEN 1995). Die Bodenwasserbewegung wird anhand eines Systems von miteinander über definierte Be- und Entleerungsdynamiken verbundenen Speichern approximiert. Für die präsentierten Simulationen wurde eine um Makroporenfluss erweiterte Version (NIEHOFF & BRONSTERT 2001, NIEHOFF 2002) genutzt. Die Kopplung der vertikalen Abflussbildung in WASIM mit der lateralen Grundwasserbewegung und der Austauschprozesse mit dem Oberflächengewässer erfolgt durch die Übergabe der Zu- und Abflüsse des WASIM-Grundwasserspeichers. Diese werden aus der Änderung von Sättigungsdefizit und Basisabflüssen berechnet und als Grundwasserneubildung bzw. -zehrung in MODFLOW implementiert. Die Kopplung in entgegengesetzter Richtung erfolgt durch die Transformation von in MODFLOW berechneten Grundwasserstandsänderungen in Änderungen des Sättigungsdefizit im nächsten Zeitschritt in WASIM-ETH. Der Austausch zwischen Oberflächengewässer- und Grundwasser wird in MODFLOW berechnet (siehe unten).

Für die Modellierung der Nitratsdynamik im Grundwasser wurde das Modell MT3D (ZHENG 1990 und 1996, ZHENG 1998) in das Modellkonzept von IWAN implementiert (Abb. 6.6). Modellintern werden hierbei die Prozesse der Advektion, Dispersion, Sorption sowie der biologische Nitratabbau durch autotrophe Denitrifikation im Grundwasser berücksichtigt. Die Implementierung des MT3D Modells in das IWAN-Konzept ermöglicht die Analyse des Nitratabbaus wobei als Randbedingungen die Zusickeung aus der Wurzelzone als auch der Interaktion mit der Havel berücksichtigt werden. Dabei stellt der Eintrag von Nitrat aus der ungesättigten Bodenzone eine zeitlich variable obere Randbedingung dar. Die Quantifizierung der Nitratreinträge erfolgt auf der Basis von Berechnungen der Nitratauswaschung aus der ungesättigten Bodenzone mit dem Model SWIM (KRYSAANOVA 1996 und 2000). Seitliche Einträge aus den höher gelegenen Einzugsgebietsbereichen können aufgrund der sehr

geringen Fließgeschwindigkeiten als nur wenig relevant betrachtet werden. Somit stellt die Interaktion zum Oberflächengewässer die einzige variable seitliche Randbedingung dar. Hier werden sowohl Einträge aus dem als auch Austräge in das Oberflächengewässer berücksichtigt. Dabei führen influente Verhältnisse (Oberflächengewässer speist das Grundwasser) im Fall von höheren Konzentrationen als im Grundwasser zu Konzentrationsanstieg im Grundwasser, im Fall von geringeren Konzentrationen als im Grundwasser zu einem Verdünnungseffekt. Die Simulation erfolgt in Tagesschrittweiten bei Berücksichtigung von, mit SWIM simulierten mittleren monatlichen Leakageraten aus der ungesättigten Bodenzone und gemittelten Konzentrationen im Oberflächengewässer als seitliche Randbedingung.

Modelltechnische Umsetzung der Kopplung

Die Kopplung der vertikalen Abflussbildungsmodellierung in WASIM mit der Grundwassermodellierung und der Berechnung der Austauschprozesse mit dem Oberflächengewässer erfolgt über die in WASIM berechnete vertikale Grundwasserneubildung und die obere Randbedingung im Grundwassermodell MODFLOW (KRAUSE & BRONSTERT 2005b, 2004a, b, c). Die vertikale Grundwasserneubildung $Q_RECHARGE$ wird für jede Rasterzelle durch die Änderung der Bilanzgrößen Sättigungsdefizit und Basisabfluss approximiert (Glg. 6.1). Sie berechnet sich aus der zeitlichen Änderung des Sättigungsdefizits ΔSD unter Einbeziehung der entwässerbaren Porosität ε_e und des simulierten Basisabflusses Q_BAS in WASIM.

$$Q_RECHARGE = \Delta SD \varepsilon_e * Q_BAS \Delta t \quad (6.1)$$

Die für ein beliebiges Intervall Δt approximierten vertikalen Grundwasserneubildungsraten $Q_RECHARGE$ werden zeitlich gemittelt entsprechend den Übertragungsintervallen als obere Flussrandbedingung in MODFLOW implementiert (KRAUSE & BRONSTERT 2004c, 2005b). Durch die Integration dieser Austauschrate als obere Randbedingung in der Grundwassermodellierung wird die Kopplung der Prozesse zwischen ungesättigter Zone und Grundwasser vollzogen. Positive Werte für $Q_RECHARGE$ bedeuten eine Speisung des Grundwassers, negative Werte führen zu Grundwasseraufstieg durch Verdunstungsentzug. Der Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser wird innerhalb der Modellumgebung von Processing MODFLOW mittels eines Leakage-Ansatzes realisiert (Abb. 6.6). Hierzu wird die in MODFLOW implementierte River Routine (PRUDIC1988, REMBE 1998a, REMBE 1998b) genutzt, mittels welcher die Flüsse über die Flussrandbedingung kontrolliert werden (Glg. 6.2, 6.3). Der Austausch wird hierbei über einen Leakage-Ansatz berechnet, welcher die Flüsse über die Flussrandbedingung kontrolliert.

$$Q_RIV = C_RIV * h_RIV - h \quad \text{für } h > R_BOT \quad (6.2)$$

$$Q_RIV = C_RIV * h_RIV - R_BOT \quad \text{für } h < R_BOT \quad (6.3)$$

mit: Q_RIV = Fließmenge über Flussrandbedingung;
 C_RIV = Leakage Faktor;
 h_RIV = Oberflächenwasserstand;
 h = Druckhöhe Grundwasser;
 R_BOT = Höhe des Flussbettes

Kalibrierung und Validierung des Modells IWAN

Die Bewertung der Simulationsergebnisse während der Kalibrierung und Validierungsphase erfolgt über den Vergleich von gemessenen und simulierten Grundwasserständen an verschiedenen Messpunkten innerhalb der Tieflandaue sowie in den Hanglagen. Dabei kontrolliert der Leakage-Faktor C_{RIV} , welcher auch den wichtigsten Parameter während der Modellkalibrierung darstellt, die Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser.

Die Modellkalibrierung erfolgte für zwei kleinere Teileinzugsgebiete in der Unteren-Havel-Niederung (KRAUSE & BRONSTERT 2005b, 2004c). Dabei wurde eine bei einer mittleren Nash-Sutcliffe-Efficiency (NSE) von 0,9 gute Modellgüte erreicht.

Die Modellvalidierung erfolgte für einzelne meteorologisch verschiedene hydrologische Jahre (KRAUSE & BRONSTERT 2005b, 2004b, c). Wie Abbildung 6.7 zeigt, konnte eine gute Übereinstimmung gemessener und simulierter Grundwasserstandsganglinien an den Beobachtungsbrunnen erreicht werden, sowohl der NSE als auch die durch den BIAS Anteil am MSE angegebene Über- bzw. Unterschätzung sind sehr zufrieden stellend und legitimieren zur weiteren Anwendung des Modells zu Szenariensimulationen.

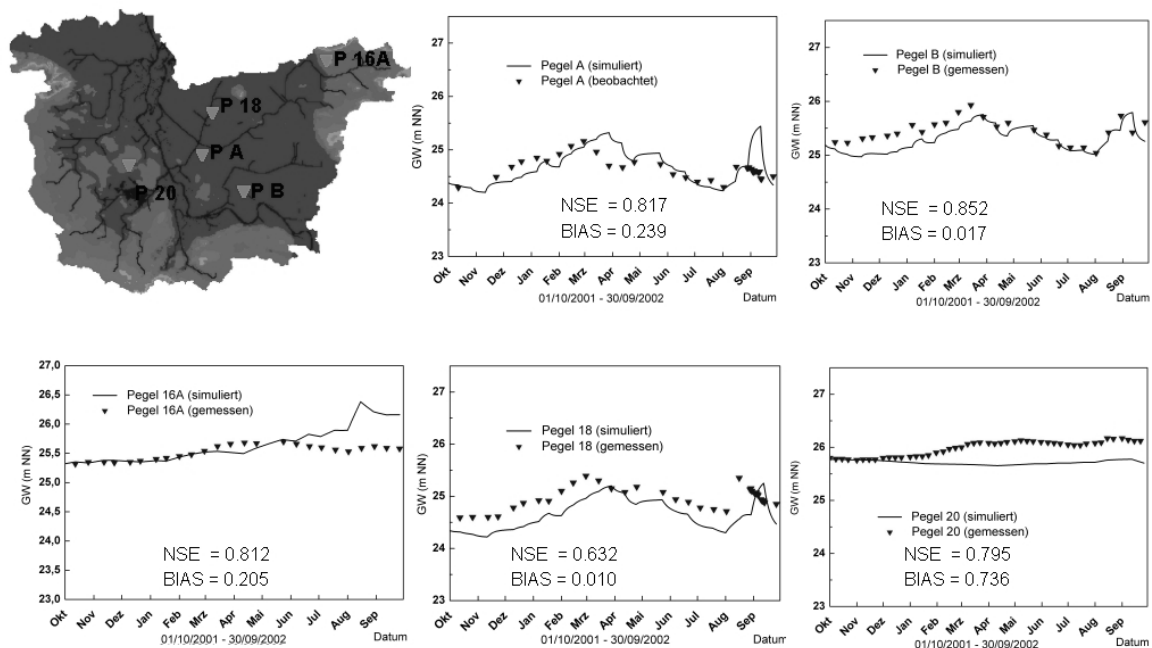


Abb. 6.7: Validierung des IWAN-Modells für das ca. 200 km² große Einzugsgebiet der Unteren-Havel-Niederung, Modelgüte als NSE sowie BIAS-Anteil am MSE für den Vergleich simulierter und beobachteter Grundwasserstandsdynamik an ausgewählten Grundwasserbeobachtungspiegeln

6.3.4.2 Modellierung von Nährstoffkonzentrationen für die Havelstauhaltung Brandenburg

Aufgabe dieser Modellarbeiten war es, die Auswirkungen einer veränderten Bewirtschaftung des Einzugsgebiets auf konkrete Gewässerabschnitte mit Hilfe eines einfachen, angepassten Modells abzuschätzen. Ein wesentliches Teilziel bestand darin, gewässerinterne Stoffumsätze zu quantifizieren und soweit wie möglich in den Modellrechnungen zu berücksichtigen. Die Simulationsergebnisse stellen die Grundlage für eine Bewertung der untersuchten Bewirtschaftungsvarianten im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie, basierend auf den hydrochemischen Kriterien Gesamtphosphor (TP) und Gesamtstickstoff (TN), dar.

Betrachteter Ausschnitt des wasserwirtschaftlichen Systems

Der große Datenbedarf sowie der hohe Aufwand für die Parametrisierung selbst eines einfachen Wassergütemodells erforderten eine räumliche Eingrenzung des Untersuchungsgebiets, wobei sich die Havelstauhaltung Brandenburg (Abb. 6.8) aus mehreren Gründen als ein besonders geeignetes Betrachtungsobjekt erwies: Die Stauhaltung Brandenburg zeigt aufgrund der zahlreichen Flusseen, des Rückstauinflusses sowie hoher externer Nährstoffeinträge in besonderem Maße Symptome der Eutrophierung. Aufgrund ihres Status als Bundeswasserstraße stehen für die Havel hydrologische Basisinformationen (Querprofile, Durchflüsse, Wasserstände) zur Verfügung. Darüber hinaus wird die Wassergüte durch die Landesbehörden mittels eines vergleichsweise dichten Messnetzes überwacht.

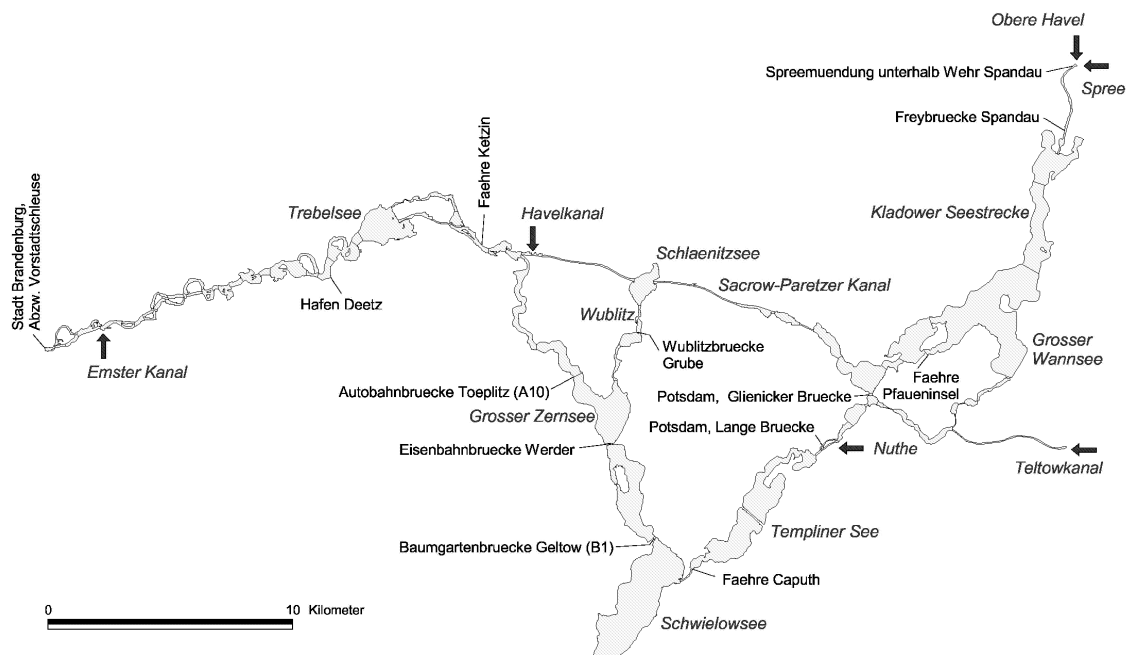


Abb. 6.8: Stauhaltung Brandenburg vom Zusammenfluss von Spree/Havel in Berlin Spandau bis Brandenburg/Stadt (UHW km 0–55) mit Bezeichnung der Gewässer, Zuflüsse und Orientierungspunkte

Methoden der Modellierung

Die Bearbeitung der skizzierten Fragestellung erforderte die Kopplung mehrerer Modelle. Im Zentrum steht dabei das konzeptionelle Stofftransportmodell (TraM), welches die Gesamtnährstoff-Konzentrationen in den Gewässern der Stauhaltung Brandenburg in Abhängigkeit von den externen Einträgen beschreibt. Das Modell greift dabei einerseits auf Simulationsergebnisse des eindimensionalen hydrodynamischen Modells HEC-RAS (Version 3.1.1, HEC 2002) zurück, das die räumliche und zeitliche Verteilung von Durchfluss und Wasserständen im Gewässernetz berechnet. Andererseits verwendet das Modell TraM simulierte Nährstofffrachten als Randbedingung, die durch die Einzugsgebietsmodelle SWIM (Kap. 6.3.1.1) und ArcEGMO-Urban (Kap. 6.3.1.2) bereitgestellt werden. In Abb. 6.9 wird das Zusammenspiel der verschiedenen Modelle durch den Austausch von Randbedingungen deutlich.

Im Stofftransportmodell TraM wird das simulierte Gewässernetz als ein gekoppeltes System von einzelnen Wasserkörpern betrachtet. Ein einzelner Wasserkörper wird hierbei entweder

als Transportelement („plug-flow reactor“) oder als vollständig durchmischtes Element („stirred tank reactor“) abgebildet. Im Kern berechnet das Modell für jedes Element die Ganglinie der Stofffracht, die an dessen unterstromigem Ende austritt, wobei die am oberstromigen Ende eintretenden Stofffrachten (Einträge aus Oberliegern oder externer Quellen), die Wasserstands- und Durchflussganglinien sowie die vorgegebenen Stoffumsatzparameter als Eingangsinformationen dienen. Im Zuge eines vollständigen Simulationslaufs wird die Berechnung für jedes einzelne Element ausgeführt, wobei das Gewässersystem ausgehend von den oberstromigen Modellrändern in Fließrichtung abgearbeitet wird. Als Simulationsergebnisse können Ganglinien der Stoffkonzentration, der Stofffracht sowie hydraulischer Kenngrößen abgegriffen werden.

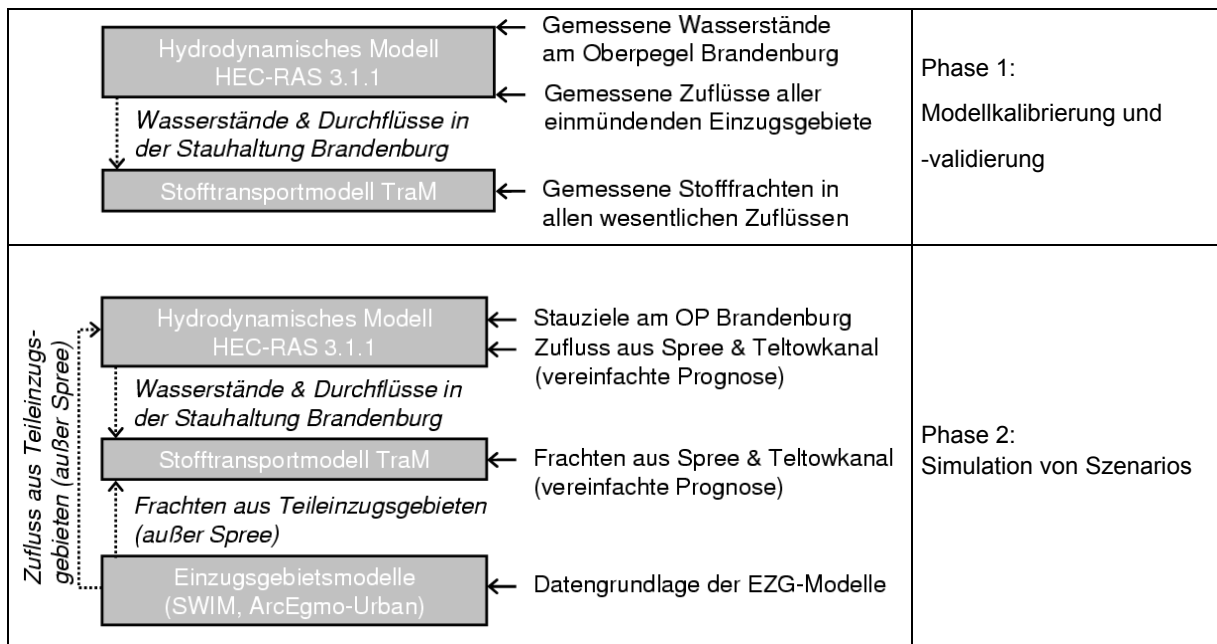


Abb. 6.9: Randbedingungen bei der Modellierung von Nährstoffkonzentrationen in der Stauhaltung Brandenburg. Durchgezogene Pfeile: Externe Randbedingungen; Gepunktete Pfeile: Austausch von Randbedingungen (Modellkopplungen)

Aus zahlreichen Untersuchungen ist bekannt, dass die Stickstoffretention (z.B. BEHRENDT & OPITZ 1996) sowie die phasenweise Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment (HOFFMANN 1999, SCHETTLER 1995) in der Havel von großer quantitativer Bedeutung sind. Gewässerinterne Umsätze von P und N müssen daher bei der Simulation des Stofftransports mit dem Modell TraM berücksichtigt werden. Die räumliche Ausdehnung und Heterogenität des untersuchten Gewässersystems sowie die Komplexität der beteiligten biochemischen Prozesse ermöglichten im Rahmen des Verbundprojektes lediglich eine Berücksichtigung des P- und N-Umsatzes mit Hilfe empirischer Modellansätze.

Zur Erfassung von Phosphorretention und -remobilisierung wurden auf Basis von Wassergütemessungen des LUA Brandenburg und des Berliner Senats für vier Seen der Potsdamer Havel sowie für die Berliner Havelseen Massenbilanzen für Gesamtphosphat analog KNEIS (2002) berechnet. Die innerjährliche Dynamik wurde über mittlere monatliche Raten der P-Retention bzw. des P-Nettoexports abgebildet. Die im Zeitfenster 1995–2000 bestimmten Raten mit der Dimension einer Fracht [mg P/m²/d] wurden den im Modell TraM abgebildeten Seen als zusätzliche Randbedingung zugeordnet.

Im Falle des Stickstoffs wurde keine Modellierung einzelner N-Spezies vorgenommen, sondern nur der Summenparameter TN betrachtet. Vereinfachend wurde davon ausgegangen, dass der TN-Verlust durch Denitrifikation und Sedimentation (JENSEN et al 1990, 1992) linear von der TN-Konzentration abhängig ist, da sowohl der Nitratabbau durch Denitrifikation (CHAPRA 1997) als auch die Sedimentation im turbulenten Milieu (SCHEFFER 1998) als Prozesse erster Ordnung beschreibbar sind. Monatliche Werte der Verlustrate [1/d] wurden für die simulierten Gewässerabschnitte durch Modellkalibrierung anhand monatlicher Medianwerte der TN-Konzentration an 12 Gütemessstellen bestimmt (Periode 1995–2000). Die Verwendung monatlicher Werte berücksichtigt die saisonale Variabilität der N-Retention aufgrund der Temperaturjahresgänge und des Anteils partikulären N am Gesamtstickstoff. Die Verwendung empirischer Modelle zur Beschreibung der gewässerinternen Retention von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor hat zur Folge, dass das entwickelte Stofftransportmodell für die Stauhaltung nur eingeschränkt szenariofähig ist. Werden Szenariorechnungen mit veränderten Wasser- und Stoffeinträgen über die Zuflüsse durchgeführt (Kapitel 9.2.2), dann enthalten die Simulationsergebnisse stets die Annahme, dass die Parameter des gewässerinternen Nährstoffumsatzes trotz veränderter Randbedingungen ihre Gültigkeit behalten. Eine erfolgreiche Modellvalidierung anhand eines nicht für Kalibrierzwecke genutzten Zeitfensters (s.u.) kann diese Annahme zwar stützen, den strukturellen Mangel einer empirischen gegenüber einer physikalisch/biologisch/chemisch begründeten Prozessbeschreibung aber nicht kompensieren.

Verwendete Datengrundlagen

Wesentliche Datengrundlagen des Modellierungsansatzes sind bereits aus der Darstellung der Randbedingungen in Abb. 6.9 ersichtlich. Von besonders hoher Bedeutung sind die getroffenen Annahmen über den Wasser- und Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet der Spree, da etwa 70 % des Phosphors und 80 % des Stickstoffs, der über Obere Havel, Nuthe, Spree und Teltowkanal in die Stauhaltung Brandenburg eingetragen wird, aus den beiden letztgenannten Zuflüssen stammt (Bezugszeitraum 1994–2002). Die Durchflüsse an den Mündungen von Spree und Teltowkanal wurden für den Betrachtungszeitraum 2003–2015 auf Basis der Messreihe 1988–2000 durch Überlagerung eines Trends abgeschätzt, der aus Ergebnissen des GLOWA-Projekts (BfG 2003) ableitbar ist. Die benötigten Ganglinien für TP- und TN-Frachten wurden auf Basis einer Analyse der Fracht-Durchfluss-Beziehungen bis 2002 für die Gütemessstellen an den Mündungen von Spree und Teltowkanal generiert. In einem gesonderten Szenario wurde eine Reduzierung der mittleren TP-Konzentrationen in Spree und Teltowkanal gemäß den in SBB (2001) formulierten Zielen unterstellt (etwa 50%ige Reduzierung der P-Fracht).

Neben dynamischen Randbedingungen werden für die Modellierung des Wasser- und Stofftransports im Gewässernetz in erster Linie geometrische Informationen benötigt (Abb 6.10). Für den untersuchten Havelabschnitt standen originale Vermessungsdaten des WSA Brandenburg sowie die Datengrundlage des stationären Modells Hydrax der BfG zur Verfügung. Zur Erfassung der Vorländer sowie der Seebeckenformen wurden topografische Karten 1:10000 und digitale Höhenmodelle ausgewertet. Im Unterschied zu den Datengrundlagen der Einzugsgebietsmodelle, die – in unterschiedlicher Qualität – flächendeckend zur Verfügung stehen, existieren Querprofilinformationen in ausreichender Dichte im Wesentlichen nur

für die Bundeswasserstraße Havel. Eine Modellierung des Stofftransports in Nebengewässern ist daher gegenwärtig nicht möglich.

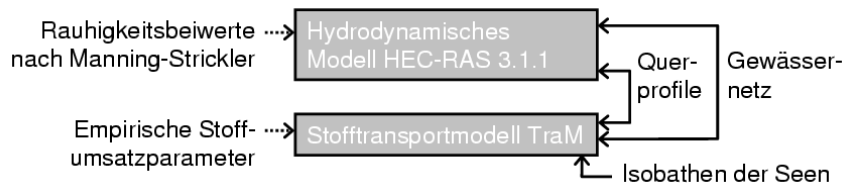


Abb. 6.10: Statische Datengrundlagen des hydrodynamischen Modells und des Stofftransportmodells. Durchgezogene Pfeile: Geometrische Informationen; Gepunktete Pfeile: Während der Modellkalibrierung ermittelte Parameter

Ergebnisse der Modellvalidierung

Einen Vergleich von beobachteten und mit dem kalibrierten Modell simulierten TP-Konzentrationen zeigen Abb. 6.11 und Tab 6.3. Aufgrund der Verwendung der mittleren, empirisch bestimmten Retentions- bzw. Freisetzungsraten unterscheidet sich die Güte der Simulation zwischen einzelnen Jahren. Die Überschätzung der TP-Konzentrationen durch das Modell in den Sommern 2003 und 2004 sollte vorerst nicht als eindeutiges Indiz für eine nachlassende P-Remobilisierung aus den Havel-sedimenten interpretiert werden. Starke Schwankungen der Nettofreisetzung von Phosphat zwischen einzelnen Jahren sind u.a. auch aufgrund der Variabilität der Biomassenentwicklung, schwankender Anteile einzelner Algengruppen an der Phytoplanktonbiomasse sowie aufgrund unterschiedlicher Witterungsverläufe zu erwarten.

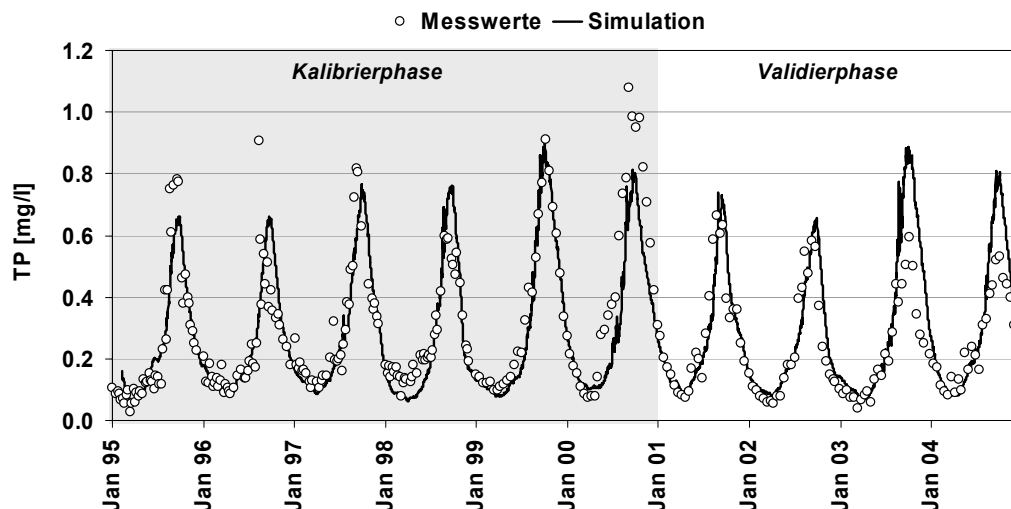


Abb. 6.11: Gemessene und simulierte TP-Konzentration an der Gütemessstelle Ketzin

Eine verlässliche Langfristsimulation der P-Konzentrationen in der Unteren Havel erfordert ganz offensichtlich die Erweiterung des Modells TraM durch ein Modul zur konzeptionellen Beschreibung des Phosphoraustauschs zwischen Wasser und Sediment. Entsprechende Konzepte sind in der Vergangenheit bereits entwickelt worden (z.B. VAN DER MOLEN 1991), deren Implementation und Parametrisierung hätte die im Verbundprojekt verfügbaren Ressourcen jedoch überstiegen. Die Güte der Modellsimulation für den Parameter TN geht aus Abb. 6.12 und Tab. 6.3 hervor. Deutlich wird die größere Variabilität der Konzentrationen in den Jahren vor 1998, die durch das anhand monatlicher Mittelwerte kalibrierte Modell nicht

wiedergegeben wird. Während der Nash/Sutcliffe-Index während der Kalibrierphase Werte um Null annimmt und ab dem Jahr 2000 Werte über 0.5 auftreten, zeigt der mittlere prozentuale Fehler über den gesamten Zeitraum eine geringere Variation (Tab 6.3).

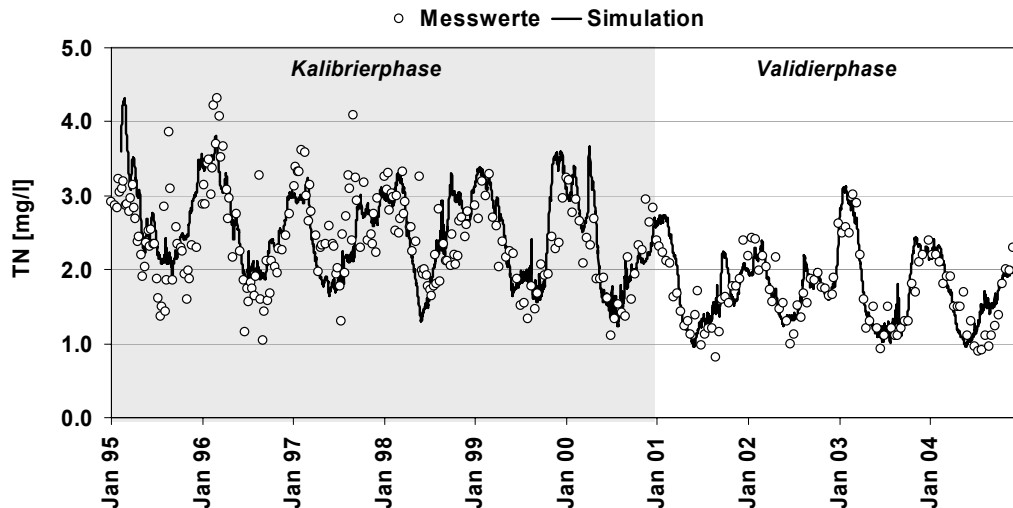


Abb. 6.12: Gemessene und simulierte TN-Konzentration an der Gütemessstelle Ketzin

Tab. 6.3: Fehlermaße simulierter TP- und TN-Konzentrationen an der Messstelle Ketzin für einzelne Jahre des Kalibrier- (95–00) und Validierungszeitraums (01–04). ME: mittlerer Fehler [mg/l] (positiv: Über-, negativ: Unterschätzung), MAPE: mittlerer absoluter prozentualer Fehler [%], NASH: Effizienz nach Nash/Sutcliffe

| | Jahr | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 |
|----|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|
| TP | ME | -0.02 | 0.01 | -0.02 | -0.01 | -0.02 | -0.13 | -0.01 | 0.02 | 0.10 | 0.05 |
| | MAPE | 30.2 | 21.6 | 18.4 | 28.0 | 14.8 | 29.9 | 18.6 | 27.1 | 41.7 | 24.4 |
| | NASH | 0.70 | 0.42 | 0.82 | 0.71 | 0.96 | 0.69 | 0.81 | 0.81 | 0.02 | 0.43 |
| TN | ME | 0.18 | -0.15 | -0.33 | 0.07 | 0.30 | 0.08 | 0.17 | 0.02 | 0.12 | 0.05 |
| | MAPE | 25.2 | 18.6 | 18.1 | 17.6 | 19.2 | 15.8 | 20.1 | 10.5 | 13.0 | 20.7 |
| | NASH | -0.19 | 0.10 | 0.03 | -0.26 | 0.10 | 0.55 | 0.36 | 0.57 | 0.80 | 0.54 |

6.4 Ermittlung sozioökonomischer Auswirkungen von Landnutzungsänderungen im Havelgebiet

Gert Neubert, Ronald Thiel

Datengrundlage für die Ermittlung der sozioökonomischen Auswirkungen der Bewirtschaftungsszenarios in den untersuchten Einzugsgebieten bildeten einerseits einzelbetrieblich und flurstücksbezogen vorliegende Daten aus dem **Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem** (InVeKos) für Agrarförderung des Landes Brandenburg der Jahre 2002 und 2003 (siehe Abb. 6.13). Sie liefern die Anbaustruktur, flächen- und tierbezogene Förderungen und z. T. Tierbestände für ca. 80 % der statistisch erfassten landwirtschaftlichen Betriebe und 99 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Landes. Auf ihrer Basis wurde die Ist-Situation in den Gebieten analysiert und Anbaurestriktionen für die Szenarioberechnungen (Futterbedarf,

-struktur, Flächeanteil viehlosen Ackerbaubetriebe mit Grenzen bzw. Mehraufwand für Acker- in Grünland-Umwandlung) abgeleitet.

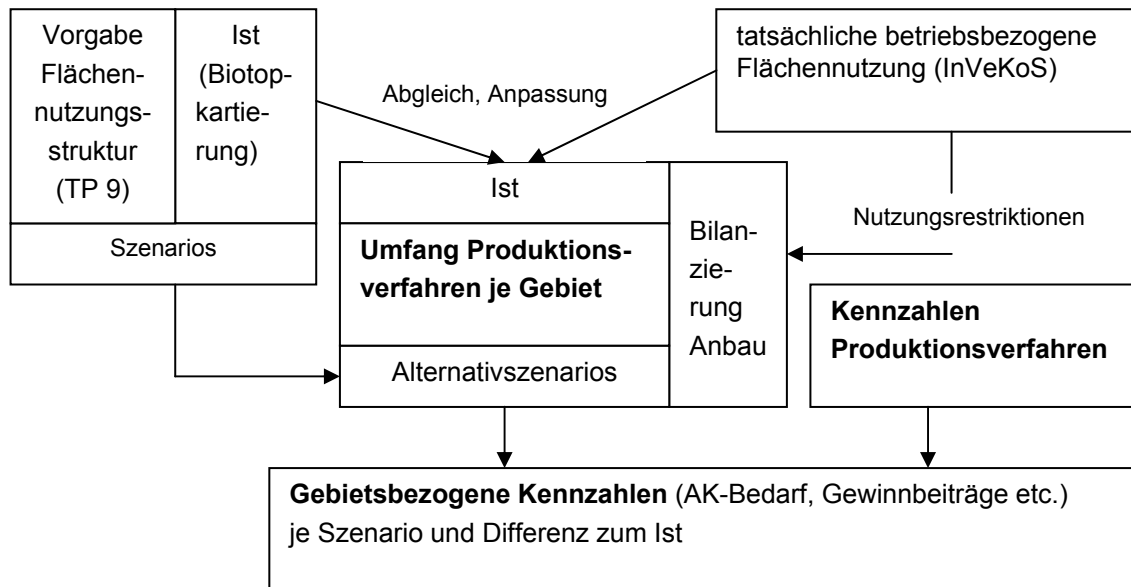


Abb. 6.13: Ermittlung der sozioökonomischen Bewertungskennzahlen je Einzugsgebiet

Andererseits bildeten die Datensammlungen für die Betriebsplanung (LVLF 2005, KTBL 2004) neben anderen die wesentlichen Quellen für die Kalkulation der verfahrensspezifischen Kennzahlen. Die in Tabelle 6.4 aufgeführten ausgewählten Produktionsverfahren erfassen voll die vorgeschlagenen Maßnahmen in den Szenarios und lassen die Kalkulation der Auswirkungen je Gebiet trotz Abstraktion mit hinreichender Genauigkeit zu.

Die Berechnungen erfolgten mit Hilfe eines problemspezifisch entwickelten Kalkulationsprogramms (Excel), Situationsanalyse, Betriebsdatenauswertung und -aufbereitung mit Access.

Tab. 6.4: Berücksichtigte Produktionsverfahren für die Auswirkungsrechnungen

| Ackerland* | Grünland | Forsten |
|--|---|------------------------------------|
| Wintergetreide (gew. Mittel der Arten je LBG) | Mähweide, intensiv mit und ohne Milchvieh | Aufforstung auf Acker-/Grünland |
| Sommergetreide (gew. Mittel der Arten je LBG) | Mähweide, extensiv ohne chem. synth. N-Dünger mit/ohne Mutterkühe | Aufforstung auf Brachland |
| Körnerleguminosen (Lupine, Erbse je LBG-Anteil) | Mähweide, ext. mit hoher Wasserhal- tung/Spätnutzung mit/ohne Mutterkühe | Waldumbau (Misch- wald) |
| Kartoffeln, Zuckerrüben (je LBG-Anteil) | Mähweide ohne Düngung mit/ohne Mutterkühe | |
| Zwischenfrüchte (Raps, Ölerrettich) | Mähweide ohne Düngung mit hoher Wasserhaltung mit/ohne Mutterkühe | |
| Stilllegung | | |
| Silomais mit u. ohne Milchvieh | Landschaftspflege (Mulchen) | |
| Ackergras mit u. ohne Milchvieh | | |

* jeweils für Landbaugebiete (LBG) II, III und IV mit Ackerzahlbereichen von 23...28, 29...35 und 36...45, die anteilig für die Einzugsgebiete berücksichtigt wurden.

Da die Flächennutzungsstruktur für die Szenarios seitens der Projektpartner über GIS-basierte Biotopkartierung (aus CIR-Befliegung 1993/94) ermittelt bzw. vorgegeben wurde und Umfang, Art und Intensität der Grünland- wie Ackernutzung z. T. gravierend von der tatsächlichen, aktuellen Nutzung abweichen bzw. nicht über CIR erfassbar sind (z.B. Nutzungsintensität/Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen), bedurfte es eines Abgleichs und einer Anpassung bzw. Untersetzung mit den betrieblichen InVeKos-Daten, um den Umfang der o. g. Produktionsverfahren in den Gebieten und Szenarios bestimmen zu können.

Tab. 6.5: Charakterisierung der wesentlichen verwendeten Bewertungskennzahlen

| Kennzahl | Ermittlung | Aussage, Anwendung |
|---|---|---|
| Veränderung des Arbeitsbedarfs (Anzahl AKE/Gebiet, Akh/ha*) | Σ (Akh je Produktionsverfahren * Umfang PV) + 50 % für sonstige Arbeiten; 1 AKE = 1800 Akh/Jahr; Differenz zum Ist | Kriterium zur Auswirkung auf Beschäftigungsgrad / Arbeitsmarkt; Komplementärkriterium zu Erwerbsverlusten mit AK-Anpassung |
| Erwerbsverluste (Einkommenseinbußen) ohne AK-Anpassung (€/Gebiet, €/ha) | Differenz des GDB** +/- flächennutzungsabhängige Erträge (Prämien) und Kosten zum Ist | Kriterium für ökonomische Auswirkungen der Betroffenen und notwendige Ausgleichszahlungen bei freier Arbeitskapazität ohne alternativer Beschäftigungsmöglichkeit |
| Erwerbsverluste (Einkommenseinbußen) mit AK-Anpassung (€/Gebiet, €/ha) | Differenz des lohnkostenfreier GDB +/- flächennutzungsabhängige Erträge (Prämien) und Kosten zum Ist | Kriterium für ökonomische Auswirkungen der Betroffenen und notwendige Ausgleichszahlungen bei Lohnarbeit bzw. alternativer Beschäftigungsmöglichkeit; Komplementärkriterium zur Veränderung Arbeitsbedarf |
| Gesellschaftliche (Opportunitäts-) Kosten (€/Gebiet, €/ha) | Einkommenseinbußen ohne Direktzahlungen; | (Netto-)Aufwand der Gesellschaft für Maßnahmeumsetzung; Differenzierung nach Finanzierungsquelle (EG, Bund, Land) |
| Potenzielle N-(P-) Entlastungskosten, betrieblich (€/kg N, P) | Erwerbsverluste je ha / N-(P-)Austragsminderung je ha | Kriterium für Maßnahmeeffizienz (aus Sicht der Betroffenen); |
| Potenzielle N-(P-) Entlastungskosten, gesellschaftlich (€/kg N, P) | gesellschaftliche Kosten je ha / N-(P-) Austragsminderung je ha | Kriterium für Maßnahmeeffizienz (aus Sicht der Gesellschaft) |

* Bezugsfläche ist für Auswirkungen für die Landwirtschaft die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) des Gebietes im Ist (SZ A2) bzw. die durch die Maßnahme betroffene LF; für die Gesamtauswirkungen die Landfläche (LF + Forst + Brachland)

** GDB = Gesamtdeckungsbeitrag = Summe der DB der Verfahren * Umfang je Gebiet; DB = Erlöse + verfahrensgekoppelte Prämien – Spezialkosten – Technikkosten

Dies wurde über einen Verschnitt mit der digitalisierten Flurübersichtskarte realisiert. Da die Flur (mit überwiegenden Größen zwischen 100 und 500 ha) die kleinste GIS-Flächeneinheit für die InVeKos-Daten ist, kann innerhalb der Fluren keine Standortdeckung mit den Nutzungsdaten der Biotopkartierung bzw. keine flächen- und betriebskonkrete Zuordnung der Maßnahmen hergestellt werden. Dies schränkt die Genauigkeit und Möglichkeit der Einbeziehung betrieblicher Aspekte (Faktorenauslastung/-begrenzung) ein. Auch wenn ab 2005 anstelle der Fluren als kleinste GIS-Einheit für die Agrarnutzungs- und -förderdaten die Feld-

blöcke treten, bleibt diese Problematik bestehen bzw. verschärft sich wegen der im Mittel etwas größeren Feldblöcke noch. Für die flächen- und betriebskonkrete Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen insbesondere mit stark Verkehrswert mindernden Maßnahmen (Verdünnung, Umnutzung, Nutzungsaufgabe) ist daher eine betriebsbezogene Flächenerhebung vor Ort unumgänglich. Für die Abschätzung der Auswirkungen für größere Einzugsgebiete – wie im vorliegenden Fall – reicht die von Einzelbetrieben abstrahierte Vorgehensweise aus, zumal die wesentlichen Differenzierungen der Produktionsverfahren und Anbaurestriktionen entsprechend der tatsächlichen betrieblichen Nutzung berücksichtigt wurden.

Für Aussagen zur Betriebsstruktur wurde ein Betrieb dem Einzugs-/Untersuchungsgebiet zugeordnet, in dem sein größter Flächenanteil liegt. Je kleiner ein Gebiet, z.B. ein Fokusgebiet, ist und je größer die Betriebe sind, desto geringer kann die Flächenübereinstimmung bzw. -repräsentanz sein.

Die im Wesentlichen für die Bewertung herangezogenen Kennzahlen sind in Tabelle 6.5 charakterisiert. Es sind prinzipiell Differenzen der sich auf die Landnutzung beziehenden Bewirtschaftungsszenarios B 1, 2 und C 2.1, 2, 3 zu Szenario A 2 (gängige Praxis bei veränderten künftigen (2015) Rahmenbedingungen, Szenarios s. Punkt 7.2). Dementsprechend gehen die Kalkulationen auch von der Endstufe (2013) der beschlossenen Regelungen zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) aus, d.h. insbesondere entkoppelte Betriebsprämien in Form von Bundesland einheitlichen LF-Prämien anstelle der verfahrensbezogenen Tier- und Grande Cultures-Prämien (weitere Eckpunkte, Konsequenzen s. u. a. Kapitel 5.2).

7 Definition der Entwicklungsziele und der Bewirtschaftungsszenarios

7.1 Definition der Entwicklungsziele für die Havel und ihr Einzugsgebiet

Ilka Schönfelder, Jörg Schönfelder, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Christiane Koll, Jochen Schanze, Oliver Wiemann

7.1.1 Gewässerökologische Ziele

Zu Beginn des Projektes waren die gewässerökologischen Zielstellungen im Gegensatz zu den vorsorgeorientierten und nutzungsorientierten Zielen auf Grund noch fehlender gewässerökologischer Leitbilder nur im Wortlaut definierbar, wie sie die WRRL vorgibt. Da jedoch für die Bewertung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen quantitative Kennwerte benötigt wurden, sind im Projekt eigene Untersuchungen zu den gewässerökologischen Zielen vorgenommen worden, deren Ergebnisse hier dargestellt werden.

Ein Ziel der Richtlinie 2000/60/EG (EUROPEAN UNION, 2000; EG-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) ist es, keine Verschlechterung des Zustands der Gewässer zuzulassen und in den aktuell noch belasteten Gewässern bis zum Jahr 2015 – mit Verlängerungsoptionen bis 2027 – einen guten Zustand zu erreichen. Dazu zählt zum einen ein guter chemischer Zustand, der durch die Konzentrationen bestimmter Schadstoffe im Wasser definiert wird. Zum zweiten ist ein guter ökologischer Zustand der Gewässer zu erreichen. Er wird über Merkmale der Besiedlung mit den vier Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phyto-benthos, benthische wirbellose Tiere und Fische definiert. Durch die Bewirtschaftung sind bestimmte „unterstützende“ physikalische, chemische, hydrologische und ökomorphologische Merkmale der Gewässer so naturnah zu erhalten oder wieder herzustellen, dass die Funktionalität der typspezifischen Lebensgemeinschaften im Ökosystem sicher gestellt wird. Die Orientierung am anthropogen ungestörten Zustand, von dem durch die Bewirtschaftung nur geringfügig abgewichen werden darf, setzt dessen Kenntnis voraus. Dieser sogenannte **ökologische Referenzzustand** der Gewässer dient als Anschlagpunkt für die Messlatte der künftigen Gewässerbewertung. Anthropogen nur geringfügig beeinträchtigte Gewässer werden anhand biologischer Befunde als „gut“ eingestuft. Insofern sind weiterhin die biozönotischen Gradienten der unterschiedlichen Gewässertypen mit der Intensität bewirtschaftungsrelevanter Störungen zu korrelieren und das Attribut „geringfügig“ in Beträge biozönotisch basierter Metrics umzurechnen. Die Grenzwerte physikalischer, chemischer, hydrologischer und ökomorphologischer Merkmale, unter denen gerade noch mit einer nur geringfügigen Abweichung der biologischen Qualitätskomponenten vom anthropogen ungestörten Zustand zu rechnen ist, sind als fachliche Untersetzung der Bewirtschaftungsziele für die Gewässerbewirtschaftung bereitzustellen.

Innerhalb des Haveleinzugsgebietes bestehen derzeit erhebliche qualitative Unterschiede zwischen den Seen. So erreicht der 68 m tiefe Stechlinsee im Sommer Sichttiefen von 8 m, wohingegen die Potsdamer Havelseen selten Sichttiefen über 80 cm aufweisen. Als Ursachen für typabhängige Unterschiede der Sichttiefe sind Unterschiede im Nährstoffhaushalt

und in der Schichtungsstabilität anzunehmen. Unklar ist dabei zum Einen, inwieweit sich im norddeutschen Jungglazialgebiet tiefe Seen untereinander von Natur aus im Nährstoffstatus unterschieden haben. Völlig unklar ist zum Zweiten der ehemals natürliche Nährstoffstatus der Flachseen im Haveleinzugsgebiet, denn im Gegensatz zu den tieferen Seen der Region sind alle Flachseen seit Jahrhunderten mehr oder minder starken anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Unangemessene Bewertungsskalen für diese Seen können z. B. zu pessimistischen Einstufungen ihres ökologischen Zustands führen. Bei der Bewirtschaftungsplanung können dann als Folge solcher systematischen Fehler unangemessen hohe Kosten für die Planung und Durchführung von Maßnahmenprogrammen entstehen, die bei korrekter Berücksichtigung der naturräumlichen Voraussetzungen vermieden werden können.

Die Bewertungsskalen für im Längskontinuum des Gewässernetzes aufeinanderfolgende Fließgewässer- und Seentypen sind darum sorgfältig an den jeweils naturraumtypischen Referenzzuständen einzuhängen und in ökologisch begründeter und wasserwirtschaftlich sinnvoller Weise für die einzelnen Gewässertypen der Ökoregion aufeinander abzustimmen.

Für die im Rahmen einer zeitlich und finanziell eng begrenzten Forschungsleistung zur ökologischen Bewertung und Bewirtschaftungsplanung eines derart komplexen Gewässersystems, wie das der Havel, war von vorn herein die Bezugnahme auf eine oder wenige ökologisch durchschlagende, zugleich aber auch durch Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussbare Gewässerkenngrößen erforderlich, um sich nicht in der unendlichen Vielfalt ökologischer Metrics, möglicher Einflussflussfaktoren und ihren Wechselwirkungen zu verstricken. In Bezug auf die Gewässergüte fiel die Wahl auf die Mastervariable **Gesamtposphatkonzentration** (total phosphorus, **TP**). Als Folge eines Überangebotes an Phosphaten kommt es in den von der Havel durchflossenen Seen in jedem Sommer zu starker Planktonentwicklung mit pH-Wert-Spitzen über 9,0. In den nachfolgenden Freifließstrecken der Havel ergeben sich Verschlammungstendenzen und phasenweise morgendliche Sauerstoffminima unter 5 mg/l. Bei Sichttiefen, die im Sommer überwiegend unter 1,0 m liegen, ist das Lichtklima für untergetauchte höhere Wasserpflanzen ungeeignet, auch das reduktive Milieu im Gewässergrund scheint negativ auf die Ansiedlung von Makrophyten zu wirken. Somit sind die Habitatbedingungen für Raubfische, insbesondere den Hecht als autochthonen Gipfelprädatör, ungünstig und Cypriniden entwickeln sich in unkontrollierten Überbeständen.

Durch paläolimnologische Methoden wurde deshalb untersucht, inwieweit die verbreitete Modellvorstellung von einem ökologisch intakten See, dass niedrige Gesamtposphorkonzentrationen unter anthropogen ungestörten Bedingungen zumindest phasenweise zur Limitation des Phytoplanktonwachstums geführt haben, auch auf die Seen verschiedener Typen des Haveleinzugsgebietes zutreffen. Die langjährigen Messreihen der ortho-Phosphatkonzentrationen als auch des Chlorophyll a/TP-Verhältnisses der Messstationen Hennigsdorf, Potsdam, Geltow, Brandenburg und Göttlin zeigen, dass Phosphate in den zurückliegenden Jahrzehnten bis auf einzelne Tage im April (Diatomeenblüte) immer ausreichend biologisch verfügbar waren und die Chlorophyll-a-Gehalte der Havelseen auch nur in wenigen Apriltagen durch die Phosphorverfügbarkeit begrenzt worden sein kann.

Zur **Beschreibung des anthropogen ungestörten Zustandes** sowie zur Ableitung von Bewirtschaftungszielen für TP in den Seen des Haveleinzugsgebietes wurde die **Methode der Retrospektive** genutzt. Museumsbelege oder schriftliche Überlieferungen aus Zeiten, in

denen die z.B. von der Spree und der Havel durchflossenen Seen der Mark Brandenburg keinen eventuell störenden anthropogenen Einflüssen ausgesetzt waren, sind nicht vorhanden. Deshalb setzt die Paläolimnologie auf die Analyse von Mikrofossilien in Sedimentbohrkernen, mit denen im Prinzip die Geschichte jedes Sees bis zurück zum Jahr seiner Entstehung rekonstruiert werden kann. So gelingt es zunehmend besser, auch ökologische Zustände aus Zeiträumen ohne oder mit höchstens sehr geringer menschlicher Beeinflussung zu beschreiben. Beispiele hierfür sind die Rekonstruktion der Langzeitveränderungen der Nährstoffbelastung in der unteren Spree (SCHÖNFELDER 1998), der unteren Havel (SCHÖNFELDER & STEINBERG 2004), dem Jungferensee bei Potsdam (SCHÖNFELDER 2000 b) sowie die Untersuchungen der Leitbild-Biozönosen in polymiktischen Seen Brandenburgs (MISCHKE et al. 2003). Durch die Untersuchungen der langzeitlichen Sukzessionsabfolge, bei der manche Seen oft mehr als einen Typ durchleben, müssten sich die empirisch ermittelten Zusammenhänge zwischen dem potenziell natürlichen Trophiezustand und bestimmten hydromorphologisch umrissenen Seetypen beschreiben lassen. Das Projekt sollte dazu für die Ökoregion 14 "Zentrales Europäisches Flachland" einen Beitrag leisten. Der Mangel an Kenntnissen über die Referenzzustände von Seen mit großen Einzugsgebieten, wie sie im norddeutschen Tiefland häufig vorkommen, hatte bislang zur Folge, dass die zur Implementierung der WRRL seit 2001 in Entwicklung befindlichen biozönotisch basierten Bewertungsverfahren (z.B. SCHAUMBURG et al. 2004) für die Seetypen des Tieflands vorerst nur provisorisch und auf sehr schwacher Datengrundlage (Typen 10 und 11 nach MATHES et al. 2002) oder noch gar nicht (Typ 12) aufgestellt werden konnten. Ziel des Projektes war es deshalb auch, einen **Beitrag zur Validierung und Neuentwicklung von biozönotisch basierten Bewertungsverfahren für stark durchflossene Seen** im norddeutschen Tiefland zu leisten. Anhand von Transferfunktionen sollten die für die wassergütewirtschaftliche Mastervariable TP aufgestellten Bewirtschaftungsziele direkt in eine biozönotisch definierte Maßzahl (Metric) umgerechnet werden. So kann im Zuge des operativen Monitorings die allmähliche Annäherung an das Bewirtschaftungsziel mit chemischen und biologischen Arbeitsmethoden dokumentiert werden.

Methoden

Zur Ableitung der ungestörten ökologischen Referenzbedingungen der Havel und ausgewählter Seen hinsichtlich bewirtschaftungsrelevanter Parameter der Wasserbeschaffenheit wurde die Methode der Retrospektive gewählt, da aktuell zu wenige ungestörte durchflossene Seen im Haveleinzugsgebiet und darüber hinaus bekannt sind. Dazu wurden Sedimentstratigrafien untersucht, die Zeiträume bis ca. 8.000 Jahre vor Christus (before Christ, BC) abdecken. Die verwendeten Sediment-Langkernsequenzen (16 – 21 m lang) stammen aus vier Seen unterschiedlicher Typen nach der Typologie von MATHES et al. 2002: Wittweese bei Rheinsberg - Typ 13; Stolpsee bei Himmelpfort - Typ 10, Blankensee östlich Beelitz - Sukzessionsabfolge von Typ 10, 11 und 12; Breitlingsee bei Brandenburg an der Havel - Sukzessionsabfolge Typ 10 und 12. Sie wurden im Jahr 2002 durch das GeoForschungs-Zentrum Potsdam (Arbeitsgruppe Prof. J. Negendank / J. Baier) mit Hilfe eines Usinger-Kolbenbohrgerätes erbohrt. Zusätzlich konnte im Vorhaben ein 2,5 m langer Gefrierkern aus dem Blankensee untersucht werden, der in einem früheren Projekt der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Auftrag des Umweltministeriums Brandenburg entnom-

men worden war. Die ungestörten Sedimentstratigraphien repräsentieren die vier im Havel-einzugsgebiet häufigen Seetypen (Tab. 7.1).

Tab. 7.1: Im Haveleinzugsgebiet liegende Seetypen nach der Typologie von MATHES et al. 2002

| See | Lage | Typ nach Mathes et al. (2002) | Schichtung | relative Größe d. Einzugsgebietes |
|-----------------------|----------------------|-------------------------------|---------------|-----------------------------------|
| Wittwese | NE Rheinsberg | 13 | geschichtet | klein |
| Stolpsee | SE Fürstenberg | 10 | geschichtet | groß |
| Blankensee (fossil) | SE Potsdam | 10 | geschichtet | groß |
| Blankensee (fossil) | SE Potsdam | 11 | ungeschichtet | groß |
| Blankensee | SE Potsdam | 12 | ungeschichtet | sehr groß |
| Breitlingsee (fossil) | E Brandenburg /Havel | 10 | geschichtet | sehr groß |
| Breitlingsee | E Brandenburg /Havel | 12 | ungeschichtet | sehr groß |

Die fossilen Diatomeenschalen (Kieselalgen, Bacillariophyceae) ausgewählter Sedimentschichten wurden präpariert und mikroskopisch analysiert. Mit statistisch engen Korrelationen zwischen rezenten Diatomeengemeinschaften und gemessenen limnochemischen Variablen, sogenannte **Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen** (SCHÖNFELDER 1997, 2000a, SCHÖNFELDER et al. 2002) wurden Rückschlüsse auf die Wasserbeschaffenheit in den untersuchten Seen in den letzten 8.000 Jahren gezogen. Die Ergebnisse aus dem Zeitraum vor 700 AD, dem Zeitraum mit regional höchstens sehr geringfügigen anthropogenen Einflüssen auf die Gewässer, wurden zu Referenzbedingungen aggregiert. Das unterstützend wurden Messergebnisse der Gewässerüberwachung des Landesumweltamtes und des Projektes Seenkataster Brandenburg zur Validierung der Modellvorstellungen über die natürlich bedingte Variabilität der TP-Konzentration in geschichteten Seen mit kleinen Einzugsgebieten (Typ 13) herangezogen.

Die Diatomeenreste im Seetiefsten liefern außerdem ein gutes Abbild über den relativen Anteil an planktischer und benthischer Primärproduktion im See. Der prozentuale Anteil der Individuenzahlen aller benthischen Diatomeenformen stimmt nahezu 1:1 mit dem Anteil der Litoralfäche an der Seefläche überein. Diatomeen reflektieren damit das Verhältnis zwischen Sichttiefe und mittlerer Tiefe des Sees. So entfielen in 69 untersuchten Proben des oberen Zentimeters frischen Schlammes von der tiefsten Stelle aus Seen in Berlin und Brandenburg im Median 65 % der Diatomeenschalen auf planktische Formen und 35 % auf benthische Formen. Der Anteil der planktischen Formen im Profundalsediment kann in nährstoffreichen, sommerlich geschichteten Seen auf über 90 % steigen. So liegt auch in sehr nährstoffreichen Flachseen der Planktonanteil unter 50 %, wenn ein Lichteinfall im überwiegenden Teil der Seefläche bis auf den Grund möglich ist. In Seen mit häufiger Grundsicht an der tiefsten Stelle ist der Planktonanteil in der Regel < 10 %, auch wenn der See tiefer als 5 m ist (z.B. Südlicher Giesenschlagsee im Quellgebiet des Rhins).

Ergebnisse

Die **Sedimentationsraten** liegen in den Seen Berlins und Brandenburgs bei 2 – 5 mm pro Jahr (unkompaktierte, halbfüssige Phase). Durch Wasserverdrängung verdichten sich im Verlaufe der Jahrhunderte diese Jahreslagen auf ca. 0,5 – 3,5 mm Dicke.

In den meisten untersuchten Sedimentschichten aus allen postglazialen Zeiten, auch im Wittwese, dominierten planktische Diatomeen. Dominanz von benthischen *Fragilaria* spp. wurde phasenweise nur für den Blankensee (1200 – 1800 AD) und den Breitlingsee (um 1730) gefunden. Dominanz benthischer Diatomeen, gleichbedeutend mit Grundsicht im größten Teil des Sees, ist demnach nur für Flusseen einer mittleren Tiefe < 3 m und nur unter anthropogen höchstens gering gestörten Bedingungen typisch. Das Phänomen der Dominanz benthischer Primärproduktion („eutrophe flache Klarwasserseen“) trifft auf die von der Havel selbst durchflossenen Seen nicht zu. Da die Nährstoffniveaus der Havelseen (Breitlingsee) und des Blankensees jedoch fast gleich sind, ist für das Auftreten eutropher flacher planktonarmer Klarwasserseen weiterhin entscheidend, ob ein Flussee unmittelbar vom Ausfluss eines Flussees und dessen Planktonfracht (z. B. des Zernsees, dieser wiederum von der Werderschen Havel, diese wiederum vom Schwielowsee u.s.w.) gespeist wird, oder von einem planktonarmen Fluss, wie z. B. der Nieplitz im Referenzzustand. Hinweise auf eventuelle Einflüsse von Makrophyten auf die Entwicklung planktischer Diatomeen konnten nicht gefunden werden. TP erwies sich als entscheidendes Kriterium für die Zusammensetzung des Diatomeenplanktons. Auswaschungseffekte in Flusseen durch sehr kurze Verweilzeiten (< 30 Tage) mit der Folge der Bevorteilung benthischer Diatomeen gegenüber planktischen Formen waren nur messbar, wenn ein Zufluss über einen planktonarmen Fluss erfolgt. Diese Auswaschungseffekte hatten im Blankensee im Naturzustand keine Auswirkung auf die TP-Konzentration im See. Diese war daher bereits zwischen 8.000 und 2.000 Jahren vor heute offenbar geogen bedingt sehr hoch.

Wenn eine messbare Verringerung der Planktontrübung in den Seen der Havel zwischen Niederneuendorf und Pritzerbe angestrebt wird, wäre daher eine wirkungsvolle Absenkung der mittleren TP-Konzentrationen und eine gezielte Steigerung der Fraßverluste durch Zooplankton in den Seen dieser Kette und durch Zoobenthos in der Nuthe erforderlich, beginnend am Niederneuendorfer See und in der Nieplitz und Nuthe unterhalb des Blankensees.

Die **anthropogen unbeeinflussten Nährstoffkonzentrationen** liegen für den Wittwese und vergleichbare Seen des Typs 13 auf schwach mesotrophem Niveau (TP = 12 – 14 µg/l; TN = 360 – 420 µg/l). Für den Stolpsee, den fossilen Blankensee, den fossilen Breitlingsee und hydromorphologisch vergleichbare Seen des Typs 10 mit sehr großem Einzugsgebiet (VQ > 15) lagen sie auf eutrophem Niveau (TP = 37 – 53 µg/l; TN = 950 – 1380 µg/l). Für stark durchflossene polymiktische Seen der Typen 11 und 12 (VQ > 15; fossiler Blankensee, Breitlingsee zwischen 200 BC und 900 AD) konnten ausschließlich hoch eutrophe Zustände für anthropogen ungestörte Zeiträume belegt werden (TP = 45 – 66 µg/l; TN = 1200 – 1600 µg/l).

Die biozönotischen Reaktionen auf Senkungen der TP-Belastung können mit drei im Projekt für die Seen im norddeutschen Tiefland entwickelten und geeichten diatomeenbasierten Indizes mit der erforderlichen Genauigkeit und Zuverlässigkeit überwacht werden. Der **Diatomeenindex für Litoralproben** (DI-LIT) ist für eine Bewertung der Nährstoffverfügbarkeit in Litoralbereichen aller Seen Norddeutschlands geeignet. Eine Anwendung des DI-LIT auf fossile Proben aus Profundalsedimenten wird nicht empfohlen, da diese systematisch eine andere Zusammensetzung haben als Litoralproben. Auf Diatomeenreste in Litoralbohrkernen ist er natürlich anwendbar. Der **Diatomeenindex für benthische Diatomeen in Profund-**

alproben (DI-BENT) wurde für eine Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Mikrophytobenthos mit einer einzigen Probe entwickelt und kann besonders für das operative Monitoring in seenreichen Regionen empfohlen werden. Er ist an allen Seetypen Norddeutschlands einsetzbar. Der **Diatomeenindex für planktische Diatomeen in Profundalproben** (DI-PROF) wurde als Baustein für eine Bewertung von Seen mit der Teilkomponente Phytoplankton entwickelt. Er kann für die Überwachung des Trophiezustands von Seen der Typen 13, 10 und 11 empfohlen werden, in denen Belastungen zu Veränderungen der Zusammensetzung des Diatomeenplanktons führen. Die Flusseen der Havel unterhalb Niederneuendorf sind natürlich bedingt hoch eutroph. Die in den letzten 4.000 Jahren eingetretenen Veränderungen in der Zusammensetzung der planktischen Diatomeengemeinschaften dieser Seen sind nur geringfügig durch die Hypertrophierung nach 1970 beeinflusst worden und so ist auch nicht zu erwarten, dass sich die Zusammensetzung der planktischen Diatomeengemeinschaften dieser Seen durch Maßnahmen verändern wird. Deshalb werden die auf benthischen Diatomeen im Litoral und auf die Auswertung von Profundalproben basierenden Indizes für ein operatives Monitoring empfohlen.

Die Grenzwerte der TP-Konzentrationen für die 5 Güteklassen gemäß WRRL wurden für die Seetypen des Junggazials, die in den hier verbreiteten Seenketten gewöhnlich aufeinander folgen, so aufeinander abgestimmt, dass damit eine durchgängige Bewirtschaftung von Fluss-See-Kaskaden im Haveleinzugsgebiet möglich wird (Tabelle 7.2).

Tab. 7.2: Referenzzustände und Grenzwerte des Medians der Gesamtposphorkonzentration (TP) für die ökologischen Qualitätsstufen der Seetypen des Haveleinzugsgebietes

| Seetyp in Erweiterung von Mathes et al. (2002) | Volumenquotient [m ² /m ³] | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|--|---|-----------|------------|------------|----------------|------------|
| 13 | < 1,5 | < 17 µg/l | < 30 µg/l | < 55 µg/l | < 97 µg/l | > 97 µg/l |
| 10 a | 1,5 ... 5 | < 17 µg/l | < 30 µg/l | < 55 µg/l | < 97 µg/l | > 97 µg/l |
| 10 b | 5 ... 15 | < 30 µg/l | < 55 µg/l | < 97 µg/l | < 172 µg/l | > 172 µg/l |
| 10 c | > 15 | < 41 µg/l | < 73 µg/l | < 130 µg/l | < 230 µg/l | > 230 µg/l |
| 14 | < 1,5 | < 17 µg/l | < 30 µg/l | < 55 µg/l | < 97 µg/l | > 97 µg/l |
| 11 a | 1,5 ... 5 | < 30 µg/l | < 55 µg/l | < 97 µg/l | < 172 µg/l | > 172 µg/l |
| 11 b | 5 ... 15 | < 41 µg/l | < 73 µg/l | < 130 µg/l | < 230 µg/l | > 230 µg/l |
| 11 c | > 15 | < 55 µg/l | < 97 µg/l | < 172 µg/l | < 305 µg/l | > 305 µg/l |
| 12 a (geschichtete Seen vorgelagert) | > 150 | < 55 µg/l | < 97 µg/l | < 172 µg/l | < 305 µg/l | > 305 µg/l |
| 12 b (keine geschichteten Seen vorgelagert) | > 150 | < 97 µg/l | < 172 µg/l | < 305 µg/l | < 538 µg/l | > 538 µg/l |

Aus den dargestellten Grenzwerten für die Seetypen sind die Grenzwerte des Medians der Gesamtposphorkonzentration für die Fließgewässerabschnitte der Havel abzuleiten, die bei der Bewertung der Szenario-Modellierungsergebnisse bezüglich der Auswirkungen der darin enthaltenen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Gewässergüte herangezogen werden müssen. Eine auf Basis der Diatomeen-Analyse abgeleitete Klassifikation der Gesamtposphorgehalte existiert für den im Modell TraM betrachteten Havelabschnitt zwischen Spree-Mündung (Berlin-Spandau) und der Stadt Brandenburg nur für den Jungfernsee. Die übrigen

Havelseen sind jedoch dem gleichen Gewässertyp (Typ 12: kalkreichen, ungeschichteter Flachlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer zwischen 3 und 30 Tagen) zuzuordnen. Die Fließgewässerabschnitte in diesem Bereich (unterhalb Trebelsee und Sacrow-Paretzer-Kanal) sind stark durch die oberhalb liegenden Seen geprägt. Ihre P-Konzentration kann als der Ablaufkonzentration der Seen vom Typ 12 entsprechend angenommen werden. Das gilt auch schon für den Abschnitt vor der Spreemündung vom Niederneuendorfer See (bei Henningsdorf) ab, der nicht in TraM erfaßt ist. Auch flußabwärts von Brandenburg bis zur Mündung in die Elbe kann von den Typ12-Grenzwerten ausgegangen werden. Der Abschnitt der Oberhavel bis zum Niederneuendorfer See muß hinsichtlich der Grenzwerte von TP wie der Seetyp 10c eingeordnet werden. Da für Gesamtstickstoff keine entsprechende Klassifikation vorliegt, werden die Grenzwerte für TN über das N:P-Verhältnis abgeleitet. Bei einem Massenverhältnis von 14,5 liegen N und P in einem stöchiometrischen Verhältnis von 21:1 (doppeltes Redfield-Ratio) vor. Damit ergibt sich für die mit TraM modellierten Gewässer folgende Bewertungsskala.

Tab. 7.3: Bewertungsskala für TP und TN zur Einordnung der Modellierungsergebnisse

| | high | good | moderate | poor | bad |
|-----------|---------|---------------|---------------|---------------|---------|
| TP [mg/l] | < 0.097 | 0.097 – 0.172 | 0.172 – 0.305 | 0.305 – 0.538 | > 0.538 |
| TN [mg/l] | < 1.40 | 1.40 – 2.49 | 2.49 – 4.42 | 4.42 – 7.79 | > 7.79 |

7.1.2 Sonstige vorsorgeorientierte administrative Vorgaben

Ein Flussgebietsmanagement, das den Anforderungen zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes gerecht werden will, muss einerseits eine Verringerung bestehender Belastungen zum Ziel haben. Daneben müssen aber auch die naturgegebenen Potenziale zur Erreichung der Umweltziele genutzt werden. Intakte Niedermoore und Flussauen beispielsweise haben eine große Bedeutung für den Wasser- und Nährstoffrückhalt (vgl. hierzu eine nähere Zusammenstellung von Quellen in Korn et al. 2005); Renaturierungsmaßnahmen können die Selbstreinigungsfunktion der Gewässer erhöhen. Wichtige Anknüpfungspunkte bilden das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), das die dauerhafte Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts als eines der übergeordneten Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege nennt (§ 1), weiterhin die gemeinschaftsrechtlichen Vorschriften zum Schutz von Arten und Lebensräumen (europäische Fauna-Flora-Habitat-, FFH- und Vogelschutzrichtlinie), die rechtlichen Bestimmungen zum vorbeugenden Hochwasserschutz sowie die in verschiedenen Rechtsgrundlagen enthaltenen Bestimmungen zur guten fachlichen Praxis der land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Bodennutzung. Sie definieren folgende vorsorgeorientierten, auf den Schutz der natürlichen Ressourcen abzielenden Zielbereiche, die neben den durch die Wasserrahmenrichtlinie bestimmten gewässerökologischen Zielen mit zu beachten sind:

- Schutzgebiete nach Gemeinschaftsrecht: Neben ihren auf die Grund- und Oberflächenwasserkörper bezogenen Zielen beinhaltet die WRRL auch die Verpflichtung, in den europäischen Schutzgebieten die wasserbezogenen Ziele bis 2015 zu erreichen (vgl. Art. 4 Abs. 1c) WRRL). Dies betrifft auch die Natura 2000-Gebiete (Gebiete nach

der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie). Hier ist u.a. die Umsetzung von Nutzungsaufgaben entsprechend der Erhaltungsziele für diese Schutzgebiete von Bedeutung.

- Gute fachliche Praxis: Rechtliche Bestimmungen zur guten fachlichen Praxis finden sich im Bundes-Bodenschutzgesetz (§17 BBodSchG), ausgehend von § 5 BNatSchG in den Naturschutzgesetzen, in der Düngemittelverordnung und im Pflanzenschutzgesetz. Diese allgemeinen Vorgaben müssen weiter regionalisiert und standortbezogen konkretisiert werden; für Brandenburg erfolgt durch die Leitlinien der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung (MELF-/MUNR-Steuergruppe 1997).
- Intakte Niedermoore akkumulieren in ihren Torfkörpern organische Substanz und legen so Pflanzennährstoffe wie Phosphor und Stickstoff fest. Dadurch können diffuse Stoffeinträge in die Gewässer reduziert werden. Leitbilder des Niedermoorschutzes sowie Kriterien zur Festlegung von Schutzprioritäten sind in LUA (1997) angeführt.
- Das Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes bestimmt (in § 31 b Abs. 3 WHG), in den Überschwemmungsbereichen nach Landesrecht Regelungen zu treffen, wie mögliche Erosionen oder erhebliche nachteilige Auswirkungen auf Gewässer insbesondere durch Schadstoffeinträge zu vermeiden oder zu verringern sind. Dadurch werden im Regelfall Maßnahmen, wie eine ganzjährige Bodenbedeckung, ein Ackerbauverbot in den unmittelbaren Abflussbereichen sowie die Einschränkung der Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln erforderlich.

Zudem werden die Maßnahmenprogramme der WRRL einer sog. Strategischen Umweltprüfung (SUP) zu unterziehen sein (vgl. Ziff. 1.4 der Anlage 3 zum UVPG); bestimmte daraus entwickelte Projekte (z.B. eine Verlegung von Deichbauwerken) unterliegen einer Umweltverträglichkeitsprüfung UVP. Beide Prüfverfahren haben resultierende erhebliche Umweltauswirkungen zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten. Als Prüfmaßstab sind dabei sämtliche umweltrelevante Rechtsmaterien maßgebend, die in Bezug auf die möglichen räumlichen Auswirkungen zu wesentlichen Teilen durch die o.g. Zielbereiche definiert sind. Auch unter diesem Gesichtspunkt bietet sich daher eine frühzeitige Abstimmung an, um späteren Prüfaufwand zu reduzieren und erhebliche nachteilige Auswirkungen auf andere Schutzgutbereiche nach Möglichkeit zu vermeiden.

7.1.3 Nutzungsorientierte Ziele

Der auf die Einzugsgebiete angelegte Ansatz der Bewirtschaftungspläne nach WRRL wird zum Erreichen der Umweltziele Maßnahmen erfordern, die nicht nur an den Gewässern selbst, sondern auch an der Landnutzung ansetzen. Betroffen sind vor allen die Land- und Forstwirtschaft, sowie – über Versiegelung und die Beeinflussung des Oberflächenabflusses – auch die Bereiche Siedlung und Verkehr. Hier können sich Konfliktpotenziale, zum Einen mit dem Gewässerschutz, zum Anderen aber auch der Raumnutzungen untereinander ergeben (etwa zwischen der Land- und Forstwirtschaft, wenn Erstere an einer stärkeren Regulierung der Wasserstände im Jahresverlauf, Letztere aber eher an langfristig ausgeglichenen Wasserständen Interesse hat).

Mit zu beachten sind dabei diejenigen raumbezogenen Ziele anderer Nutzungsbereiche, deren Umsetzung sich auch auf die Gewässergüte auswirkt. Dies betrifft etwa die Zielbestimmungen der Regionalpläne zu den o.g. Nutzungsbereichen, in Forstwirtschaftlichen Rahmenplänen benannte Vorrangflächen und Ziele für Waldumbau und Aufforstung, die künftige Entwicklung der Agrarpolitik (vor allem mit Bezug auf den Anteil an Stilllegungsflächen) sowie die künftige Entwicklung von Siedlungs- und Gewerbeflächen aufgrund der Baulandausweisungen der Gemeinden.

7.2 Entwicklung von Bewirtschaftungsszenarios für das Haveleinzugsgebiet

Jochen Schanze, Jörg Jacobs, Beate Jessel, Wiebke Wendler, Gert Neubert, Ronald Thiel, Volker Wenzel

7.2.1 Vorgehensweise bei der Ableitung von Szenarios

Die Szenariotechnik bietet die Möglichkeit, unter Berücksichtigung von steuerbaren und nicht steuerbaren Faktoren eines Flussgebiets, Zukunftsbilder mit raum-zeitlicher Diversität nach bestimmten Regeln zu beschreiben (STIENS 1996). Für dieses Verbundprojekt diente die Konzeption von Szenarios einerseits als Grundlage von ex ante-Analyse zur Effektivität, Effizienz und Akzeptanz von strategischen Handlungsalternativen, zum anderen für die Bestimmung der Auswirkungen von Trends des Entwicklungsrahmens. Dafür wurden kombinierte, qualitative und quantitative Szenarios verwendet (vgl. UNEP 2002). Der Begriff Szenario wird im Verbundvorhaben in erster Linie als explorativ ermitteltes „Alternativszenario“ verstanden. Für die optimale Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ wird außerdem ein normatives oder „Kontrastszenario“ (FÜRST & SCHOLLES 2001, STIENS 1996) erstellt. Ziel dieses Szenarios ist es, einen definierten Zustand mit maximaler Effektivität der Maßnahmen bei minimalen Kosten und maximaler Akzeptanz zu erreichen.

7.2.1.1 Rahmenbedingungen der Szenarioentwicklung

Konzeptionelle Vorgaben

Die Ziele dieses Verbundprojekts gaben den thematischen Rahmen bei der Zusammenstellung der Bewirtschaftungsszenarios vor. Für nahezu alle Szenarios gelten daher die folgenden Prämissen:

- **Realitätsnähe der ausgewählten strategischen Handlungsalternativen,**
- **Beeinflussung der Gewässergüte für jede strategische Handlungsalternative,**
- **Berücksichtigung zur Wasserrahmenrichtlinie korrespondierender bzw. konfligierender Belange (beispielsweise Landwirtschaft, Naturschutz).**

Raumbezug

Es sollen Managementaussagen für das gesamte Flussgebiet der Havel (ohne Spree) getroffen werden. Die Raumbezüge für die Konzeption und Analyse von Bewirtschaftungsszenarios des Verbundvorhabens wurden in Anlehnung an die Gebietsgliederung des Verbundvorhabens festgelegt (siehe Kap. 4, Kap. 5). Die Bearbeitungsebenen untergliedern sich in die

Ebene des Gesamtgebiets, des Zwischengebiets sowie der Fokusgebiete als unterste Bearbeitungsebene. Neben den Haupt- und Untervarianten der Szenarios für das gesamte Flussgebiet der Havel waren im Einzelfall regional spezifizierte Teilszenarios (Regionalvarianten) für die Fokusgebiete sinnfällig (siehe 7.2.3 Bewirtschaftungsszenarios).

Zeitbezug

Hinsichtlich des Zeithorizonts und der Zeitschritte wird die kurz- bis mittelfristige Dynamik der für das Flussgebietsmanagement relevanten gesellschaftlichen Faktoren betrachtet. In erster Linie begrenzt die Vorgabe, einen guten Gewässerzustand bis zum Jahr 2015 erreichen zu müssen, den Zeithorizont der Bewirtschaftungsszenarios. Als Zeitrahmen für die Bewirtschaftungsszenarios wurde dementsprechend der Zeitraum 2003 bis 2015 festgelegt. In diesem Zeitraum können allerdings nur relativ kurzfristig wirkende Maßnahmen Berücksichtigung finden. Da die Beschränkung auf kurzfristige Maßnahmen nicht sinnvoll erscheint, finden über diesen Zeitrahmen hinaus auch Handlungsoptionen Berücksichtigung, deren Einwirkung auf den Wasserhaushalt erst später wirksam wird bzw. deren Auswirkung in den Gewässern erst nach 2015 eintritt. Ein Beispiel für eine Handlungsoption mit einer Einwirkung nach dem Betrachtungszeitraum ist der Waldumbau. Mit dieser Maßnahme kann zwar unmittelbar begonnen werden. Bis zur Veränderung des bestandsabhängigen Nährstoffhaushalts der Waldstandorte vergehen jedoch mehrere Jahrzehnte.

Auf eine Untergliederung des Zeithorizonts in Zeitschritte wird wegen des insgesamt überschaubaren Zeitraums verzichtet. Stattdessen soll der Schwerpunkt auf die Varianz der Effekte der strategischen Handlungsalternativen gelegt werden.

7.2.1.2 Vorgehensweise der Szenarioentwicklung

Die nachfolgend skizzierte Vorgehensweise der Szenarioentwicklung bezieht sich primär auf das Einzugsgebiet der Havel (ohne Spree) als konkreter Untersuchungsgegenstand. Ihre Struktur und Inhalte erscheinen dennoch prinzipiell übertragbar. Folgende Arbeitsschritte wurden realisiert:

- **Festlegen einer gemeinsamen Terminologie,**
- **Bestimmung relevanter gesellschaftlicher Handlungsfelder,**
- **Bestimmung relevanter Handlungsoptionen,**
- **Kombination von Handlungsoptionen zu strategischen Handlungsalternativen,**
- **Bestimmung des Entwicklungsrahmens,**
- **Formulierung von Bewirtschaftungsszenarios,**
- **Abstimmung der Bewirtschaftungsszenarios,**

Die einzelnen Schritte lassen sich wie folgt charakterisieren:

Festlegen einer gemeinsamen Terminologie

Zur Formulierung von Aktivitäten zur güteverbessernden Bewirtschaftung von Flussgebieten und Teileinzugsgebieten erarbeitete die Arbeitsgruppe Szenarios eine projektverbindliche Terminologie zu Begriffen wie Handlungsfelder, Handlungsoptionen, Handlungsalternativen, Entwicklungsrahmen oder den verschiedenen Szenariotypen vereinbart (siehe Schanze et al. 2005).

Bestimmung relevanter Handlungsfelder

Durch Literaturlauswertung und Befragungen in den Fokus- und Zwischengebieten wurden die gebietsbezogen relevanten gesellschaftlichen Handlungsfelder, wie Siedlungswasserwirtschaft oder Landwirtschaft bestimmt.

Bestimmung relevanter Handlungsoptionen

Für diese Handlungsfelder erfolgte anschließend eine Recherche und Auswahl von Handlungsoptionen. Die Recherche umfasste eine Auswertung gesetzlicher Vorgaben, Handlungsempfehlungen, vorhandener Managementpläne bzw. deren Umsetzungsinstrumente sowie der Befragungsergebnisse. Von den recherchierten Maßnahmen sind diejenigen ausgewählt worden, die aufgrund bekannter Wirkungsmechanismen potenziell zur Verbesserung der Gewässergüte beitragen können und die im Sinne einer grundsätzlich denkbaren gesellschaftlichen Akzeptanz potenziell umsetzbar sind. Das erste Kriterium diente einer groben Identifizierung derjenigen Handlungsoptionen, die einen prinzipiellen Einfluss auf die Gewässertrophie erwarten lassen. Mit dem zweiten Kriterium sind Handlungsoptionen aussortiert worden, die – wie beispielsweise eine weitgehende Nutzungsaufgabe im Flussgebiet – keinerlei Aussicht auf Verwirklichung haben.

Kombination von Handlungsoptionen zu strategischen Handlungsalternativen

Das Prüfen jeder einzelner Handlungsoption hinsichtlich Wirksamkeit, Effizienz und Akzeptanz erscheint selbst in einem Forschungsverbund aus Aufwandsgründen nur in Ausnahmefällen sinnfälliger. Für das Verbundvorhaben wurden die einzelnen Handlungsoptionen deshalb zu strategischen Handlungsalternativen kombiniert, wie dies bei der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen für Flussgebiete künftig der Fall sein wird.

Bestimmung des Entwicklungsrahmens

Neben den Handlungsalternativen sind bei der Bewirtschaftung Rahmenbedingungen zu berücksichtigen, die außerhalb der Handlungsmöglichkeiten des Flussgebietsmanagements bestimmt werden (z.B. Bevölkerungsentwicklung, EU-Agrarpolitik). Unter dem Gesichtspunkt der Gewässergüte sind deshalb die relevanten Entwicklungstrends recherchiert und für die Untersuchung aufbereitet worden.

Für den Havelverbund sind gesellschaftliche, jedoch keine naturräumlichen Entwicklungstrends berücksichtigt worden. Grund dafür ist einerseits der relative kurze Zeithorizont der Szenarios, der nur sehr geringe Veränderungen der naturräumlichen Verhältnisse erwarten lässt. Andererseits spielt für den Wasserhaushalt im Havel-Einzugsgebiet insbesondere ein möglicher regionaler Klimawandel eine Rolle, welcher im BMBF-Verbundvorhaben GLOWA Elbe I und II untersucht wird. Eine Interpretation der Ergebnisse zum regionalen Klimawandel für das Management der Havel ist erst nach Abschluss des GLOWA-Projektes sinnfälliger.

Formulierung von Bewirtschaftungsszenarios

Durch die Kombination von Handlungsalternativen und Entwicklungsrahmen sind Bewirtschaftungsszenarios konzipiert worden. Es besteht dabei eine Dichotomie zwischen der notwendigen Begrenzung von Alternativen aus Gründen des Arbeitsaufwandes für die modelltechnische Analyse sowie der Vermittelbarkeit in der Öffentlichkeit einerseits sowie der möglichst detaillierten Untersuchung der Effektivität und Effizienz von Handlungsoptionen und

strategischen Handlungsalternativen andererseits. Vor diesem Hintergrund werden Bewirtschaftungsszenarios als *Hauptvarianten* mit thematischen *Untervarianten* und ggf. teilträumlich spezifizierten *Regionalvarianten* für die Fokus- bzw. Zwischengebiete unterschieden. Von einer Status quo-Fortschreibung bis zu einer Verwirklichung aller bekannten Bewirtschaftungsmöglichkeiten wird eine begrenzte Zahl an Hauptvarianten aufgespannt.

Abstimmung der Bewirtschaftungsszenarios

Die unter wissenschaftlichen Prämissen formulierten Szenarios werden mit ausgewählten Stakeholdern über Befragungen in Fokusgebieten und auf Gesamteinzugsgebietsebene abgestimmt.

7.2.2 Abgrenzung von Handlungsfeldern und Handlungsoptionen

Nach Auswertung von Befragungsergebnissen des TP9 und unter Berücksichtigung der sogenannten „Träger öffentlicher Belange“ nach § 4 BauGB werden drei Handlungsfelder verwendet und verschiedene Aufgabenbereiche identifiziert: festlegen

Wasserwirtschaft

- Abflussregulierung
- Veränderung der Gewässerstruktur
- Gewässerrestaurierung

Siedlungswasserwirtschaft

- Abwasserentsorgungstechnologie

Land- und Forstwirtschaft

- Landnutzungsänderungen

Den genannten Handlungsfeldern wurden verschiedene Handlungsoptionen zugeordnet. Bei der Auswahl der Handlungsoptionen sind sämtliche Aktivitäten berücksichtigt worden, die ein Potenzial zur signifikanten Verbesserung der Gewässergüte aufweisen. Einige der Handlungsoptionen konnten trotz zu erwartendem signifikanten Einfluss auf den wassergebundenen Nährstoffhaushalt nicht in den Bewirtschaftungsszenarios Berücksichtigung finden, da innerhalb des Verbundprojekts „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ die Kapazitäten für eine operable Bearbeitung (Grenzen der Datenverfügbarkeit, Modellierung) fehlten. Diese Handlungsoptionen sind in der nachfolgenden Darstellung im *Kursivdruck* dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung der verwendeten Handlungsoptionen erfolgt in Kennblättern (siehe SCHANZE et al. 2005). Da reale Kosten und Umsetzungsinstrumentarien jeder Handlungsoption ermittelt wurden und besonderer Wert auf realitätsnahe strategische Handlungsalternativen gelegt wurde, stellen die Kennblätter eine gute Basis für die Auswahl von Maßnahmen und die abschließende multikriterielle Analyse dar.

Handlungsfeld Wasserwirtschaft

Eine Reihe wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen sind potenziell geeignet, den Stoffhaushalt zu beeinflussen bzw. die Nährstoffkonzentrationen in der Havel zu senken. Ihr Spektrum reicht von der Steuerung der Abflussverhältnisse bis zur Veränderung der Gewässermorphologie.

Abflussregulierung

WASEE: Erhöhung der Wasserstände an Seen

WASREG: Wasserstandsregulierung an Wehren

REWAS: Reduzierung von Wasserentnahmen

WASÜB: Wasserüberleitung aus der Elbe

RÜWE: vollständiger Rückbau von Wehren

RÜGRÄ: Rückbau (Zuschüttung) von Meliorationsgräben

DEIRÜ: Deichrückverlegung/-schlitzung

RÜMEL: Rückbau von sonstigen Meliorationsanlagen

Veränderung der Gewässerstruktur

ALTARM: Renaturierung von Altarmen

ENDECK: Entfernung der Deckwerke (Uferstruktur)

QUERMI: Querschnittsverminderung (Bemessungsgrößen Bundeswasserstrassen)

STRUKE: Veränderung der Struktur der Entwässerungsgräben

UNTERHA: Gewässerunterhaltung (Reduzierung Ufervegetation, Schlammmentnahme)

Die Gewässerstruktur als Güteparameter des guten ökologischen Zustands stand nicht im Fokus des Havelverbunds. So waren die Effekte gewässerstruktureller Veränderungen auf die Wassergüte innerhalb des Projekts nicht abschätzbar. Von daher fehlen in den Bewirtschaftungsszenarios die entsprechenden Handlungsoptionen. In diesem Zusammenhang sei jedoch auf zwei Diplomarbeiten der Universität Potsdam zu Renaturierungskonzepten an Teilabschnitten von Nuthe und Havel (HICKISCH 2004, SCHLÖSSER 2005) sowie ein Renaturierungskonzept an der Unteren Havel (ELLMANN & SCHULZE 2002) verwiesen, die jeweils exemplarisch die Auswirkungen von Gewässerstrukturgüteparameter auf die Fließgeschwindigkeit und Wasserstände betrachten.

Handlungsfeld Siedlungswasserwirtschaft

Abwasserentsorgungstechnologie

KABET: Fertigstellung und Betrieb aller öffentlichen Kläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben

KKABET: Betrieb aller Kleinkläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben

KAPEL: erweiterte P-Eliminierung in allen öffentlichen Kläranlagen

KKAPEL: Erhöhung P-N-Elimination in vorhandenen Kleinkläranlagen

NITRAT: Steuerung des Beitrags von Nitrat zur P-Retention durch angepassten Kläranlagenbetrieb

ESIEG: Entsiegelung von urbanen Bereichen

Handlungsfeld Land- und Forstwirtschaft

Es wurden Landnutzungsszenarios mit einer Vielzahl ausdifferenzierter Handlungsoptionen entwickelt. Diese wurden entsprechend ihrer Relevanz für die Verbesserung der Gewässergüte in die verschiedenen Bewirtschaftungsszenarios eingebunden.

Landwirtschaft

DSTILL: Dauerstilllegung von Ackerland

GRÜNL: Umwandlung von Acker in Grünland

GRÜNEX1: Grünlandextensivierung – reduzierte Düngung, Verzicht auf chemisch-synthetischen Dünger

GRÜNEX1W: Grünlandextensivierung – reduzierte Düngung, Verzicht auf chemisch-synthetischen Dünger + geringer Grundwasserflurabstand

GRÜNEX2W: Grünlandextensivierung – ohne Düngung + geringer Grundwasserflurabstand

GRÜNEX2: Grünlandextensivierung – ohne Düngung

LANDPF: Nutzungsaufgabe infolge geringem Grundwasserflurabstand, ggf. Landschaftspflege

ZWISCH: Zwischenfruchtanbau

Zur Fortschreibung der Biotopdaten von 1992/93 entsprechend der aktuellen Landnutzung ist von folgenden Nutzungsänderungen ausgegangen worden:

- Dauerstilllegung von Ackerland in der rezenten Aue
- Extensivierung durch Verzicht auf Düngung auf Grünland in der rezenten Aue

Forstwirtschaft

UMBAU: Waldumbau aller nicht standortgerecht bestockten Nadelwälder

AUFF: Teilaufforstung von Grenzertragsstandorten nach Maßgabe der forstlichen Rahmenplanung (LFE 1999)

7.2.3 Bestimmung des Entwicklungsrahmens

Als gesellschaftlicher Entwicklungsrahmen werden im Verbundprojekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ die folgenden Entwicklungstrends berücksichtigt. Die Kennblätter der Entwicklungstrends (vgl. SCHANZE et al. 2005, Tabelle 26) beinhalten Referenz, Datengrundlage, Bezugsraum und eine genaue Beschreibung für jeden Trend.

Bevölkerungsentwicklung:

BEEV: Bevölkerungszunahme in Landkreisen des engeren Verflechtungsraums von Berlin-Brandenburg

BEÄE: Bevölkerungsabnahme in Landkreisen des äußeren Entwicklungsraums von Berlin-Brandenburg

Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsflächen:

SVEV: Siedlungs- und Verkehrsflächenzunahme im engeren Verflechtungsraum von Berlin-Brandenburg

SVÄE: Siedlungs- und Verkehrsflächenzunahme im äußeren Entwicklungsraum von Berlin-Brandenburg

Entwicklung der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung:

WALD: Waldentwicklung auf ehemaligen Truppenübungsplätzen

STILL33: Stilllegung von 33 % der Ackerfläche (Obergrenze der AGENDA 2000)

Weitergehender Entwicklungsrahmen in Bezug auf die Erreichung des guten Zustandes der Spree:

SP_WRRL: Phosphorkonzentration von Spree und Teltowkanal entsprechen dem guten Zustand nach WRRL (80 µg/l)

Zusätzlich wurde bei der Konzeption der Bewirtschaftungsszenarios die Randbedingung Phosphateinträge aus der Berliner Spree in die Havel differenziert betrachtet, da die Belastung des Spreezuflusses in die Havel ein bestimmender Faktor für die Gewässerqualität der Havel ist. Im Berliner Abwasserbeseitigungsplan von 2001 (SSB 2001a) wird als Ziel die Erreichung der Gewässergüteklasse II sowie die Einhaltung der EG-Badegewässerrichtlinie bis 2010 formuliert. Es wird vorgeschlagen bis zum Jahr 2021 ein Gesamtkonzept zur Reduzierung der Phosphor-Last der Gewässer Spree und Havel aufzustellen.

7.2.4 Formulierung der betrachteten Bewirtschaftungsszenarios

Als inhaltlich plausibles, in seinem Untersuchungsaufwand handhabbares und öffentlich vermittelbares Spektrum von Szenarios werden insgesamt 5 Hauptszenarios (A-E) formuliert, die nach zunehmender Eingriffsintensität im Vergleich zur gängigen Praxis geordnet sind. Sie reichen von der Fortschreibung des Status quo (Szenario „Gängige Praxis“) unter Berücksichtigung aktueller Umsetzungsdefizite (Szenario „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“) über die Untersuchung der maximalen Wirksamkeit wichtiger Handlungsfelder (Szenario „Maximaler Beitrag einzelner Handlungsfelder“) bis zu den maximalen Möglichkeiten des Gewässerschutzes („Maximaler Gewässerschutz“). Um den obligatorischen Regelungen der WRRL Rechnung zu tragen, wurde schließlich ein Hauptszenario gebildet, bei dem einerseits der „gute (ökologische) Zustand“ eingehalten und andererseits die Effizienz und Akzeptanz der Handlungsoptionen optimiert wird (Szenario „Optimale Bewirtschaftung“). Dieses Szenario nimmt insofern gegenüber den anderen Szenarios eine Sonderstellung ein, da es wirkungsseitig normativ determiniert ist, in seiner Konzeption flexibel verschiedene Handlungsoptionen berücksichtigt. Für die Erreichung des „guten (ökologischen) Zustandes“ sind in Szenario E Iterationen erforderlich, die verschiedene Handlungsoptionen unter Berücksichtigung von Effizienz und Akzeptanz berücksichtigen. Aus experimentellen Gründen wurden für alle Szenarios mehrere thematische Untervarianten bzw. Regionalvarianten realisiert. Die Untervarianten beziehen sich beispielsweise auf die isolierte Betrachtung der einzelnen Handlungsfelder. Insgesamt werden 13 Varianten der 5 Hauptszenarios bearbeitet. Eine Übersicht der Szenarios enthält Tabelle 7.4.

Bei der Aufstellung aller Bewirtschaftungsszenarios war zu beachten, dass besonders zwischen den Handlungsfeldern Land-/Forstwirtschaft und Wasserwirtschaft eine enge Rückkopplung besteht. So können wasserhaushaltliche Systemzustände eine Änderung der Bodennutzung erforderlich werden lassen. Entsprechend den Landnutzungsszenarios entstand deshalb eine Karte kritischer Grundwasserstände für landwirtschaftliche Nutzungen im Einzugsgebiet der Havel. Der Vergleich der Zielgrundwasserstände mit den Ergebnissen der Simulation der wasserwirtschaftlichen Szenarios verdeutlicht, inwiefern die aus Sicht der

Landnutzer erforderlichen Grundwasserstände bei den einzelnen wasserwirtschaftlichen Szenarios realisiert werden.

Aufgrund der wesentlich besseren Datenlage des Fokusgebiets Hammerfließ und des Zwischengebiets Nuthe wurden für die wasserwirtschaftlichen Handlungsoptionen Regionalvarianten modelliert, die nicht aufs Gesamtgebiet übertragen werden bzw. die nur durch pragmatische Annahmen aufs Gesamtgebiet übertragbar sind. Dementsprechend sind die Ergebnisse der detaillierten prozessbezogenen Modellierung im Zwischengebiet Nuthe bilanziert und anschließend in ein Szenario „Maximaler Gewässerschutz“ für das Zwischengebiet Nuthe überführt worden.

Tab. 7.4 a : Übersicht der Bewirtschaftungsszenarios A 1 – B 2 für das Flussgebiet der Havel

| Bezeichnung Szenario und Untervariante | Entwicklungsrahmen | Handlungsfeld Wasserwirtschaft | Handlungsfeld Siedlungswasserwirtschaft | Handlungsfeld Land-/ Forstwirtschaft, Naturschutz |
|---|------------------------------|--|---|---|
| Szenario A – „Gängige Praxis“ | | | | |
| A 1 Gängige Praxis | | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| A 2 Gängige Praxis bei veränderten Rahmenbedingungen | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario B – „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“ | | | | |
| B 1 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen | Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen |
| B 2 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards mit weitergehendem Hochwasserschutz¹ | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen | Erweiterte Umsetzung rechtlicher Regelungen ergänzt durch weitergehenden Hochwasserschutz |

Tab. 7.4 b : Übersicht der Bewirtschaftungsszenarios C 1 – E 2 für das Flussgebiet der Havel

| Bezeichnung Szenario und Untervariante | Entwicklungsrahmen | Handlungsfeld Wasserwirtschaft | Handlungsfeld Siedlungswasserwirtschaft | Handlungsfeld Land-/ Forstwirtschaft, Naturschutz |
|---|------------------------------|--|---|---|
| Szenario C – „Maximaler Beitrag einzelner Handlungsfelder“ | | | | |
| C 1 Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| C 2.1 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland (Arbeitsvariante) | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Weitergehender Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland |
| C 2.2 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Extensivierung | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Extensivierung |

¹ Die Untervariante berücksichtigt die Vorgaben zur Landnutzung entsprechend dem Entwurf des Gesetzes zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes in der Fassung vom 30. März 2004.

| | | | | |
|--|--|---|--|--|
| C 2.3 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung | Veränderte Rahmenbedingungen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung |
| C 3.1 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Wehrstau | Veränderte Rahmenbedingungen | Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei veränderter Stauregulierung der Wehre | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| C 3.2 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Seestau | Veränderte Rahmenbedingungen | Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei veränderter Stauregulierung der Seen | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario D – „Maximaler Gewässerschutz“ | | | | |
| D 1 Maximaler Gewässerschutz | Veränderte Rahmenbedingungen | Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft | Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft | Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung |
| D 2 Maximaler Gewässerschutz bei „gutem Zustand“ der Spree | Veränderte Rahmenbedingungen und „guter Zustand“ der Spree | Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft | Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft | Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung |
| Szenario E – „Optimale Bewirtschaftung“ | | | | |
| E 1 Optimale Bewirtschaftung | Veränderte Rahmenbedingungen | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Wasserwirtschaft | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Siedlungswasserwirtschaft | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Landnutzung |
| E 2 Optimale Bewirtschaftung bei „gutem Zustand“ der Spree | Veränderte Rahmenbedingungen und „guter Zustand“ der Spree | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Wasserwirtschaft | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Siedlungswasserwirtschaft | Möglichst effektive, kostengünstige und akzeptable Handlungsoptionen der Landnutzung |

Vor dem Hintergrund der erheblichen Stofffrachten der Spree und deren Wirkung für die Havel wurde die Sanierung der Spree mit in die Szenariokonzeption einbezogen. Auf der Grundlage von Szenarios des Abwasserbeseitigungsplans von Berlin (SSB 2001) sind für die Havel Untervarianten formuliert worden, die von einem „guten Zustand“ der Zuflüsse aus Spree und Teltowkanal ausgehen. Sie beruhen auf einer Übernahme der Wirkungsabschätzungen des Szenarios 4 im Abwasserbeseitigungsplan Berlin. Eigene Untersuchungen im Einzugsgebiet der Spree sind im Verbundvorhaben nicht erfolgt.

Im Folgenden werden für alle fünf Hauptszenarios und ihre Untervarianten die jeweilige Konzeption und die verwendeten gesellschaftlichen Randbedingungen in Form des Entwicklungsrahmens beschrieben. Außerdem wird erläutert, nach welcher strategischen Handlungsalternative die Handlungsoptionen zusammengestellt wurden.

7.2.4.1 Szenario A „Gängige Praxis“

Konzeption

Generelle Intention bei der Formulierung des Szenario A ist die Darstellung der Entwicklung des Gewässerzustands, die ohne wesentliche Veränderungen der Bewirtschaftung des Flussgebietes stattfinden würde. Mit Szenario A wird die Fortschreibung des derzeitigen Zustands des Flussgebietes unter Berücksichtigung der aktuellen Gewässer- und Landnutzungen thematisiert. Außerdem geht es um die Bestimmung des Einflusses des Entwicklungsrahmens.

Entwicklungsrahmen

Das Szenario verfügt über eine Untervariante mit und eine ohne Entwicklungsszenario. Dadurch sollen die Auswirkungen der nicht beeinflussbaren Veränderungen der Landnutzung, Verkehrsflächen-, Siedlungsflächen- sowie Bevölkerungsentwicklung auf die Gewässergüte ermittelt werden. Wie bereits erläutert, beschränkt sich das Verbundprojekt „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ auf gesellschaftliche Trends (unter Ausklammerung von Entwicklungen des natürlichen Systems). Umfang und räumliche Zuweisung verschiedener Entwicklungstendenzen werden aus Trendanalysen und Zukunftsprognosen abgeleitet (siehe Entwicklungsrahmen). Die Variante A 2 Gängige Praxis bei veränderten Rahmenbedingungen geht als Grundannahme in alle weiteren Szenarios ein, d.h. alle Szenarios werden ausgehend vom Status quo unter Annahme der beschriebenen Entwicklungstrends aufgestellt.

Handlungsstrategie

Entsprechend der Konzeption dieses Szenarios ist grundsätzlich keine Realisierung von Handlungsoptionen vorgesehen.

Untervarianten

Aus der Konzeption ergeben sich zwei Varianten des Szenario A, die sich in der Einbeziehung des Entwicklungsrahmens unterscheiden:

A 1 Gängige Praxis

A 2 Gängige Praxis bei veränderten Rahmenbedingungen

Regionalvarianten

A 1_Nuthe

A 2_Nuthe

A 1_Hammerfließ

A 2_Hammerfließ

7.2.4.2 Szenario B „Erweiterte Bewirtschaftungsstandards“

Konzeption

Szenario B betrachtet die strenge Umsetzung aller rechtlichen Vorgaben und Empfehlungen zur Guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft und Vollendung der begonnenen Baumaßnahmen für Kläranlagen. Die gesetzlichen Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes und der Naturschutzgesetze erfordern dabei eine weitere Regionalisierung und standortbezogene Konkretisierung; für Brandenburg ist diese insbesondere durch die interministeriellen Leitlinien der MELF-/MUNR-Steuerungsgruppe (1996) erfolgt. In einer zweiten Untervariante finden zusätzlich die strengeren fachlichen Vorgaben für gemeinschaftsrechtliche Schutzgebiete und Naturschutzgebiete sowie die Nutzungsaufgaben, die nach dem Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes im Regelfall für die Überschwemmungsbereiche umzusetzen sein werden, Berücksichtigung.

Entwicklungsrahmen

mit Entwicklungsrahmen (siehe Szenario A 2)

Handlungsstrategie

In Bezug auf die Landnutzung hat sich gezeigt, dass im fachlichen Sinne die rechtlich vorgeschriebene „gute fachliche Praxis“ nicht durchgehend eingehalten wird; zudem berücksichtigt die als Datengrundlage für Szenario A herangezogene flächendeckende Biotoptypen- und Nutzungskartierung Brandenburgs noch nicht alle aktuell eingetretenen Nutzungsänderungen. Aus diesem Grund werden im Szenario B Handlungsoptionen einbezogen, die flächendeckend die konsequente Einhaltung der rechtlichen Vorgaben umfassen, darüber hinaus aber die Umsetzung fachlicher Empfehlungen für die „gute fachliche Praxis“ in der Landwirtschaft annehmen. Dazu gehören insbesondere die Anforderungen der ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung (z.B. extensive Grünlandnutzung auf tiefgründigem Niedermoor), der Düngemittelverordnung und des Pflanzenschutzgesetzes (Verbot des Düngemittel- und Pestizideinsatzes an Oberflächengewässern). Das soll veranschaulichen, welche Auswirkungen auf die Gewässergüte sich durch konsequente Einhaltung der vorgegebenen Standards erreichen lassen. Hinzu kommt, dass lediglich Bewirtschaftungsauflagen, die über die gute fachliche Praxis hinausgehen, einer Förderung zugänglich sind. So ist Szenario B maßgebend für die Kostenanalyse der übrigen Szenarios.

Die Ziele der Naturschutzgebiete sind in den zugehörigen Verordnungen bzw. Handlungsrichtlinien festgelegt und müssen demnach in der Handlungsstrategie ebenfalls berücksichtigt werden, genauso wie die Ziele in den Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung nach der FFH-Richtlinie (Kap. 3.4). Eine diesen Zielen in vollem Umfang gerecht werdende Landnutzung kann u.U. stark von der realen Landnutzung in diesen Gebieten abweichen. Der diesbezügliche Interpretationsspielraum wird innerhalb der Handlungsstrategie durch zwei Untervarianten erfasst. In Untervariante B 2 („Erweiterte Bewirtschaftungsstandards mit weitergehendem Hochwasserschutz“) wird eine strengere Auslegung der Ziele in den Naturschutzgebieten und den Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung nach der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie angenommen, indem auf ihren Flächen die Handlungsstrategie der Arbeitsvariante „Maximaler Beitrag der Landnutzung“ (C 2.1) angesetzt wird. Außerdem werden Bewirtschaftungsauflagen mit einbezogen, die im Zusammenhang mit dem Gesetz zur

Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes stehen. Das nunmehr vorliegende, im Mai 2005 verabschiedete Gesetz schwächt die ursprünglich in Überschwemmungsgebieten vorgesehenen konkreten Nutzungsaufgaben von der Formulierung her zwar ab, jedoch ist davon auszugehen, dass sich die nach § 31b Abs. 3 WHG geforderte Vermeidung bzw. Verringerung erheblich nachteiliger Auswirkungen auf Gewässer durch Schadstoffeinträge am effektivsten durch eine Einstellung des Ackerbaus in Überschwemmungsgebieten, eine konsequente ganzjährige Bodenbedeckung durch Zwischenfruchtanbau sowie die Einschränkung der Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln bewerkstelligen lässt.

In Bezug auf die Siedlungswasserwirtschaft wird in Untervariante B von einer vollständigen Umsetzung der aktuellen Regelwerke, insbesondere der kommunalen Abwasserrichtlinie der EU (91/271/EWG) ausgegangen. Da diese weitestgehend abgeschlossen ist, geht insbesondere die Fertigstellung und der rechtskonforme Betrieb von öffentlichen Kläranlagen und Kleinkläranlagen in die Szenarios B 1 und B 2 ein.

Untervarianten

Entsprechend der Konzeption werden zwei Varianten des Szenario B Erweiterte Bewirtschaftungsstandards gebildet:

B 1 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards (Umsetzung der Leitlinien zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung).

B 2 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards mit weitergehendem Hochwasserschutz

Regionalvarianten

B 1_Nuthe

B 2_Nuthe

B 1_Hammerfließ

B 2_Hammerfließ

7.2.4.3 Szenario C „Maximaler Beitrag einzelner Handlungsfelder“

Konzeption

Das Szenario C dient der Bestimmung der maximalen Verbesserung des Gewässerzustands im Hinblick auf die verschiedenen Handlungsfelder (Untervariante C 1 bis C 3). Mit den verschiedenen Varianten des Szenarios C und weiteren experimentellen Untervarianten besteht die Möglichkeit, neben der Effektivität auch die Effizienz einzelner Handlungsoptionen oder bestimmter Kombinationen zu untersuchen.

Entwicklungsrahmen

Alle Untervarianten von C werden mit Entwicklungsrahmen (siehe Szenario A 2) betrachtet.

Handlungsstrategie

Die Varianten C 1 bis C 3 beziehen sich auf die Güteverbesserung, die jeweils für sich gesehen durch die Handlungsoptionen der Handlungsfelder Wasserwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Landnutzung erreicht werden können.

Variante C 1 bündelt sämtliche betrachtete siedlungswasserwirtschaftliche Möglichkeiten zur Reduzierung der punktuellen Nährstoffeinträge (N, P) in das Flussgebiet der Havel. Außer der Annahme, dass zukünftig alle Kläranlagen den EU-Normen entsprechen (Szenario B), wird zur Erhöhung der Phosphor- bzw. Stickstoff-Eliminierung von einer Ausrüstung von Kläranlagen und Kleinkläranlagen mit zusätzlicher Technik ausgegangen.

Variante C 2 umfasst die Verwirklichung aller relevanten fachlichen Zielvorgaben und Empfehlungen zum Ressourcen- bzw. Gewässerschutz im Bereich der Landnutzung. Dafür wurden mehrere Untervarianten gebildet. Die beiden ersten Untervarianten der Handlungsstrategie gehen davon aus, dass alle relevanten fachlichen Zielvorgaben und Empfehlungen zum Natur- und Ressourcenschutz ohne Rücksicht auf Realisierbarkeit und Akzeptanz maximal ausgeschöpft werden. Dazu gehören schwerpunktmäßig Vorgaben zum Erosions-, Niedermoor-, Grundwasser-, vorbeugenden Hochwasser- sowie Arten- und Biotopschutz. Neben gesetzlichen und untergesetzlichen Vorgaben berücksichtigen diese Strategien auch weitere fachliche Empfehlungen und Regelwerke.

Durch seine inhaltliche Schwerpunktsetzung soll deutlich werden, welchen Beitrag eine Umsetzung der Ziele des Natur- und Ressourcenschutzes zur Verbesserung der Gewässergüte bzw. der Umsetzung der WRRL leisten kann. Zentraler Bestandteil der Handlungsstrategie ist eine hohe Wasserhaltung auf Niedermoor- und Auenböden, die eine extensive Grünlandnutzung dieser Flächen zur Folge hat. In einer technisch schwer umsetzbaren Arbeitsvariante C 2.1 wird davon ausgegangen, dass durch räumlich differenzierte Wasserregulierungsmaßnahmen die Grundwasserstände in den gewünschten Bereichen angehoben werden können, ohne die Landnutzung in den angrenzenden, mineralisch geprägten Niederungsbereichen zu beeinträchtigen. In der Untervariante C 2.2 wird diese Regulierungsmöglichkeit ausgeschlossen. Die dritte Untervariante „Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitgehender Extensivierung“ (C 2.3) geht über die bestehenden fachlichen Vorgaben zum Ressourcenschutz noch hinaus und fokussiert alle in Frage kommenden Handlungsoptionen auf ein Ziel: die Verbesserung der Wassergüte. Das erfordert eine möglichst extensive Form der Landnutzung, die mit minimalen Nähr- und Schadstoffausträgen einhergeht. Einerseits soll mit dieser Strategie der Identifizierung von Potenzialen zur Verbesserung der Gewässergüte durch Maßnahmen im Bereich Landnutzung Rechnung getragen werden, zum anderen werden Zielkonflikte deutlich gemacht, die zwischen den verschiedenen Interessengruppen, aber auch innerhalb des Natur- und Ressourcenschutzes (z.B. zwischen Gewässerschutz und Arten-/Lebensraumschutz) auftreten können.

Variante C 3 fokussiert auf eine Verbesserung der Gewässergüte über verschiedene wasserwirtschaftliche Handlungsoptionen. Einige der im Havelverbund betrachteten Handlungsoptionen zielen auf die Erhöhung der Havelwasserstände besonders während Zeiten niedrigen Abflusses (Wasserstandserhöhung durch gezielte Wehrr Regulierung, Staubewirtschaftung größerer Havelseen, Reduzierung von Wasserentnahmen). Diese Maßnahmen können sich als effektiv erweisen, wenn das zusätzlich zur Verfügung stehende Wasser stofflich wenig belastet ist (Belastung der Havel erfolgt vorrangig über Punktquellen im Direkteinzugsgebiet). Dem gegenüber stehen Handlungsalternativen, die auf eine Stauhaltung im Einzugsgebiet abzielen, was bei Vorherrschen diffuser Nährstoffeinträge ebenfalls zur Verbesserung der Gewässerqualität führen kann (Wehrrückbau, Zuschütten von Gräben). Im Rahmen der

Bewirtschaftungsszenarios des Verbundprojekts „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ werden zwei der möglichen wasserwirtschaftlichen Handlungsoptionen ausgewählt und deren Effekte auf die Wasserqualität untersucht. Jede Handlungsoption wird in einer eigenständigen Untervariante des Szenario C 3 untersucht. Untervariante C 3.1 stellt die Auswirkung der Erhöhung des Winterstaus durch Wehrregulierung der Havel dar. Untervariante C 3.2 thematisiert eine Wasserstandserhöhung durch Staubewirtschaftung von Seen. Für die Handlungsoptionen Reduzierung von Wasserentnahmen, vollständiger Rückbau von Wehren und Rückbau (Zuschüttung) von Meliorationsgräben konnten Modellrechnungen lediglich auf Ebene der Fokus- und Zwischengebiete durchgeführt werden. Die Übertragung auf das Gesamtgebiet war nicht möglich. Auch der Bezug zwischen wasserwirtschaftlicher Bilanz und Veränderung der Nährstofffracht im Gewässer wurde lediglich für die beiden Handlungsoptionen „Erhöhung des Winterstaus durch Wehrregulierung der Havel“ und „Wasserstandserhöhung durch Staubewirtschaftung von Seen“ hergestellt. Deshalb konnten nur zwei der wasserwirtschaftlichen Handlungsoptionen in die auf das Flussgebiet der Havel bezogenen Bewirtschaftungsszenarios einbezogen werden.

Untervarianten

Szenario C besteht entsprechend der erläuterten Handlungsstrategie aus den Varianten:

- C 1 Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft
- C 2.1 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland (Arbeitsvariante)
- C 2.2 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Extensivierung
- C 2.3 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung
- C 3.1 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Wehrstau
- C 3.2 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Seestau

Regionalvarianten

- C 2.1_Nuthe
- C 2.2_Nuthe
- C 2.3_Nuthe
- C 2.1_Hammerfließ
- C 2.2_Hammerfließ
- C 2.3_Hammerfließ
- C 3.1_Hammerfließ

7.2.4.4 Szenario D „Maximaler Gewässerschutz“

Konzeption

Das Szenario D dient der Bestimmung der maximal möglichen Verbesserung des Gewässerzustands unter Einbeziehung der Handlungsoptionen sämtlicher Handlungsfelder. Als Grundlage der Szenarioentwicklung dienen die Ergebnisse der Szenariogruppe C.

Entwicklungsrahmen

Wie fast alle der formulierten Szenarios beinhaltet auch Szenario D 1 den Entwicklungsrahmen (siehe Szenario A 2). Besonderheit ist die Erweiterung des Entwicklungsrahmens im Szenario D 2. Die Spree als bedeutende Eingangsgröße bei der Betrachtung der stofflichen Belastung des Flusssystemes der Havel ist Bestandteil des Entwicklungsrahmens. In Szenario D 2 wird als Entwicklungstrend der TP-Gehalt der Spree entsprechend den Szenarios des Berliner Abwasserbeseitigungsplans zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie für einen „guten Zustand“ der Spree deutlich reduziert (vgl. Entwicklungstrend BKAPL).

Handlungsstrategie

Szenario D integriert die Beiträge der einzelnen Handlungsfelder (Szenarios C 1 bis C 3) zu einer Strategie, die das Ziel der maximalen Verbesserung der Gewässergüte verfolgt. Dieses Szenario ermöglicht es auch, das Verhältnis zwischen den Untervarianten der Szenariogruppe C (Beitrag eines Handlungsfeldes) und des Szenario D (Beitrag aller Handlungsfelder) festzustellen. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass ein linearer Zusammenhang zwischen der Reduzierung der Einträge und der Gewässergüte besteht.

Untervarianten

D 1 Maximaler Gewässerschutz

D 2 Maximaler Gewässerschutz bei „gutem Zustand“ der Spree

Regionalvarianten

D 1_Nuthe

D 2_Nuthe

D 1_Hammerfließ

D 2_Hammerfließ

7.2.4.5 Szenario E „Optimale Bewirtschaftung“

Konzeption

Ziel des Szenario E ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie mit möglichst effizientem Mitteleinsatz und hoher Akzeptanz der Betroffenen. Es beinhaltet daher die Handlungsoptionen, die einerseits in ihrer Summe geeignet sind den „guten (ökologischen) Zustand“ der Havel bezüglich der Güteparameter P und N zu erreichen, die sich zudem andererseits hinsichtlich Effizienz und Akzeptanz als optimal darstellen. Das Szenario E nimmt damit eine gewisse Sonderstellung ein, da es in der zu erreichenden Wirkung, nicht jedoch in den dafür heranzuziehenden Handlungsoptionen determiniert ist.

Entwicklungsrahmen

Analog Szenario D 1 und D2 beinhaltet auch Szenario E eine Variante E2 mit verändertem Entwicklungsrahmen. Die Veränderung bezieht sich auf die Annahme, dass der TP-Gehalt der Spree dem „guten Zustand“ entspricht.

Handlungsstrategie

Die inhaltliche Konzeption von Szenario E ist darauf ausgerichtet, dass die Ziele der Wasser-rahmenrichtlinie erreicht werden. Es stellt zudem die Handlungsoptionen zusammen, die sich durch größtmögliche Effizienz und beste Akzeptanz auszeichnen (siehe Tab. 7.5). Da keine Simulation einzelner Handlungsoptionen für die Siedlungswasserwirtschaft und Landnutzung erfolgte, kann die Effektivität einzelner Handlungsoptionen nur emissionsseitig unter Berücksichtigung der Sensitivitätsanalysen einzelner Modelle oder Modellkopplungen überschlägig abgeschätzt werden. Eine derartige Vereinfachung gegenüber der ursprünglich vorgesehenen Iteration erscheint ausreichend, da die Simulationsergebnisse nur geringe Bandbreiten aufweisen. Ansonsten wird auf die Handlungsalternativen der zuvor beschriebenen Untervarianten zurückgegriffen. Die Bedeutung externer Einträge aus Spree und Teltowkanal kann bei der Konzeption eines Szenarios zur Erreichung des guten Zustands nicht übergangen werden. Deshalb wird in einer thematischen Untervariante davon ausgegangen, dass die Wasserqualität aus Zuflüssen von Spree und Teltowkanal dem „guten Zustand“ hinsichtlich Gewässertrophie entsprechen. Im Bearbeitungsgebiet werden so die Handlungsspielräume sichtbar.

Untervarianten

- E 1 Optimale Bewirtschaftung
- E 2 Optimale Bewirtschaftung bei „gutem Zustand“ der Spree

Regionalvarianten

- E 1_Nuthe
- E 2_Nuthe
- E 1_Hammerfließ
- E 2_Hammerfließ

Zusammenfassend für die Erstellung von Bewirtschaftungsszenarios im Havelverbund stellt Tab. 7.6 eine Übersicht der gewählten Entwicklungstrends und Handlungsoptionen für jedes Szenario dar.

Tab. 7.5: Abschätzung der angenommenen und emissionsseitigen Effektivität, Kosten und Akzeptanz einzelner Handlungsoptionen bei der Konzeption von Szenario E

| Handlungsoptionen | Effektivität ² | Kosten ³ | Akzeptanz ⁴ | Bemerkung | Empfehlung für Szenario E |
|---------------------------|---------------------------|---------------------|------------------------|--|---------------------------|
| Siedlungswasserwirtschaft | | | | | |
| KABET | +++ | +++ | +++ | | ja |
| KKABET | +++ | +++ | ++ | | ja |
| KAPEL | ++ | + | ++ | | ja |
| KKAPEL | +++ | + | + | Technische und administrative Umsetzung schwierig | ja |
| Wasserwirtschaft | | | | | |
| WASREG | + | +++ | + | Starke Vernässung der Flächen, geringer Effekt | nein |
| WASEE | + | + | + | geringer Effekt, hohe Kosten und geringe Akzeptanz, widerspricht der Wasserrahmenrichtlinie! | nein |
| Landnutzung | | | | | |
| DSTILL_G2 | +++ | ++ | +++ | neue Mindestgrößenregelung für Flächenstilllegungsflächen ermöglicht Anwendung in Gewässerrandstreifen | ja |
| GRÜNL_G2 | ++ | ++ | ++ | aufgrund einheitlicher Flächenprämie (EU-Agrarreform) ist die Umwandlung von Acker zu Grünland nicht mehr so problematisch | ja |
| GRÜNEX1W_G2 | + | + | + | Wiedervernässungen sind sehr teuer und an bestimmte Rahmenbedingungen gebunden z.T. sind sie erst langfristig wirksam, geringe Akzeptanz | ja |
| GRÜNEX2W_G2 | + | + | ++ | s.o. | ja |
| GRÜNEX2_G2 | +++ | ++ | +++ | GL-Extensivierung in Flussauen und Gewässerrandstreifen wird z.T. bereits praktiziert | ja |
| GRÜNEX1_M | ++ | ++ | ++ | Maßnahme auf Schutzgebiete beschränkt | ja |
| LANDPF_G2 | ++ | + | + | Nutzungsaufgabe erforderlich, keine Akzeptanz | ja |
| ZWISCH | + | +++ | +++ | bestehende Fördermaßnahmen werden hierfür bereits ausgeschöpft | ja |
| AUFF_G2 | ++ | + | + | Nutzungsaufgabe erforderlich, keine Akzeptanz | ja |

² Skalierung Effektivität : gering bis keine +

mittel ++

hoch +++

³ Skalierung Kosten: hoch +

mittel ++

gering bis keine +++

⁴ Skalierung Akzeptanz: gering bis keine +

mittel ++

hoch +++

Tab. 7.6: Zuordnung von Entwicklungsrahmen und Alternativen verschiedener Handlungsoptionen zu den Szenarios

| Bezeichnung | Entwicklungsrahmen | Handlungsstrategie aus Handlungsoptionen der drei Handlungsfelder | | |
|---|---------------------------------------|---|--|--|
| | | Wasserwirtschaft | Siedlungswasserwirtschaft | Land- und Forstwirtschaft |
| Szenario A 1 Gängige Praxis | ohne | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario A 2 Gängige Praxis bei veränderten Rahmenbedingungen | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario B 1 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | KABET KKABET | GRÜNL_G1 GRÜNEX1W_G1 GRÜNEX2W_G1 LANDPF_G1 ZWISCH |
| Szenario B 2 Erweiterte Bewirtschaftungsstandards mit weitergehendem Hochwasserschutz | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | KABET KKABET | DSTILL_G2 GRÜNL_G2 GRÜNEX1W_G2 GRÜNEX2W_G2 GRÜNEX2_G2 LANDPF_G2 GRÜNEX1_M ZWISCH AUFF_G2 |
| Szenario C 1 Maximaler Beitrag der Siedlungswasserwirtschaft | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | KABET KKABET KAPEL KKAPEL | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |

| | | | | |
|--|--|---|---|--|
| <p>Szenario C 2.1 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Umwandlung von Acker in Grünland (Arbeitsvariante)</p> | <p>BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>DSTILL_M GRÜNL_M* GRÜNEX1_M GRÜNEX1W_M GRÜNEX2W_M GRÜNEX2_M LANDPF_M ZWISCH UMBAU_M AUFF_M</p> |
| <p>Szenario C 2.2 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei mäßiger Extensivierung⁵</p> | <p>BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>DSTILL_M GRÜNL_M GRÜNEX1_M GRÜNEX1W_M GRÜNEX2W_M GRÜNEX2_M LANDPF_M ZWISCH UMBAU_M AUFF_M</p> |
| <p>Szenario C 2.3 Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung</p> | <p>BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung</p> | <p>DSTILL_Y GRÜNL_Y GRÜNEX1_Y GRÜNEX1W_Y GRÜNEX2W_Y</p> |

⁵ Bei der Untervariante C 2.1 stand die Entwicklung der Landnutzung entsprechend den Zielen und Grundsätzen von Naturschutz und Landschaftspflege im Vordergrund. Durch die geringen Effekte für die Gewässergüte wurde sie letztendlich nicht als Bewirtschaftungsszenario gemäß den Vorgaben der WRRL bzw. des WHG eingestuft.

| | | | | |
|--|--|-----------------|--|--|
| | | | | GRÜNEX2_Y LANDPF_Y ZWISCH UMBAU_Y AUFF_M |
| Szenario C 3.1 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Wehrstau | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | WASREG | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario C 3.2 Maximaler Beitrag der Wasserwirtschaft bei verändertem Seestau | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | WASEE | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung | Beibehaltung der aktuellen Bewirtschaftung |
| Szenario D 1 Maximaler Gewässerschutz | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | WASREG WASEE | KABET KKABET KAPEL KKAPEL | DSTILL_Y GRÜNL_Y GRÜNEX1_Y GRÜNEX1W_Y GRÜNEX2W_Y GRÜNEX2_Y LANDPF_Y ZWISCH UMBAU_Y AUFF_M |
| Szenario D 2 Maximaler Gewässerschutz bei gutem Zustand der Spree | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD SP_WRRL | WASREG WASEE | KABET KKABET KAPEL KKAPEL | DSTILL_Y GRÜNL_Y GRÜNEX1_Y GRÜNEX1W_Y GRÜNEX2W_Y |

| | | | | |
|--|---|--|------------------------------------|--|
| | | | | GRÜNEX2_Y LANDPF_Y ZWISCH UMBAU_Y AUFF_M |
| Szenario E 1 Optimale Bewirtschaftung | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD | (keine Handlungsoptionen, da keine signifikanten Effekte) | KABET KKABET KAPEL KKAPEL | DSTILL_G2 GRÜNL_G2 GRÜNEX1W_G2 GRÜNEX2W_G2 GRÜNEX2_G2 LANDPF_G2 GRÜNEX1_M ZWISCH AUFF_G2 |
| Szenario E 2 Optimale Bewirtschaftung bei gutem Zustand der Spree | BEEV, BEÄE, SVEV, SVÄE, STILL33, WALD SP_WRRL | (keine Handlungsoptionen, da keine signifikanten Effekte) | KABET KKABET KAPEL KKAPEL | DSTILL_G2 GRÜNL_G2 GRÜNEX1W_G2 GRÜNEX2W_G2 GRÜNEX2_G2 LANDPF_G2 GRÜNEX1_M ZWISCH AUFF_G2 |

Die verschiedenen Untervarianten der Handlungsoptionen der Landnutzung (G1, G2, M*, M und Y) verweisen auf die standörtliche Lokalisierung der Maßnahmen im Einzugsgebiet. Die Lokalisierung ist ausführlich in Jessel & Jacobs (2005) und kurz in den Kennblättern der Handlungsoptionen (Schanze et al. 2005) erläutert.

8 Einbeziehung der Öffentlichkeit im Havelverbundprojekt

Beate Jessel, Marion Freund, Jörg Jacobs, Bettina Kuler

Die Information und Anhörung der betroffenen Öffentlichkeit ist eine wesentliche Voraussetzung, um komplexe Sachverhalte und Lösungsmöglichkeiten des Flusseinzugsgebietsmanagements den Adressaten zu vermitteln. Geht man dabei von den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aus, so ist in der Überschrift des Art. 14 WRRL lediglich von einer „Information und Anhörung der Öffentlichkeit“ (im englischen Originaltext: „Public information and consultation“) die Rede, während nach Art. 14 Abs. 1 WRRL die Mitgliedstaaten die „aktive Beteiligung aller interessierten Stellen“ („the active involvement of all interested parties“) zu fördern haben. ROBERTS (1995) zufolge stellt „involvement“ den gemeinsamen Oberbegriff sowohl für die enger gefasste „consultation“ (die lediglich Aufklärung und Information beinhaltet) sowie die weiter gefasste „participation“ (mit der sich eine weitergehende, aktive Beteiligung am Entscheidungsprozess verbindet) dar. Art. 14 Abs. 2 WRRL kombiniert dann wieder beide Begriffe, indem er davon spricht, dass eine „aktive Einbeziehung und Anhörung“ („the active involvement and consultation“) zu ermöglichen ist. Dies lässt darauf schließen, dass nach der WRRL eine Einbeziehung der Öffentlichkeit in verschiedenen Abstufungen, die von der Information bis hin zur aktiven Mitwirkung reichen, gefordert ist. Auch VÄNTÄNEN & MARTTINEN (2005) sowie van AST & BOOT (2003) machen deutlich, dass bei den im Flussgebietsmanagement bzw. der Umsetzung der WRRL anstehenden mehrdimensionalen Entscheidungsprozessen eine Kombination verschiedener Beteiligungsformen und -methoden zum Einsatz kommen sollte.

Dementsprechend gestaltete sich im Havelverbund die Einbeziehung der Öffentlichkeit mehrstufig:

- Begleitende Informationsveranstaltungen (insbes. zwei sogenannte „Regionalkonferenzen“ in der Anfangsphase des Vorhabens) waren schwerpunktmäßig darauf angelegt, die regionalen Akteure über Ziele und Inhalte des Havelverbunds zu informieren.
- Daneben erfolgten mittels strukturierter Interviews gezielte Befragungen und die aktive Einbeziehung regionaler Akteursgruppen (Stakeholder) in den Fokusgebieten sowie für das Gesamtgebiet Havel. Sie dienten dazu, zunächst Werthaltungen und Handlungsoptionen zu ermitteln, die für die Ausgestaltung der Bewirtschaftungsszenarios von Bedeutung waren (vgl. Kap. 7) und dann dazu, die erstellten Szenarios einer Bewertung durch die Akteure zu unterziehen.

8.1 Durchführung von Regionalkonferenzen

Regionalkonferenzen wurden im Januar und Februar 2002 in den Fokusgebieten Hammerfließ (16.01.2002; mitorganisiert von der Naturschutzbehörde Teltow-Fläming) und Untere Havel (28.02.2002) durchgeführt. Eingeladen waren die Behörden und Ämter der jeweiligen Landkreise bzw. Regionen, die Vertreter der Gemeinden sowie die Land- und Wassernutzer. Das Programm der beiden Regionalkonferenzen umfasste jeweils eine Vorstellung der übergeordneten Ziele des Verbundprojektes „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Ein-

zugsgebiet der Havel“ sowie die Erläuterung der für das jeweilige Fokusgebiet relevanten Untersuchungsschwerpunkte durch die Projektleitung, die Darstellung wichtiger Aspekte des Wasserhaushaltes und der gegenwärtigen Nutzung in den jeweiligen Gebieten seitens der regionalen Akteure sowie eine gemeinsame Diskussion der daraus entstehenden Wünsche und Anforderungen an die Bearbeitung des Verbundprojekts.

Die Regionalkonferenzen verfolgten das Ziel,

- die Akteure in den Fokusgebieten über Anliegen und Inhalte des Havelverbunds zu informieren;
- Akzeptanz und Unterstützung für die Belange des Gewässerschutzes im Allgemeinen und die Projektarbeiten im Besonderen zu befördern;
- dabei die an dem Forschungsvorhaben interessierten Gruppierungen, Verbände und Wassernutzer bei der Formulierung der lokalen und regionalen Aufgaben des Havelverbunds zu beteiligen;
- die Befragung regionaler Stakeholdergruppen in den Fokusgebieten vorzubereiten.

Als wesentliche Ergebnisse der Regionalkonferenzen lassen sich festhalten:

- Bei den örtlichen Wassernutzern bestehen ein hoher Bedarf an einem Informationsaustausch mit dem Verbundprojekt, ein starkes Interesse an einer anwendungsorientierten Ableitung von Maßnahmen, die lokalen Bedürfnissen gerecht werden und damit eine hohe Erwartungshaltung an die Fähigkeit der Wissenschaft, auch lokale Probleme lösen zu helfen.
- Es existieren lokale wasserbezogene Probleme, derer man (v.a. im Hammerfließ) schon seit längerem mit Hilfe entsprechender Maßnahmen (wie z.B. Drainagen, Gräben, Be- und Entwässerungssysteme) sowie verschiedener Untersuchungen und Gutachten Herr zu werden versucht. Dabei bestehen z.T. deutliche Unterschiede zwischen den lokalen wasserbezogenen Problemen, wie sie an der Unteren Havel und im Baruther Urstromtal (Fokusgebiet Hammerfließ) vorzufinden sind.
- Vom Projektverbund sei daher transparent zu machen, in welchem Zusammenhang lokale wasserwirtschaftliche Probleme mit (den in erster Linie zu beantwortenden) regionalen und überregionalen Fragestellungen stehen.
- Bei der Umsetzung vom Projektverbund vorgeschlagener Maßnahmen nehmen finanzielle Fragen (z.B. Ausgleichszahlungen bei einer Verringerung der Produktivität) einen hohen Stellenwert ein.

8.2 Befragungen regionaler Akteure

8.2.1 Ziele und Vorgehensweise bei der Befragung

Projektbegleitend wurden in den Fokusgebieten sowie im Gesamtgebiet Befragungen relevanter Akteure (Stakeholder) durchgeführt. Einbezogen waren jeweils die Landwirte, Kommunen, Verbände (Wasser- und Bodenverbände, Kreisbauern- und Kreisanglerverband, Naturschutzverbände), im Raum tätige Fachbehörden der Wasser- und Fischereiwirtschaft, der Land- und Forstwirtschaft, des Naturschutzes sowie der Regionalplanung. Die beiden jeweils mittels strukturierter Interviews durchgeführten Befragungen verfolgten unterschiedli-

che Zielstellungen und waren dementsprechend verschieden konzipiert:

Im **ersten** Schritt wurden in den drei Fokusgebieten die Interessen der Stakeholdergruppen mit Blick auf das Wassermanagement, aus ihrer Sicht denkbare Handlungsoptionen zur Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse und der Gewässerqualität sowie weitere relevante örtliche Rahmenbedingungen ermittelt. Der Schwerpunkt lag dabei nicht auf einer quantitativen Analyse, sondern bestand darin, weitere bei der Ausgestaltung der Szenarios zu beachtende Rahmenbedingungen, die sich aus den aktuellen, gebietsspezifischen Problemlagen ergeben, zu ermitteln und so eine inhaltlich konsistente Ableitung der Szenarios zu gewährleisten. Der strukturierte Interviewleitfaden wurde entsprechend der jeweiligen Adressatengruppe (Landnutzer, Behörden, Gemeinden) modifiziert und enthielt insbesondere Fragen

- nach Größe, Nutzung und Lage der bewirtschafteten Flächen und wo dabei Wassermengen- und wo Wassergüteprobleme gesehen wurden;
- wie die quantitative und die qualitative Verfügbarkeit des Oberflächenwassers im jeweiligen Fokusgebiet beurteilt wurde;
- wie die derzeitige Kommunikation zwischen den relevanten Nutzern und Entscheidungsträgern bezüglich der Wassernutzung im Gebiet eingeschätzt wurde;
- nach eigenen kurz-, mittel- und langfristigen Vorschlägen zur Verbesserung der quantitativen und qualitativen Gewässerbeschaffenheit im Einzugsgebiet.

Zudem wurden die einzelnen Akteure gebeten, sich in die Rolle der jeweils anderen Akteursgruppen zu versetzen und aus deren Perspektive zu formulieren, welche Maximalforderungen bezüglich der Landnutzung im Einzugsgebiet sie stellen würden und wie ein gemeinsamer Nenner aussehen könnte.

In einem **zweiten** Befragungsdurchgang wurden die visualisierten Landnutzungsszenarios zusammen mit den Ergebnissen der hydrologischen Modellierung und der sozioökonomischen Analyse einer Bewertung durch die Akteure unterzogen. Einbezogen waren die Fokusgebiete Hammerfließ und Döllnitz/Kleiner Rhin sowie mit Bezug auf das Gesamtgebiet Havel landesweit tätige Behörden und Verbände. Die Befragten sollten anhand eines strukturierten Interviewleitfadens ihre Meinungen zu den betrachteten Handlungsoptionen und Entwicklungsrahmen äußern und die möglichen Auswirkungen auf ihren eigenen Tätigkeitsbereich einschätzen. Die Akzeptanz der Szenarios war ein wichtiges Bewertungskriterium, das zusammen mit anderen relevanten Merkmalen (Wirkung der Szenarios aufgrund der Ergebnisse der Modellierungen; Kosten aufgrund der Ergebnisse der sozioökonomischen Analyse) in eine multikriterielle Gesamtbewertung einfluss (vgl. Kap. 10).

Um eine Rückkopplung zur Vorgehensweise bei der Szenarioentwicklung und zu ihrer Einsetzbarkeit im Flussgebietsmanagement zu bekommen, wurde zunächst nach der Verständlichkeit und Bewertbarkeit der Szenarios gefragt. Die Interviewpartner wurden aufgefordert, sich dazu zu äußern, inwieweit sie sich eine Unterstützung ihrer Entscheidung zu vorgeschlagenen Managementmaßnahmen unter Nutzung eines computergestützten Entscheidungsfindungssystems vorstellen konnten, welche Fragestellungen sie ggf. mit einem solchen System bearbeiten würden und ob sie grundsätzlich an der Bereitstellung eines solchen Systems interessiert wären. Ein weiterer Fragenkomplex bezog sich auf die Betroffenheit der Akteure. Dazu wurden die Szenarios durch die Akteure einer relativen Einstufung auf

einer fünfteiligen Skala unterzogen. Damit wurden zwei Ziele verfolgt: Zunächst sollte der Einfluss der in den einzelnen Szenarios erfolgten Landnutzungsänderungen auf den Tätigkeitsbereich der Interviewpartner eingeschätzt werden. Weiterhin sollten positive und negative Aspekte sowohl der gesamten Szenarios, als auch der einzelnen Handlungsoptionen genannt werden, um so mit Blick auf eine Optimierung Konsens- und Dissensbereiche zu ermitteln. Die Auswirkungen der Szenarios auf die Wassergüte und den Wasserhaushalt konnten nur überschlägig in diese Einschätzung mit einfließen, da entsprechende detaillierte Ergebnisse aus dem Projekt zum Zeitpunkt der Befragungen nur unvollständig vorlagen. Weiterhin sollte angegeben werden, unter welchen Rahmenbedingungen man einer Verwirklichung der Szenarios zustimmen könnte. Bei den Akteuren auf Landesebene wurde zusätzlich erfragt, wie sie den Informationsaustausch und die Kommunikation im Rahmen der nach Art. 14 WRRL gebotenen Information und Anhörung der Öffentlichkeit bislang einschätzten. Die Langfassungen der Fragebögen sind im Entscheidungsunterstützungssystem (DSS) dokumentiert.

8.2.2 Ergebnisse der Befragung für die Fokusgebiete bzw. die Akteursgruppen

Wesentliche Ergebnisse der Akteursbefragungen sind im Folgenden zum Einen bezogen auf die Fokusgebiete (für die erste Befragung, die Grundlagen für die Ausgestaltung der Szenarios lieferte), zum Anderen mit Bezug auf die einzelnen Akteursgruppen (für die zweite Befragung, in der die Szenarios einer Bewertung durch diese Akteure unterzogen wurden) zusammengefasst.

8.2.2.1 Ermittlung der Werthaltungen relevanter Akteure in den Einzugsgebieten (erste Akteursbefragung)

Tab. 8.1: Zahl und Verteilung der in den Fokusgebieten geführten Interviews

| Akteursgruppe | Hammerfließ | Untere Havel | Döllnitz/Kleiner Rhin |
|------------------------------------|-------------|--------------|-----------------------|
| Wasserwirtschaft | 7 | 8 | 4 |
| Landwirtschaft | 11 | 16 | 8 |
| Forstwirtschaft | 3 | 3 | 5 |
| Naturschutz | 2 | 5 | 6 |
| Fischereiwirtschaft / Angelsport | 2 | 3 | 2 |
| Kommunen | 3 | 4 | - |
| Planungs- und Entwicklungsbehörden | - | - | 2 |
| Wissenschaftliche Institute | - | - | 1 |
| insgesamt | 28 | 39 | 28 |

Fokusgebiet Hammerfließ: Hauptproblem im Fokusgebiet Hammerfließ ist den befragten Akteuren zufolge der Wassermangel in den Sommermonaten. Geringe Grundwasserstände beeinträchtigen einerseits die naturschutzfachlich wertvollen Niedermoore und Feuchtgebiete, andererseits führen sie zu Ertragseinbußen in der Landwirtschaft. Deshalb stimmten fast alle Akteursgruppen (Wasserwirtschaft, Naturschutz, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischereiwirtschaft) in dem übergeordneten Ziel überein, das Wasser stärker im Gebiet zurückzuhalten. Unterschiedliche Meinungen bestanden über die Ursachen des Wasserdefizits und konkrete Umsetzungsmöglichkeiten (z. B. Wehrsteuerung, Einbau von Sohlswellen). Die

räumliche und inhaltliche Konkretisierung der Rückhalteziele birgt ein erhebliches Konfliktpotenzial. Ziel der Landwirte ist eine an die Nutzungserfordernisse angepasste Wasserregulierung mit hohen, aber tolerierbaren Grundwasserständen im Winterhalbjahr und einer raschen Absenkung und Bewirtschaftung der Flächen im Frühjahr. Die Vertreter des Naturschutzes strebten im Wesentlichen ein vom Menschen möglichst wenig beeinflusstes Abflussregime mit generell höheren Wasserständen an, das auch stärkere jahreszeitliche Schwankungen einschließt und im Winter zu Überschwemmungen, im Sommer aber auch zum Trockenfallen der Fließgewässer führen kann. Die Forstwirte hingegen waren an konstanten, hohen Wasserständen interessiert, um den Trockenstress und den durch Wasserstandsschwankungen ausgelösten Stress für die Bäume zu verringern.

Fokusgebiet Untere Havel: Als Schlüsselproblem in der Unteren Havel erwiesen sich aus der Perspektive der Akteure die starken jahreszeitlichen Schwankungen des Wasserstandes, die im Sommer zu hohen Nährstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern führen, im Frühjahr hingegen durch hohe Grundwasserstände die Landbewirtschaftung erschweren. Mehrere große Schutzgebiete von z.T. internationaler Bedeutung verleihen den Positionen des Naturschutzes ein hohes Gewicht. Regelmäßige Überflutungen bzw. Überstauungen und großflächige extensive Grünlandnutzung sind die wertbestimmenden Einflussfaktoren; deshalb gehört die Wiederherstellung einer naturnahen Auen- und Abflussdynamik zu den vordringlichen Zielen des Naturschutzes. Dem steht die intensive landwirtschaftliche Nutzung in den Poldern entgegen. Der Konflikt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft ist damit im Fokusgebiet Untere Havel stark ausgeprägt und betrifft insbesondere die Stauziele in den Vorflutern sowie die Nutzungsaufgaben in den Naturschutzgebieten.

Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin: Gemeinsames Hauptziel im Fokusgebiet Kleiner Rhin/Döllnitz ist es den Äußerungen der Akteure zufolge, eine weitere Absenkung der Grund- und Seewasserstände zu verhindern und sie partiell wieder anzuheben, um die naturschutzfachlich wertvollen aquatischen Lebensräume und Feuchtgebiete (Moor-Wald-Seenkomplexe) zu erhalten. Entwässerungsgräben sollten geschlossen, Gewässersohlen angehoben und neue Staue gebaut werden, um die für Jungmoränengebiete typischen Binneneinzugsgebiete wiederherzustellen. Weil das Gebiet überwiegend waldbaulich genutzt wird, sind Konflikte hier weniger stark ausgeprägt. Waldumbaumaßnahmen zur Erhöhung der Grundwasserneubildung wurde eine große Bedeutung beigemessen. Aus dem gleichen Grund sollten die bisher landwirtschaftlich genutzten Grenzertragsstandorte nach Möglichkeit offen gehalten werden. Graduell bestehen dabei zwischen Land- und Forstwirtschaft unterschiedliche Auffassungen über die anzustrebende jahreszeitliche Dynamik des Wasserstandes: Die Forstwirtschaft ist mehr an jahreszeitlich ausgeglichenen Wasserständen interessiert, während die Landwirte gemäß ihrer Bewirtschaftungsanforderungen gerne stärkere, jahreszeitlich angepasste Regulierungen hätten.

Mit Blick auf die Bewirtschaftungspläne gem. WRRL, die für ganze Einzugsgebiete erstellt werden und für diese ein kohärentes Zielsystem zu entwickeln haben, macht dies anschaulich, dass innerhalb eines Einzugsgebiets die Problem- und Handlungsschwerpunkte kleinräumig auf örtlicher Ebene sehr unterschiedlich gelagert sein können.

8.2.2.2. Bewertung der Szenarios durch die Akteure (zweite Akteursbefragung)

Bewertbarkeit der Szenarios

Die vorgelegten, auf GIS-Basis visualisierten Landschaftsszenarios wurden von den Befragten im Gesamtgebiet überwiegend als gut bis sehr gut bewertbar eingeschätzt. Dies traf für das Gesamtgebiet auf 14 der 18 Befragten (77 %) zu. In den Fokusgebieten bewerteten vor allem die Vertreter aus den Bereichen Land- und Forstwirtschaft sowie Naturschutz die Aussagekraft der Szenarios relativ einheitlich als gut bis mittel. Positiv hervorgehoben wurde der Bezug zu bestehenden Fördermaßnahmen. Teilweise wurde der Wunsch geäußert, die Maßnahmen räumlich und inhaltlich differenzierter zu diskutieren, deshalb gab es auch Kritik an der geringen räumlichen Auflösung der Landnutzungskarten. Die Maßnahmen sollten nicht so pauschal und schematisch umgesetzt werden, wie in den Szenarios dargestellt. Lokale Besonderheiten müssten berücksichtigt werden. Eine differenzierte Ausarbeitung der Szenarios stößt jedoch an methodische Grenzen und ist hinsichtlich der betrachteten Fragestellungen auch nicht notwendig. Denn die vorgestellten Szenarios konnten und sollten eine konkrete Maßnahmenplanung nicht ersetzen, sondern prinzipiell mögliche Entwicklungen der Landnutzung demonstrieren. Auch wurden die Landnutzungskarten den Befragten bewusst in einem aggregierten Maßstab vorlegt, um zu verhindern, dass sich der Blick nur auf die jeweils eigenen Flächen konzentrierte.

Das Szenario B 1, das die rechtlichen Mindestanforderungen an die Landnutzung abbildet, polarisierte die Meinungen der in der Landwirtschaft tätigen Akteure sehr stark. Einerseits wird die „Gute fachliche Praxis“ als Status-quo-Zustand betrachtet, der bereits überall praktiziert wird, anderen Akteuren gingen die darin veranschaulichten Landnutzungsänderungen zu weit. In der Tat eröffnen die Leitlinien des MELF zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung einen Interpretationsspielraum (MELF & MUNR 1996), der für die Ausgestaltung des Szenarios ausgeschöpft wurde.

Betroffenheit der Akteure

Die Ergebnisse der ordinalen Einstufung, der die Szenarios durch die Akteure unterzogen wurden, sind für das Teilgebiet Hammerfließ sowie das Gesamtgebiet zusammenfassend in Tab. 8.2 wiedergegeben. Dabei werden nicht nur zwischen den Akteursgruppen, sondern z.T. auch zwischen den Teilgebieten und der Gesamtebene Unterschiede ersichtlich.

Wasserwirtschaft: Die Meinungen der örtlichen und landesweiten Wasserbehörden bei der Bewertung der Szenarios weichen z.T. erheblich voneinander ab. Der relativ große Teil der Einstufungen mit „k.A. – keine Angabe“ erklärt sich auch daraus, dass zum Zeitpunkt der Befragung (Spätsommer 2004) der gem. WRRL zu bestimmende Referenzzustand und die daraus abzuleitenden Umweltziele noch nicht vorlagen und daher Unklarheit über den letztlich zu erreichenden Zielrahmen bestand. Auffallend ist auch, dass die Extremszenarios von der Wasserwirtschaft z.T. abgelehnt werden bzw. dass ein Teil der örtlichen Akteure im Bereich Wasserwirtschaft, zu denen auch die Wasser- und Bodenverbände gehören, mit einer Beibehaltung der bisherigen Praxis durchaus einverstanden wäre. Die *Wasser- und Bodenverbände (WBV)* nannten zwei Bedingungen, die alle Szenarios erfüllen müssten: Einerseits sei die schadlose Abführung des Wassers sicherzustellen, andererseits müsse die Zugänglichkeit der Gewässer zwecks notwendiger Unterhaltungsmaßnahmen gewährleistet sein.

Unter den gegebenen Rahmenbedingungen orientieren sich die WBV am Meinungsbild der Landwirte, da sie als Hauptflächennutzer die Verbände im Wesentlichen finanzieren. Maßnahmen, die die bestehende Landbewirtschaftung in Frage stellen, werden als problematisch eingeschätzt. Die *unteren Wasserbehörden* sehen sich von den Szenarios nur betroffen, wenn zu ihrer Umsetzung Eingriffe in den Wasserhaushalt bzw. Gewässerumbauten notwendig werden, die eine behördliche Erlaubnis oder Bewilligung erfordern. Derartige Maßnahmen können allenfalls indirekt aus den Szenarios abgeleitet werden. Der notwendige Umfang wird in den C-Szenarios am höchsten eingeschätzt, demzufolge ergibt sich hier auch die stärkste Betroffenheit.

Tab. 8.2: Bewertung der Szenarios durch die Akteure für das Teilgebiet Hammerfließ und für das gesamte Einzugsgebiet

| Akteursgruppe | Szenario | Bewertung der Szenarios | | | | | | | | | | | |
|------------------|----------|-------------------------|---|-----|---|----|------|--------------------|---|-----|---|----|------|
| | | Fokusgebiet Hammerfließ | | | | | | Gesamtgebiet Havel | | | | | |
| | | ++ | + | + - | - | -- | k.A. | ++ | + | + - | - | -- | k.A. |
| Wasserwirtschaft | A 2 | 2 | | | 1 | | 3 | | | | | 1 | 1 |
| | B 1 | 2 | 1 | | | | 3 | | | 1 | | | 1 |
| | C 2.1 | 1 | 1 | | | 1 | 3 | | 1 | | | | 1 |
| | C 2.3 | 1 | | | | 1 | 4 | | | | | 1 | 1 |
| Landwirtschaft | A 2 | 6 | 1 | 2 | 1 | | | 1 | | 2 | 1 | 1 | 1 |
| | B 1 | | 3 | 5 | | 2 | | | 1 | 4 | | | 1 |
| | C 2.1 | | | | 4 | 6 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | C 2.3 | | | | | 10 | | 1 | | | 1 | 3 | 1 |
| Forst | A 2 | | | 2 | | 1 | | | | 1 | 1 | | |
| | B 1 | | 2 | 1 | | | | | | 1 | 1 | | |
| | C 2.1 | 2 | 1 | | | | | 1 | 1 | | | | |
| | C 2.3 | 1 | | 2 | | | | | | 1 | | 1 | |
| Naturschutz | A 2 | | | | 1 | | | | | | 1 | 3 | |
| | B 1 | | | 1 | | | | | 2 | 1 | 1 | | |
| | C 2.1 | | 1 | | | | | | 4 | | | | |
| | C 2.3 | | 1 | | | | | | 3 | 1 | | | |
| Fischerei | A 2 | | | | 1 | | | | 1 | | 1 | | |
| | B 1 | 1 | | | | | | 1 | 1 | | | | |
| | C 2.1 | | 1 | | | | | | 1 | | 1 | | |
| | C 2.3 | | 1 | | | | | | | | 2 | | |
| Kommunen | A 2 | | | | | | 2 | | | | | | |
| | B 1 | | | | 1 | 1 | | | | | | | |
| | C 2.1 | | | | | 1 | 1 | | | | | | |
| | C 2.3 | | | | | 1 | 1 | | | | | | |
| Planungsverbände | A 2 | | | | | | | | 1 | | 1 | | |
| | B 1 | | | | | | | | | 2 | | | |
| | C 2.1 | | | | | | | | 1 | | 1 | | |
| | C 2.3 | | | | | | | | 1 | | | 1 | |

Bewertung der Szenarios: ++ positiv; + eher positiv; + - Verhältnis ausgewogen; - eher negativ; -- negativ; k.A. keine Angabe

Landwirtschaft: Die Landwirte gehören zu den am stärksten betroffenen Akteursgruppen. Mit zunehmender Stärke der Eingriffe in die bestehende Landnutzung wurden die Szenarios von A bis C 2.3 auch zunehmend negativ bewertet. Insgesamt zeichnete sich ein deutliches

Votum für die Beibehaltung der aktuellen Nutzungsweise (Szenario A) bzw. für das Szenario „Umsetzung der Leitlinien zur ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung“ (B 1) ab, das einen rechtlichen Mindeststandard abbildet, der von der Mehrheit getragen wird. Die C-Szenarios wurden dagegen von fast allen Interviewpartnern als Existenz gefährdend eingeschätzt und abgelehnt. Ursache ist ein erheblicher Verlust von Acker- und Intensivgrünlandflächen vor allem zugunsten des Extensivgrünlands. Die in diesen Szenarios dargestellten Landnutzungsänderungen bedeuteten – so die überwiegende Meinung der befragten Akteure – den Rückzug der Landwirtschaft aus der Niederung, die völlige Aufgabe der Milch- und Fleischproduktion sowie den Verlust von Arbeitsplätzen.

Große Akzeptanzunterschiede gab es bezüglich der einzelnen Handlungsoptionen. So wurde der Zwischenfruchtanbau auf erosions- und grundwassergefährdeten Standorten allgemein akzeptiert und bereits praktiziert, wobei auf das bestehende Förderprogramm hingewiesen wurde. Die Anlage von 10 Meter breiten Gewässerrandstreifen war für die meisten Landwirte ebenfalls tolerierbar, seitdem eine neue Mindestgrößenregelung für Flächenstilllegung getroffen wurde. Danach können Flächen mit einer Mindestbreite von zehn Metern und einer Mindestfläche von 0,1 ha prämienbegünstigt stillgelegt werden. Breitere Randstreifen wurden als problematisch angesehen, da die Flächenverluste zu groß würden. In Folge der EU-Agrarreform könnte der Umwandlung von Acker in Grünland eine größere Bedeutung zukommen als bisher, da Grünlandflächen zukünftig in die Prämienzahlungen einbezogen werden. Unterschiedliche Auffassungen existieren allerdings über die Auswahl geeigneter Flächen. Während aus landwirtschaftlicher Sicht die Umnutzung leichter, ertragsschwacher Standorte sinnvoll wäre, sollten zur Vermeidung von Nährstoffbelastungen vor allem grundwassernahe bzw. überflutungsgefährdete Bereiche ausgewählt werden. Hier zeichnete sich ein deutlicher Interessenkonflikt zwischen Landwirtschaft und Ressourcenschutz ab: Wassermangel ist in Brandenburg ein wesentlicher ertragsbegrenzender Faktor, deshalb ist die Ertragssicherheit auf Flächen mit Grundwasseranschluss vergleichsweise am größten.

Grünlandextensivierungen und Wiedervernässungsmaßnahmen wurden von den meisten Landwirten nicht toleriert, da Futtermenge und -qualität deutlich zurückgingen, was zu erheblichen Einschränkungen in der Tier- bzw. Milchproduktion führen würde.

Die Wasserqualität hat für die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen keine Bedeutung. Aussagen zum Wasserhaushalt müssen dagegen räumlich differenziert betrachtet werden. Landwirte, die Flächen in den tiefsten Bereichen der Niederung bewirtschaften, kommen mit Wassermangel im Sommer besser zurecht als mit Wasserüberschuss im Frühjahr. Landwirte in den Randbereichen der Niederung bzw. auf Hochflächen haben dagegen mit den sommerlichen Trockenperioden ein großes Problem.

Einer Realisierung der Szenarios wurde generell nur bei vollständiger finanzieller Entschädigung der Flächeneigentümer und -nutzer zugestimmt.

Forstwirtschaft: Mit Zunahme des Waldanteils und der Intensität des Waldumbaus in den Szenarios wächst auch die Betroffenheit der *Forstbehörden*, die für die Planung und Durchführung der Maßnahmen im Landeswald zuständig wären. Da Waldmehrung und Waldumbau zu den Zielen der Forstwirtschaft gehören, wurden die Szenarios mit zunehmendem Umfang der entsprechenden Maßnahmen von A nach C immer positiver bewertet. Allerdings

muss berücksichtigt werden, dass beide Maßnahmen nur langfristig umzusetzen sind, für einen Zeithorizont bis 2015 also nur relativ geringe Relevanz haben. Eine ausreichende Mittelbereitstellung und Wildkontrolle wurden als notwendige Voraussetzungen für den Erfolg der vorgeschlagenen Maßnahmen genannt. Außerdem müssen durch finanzielle Anreize Privatwaldbesitzer in die Maßnahmenumsetzung einbezogen werden. Zwischen den Interviewpartnern bestand Einigkeit darüber, dass höhere, konstante Grundwasserstände für die Waldentwicklung in den Niederungen insgesamt sehr förderlich wären, weshalb am besten die C-Szenarios insgesamt bewertet wurden.

Naturschutz: Die im Naturschutz tätigen Interviewpartner waren sich einig, dass der derzeitige Zustand, der durch das Szenario „Gängige Praxis“ verdeutlicht wird, so nicht weiter vertretbar ist. Einhellig positiv werden hier die Szenarios B und C bewertet, bei beiden allerdings verbunden mit Einschränkungen in Bezug auf die Maßnahme Aufforstung und Waldmehrung, da damit ein gravierender Wandel des gewohnten Bildes der Kulturlandschaft befürchtet wird.

Generelle Zustimmung fanden die Maßnahmen zum Niedermoorschutz, die Ausweisung von Gewässerrandstreifen und Waldumbau. Kritisch betrachtet wurden Gehölzanpflanzungen in den 50 m breiten Gewässerrandstreifen (Szenario C 2.3) und Aufforstungen von Grenzertragsstandorten. Insbesondere in dem bereits walddreichen Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin erreichten die Aufforstungsflächen bereits einen recht großen Umfang. Befürchtet wurden der Verlust naturschutzfachlich wertvoller Offenlandbiotope, eine Abnahme der Grundwasserneubildung und damit der Wasserführung in den Gewässern sowie eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes.

Die Erhaltung der Nutzungsfähigkeit wurde als Rahmenbedingung für die Umsetzung der Szenarios genannt, da eine flächendeckende Landschaftspflege weder sinnvoll, noch vom Naturschutz finanzierbar wäre. Die gegenwärtigen Produktionsstrukturen müssten allerdings besser an die natürlichen Bedingungen angepasst werden, ggf. wären alternative Nutzungsmöglichkeiten zu suchen (z.B. der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen für die Biogasgewinnung).

Fischereiwirtschaft/Angelsport: Die Bewertung der Szenarios fiel den Akteuren der Fischereiwirtschaft und des Angelsports schwer, da nach ihrer Auffassung die betrachteten Handlungsoptionen das eigene Tätigkeitsfeld kaum berührten und die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die für die Befragten ausschlaggebend wären, nicht ausreichend dargestellt wurden. Alle Maßnahmen zur Wasserrückhaltung in Zeiten des Überschusses und zur Aufhöhung der sommerlichen Niedrigwasserabflüsse wurden unterstützt. Die Wasserrückhaltung zum Schutz der Niedermoorböden sollte zu keiner Belastung der Wasserqualität führen, d.h. bestimmte Mindestwasserabflüsse sollten erhalten bleiben. Die Anlage von Gewässerrandstreifen und die Ausweisung von Hochwasserrückhalteflächen (potenzielle Laichgebiete) in den C-Szenarios wurden positiv bewertet. Die Wassergüte von Döllnitz, Kleinem Rhin bzw. Hammerfließ sei aus fischereiwirtschaftlicher Sicht kein Problem, Verbesserungsmöglichkeiten gäbe es aber bei der Gewässerstruktur.

Kommunen: Die Betroffenheit der Gemeinden konnte von diesen nur eingeschätzt werden, wenn die Auswirkungen der Szenarios auf das Gemeinwohl ersichtlich waren. Dazu gehören in den ländlich geprägten Gebieten vor allem die Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Betriebe, die dort beschäftigten Menschen und die Eigentumsverhältnisse. Je stärker in die Bewirtschaftung eingegriffen wird, desto negativer wurde das Szenario bewertet. Es wurde befürchtet, dass die Aufgabe landwirtschaftlicher Betriebe, wie in den C-Szenarios unterstellt, zu erheblichen Gewerbesteuerausfällen, Arbeitsplatzverlusten und Verlusten durch ausbleibende Pachteinahmen führe. Deshalb, so die Forderung, müsse zunächst eine klare Gesetzeslage geschaffen werden, in der geregelt wird, wer die Kosten für die Umsetzung der WRRRL trägt, und wer die Maßnahmen umsetzt. Weiterhin müssten alternative Arbeitsplatzmöglichkeiten geschaffen werden, um eine Landflucht zu vermeiden.

Anforderungen an ein Entscheidungsunterstützungssystem

Die Antworten auf die an Akteure aus Behörden und Kommunen gerichtete Frage nach Bedarf und Einsetzbarkeit eines Computer gestützten Entscheidungsunterstützungssystems (DSS; vgl. auch Kap. 11) fielen unterschiedlich aus: Der überwiegende Teil der Befragten im Gesamtgebiet Havel zeigte Interesse an einem DSS, betonte aber gleichzeitig den Informationscharakter eines solchen Systems. So beschränkten sich die praktischen Verwendungsmöglichkeiten im Wesentlichen auf den Planungsbereich, z.B. bei der Ausweisung von Entwicklungs- und Sanierungsräumen in der Regionalplanung. Auf alle Fälle sollten administrative und rechtliche Rahmenbedingungen sowie Umsetzungsinstrumente in einem DSS berücksichtigt werden, um Wege zur Realisierung der in den Szenarios betrachteten Handlungsoptionen aufzeigen zu können.

Im Fokusgebiet Hammerfließ wurden die Interviewpartner gefragt, welche Aufgaben sie mit einem DSS bearbeiten würden und welche Inhalte ihrer Meinung nach hinein gehörten. Es zeigte sich, dass jeder Interviewpartner ganz spezifische Anforderungen stellt, die sich aus seinem eigenen Tätigkeitsfeld ergeben. Die Tendenz ging dabei eher in Richtung einfacher, nachvollziehbarer und damit praxisorientierter Systeme, die eine umsetzbare Maßnahmenplanung sowie die Einbeziehung der Öffentlichkeit ermöglichen.

Die Antworten machen damit deutlich, dass die Bedarfe an ein DSS je nach Betrachtungsebene (Fokusgebiete oder Gesamtgebiet Havel) unterschiedlich gelagert sind und seiner Ausgestaltung daher eine klare Zielgruppendefinition zugrunde gelegt werden sollte.

Generelle Anforderungen an die Ausgestaltung eines DSS ließen sich auch aus den Antworten zur Bewertbarkeit der Szenarios ableiten:

- Die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Wasserqualität, den Wasserhaushalt, die ökonomische Situation der Landwirte, den Arten- und Biotopschutz seien in einem DSS nachvollziehbar darzulegen.
- Die Landnutzung in den Einzugsgebieten müsse in Zusammenhang mit anderen Einflussfaktoren betrachtet werden, um ihre Bedeutung für den Gewässerschutz einschätzen zu können. Als Beispiele für solche komplexen Wirkungsabschätzungen wurden genannt: Nährstoffeinträge aus der Luft, Abwassereinleitungen (insbesondere aus Berlin), Einleitung von Sumpfungswässern aus dem Braunkohlebergbau in der Lausitz.
- Es sei notwendig, die Ergebnisse in Beziehung zu rechtlichen Vorgaben, insbesondere

zu den Zielen der WRRL zu setzen, um die gesamtgesellschaftliche Relevanz beurteilen, und um die Notwendigkeit der vorgeschlagenen Maßnahmen begründen zu können. Mit dem DSS sollten Nutzen und Effizienz verschiedener Handlungsoptionen miteinander verglichen werden können, um eine Prioritätenliste erstellen zu können.

- Dabei sei die Datenaktualität zu verbessern, um Unplausibilitäten (z.B. bei dem Vergleich eines Landschaftsszenarios mit dem Ist-Zustand) zu vermeiden. Zu diesem Punkt gehöre auch die ständige Anpassung des DSS an die sich ändernden politischen, gesellschaftlichen oder ökonomischen Rahmenbedingungen.

8.2.3. Einbindung der Befragungsergebnisse in das Gesamtprojekt und Schlussfolgerungen

Abbildung 8.1 verdeutlicht zusammenfassend die Einbindung der Akteure in die Bearbeitung des Verbundprojekts.

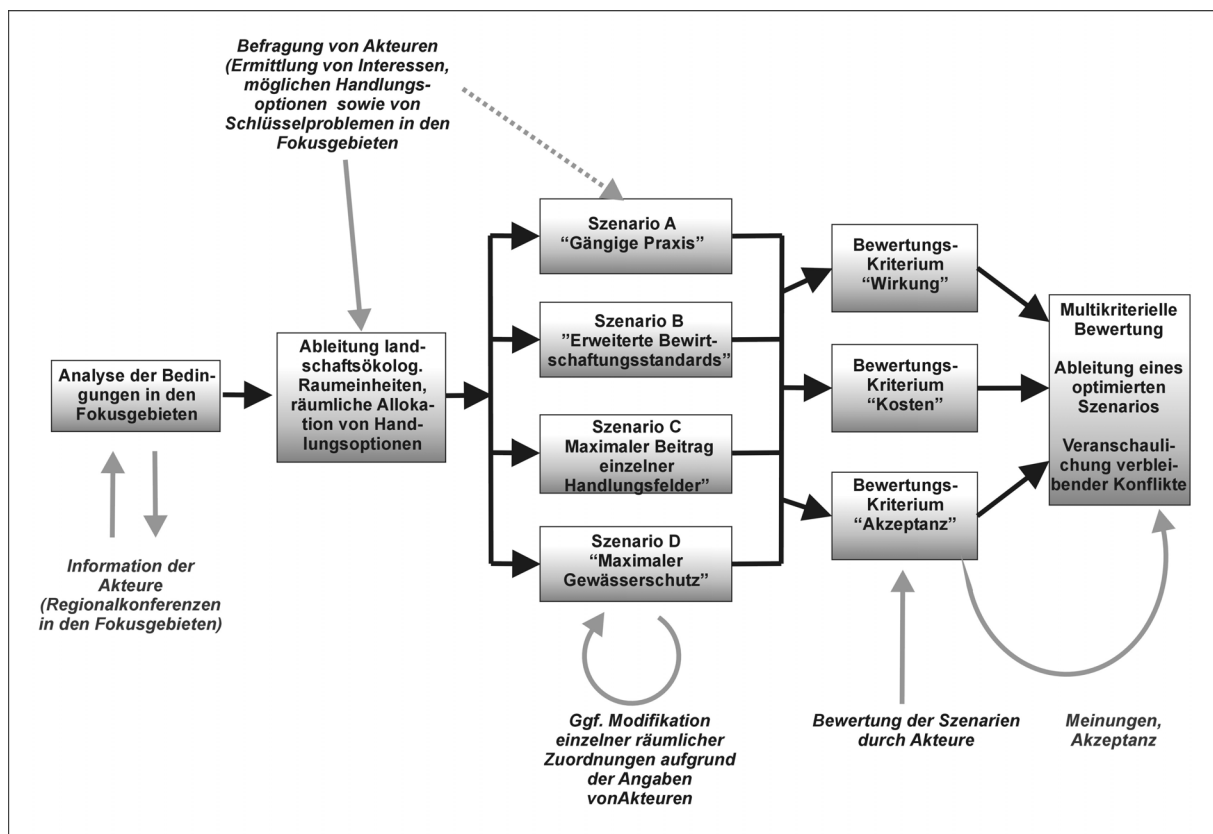


Abb. 8.1: Einbeziehung der Akteure als ein iterativer Prozess

Die bei den Regionalkonferenzen gewonnenen Informationen stellten einen wichtigen Bestandteil der Analyse der Bedingungen in der Fokusgebieten dar. Die bei der gezielten Befragung der Akteure in den Fokusgebieten ermittelten Interessenslagen, Handlungsoptionen und Schlüsselprobleme lieferten eine Grundlage für die gemeinsame Ausgestaltung der Szenarios im Verbundprojekt (vgl. Kap. 7). Die unter den Prämissen der einzelnen Szenarios eintretenden visualisierten Landnutzungsänderungen wurden zusammen mit den Ergebnissen der hydrologischen Modellierung (ermittelte Nährstofffrachten mit dem Modell SWIM)

(vgl. Kap. 9.2) sowie der sozioökonomischen Analyse (vgl. Kap. 9.3) einer Bewertung durch die Akteure unterzogen, die mit in die multikriterielle Bewertung (vgl. Kap. 10) und die Ableitung eines optimierten Szenarios einfluss. Zudem konnten aus den Antworten Hinweise zur Ausgestaltung des Entscheidungsunterstützungssystems (vgl. Kap. 11) abgeleitet werden. Die gegenüber einzelnen Handlungsoptionen ermittelte Akzeptanz bildet zudem eine wichtige Basis für die im Verbundprojekt abschließend gegebenen Handlungsempfehlungen.

Die Befragungen in den Fokusgebieten haben zudem gezeigt, dass vor Ort große Vorbehalte gegenüber der Wasserrahmenrichtlinie existieren. Als Kritikpunkte wurden sowohl der „Top-down-Ansatz“ als auch der zusätzliche bürokratische Aufwand angeführt. Deutlich wurde aber auch, dass es oft Kommunikationsdefizite zwischen den Akteuren selbst sind, die zu erheblichen Abstimmungsproblemen bei der Wasser- und Landbewirtschaftung führen. Eine Aufbereitung möglicher raumbezogener Entwicklungen über Landnutzungsszenarios und die Veranschaulichung ihrer Konsequenzen für die Gewässergüte in Rückkopplung mit einer hydrologischen Modellierung kann hier Vermittlungsarbeit leisten, indem mögliche räumliche Auswirkungen bei der Umsetzung der WRRL nachvollziehbar aufbereitet werden. Für die Kommunikation mit den Landnutzern scheint es wichtig, dass Szenarios dargestellt werden, denen realistische Annahmen zugrunde liegen und diese Annahmen transparent aufgezeigt und hergeleitet werden. Damit die Ergebnisse als Kommunikationsgrundlage für die Akteure untereinander eingesetzt werden können, sollte künftig einer systematischen Ermittlung auch von Interaktionen zwischen den Akteuren verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Die unterschiedliche Bewertbarkeit der Szenarios, die in den Interviews deutlich wurde, zeigt die Notwendigkeit einer differenzierten, adressatenbezogenen Aufbereitung der Ziele und Auswirkungen der WRRL: Während Land- und Forstwirte die Landnutzungsänderungen gut einschätzen konnten, sind für die Gemeinden eher die daran geknüpften Folgewirkungen auf die regionale Wirtschaft von Interesse. Wasserwirte, Fischer und Angler benötigen hingegen konkrete Aussagen zu hydrologischen Veränderungen, um die Szenarios bewerten zu können. Der Sachverhalt, dass selbst innerhalb derselben Akteursgruppe das Meinungsbild der Interessenvertreter auf der Gesamtebene nicht unbedingt mit dem auf der Fokusebene identisch war, verdeutlicht, dass zudem Methoden zu entwickeln sind, wie in der Akzeptanz auch zwischen den Ebenen vermittelt werden kann.

9 Modellergebnisse und Szenarioanalysen

9.1 Modellanwendungen auf den verschiedenen räumlichen Ebenen im Havelgebiet

David Kneis

Die Modelluntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt wurden auf drei verschiedenen räumlichen Ebenen durchgeführt, wobei „Fokusgebiete“ als kleinste Betrachtungseinheiten, „Zwischengebiete“ und das „Gesamtgebiet“ unterschieden werden können (Tab. 9.1).

Die Untersuchungsgebiete auf der unteren räumlichen Ebene wurden so ausgewählt, dass alle wesentlichen Naturräume des Gesamtgebiets repräsentiert werden. Die Repräsentativität bezieht sich jedoch nicht nur auf die naturräumliche Ausstattung, sondern ebenfalls auf die in den Gebieten auftretenden Nutzungskonflikte und die möglichen Optionen eines Wasser- und Nährstoffmanagements.

Eine besondere Bedeutung kommt im Rahmen der Modellierung den Fokusgebieten zu. Aufgrund ihrer Größe bieten sie Möglichkeit einer besonders detaillierten und räumlich hoch aufgelösten Beschreibung der Prozesse des Wasser- und Stoffhaushalts in verwendeten Simulationsmodellen (Kapitel 6). Neben den Datengrundlagen der Modellierung weisen auch die Bewirtschaftungsszenarios für die Fokusgebiete einen besonders hohen Detailliertheitsgrad auf, der in größeren Maßstäben praktisch nicht erreicht werden kann. Die in den repräsentativen, kleinskaligen Gebieten gewonnenen methodischen Erkenntnisse und Modellparameter bilden schließlich die Grundlage für die Modellierung auf höheren räumlichen Ebenen (Upscaling).

Als naturräumlich abgegrenztes, mesoskaliges Flusseinzugsgebiet ist das Gesamtgebiet die entscheidende Maßstabebene für die Vorbereitung und Aufstellung eines Maßnahmenprogramms entsprechend Art. 11 WRRL. Eine Übersicht über die Lage der in Tabelle 9.1 genannten Untersuchungsgebiete zeigt Abbildung 9.1.

Tabelle 9.2 gibt eine Übersicht über die Anwendung der im Verbundprojekt eingesetzten Modelle in den Untersuchungsgebieten der unterschiedlichen Skalenebenen. Daraus geht hervor, dass SWIM, ArcEGMO sowie das Modul ArcEGMO-Urban als Einzugsgebietsmodelle für den Einsatz auf der Ebene des Gesamtgebiets geeignet sind. Bei der Modellierung auf dieser räumlichen Skala greifen die Modelle zwangsläufig auf flächendeckend verfügbaren Datengrundlagen zurück. Jene besitzen – entsprechend der allgemeinen Abhängigkeit zwischen Maßstab und Grad der Generalisierung – notwendigerweise einen geringeren Detailliertheitsgrad als die in den Fokusgebieten verfügbaren Datengrundlagen.

Tab. 9.1: Räumliche Ebenen und zugehörige Untersuchungsgebiete

| Räumliche Ebene | Untersuchungsgebiet | Fläche [km ²] |
|-----------------|---|---------------------------|
| Fokusebene | Hammerfließ / Obere Nuthe | 208 / 676 |
| | Döllnitz/Kleiner Rhin | 26 / 38 |
| | Große Grabenniederung | 70 |
| Zwischenebene | Rhin | 1780 |
| | Nuthe | 1872 |
| | Untere Havel | ca. 2000 |
| Gesamtgebiet | Einzugsgebiet der Havel exkl. Spree-Einzugsgebiet | 14100 |

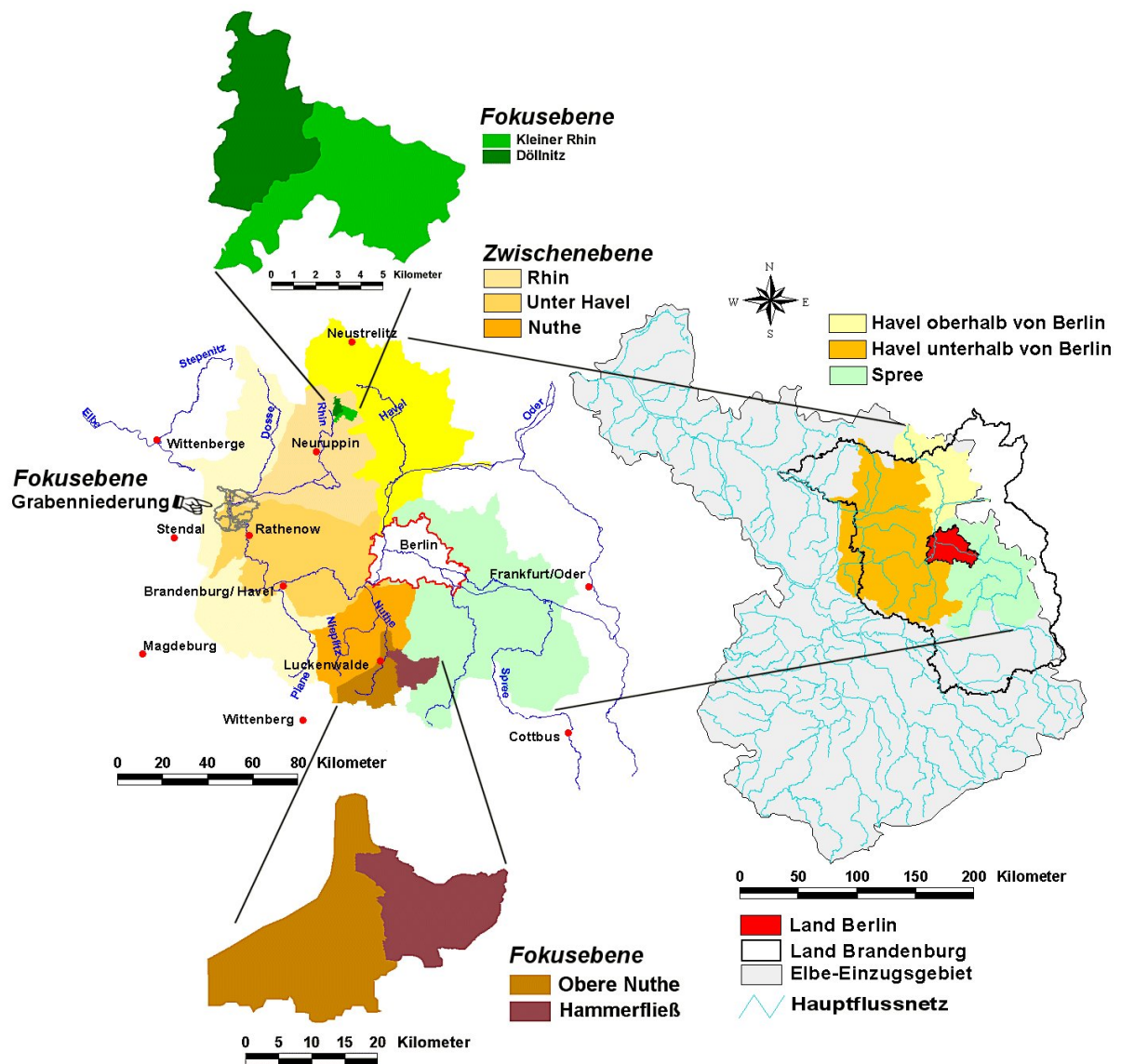


Abb. 9.1: Lage der Untersuchungsgebiete der verschiedenen räumlichen Ebenen innerhalb des Landes Brandenburg bzw. innerhalb des Elbe-Einzugsgebiets

Tab. 9.2: Einsatz von Modellen zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts auf verschiedenen räumlichen Ebenen

| Gegenstand der Modellierung | Modell | Gesamtgebiet Havel | | | | | | | |
|-----------------------------|---------------|----------------------|-------------|-----|-------------|------------------------------|-----------------|-----------------------------|---|
| | | Zwischengebiet Nuthe | | | | Zwischengebiet Rhin | | Zwischengebiet Untere Havel | |
| | | FG | Hammerfließ | FG | Obere Nuthe | FG Döllnitz/ Kleiner Rhin | FG Untere Havel | Untere Havel | |
| Wasserhaushalt | ArcEGMO | 1 | 2 | 1 E | 1 | 2 E | 2 | 2 | 2 |
| | SWIM | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 |
| | IWAN | – | – | – | – | – | – | 1 A | 1 |
| Nährstoffaustrag | ArgEGMO-Urban | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| | SWIM | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 |
| | TraM | – | – | – | – | – | – | 1 A | – |
| Gewässer-morphologie | HEC-RAS | – | 1 A | – | – | – | – | 1 A | – |

- 1: Gebiet wurde als eigenständige Einheit modelliert
 2: Gebiet wurde nur im Rahmen der jeweils höhere Skalenebene mit modelliert
 E: Bearbeitung mit spezieller Modell-Erweiterung
 A: Modellanwendung auf Ausschnitt des Gebiets beschränkt

Tabelle 9.2 zeigt auch, dass einige Modelle lediglich auf begrenzte Ausschnitte der festgelegten Untersuchungsgebiete angewendet werden konnten. Hierfür sind vor allem folgende Gründe ausschlaggebend:

- **Räumliche Diskretisierung:** Bei den eingesetzten Grundwassermodellen (Modflow in der Modellkopplung IWAN, ASM in der Modellerweiterung ArcEGMO-ASM) handelt es sich um 2-dimensionale numerische Modelle, die eine Diskretisierung des Untersuchungsgebiets in ein regelmäßiges Gitter erfordern. Da einerseits die Präzision der Simulationsergebnisse mit feiner werdender Diskretisierung zunimmt, andererseits jedoch der Rechenaufwand quadratisch ansteigt (eine Halbierung der Gitterweite vervierfacht die Anzahl der Gitterzellen), sind die Modelle nur bis zu einer bestimmten Gebietsgröße sinnvoll anwendbar. Aus einer Überschreitung dieser Gebietsgröße resultieren entweder unpräzise Ergebnisse (mangelhafte Abbildung von Gradienten bei zu grober Gitterauflösung) bzw. nicht vertretbare Rechenzeiten oder ein zu hoher Speicherbedarf.
- **Fehlende Datengrundlagen:** Das hydrodynamische Modell HEC-RAS, welches u.a. in Verbindung mit dem Nährstofftransportmodell TraM eingesetzt wurde, benötigt als Datengrundlage vermessene Gewässerquerprofile. Im Untersuchungsgebiet sind solche Daten im Wesentlichen nur für die schiffbaren Gewässer (Havel und Nebenstrecken) aus Vermessungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung verfügbar. Selbst für vergleichs-

weise bedeutende Gewässer (etwa die Nuthe) sind Informationen über Querprofile nicht bzw. nur sehr lückenhaft vorhanden. Eine kleinmaßstäbige hydrodynamische Modellierung war daher letztlich nur für die Havel selbst möglich. Eine detailliertere Untersuchung auf Zwischengebietsebene (Nuthe-Stauhaltung Trebbin) setzte bereits eigene Gewässervermessungen voraus. Weiterhin fehlten vielfach Informationen über wasserwirtschaftliche Anlagen, insbesondere über Zustand und Betrieb von Querbauwerken.

9.2 Analyse der Bewirtschaftungsszenarios im Havelgebiet in Bezug auf den Wasser- und Stoffhaushalt

David Kneis, Markus Biegel, Anja Habeck, Rüdiger Knösche, Stefan Krause, Valentina Krysanova, Bernd Pfützner

9.2.1 Auswirkungen der Szenarios auf den Wasserhaushalt

Die korrekte Abbildung der hydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet ist Voraussetzung für eine zuverlässige Simulation von Nährstoffausträgen und -umsätzen mit Hilfe der im Verbundprojekt eingesetzten Stoffhaushaltsmodelle SWIM und ArcEGMO-Urban. So sind beispielsweise höhere Phosphorausträge häufig an das Auftreten schneller, oberflächlicher Abflusskomponenten gebunden, während die Verweilzeiten des Grundwassers ganz wesentlich das Stickstoff-Retentionsvermögen eines Einzugsgebiets steuern. Der Durchfluss im Gerinne wiederum hat – durch Effekte von Verdünnung und Aufkonzentration – maßgeblichen Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen, wo Punktquellen in höherem Maße zur Belastung der Fließgewässer beitragen.

Der modellmäßigen Abbildung der hydrologischen Prozesse kommt aber auch unabhängig von der Simulation des Stoffhaushaltes eine hohe Bedeutung zu. So spiegelt sich ein Wandel der Landnutzung, wie er in den Bewirtschaftungsszenarios (Kapitel 7) unterstellt wird, in der Regel in einer mehr oder weniger starken Änderung von Wasserhaushaltsgrößen (Verdunstung, Grundwasserneubildung, Hochwasserabfluss etc.) wieder. Diese Veränderungen können sich leicht auf eine ganze Reihe von Nutzungsansprüchen auswirken. So ist etwa die landwirtschaftliche Nutzbarkeit oder auch der Biotopwert zahlreicher Flächen im Havelgebiet stark an die Einhaltung bestimmter Grundwasserflurabstände gekoppelt. Andere Nutzungen sind auch in direkter Weise von den Durchflussmengen der Fließgewässer abhängig.

Im Rahmen des Verbundprojekts wurden die Wasserhaushaltsmodelle ArcEGMO (Kapitel 6.3.2) und SWIM (Kapitel 6.3.1.1) sowie die Modellkopplung IWAN (Kapitel 6.3.4.1) eingesetzt. Jedes dieser Modelle deckt hinsichtlich der berücksichtigten hydrologischen Prozesse sowie hinsichtlich der räumlichen Skala der Anwendung einen spezifischen Bereich ab:

Die Stärke von ArcEGMO liegt in der Möglichkeit, den Einfluss wasserwirtschaftlicher Steuerungsmaßnahmen (Speicherbewirtschaftung, Einstau) auf den Wasserhaushalt abbilden zu können (Kap. 9.2.1.1). Das Modell ist grundsätzlich auf allen räumlichen Skalen bis hin zur Ebene des Gesamtgebiets anwendbar. Der Einsatz spezieller Teilmodelle, deren Anwendung nur bei einer hohen räumlichen Diskretisierung sinnvoll ist (z.B. ArcEGMO-ASM), erfordert die Beschränkung auf Teileinzugsgebiete.

Wasserwirtschaftliche Regulierungsmaßnahmen können im Modell SWIM nicht prozessbasiert abgebildet werden, dafür besteht die Stärke in der gekoppelten Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes von Einzugsgebieten. Die Anwendung des Modells ist von der Ebene der Fokusgebiete bis hin zum Gesamtgebiet möglich (Kap. 9.2.1.2).

Die Modellkopplung IWAN ermöglicht eine detaillierte Simulation des Wasserhaushalts in der durch Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen geprägten Havelaue (Kap. 9.2.1.3).

9.2.1.1 Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit ArcEGMO

Zur Umsetzung der WRRL wurden unter Anwendung der in Kapitel 6.3.2 beschriebenen Methoden die Auswirkungen geänderter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt untersucht, insbesondere Möglichkeiten der Wehrsteuerung und Gewässerbewirtschaftung mit dem Ziel des Wasserrückhaltes. Wegen der dort erwähnten schlechten Datenlage konnten diese Untersuchungen nicht auf der Skala des Gesamtgebietes, sondern nur im Modellgebiet „Obere Nuthe“ sowie dessen stark grundwasserbeeinflussten Teilgebiet „Hammerfließ“ durchgeführt werden, das mit seiner angespannten Wasserhaushaltssituation typisch für viele weitere ehemalige Feuchtgebiete Brandenburgs ist. Die Ergebnisse lassen Schlüsse auf die Sensitivität möglicher Bewirtschaftungsmaßnahmen zu. Die im Modellgebiet gewonnenen Ergebnisse wurden – soweit möglich – auf die höheren räumlichen Ebenen übertragen.

Ergebnisse im Modellgebiet „Obere Nuthe“

In der Oberen Nuthe und im Hammerfließ geht es darum, die angespannte wasserwirtschaftliche Situation zu verbessern und eine optimale und nachhaltige Nutzung der Ressource Wasser zu erreichen. Die Steuermöglichkeiten des Wasserdangebotes beinhalten Wehre und Stauanlagen, Oberflächen- und Grundwasserspeicher, Entwässerungsgräben, Bewässerung, die Entnahme von Oberflächen- und Grundwasser, die Gewässermorphologie und die Landnutzung. Die Abflusssdynamik des Hammerfließes ist durch zahlreiche Stauhaltungen charakterisiert, die zwischen den Ober- und Unterliegern zu Konflikten bzgl. des Wasserbedarfes führen. Ziel der Verbesserung des Wasserhaushaltes ist es, den Niederschlag besser für die Grundwasserneubildung zu nutzen bzw. in der Landschaft zu speichern.

Die Obere Nuthe ist durch 31 Wehre und über 200 Stauanlagen geprägt, von denen sich 13 Wehre im Hammerfließ befinden (siehe Abb. 9.2). Da für sie keine Aufzeichnungen zur Steuerung vorlagen, musste die Wehrsteuerung der Vergangenheit als Ausgangszustand für mögliche Bewirtschaftungsänderungen rekonstruiert werden. Über die rekonstruierten Stauhöhen ließen sich die gemessenen Wasserstände und die Wirkungen der Wehrsteuerung auf das Grundwasserregime mit dem gekoppelten Modell ArcEGMO-ASM nachbilden. Anschließend wurden Wasserhaushaltsberechnungen durchgeführt, wobei die Wirkungen der vier in Kap. 7.2.3 definierten Szenarios (1) Erhöhung des Winterstaus, (2) Rückbau von Wehren, (3) Reduzierung des Gewässernetzes und (4) Änderung der Landnutzung untersucht wurden.

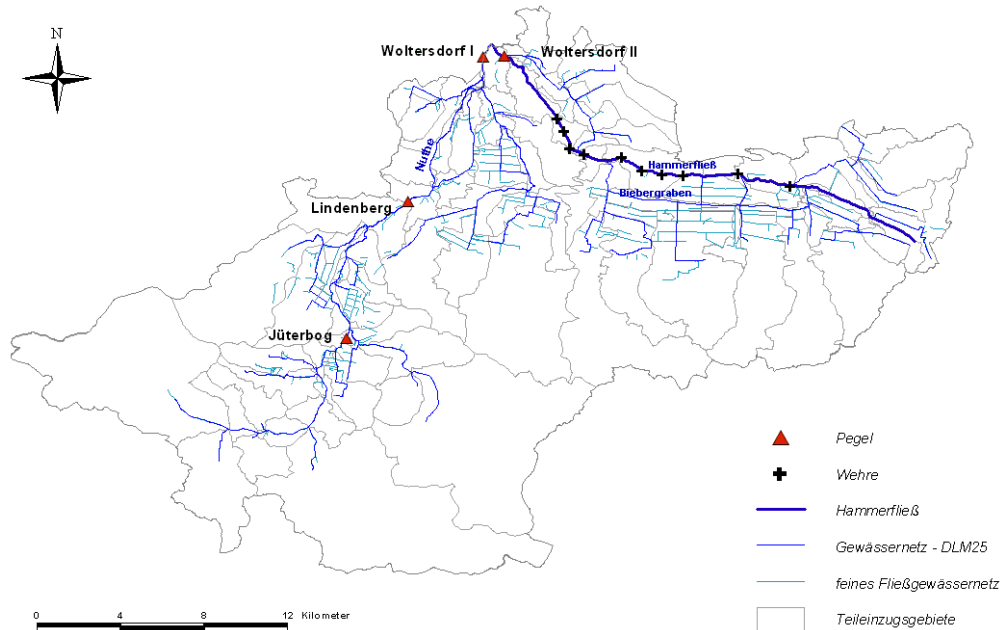


Abb. 9.2: Gewässernetz und wasserwirtschaftliche Bauwerke im Modellgebiet „Obere Nuthe“

Abbildung 9.3 zeigt die Auswirkung einer Winterstauerhöhung um 40 cm, die zu einer Erhöhung des Grundwasserspiegels insbesondere im Bereich der Wehre führt. Die Wassermenge, die dadurch zusätzlich im Gebiet gehalten werden kann, beträgt bei einer Stauerhöhung von 10 cm allein für eines der berücksichtigten Wehre ca. 17.000 m³.

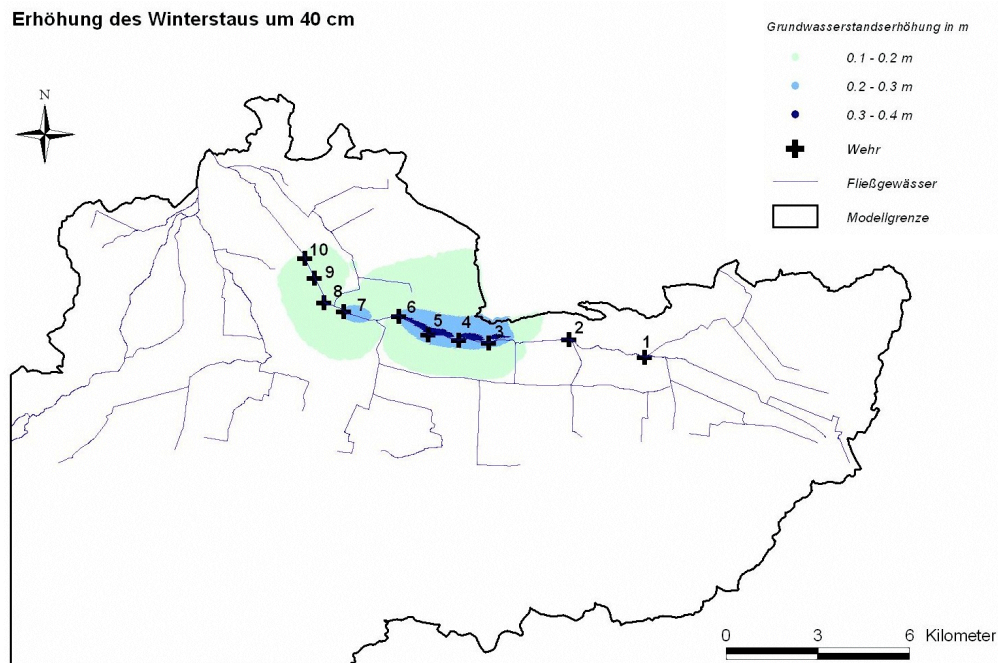


Abb. 9.3: Auswirkungen der Erhöhung des Winterstaus im Hammerfließ

In Szenario 2 wurde der Rückbau von Wehren simuliert, der grundsätzlich sinkende Grundwasserstände und einen geringeren Wasserrückhalt bewirkt, aber auch zu positiven Effekten wie der Wiederherstellung der Durchgängigkeit und Natürlichkeit der Fließgewässer führt.

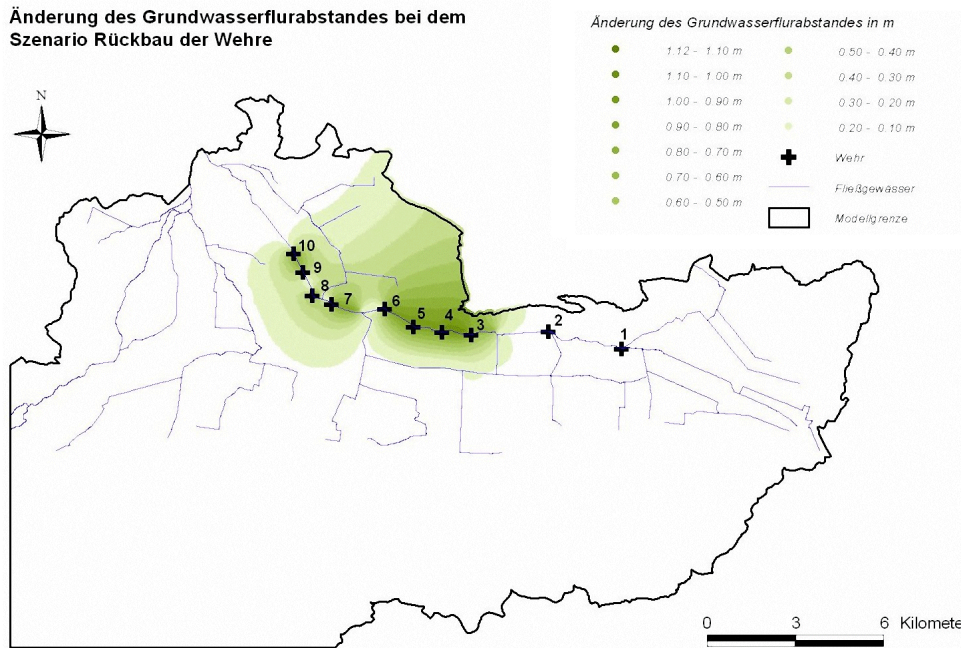


Abb. 9.4: Änderungen des Grundwasserflurabstandes im Szenario „Rückbau der Wehre“

Tab. 9.3: Bewertung der Handlungsoptionen aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht

| Handlungsoption | Bewertung | |
|--|---|--|
| | positiv | negativ |
| | wasserwirtschaftlich | ökologisch |
| Erhöhung des Winterstaus | gute Handlungsoption bei dafür geeigneten Gewässerprofilen; geringe Wirkung auf den Wasserhaushalt | Durchgängigkeit des Gewässers wird verhindert |
| Rückbau von Wehren | Wegfall des Wasserrückhaltes im Gebiet; Ersatzmaßnahmen notwendig | Verbesserung der Durchgängigkeit des Gewässers; positiv für die Wiederherstellung des naturnahen Zustandes |
| Reduzierung des Gewässernetzes | für den Wasserhaushalt aufgrund der Verdunstungserhöhung und der Verringerung der Grundwasserneubildung negativ zu bewerten; keine landwirtschaftliche Nutzung mehr möglich | Herstellung des ehemaligen natürlichen Zustandes; Rückführung zur ehemals vermoorten Niederung |
| Teilzuschüttung von Gräben | als Ausgleichsmaßnahme zur Grundwasserstandserhöhung bei einem Rückbau der Stauanlagen positiv zu bewerten | teilweise Rückführung in naturnahen Zustand |
| Landnutzungsänderung „Gute fachliche Praxis“ | bei gleich bleibenden Grundwasserflurabständen nur geringe Auswirkungen auf den Wasserhaushalt | geringe Verbesserung des Stoffhaushaltes |
| Landnutzungsänderung „Bestmögliche Wassergüte“ | bei gleichbleibenden Grundwasserflurabständen nur geringe Auswirkungen auf den Wasserhaushalt | bestmögliche Wassergüte |

Wie Abb. 9.4 zeigt, sinken die Grundwasserflurabstände im direkten Bereich der Wehre um mehr als einen Meter. Die Reduzierung des Gewässernetzes (Szenario 3) betrachtet die Umkehrung der in der Vergangenheit durchgeführten Komplexmelioration durch Verfüllung der zahlreichen Entwässerungsgräben und eine Rückführung der Gewässer in einen naturnahen Zustand. Zusammen mit einem Rückbau der Wehre führt das Szenario wegen der entfallenden Dränagewirkung zu einer deutlichen Verringerung der Grundwasserflurabstände. Der Anteil grundwassernaher Flächen im Einzugsgebiet erhöht sich dabei von 9 % auf 43%. Dem gegenüber ergeben die beiden untersuchten Szenarios einer geänderten Landnutzung („Gute fachliche Praxis“ und „Bestmögliche Wassergüte“) nur geringe Änderungen von Wasserhaushaltsgrößen. Tabelle 9.3 enthält eine zusammenfassende Bewertung aller im Modellgebiet untersuchten Szenarios aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht.

Ergebnisse im Gesamtgebiet

Aus den in Kapitel 6.3.2 aufgeführten Gründen konnten die in der Oberen Nuthe gewonnenen Erkenntnisse wegen fehlender Bauwerksangaben nicht auf die Gesamtebene „Havel“ übertragen werden. Dennoch wurden hier u.a. Untersuchungen zu einer geänderten Landnutzung durchgeführt, wobei z.B. die Auswirkungen einer „potenziell natürlichen Vegetation“ unter Berücksichtigung verschiedener Waldgesellschaften auf den Wasserhaushalt untersucht wurden. Im Ergebnis zeigte sich ein beträchtlicher Abflussrückgang, der aus der für Waldflächen erhöhten Verdunstung resultiert. Die für einige Pegel berechneten mittleren Abflüsse liegen um 30 bis 40 % unter denen für die derzeitige Landnutzung. Daneben wurde auch das Landnutzungsszenario „Bestmögliche Wassergüte“ untersucht, das sich allein auf die Verbesserung der Gewässergüte konzentriert. Unter der Annahme, dass die Ackernutzung völlig aufgegeben, breite Gewässerrandstreifen zum Stoffrückhalt angelegt und eine Wiedervernässung aller Niederungen vorgenommen wird, verringert sich der mittlere Jahresabfluss in praktisch allen Teilgebieten. Die unterhalb von 10 % liegenden Veränderungen zeigen aber, dass sich der Wasserhaushalt des Gesamtgebietes nur bei gravierenden Eingriffen in die gegenwärtige Landnutzung merklich beeinflussen lässt.

In Ergänzung zu den im Modellgebiet Obere Nuthe durchgeführten Szenarioanalysen wurden für das Gesamtgebiet auch Möglichkeiten der Seenbewirtschaftung untersucht. Von den 177 im Haveleinzugsgebiet als WRRL-relevant ausgewiesenen Seen sind 156 an das Fließgewässersystem angeschlossen und somit potenziell bewirtschaftbar. Da für diese keine Speicherinhaltslinien, WQ-Beziehungen und Steuerregeln vorlagen, wurden die Einflüsse der Seenbewirtschaftung über eine einfache GIS-Analyse abgeschätzt. Danach ergäbe sich bei einer angenommenen Speicherlamelle von 20 cm ein Speichervolumen von 69 Mio.m³, mit dem sich theoretisch eine Abflusserhöhung um 10 m³/s über 80 Tage realisieren ließe. Auf Grund vorliegender Angaben konnte für die Rheinsberger Seen im Oberlauf des Rhins dagegen eine Speicherbewirtschaftung direkt mit ArcEGMO simuliert werden. Bei Vernachlässigung von Verdunstungsverlusten wäre danach eine Niedrigwasseraufhöhung um 500 l/s über 37 Tage bzw. um 1 m³/s für 19 Tage möglich.

Schlussfolgerungen

Insgesamt wurde mit den durchgeführten Analysen wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen ein Beitrag dazu geleistet, Möglichkeiten der Verbesserung des Wasserhaushaltes im Sinne der WRRL aufzuzeigen und ihre Umsetzung in Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen zu unterstützen. Mit den auf verschiedenen räumlichen Skalen erstellten Modellen wurde die Grundlage für Untersuchungen in weiteren Modellgebieten geschaffen. Mit Hilfe des gekoppelten Modells ArcEGMO-ASM, das erstmals in einem Untersuchungsgebiet eingesetzt wurde, konnten wichtige Erkenntnisse über die Wirkung von Wehrsteuerungen auf die Grundwasserstände gewonnen werden.

Daten zur Abbildung von Bewirtschaftungsmaßnahmen im Gewässernetz waren nicht in genügender Qualität verfügbar, um alle Maßnahmen im Einzelnen abbilden zu können. Bestimmte Untersuchungen waren deshalb nur über Annahmen und (zeitlich wie räumlich) grob aufgelöste Wasserhaushaltsbetrachtungen möglich, da es z.B. unmöglich war, die ca. 3.000 weiteren Bauwerke explizit im Gesamtmodell abzubilden.

9.2.1.2 Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit SWIM

Eine genügend genaue Abbildung der Wasserflüsse ist für die Quantifizierung der Stoffausträge aus diffusen Quellen von besonderer Bedeutung. Tab. 9.4 zeigt, dass SWIM in der Lage ist, die hydrologischen Prozesse im Einzugsgebiet der Nuthe hinreichend genau wiederzugeben, obwohl sich die Modellierung von Durchflüssen in anthropogen beeinflussten Tieflandgebieten aufgrund des Grundwassereinflusses, der Zwischenschaltung von Seen, Drainagesystemen bzw. Stauhaltung, schwierig gestaltet.

Tab. 9.4: Ergebnisse der Kalibrierung (Kalib.) im Zeitraum 1997–1999 und Validierung (Valid.) im Zeitraum 1989–2000 für die hydrologischen Prozesse in den Einzugsgebieten von Nuthe (Pegel Babelsberg) und Hammerfließ (Pegel Woltersdorf II)

| EZG | Zeit- raum | MQ [m ³ /s] | | Abfluss- bilanz [%] | Standardab. [m ³ /s] | | Effizienz (Nash/Sut.) | |
|----------------|---------------|------------------------|------|------------------------|---------------------------------|------|-----------------------|---------|
| | | beob. | sim. | | beob. | sim. | täglich | monatl. |
| Nuthe | Kalib. | 6.2 | 5.6 | -9 | 3.4 | 3.0 | 0.42 | 0.42 |
| | Valid. | 6.7 | 6.6 | -1 | 4.4 | 4.0 | 0.36 | 0.35 |
| Ham- merfl. | Kalib. | 1.0 | 0.9 | -8 | 0.8 | 0.6 | 0.61 | 0.65 |
| | Valid. | 1.0 | 1.0 | -2 | 0.9 | 0.8 | 0.40 | 0.41 |

Als besonders problematisch bei der Modellierung haben sich die ungenügenden Kenntnisse zu den Drainage- und Stauhaltungssystemen im Einzugsgebiet herauskristallisiert. Da SWIM nicht spezifisch für die Modellierung von Wassermanagementmaßnahmen ausgelegt ist, wird beim Vergleich der Modellergebnisse mit den Messwerten die Interpretation der Abweichungen besonders wichtig. So kann etwa die Unterschätzung des Abflusses der Nuthe in der zweiten Hälfte des Jahres 1997 sowie die Überschätzung im Jahre 1999 (Abb. 9.5, links) auf durchgeführte Wassermanagementmaßnahmen zurückgeführt werden. Während in 1999 die Differenz beider Kurven auf im Modell nicht abgebildete starke Wasserrückhaltung hinweist, wurde 1997 verstärkt Wasser zur Ableitung gebracht.

Die Ergebnisse in Tab 9.4 und Abb. 9.5 (rechts) zeigen, dass die Abbildung der hydrologischen Prozesse im Hammerfließ für den Zeitraum 1997–1999 besser gelungen ist als für die

Nuthe. So erreichten die Effizienzen nach Nash/Sutcliffe (NASH et al. 1970) Werte über 0,6. Das ist angesichts der hydrologischen Rahmenbedingungen als gutes Ergebnis wertbar. Die Auswirkungen der untersuchten Bewirtschaftungsszenarien zur Landnutzung (Kapitel 7) auf den Wasserhaushalt der Einzugsgebiete von Nuthe und Hammerfließ lassen sich zweckmäßig durch einen Vergleich der mit SWIM simulierten gewässerkundlichen Hauptzahlen (MNQ, MQ, MHQ) deutlich machen (Abb. 9.6).

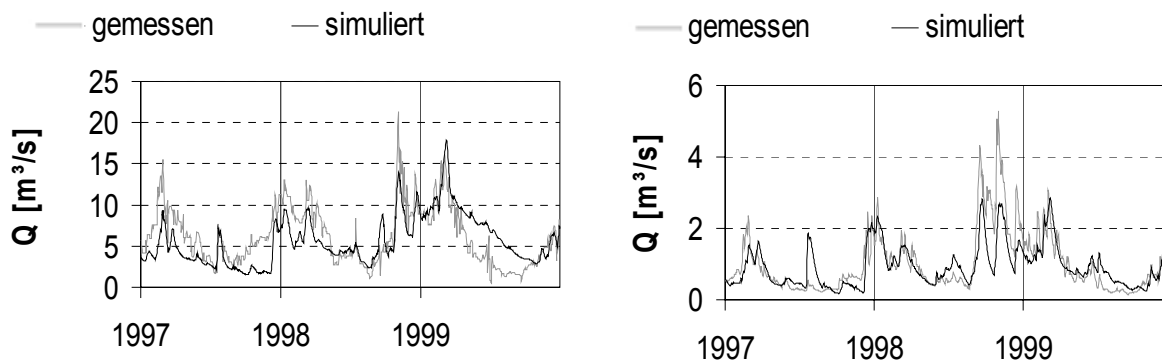


Abb. 9.5: Vergleich des simulierten und beobachteten Abflusses für die Nuthe am Pegel Potsdam Babelsberg (links) und das Hammerfließ am Pegel Woltersdorf II (rechts) im Kalibrierungszeitraum: 1997–1999

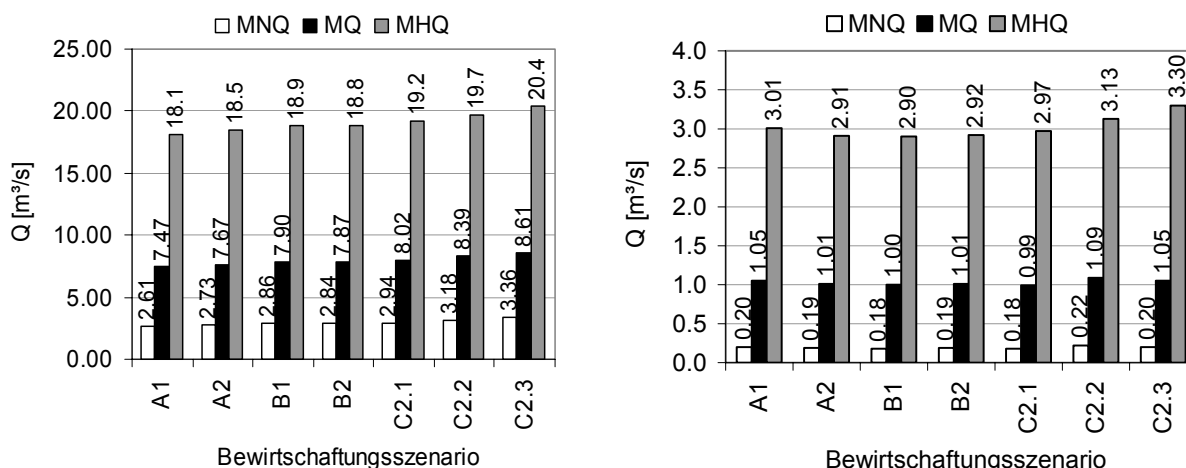


Abb. 9.6: Vergleich der simulierten gewässerkundlichen Kenngrößen MNQ, MQ und MHQ im Zeitraum 2003–2015 am Pegel Babelsberg (Nuthe; linke Abb.) und am Pegel Woltersdorf II (Hammerfließ; rechte Abb.) für das Spektrum der untersuchten Bewirtschaftungsszenarios

In Abb. 9.6 (links) wird deutlich, dass die in den Bewirtschaftungsszenarios unterstellte Änderung der Landnutzung zu einer leichten Erhöhung des modellierten mittleren Durchflusses (MQ) der Nuthe führt. Gleiches trifft auf die modellierten Kennwerte MNQ und MHQ zu. Offensichtlich sind die Auswirkungen der unterstellten Landnutzungsänderungen so komplex, dass einfache Faustregeln wie „extensivere Landnutzung – höherer Wasserrückhalt“ nicht zutreffen. Betrachtet man die angenommenen Veränderungen der Flächennutzungen im Nutheinzugsgebiet genauer (Tab. 9.6), dann fällt neben der Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen besonders der Waldumbau auf. Hierin dürfte eine wesentliche Ursache der durch SWIM berechneten Veränderungen der Abflussdynamik liegen.

Abb. 9.6 (rechts) zeigt, dass die gravierenden Landnutzungsänderungen im Szenario C 2.3 im Falle des Hammerfließes nahezu keinen Effekt auf den mittleren Durchfluss (MQ) und das

Abflussverhalten bei Niedrigwasser (MNQ) hat, die Änderungen sich also entweder in der Wirkung kompensieren oder keinen wesentlichen Einfluss erzielen. Sowohl bei Szenario C 2.3 als auch im Referenzzustand A1 beträgt der mittlere Durchfluss $1.05 \text{ m}^3/\text{s}$. Der modellierte mittlere Hochwasserdurchfluss zeigt einen leichten Anstieg. Der niedrigste mittlere Durchfluss ($0.99 \text{ m}^3/\text{s}$) tritt bei Anwendung von Szenario C 2.1 auf. Die geringsten mittleren Niedrigwasserabflüsse zeigen die Ergebnisse der Szenarios C 2.1 und B 1. Letzteres ist auch durch den kleinsten Abfluss bei Hochwasser gekennzeichnet, der von $3.01 \text{ m}^3/\text{s}$ in A 1 auf $2.9 \text{ m}^3/\text{s}$ in B 1 absinkt. Es zeigt sich also, dass die Anwendung der Szenarios C 2.1 und B 1 – relativ gesehen –, den größten Effekt auf den Wasserhaushalt haben, die absoluten Differenzen der mittleren Durchflüsse sind jedoch gering.

9.2.1.3 Ergebnisse der Anwendung der Modellkopplung IWAN

Das Modell IWAN wurde erfolgreich für mehrere Teileinzugsgebiete an der Unteren Havel angepasst (KRAUSE 2004a, b; 2005a). Die anschließende Validierung des Modells für das 198 km^2 große Einzugsgebiet der Unteren Havel Niederung basierte auf ein- bis mehrjährigen Simulationen des Wasserhaushalts wie auch auf ereignisbezogenen Modellierungen. Der Wert der mehrjährigen Simulationen ist mit einem mittleren Nash & Sutcliff Index von ca. 0,82 gut, was auf Modellsimulationen mit IWAN basierende Szenarioanalysen rechtfertigt. Zusätzlich ermöglichte die Entwicklung eines Regionalisierungsalgorithmus die prozessorientierte Abgrenzung des Eigeneinzugsgebiets der Havel als Interaktionsraum zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser der Talaue (KRAUSE 2005a).

Die Wasserhaushaltssimulationen von Landnutzungsszenarien im Einzugsgebiet „Untere-Havel-Niederung“ belegen den geringen Einfluss veränderter Landbedeckung und Managementstrategien auf den Wasserhaushalt und die Grundwasserneubildung der Auenlandschaft (Abbildung 9.7). Es konnte gezeigt werden, dass szenariobedingte Veränderungen des Bodenwasserhaushalts und der vertikalen Zusickerung zum Grundwasser durch laterale Grundwasserfließvorgänge sowie durch Interaktionen mit dem Oberflächengewässer weitgehend ausgeglichen werden (KRAUSE 2005a).

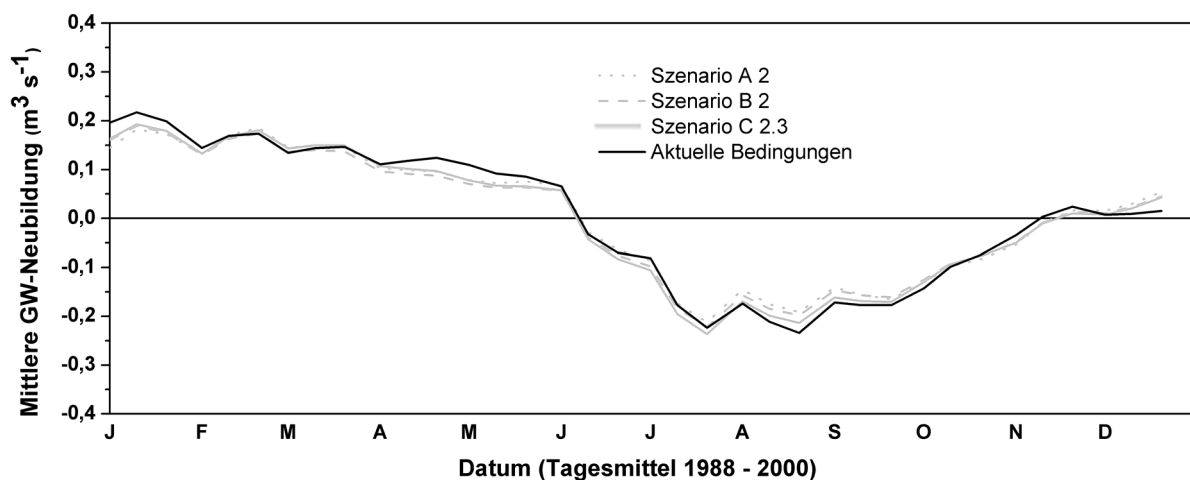


Abb. 9.7: Mittlere simulierte jährliche Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet „Untere-Havel-Niederung“ unter aktuellen Bedingungen und bei Anwendung der Landnutzungsszenarios A 2, B 2 und C 2.3

Dahingegen zeigte die Simulation eines Szenarios, welches vom kompletten Rückbau artifizierlicher Drainagen im Einzugsgebiet der „Unteren-Havel-Niederung“ ausgeht (regionale Ausprägung von Szenario C3), dass eine Verringerung der Drainagedichte zu nachhaltigen Veränderungen in Wasserhaushalt und Grundwasserneubildungsdynamik in der Tieflandsaue führen kann (KRAUSE 2005a; Abbildung 9.8).

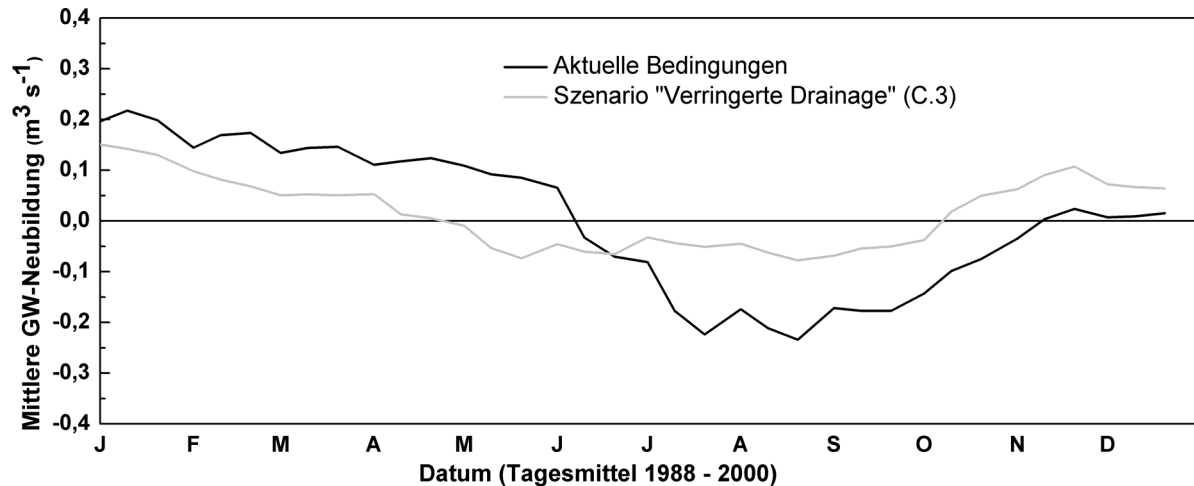


Abb. 9.8: Mittlere simulierte jährliche Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet „Untere-Havel-Niederung“ unter aktuellen Bedingungen und bei Annahme einer Verringerung des Drainagenetzes in Szenario „Verringerte Drainage“ (C 3)

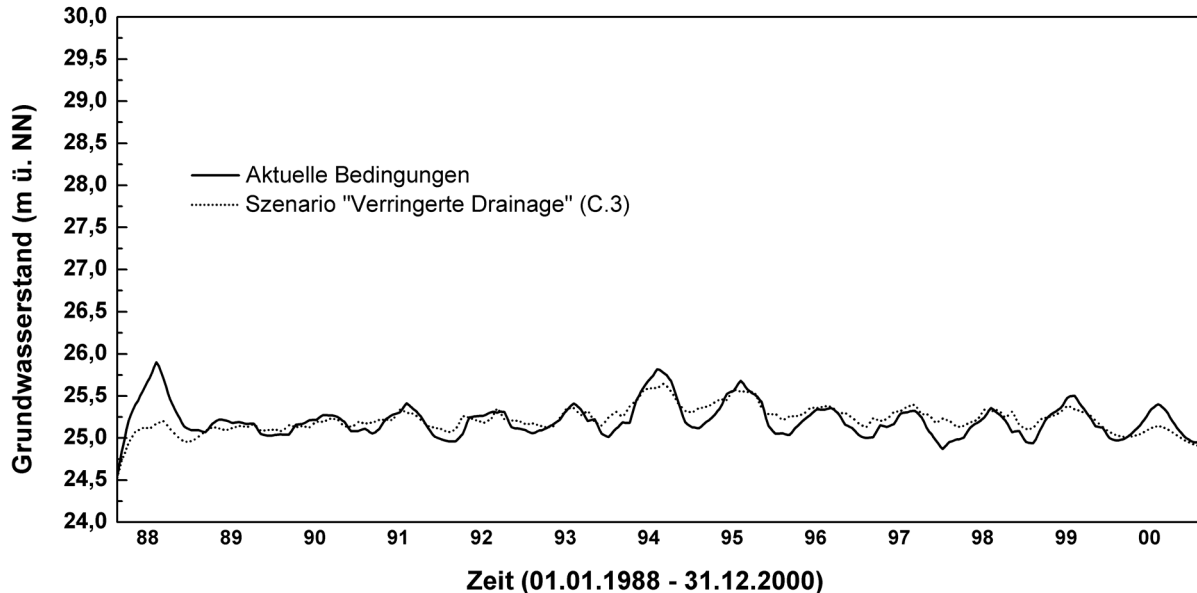


Abb. 9.9: Verringerte saisonale Dynamik der Grundwasserstände in der Talau aufgrund der in Szenario „Verringerte Drainage“ (C 3) angenommenen Verringerung der Drainagedichte am Beispiel eines Beobachtungspunkts in 1,2 km Entfernung zur Havel

Als Auswirkungen der Veränderungen in Wasserhaushalt und Grundwasserneubildung, welche aus der angenommenen Reduktion der Drainagedichte resultieren, wurden räumlich stark variable Änderungen der Grundwasserstandsdynamik simuliert. Abb. 9.9 zeigt die in Folge verringerter Kontaktfläche zwischen Grund- und Oberflächenwasser deutlich geringer

ausgeprägte Saisonalität der Grundwasserstände an einem Beobachtungsstandort in der Talaue. Abbildung 9.10 zeigt, wie der Verlust an Kontaktfläche in den vormals ebenso drainierten peripheren Regionen am Rande der Talaue zu einem Anstieg der Grundwasserstände um im Mittel 4 m innerhalb von 6 bis 7 Jahren führen würde. Die sich daraufhin einstellende neue Grundwasserstandsdynamik wäre durch eine deutlich geringere Periodizität gekennzeichnet.

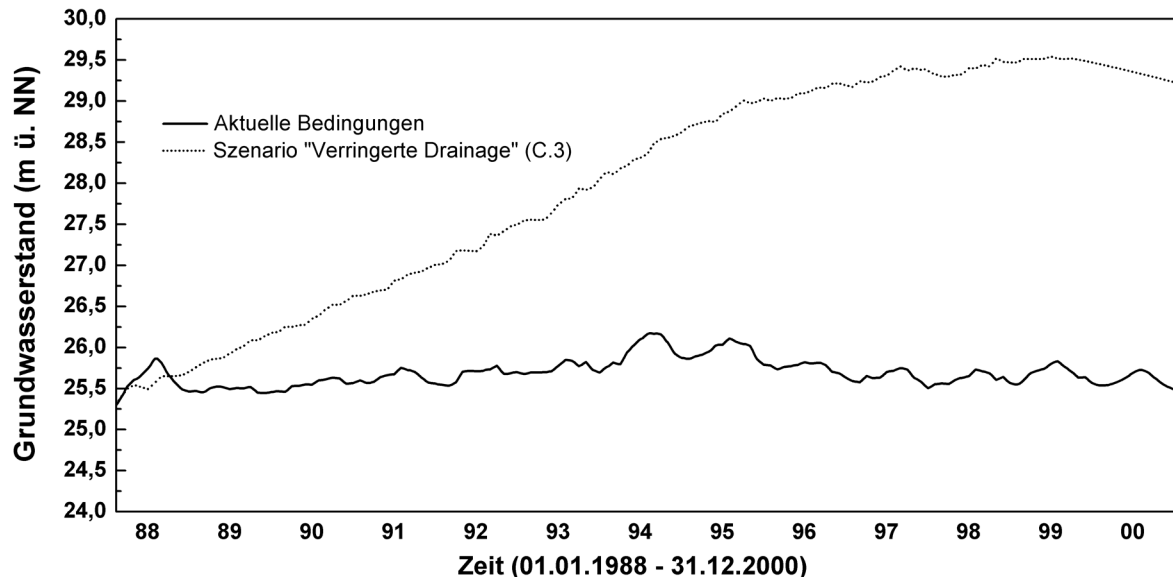


Abb. 9.10: Anstieg der Grundwasserstände in Randbereichen der Talaue aufgrund der in Szenario „Verringerte Drainage“ (C 3) angenommenen Verringerung der Drainagedichte am Beispiel eines Beobachtungspunktes in 5,6 km Entfernung zur Havel

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Szenariosimulationen zum Wasserhaushalt klar den geringen Einfluss von veränderter Landnutzung auf den Wasserhaushalt und die Grundwasserdynamik der Tieflandsaue zeigen. Im Gegensatz dazu konnte der deutliche Einfluss einer veränderten Drainagestruktur auf den Wasserhaushalt nachgewiesen werden.

9.2.2 Auswirkungen der Szenarios auf den Stoffhaushalt

Eine flächendeckende Quantifizierung der Nährstoffausträge auf Ebene des Gesamtgebietes war durch den Einsatz der Einzugsgebietsmodelle SWIM (Kap 6.3.1.1) und ArcEGMO-Urban (Kap 6.3.1.2) möglich. Während SWIM diffuse Einträge berechnet, können mit dem Urban-Modul von ArcEGMO Stickstoff- und Phosphoremissionen der Siedlungswasserwirtschaft quantifiziert werden. Simulationsrechnungen zu Nährstoffausträgen in kleineren Skalen wurden im Einzugsgebiet der Nuthe (Zwischenebene) und auf Fokusebene in den Einzugsgebieten Hammerfließ und Döllnitz / Kleiner Rhin mit dem Modell SWIM durchgeführt. Im Fokusgebiet Untere Havel sowie im Eigeneinzugsgebiet der Havel wurde die Modellkopplung I-WAN eingesetzt, um die Bedeutung des grundwasserbürtigen Stickstoffeintrags in die Oberflächengewässer zu quantifizieren.

Um die Auswirkungen einer veränderten Bewirtschaftung größerer Teile des Haveleinzugsgebietes auf die Nährstoffkonzentrationen der wichtigen Oberflächengewässer abzubilden, wurden SWIM und ArcEGMO-Urban mit dem Stofftransportmodell TraM (Kap 6.3.4.2) ge-

koppelt. Als Untersuchungsgewässer wurde in diesem Fall die Havelstauhaltung Brandenburg (Zwischenebene Untere Havel) gewählt. Die im Verbundprojekt entwickelten, gewässertypspezifischen Bewertungsskalen für die Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen (Kap. 7.1.1) ermöglichten hier eine unmittelbare Bewertung der Bewirtschaftungsszenarios im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

9.2.2.1 Mit dem Modell ArcErmo-Urban simulierte Stoffausträge aus dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft

Bei Szenario A 1 werden mit ArcEGMO-Urban im Jahresmittel punktuelle Einträge von 1453 t Gesamtstickstoff und 199 t Gesamtphosphor berechnet (Abb 9.11). Schwerpunkt ist der engere Verflechtungsraum von Berlin, in welchem etwa 55 % des Stickstoffs und 28 % des Phosphors eingeleitet werden.

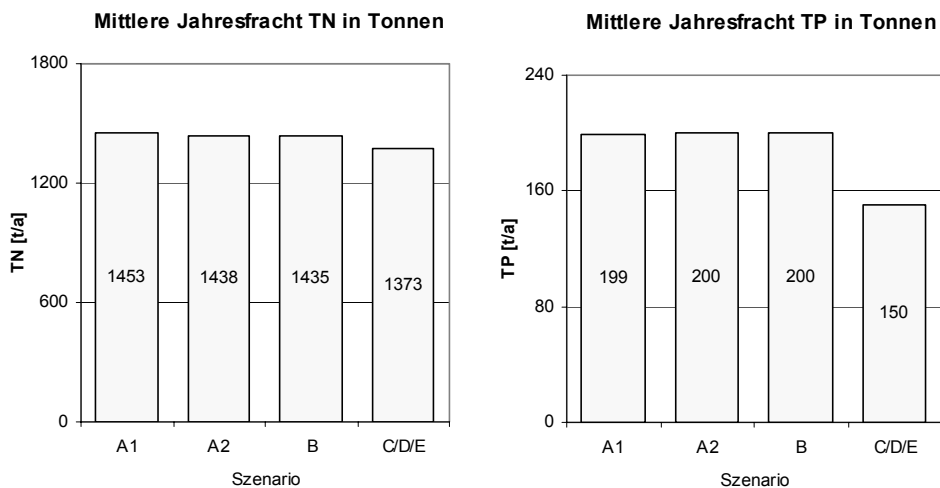


Abb. 9.11: Mittlere Jahresfrachten von Stickstoff und Phosphor für die berechneten Szenarien

Die Berücksichtigung des veränderten Entwicklungsrahmens im Szenario A 2 führt auf das Gesamteinzugsgebiet bezogen zu einer geringen Verminderung des TN-Eintrages um 15 t (1 %) und zu fast keiner Veränderung des TP-Eintrags. Damit gleichen sich die beiden für den Stoffeintrag gegenläufig auswirkenden Trends der Siedlungs- und Bevölkerungsentwicklung fast aus. In den Gebieten mit Bevölkerungswachstum und Flächenzuwachs im engeren Verflechtungsraum um Berlin steigen die TN- und TP-Frachten leicht um 6 t bzw. 3 t an. Im übrigen Gebiet verringert sich der TN-Eintrag um 22 t und der TP-Eintrag um 2 t aufgrund der Bevölkerungsabnahme und dem geringen Flächenzuwachs.

Da nur sehr wenige und kleine Kläranlagen im Untersuchungsgebiet noch nicht dem im Szenario B angestrebten Zustand für 2005 entsprechen, wirken sich die Annahmen in diesem Szenario auf die Gesamtbilanz nur sehr wenig aus. Gegenüber Szenario A 1 verringert sich der TN-Eintrag um 3 t (< 1 %) und der TP-Eintrag nur um wenige Kilogramm.

Mit dem Szenario C 1 verringert sich aufgrund der angenommenen verbesserten Reinigungsleistungen der Kleinkläranlagen (KKA) die TN-Belastung gegenüber Szenario B im Jahresmittel um etwa 65 t. Dabei wirkt sich der Effekt vor allem auf die Gebiete in Süd-Westen und Norden des Untersuchungsgebiets aus. Der TP-Eintrag verringert sich um 50 t oder 25 % jährlich. Großen Anteil daran haben die angenommene Verringerung der Ablauf-

werte der Berliner Kläranlagen und die Verbesserung der Ablaufwerte der KKA. Die Szenarios D und E entsprechen in der Wirkung dem Szenario C 1.

Durch die Struktur des Einzugsgebietes haben die Handlungsoptionen räumlich unterschiedlich starke Wirkungen. Die Verbesserung der Leistung der KKA macht sich vor allem in den dünn besiedelten Gebieten im Süd-Westen und Norden bemerkbar. Prozentual wird in einigen Gebieten eine Verbesserung von mehr als 30 % Prozent erreicht. Dabei ist die absolute Wirkung auf den TN-Eintrag relativ gering. Bei TP werden durch den hohen angenommenen Wirkungsgrad der Phosphorelimination in den KKA auch absolut große Reduktionen erreicht. Die Einführung einer generellen Phosphorelimination in allen öffentlichen Kläranlagen wirkt sich nur gering aus, da die meisten Kläranlagen zumindest in Brandenburg schon mit einer solchen ausgestattet sind. Die Verbesserung der Phosphorelimination in den drei Berliner Kläranlagen hat als Maßnahme die größte Wirkung, verringert aber, aufgrund der schon sehr hohen Reinigungsleistung dieser Anlagen, den TP-Eintrag insgesamt nur um etwa 20 %.

Die innerjährliche Dynamik der Stoffeinträge beruht vor allem auf den Einträgen über die Regenkanalisation und der veränderten Reinigungsleistung der Kläranlagen. Der in vielen Einzugsgebieten in Deutschlands wichtige Eintragspfad über die Mischkanalisationsentlastungen spielt im Untersuchungsgebiet praktisch keine Rolle. Die mittleren monatlichen Frachteinträge für das gesamte Untersuchungsgebiet in Szenario C 1/D/E sind in Abb 9.12 dargestellt. Bei TN ist im Sommer und Winter ein leicht erhöhter Stoffeintrag gegenüber Frühjahr und Herbst zu erkennen. Die Ursache sind im Winter die verringerten Reinigungsleistungen der Kläranlagen und im Sommer die Einträge über den Niederschlag. Für TP ergibt sich ein ähnliches Bild, allerdings ist hier die Dynamik innerhalb des Jahres stärker. Dies liegt vor allem an den Einträgen aus der Trennkanalisation, welche im Vergleich zu Stickstoff einen wesentlich größeren Anteil an der Gesamtfracht haben.

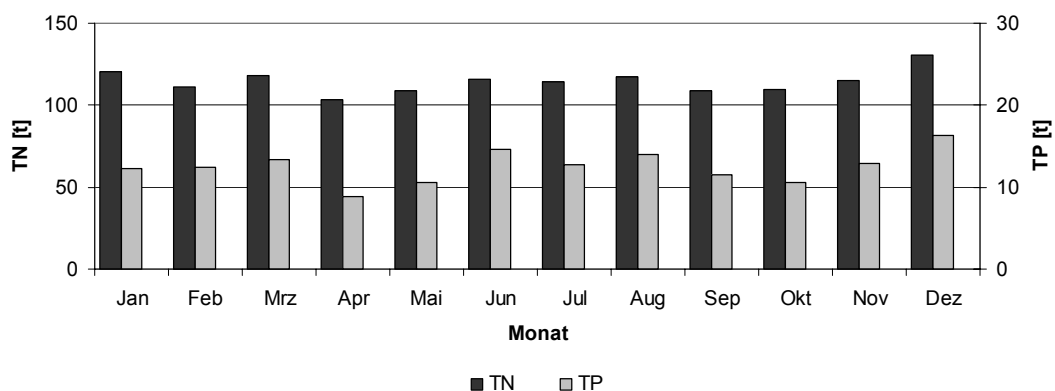


Abb. 9.12: Mittlere monatliche Einträge an TN und TP für die Szenarios C 1, D und E

Die Ergebnisse für das Untersuchungsgebiet zeigen zwischen den Szenarien A1, A 2 und B sowohl für TN als auch für TP geringe Veränderungen. Bei dem Extremszenario C1/D/E wird für TP demgegenüber eine signifikante Reduktion um 25 % erreicht. Für die Havel können damit aufgrund des intensiven Ausbaus der siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen in den letzten 15 Jahren nur eng begrenzte Verbesserungen durch den vorgesehenen weiteren Ausbau bzw. die Erweiterung von Kläranlagen, wie sie in den Szenarien vorgesehen ist, erreichen werden. Bedingt durch die ausgewählten Maßnahmen und die Struktur des Unters-

chungsgebietes tragen Gebiete mit einem großen Anteil an KKA auch zu einem relativ hohen Anteil zur Frachtreduktion bei (30 % bei Phosphor, 55 % bei Stickstoff). Dort ist entsprechend ein größerer Handlungsspielraum zu sehen, wobei vor einer Umsetzung der Handlungsoptionen aufgrund der hohen Investitionskosten für den Ausbau der KKA eine Gegenüberstellung mit den Wirkungen und Kosten einer mobilen Entsorgung erfolgen sollte.

9.2.2.2 Mit dem Modell SWIM simulierte Stoffausträge aus Teileinzugsgebieten der Havel

An dieser Stelle kann nur ein geringer Teil der Ergebnisse wiedergegeben werden, die durch Anwendung des Modells SWIM in den Einzugsgebieten von Nuthe (Zwischenebene), Hammerfließ und Rhin/Kleine Döllnitz (Fokusebene) sowie im Gesamtgebiet gewonnen wurden. Für eine umfassende Darstellung wird auf die im DSS-Havel verankerten ausführlichen Teilprojektberichte verwiesen.

Zwischengebiet Nuthe

Die Ergebnisse der Szenariorechnungen zum Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen sind für das Zwischengebiet der Nuthe in Tab. 9.5 zusammengefasst.

Tab. 9.5: Links: Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen [kg/ha/a] im Einzugsgebiet der Nuthe (Zeitraum 2003–2015). Rechts: Mittlere Gesamtfrachten [kg/d] am Pegel Babelsberg (2003–2015) und Beitrag diffuser Einträge [%] für alle untersuchten Bewirtschaftungsszenarios.

| Szenario | Diffuse Nährstoffausträge für Szenarios mit Handlungsoptionen im Bereich Landnutzung | | | | Gesamtfracht am Pegel und Anteil diffuser Einträge für alle Bewirtschaftungsszenarios | | | |
|------------------|--|-------------------|--------------------|-------------------|---|----------|-----------------|----------|
| | N-Austrag [kg/ha/a] | Veränd. zu A1 [%] | P-Austrag [g/ha/a] | Veränd. zu A1 [%] | N-Fracht [kg/d] | % diffus | P-Fracht [kg/d] | % diffus |
| A1 | 23.39 | 0.0 | 4.45 | 0.0 | 865 | 93 | 80 | 3 |
| A2 | 20.90 | -10.6 | 3.21 | -27.8 | 825 | 93 | 81 | 2 |
| B1 | 20.27 | -13.3 | 2.44 | -45.1 | 826 | 93 | 81 | 2 |
| B2 | 20.07 | -14.2 | 2.41 | -45.9 | 806 | 93 | 81 | 2 |
| C1 ^{a)} | – | – | – | – | 824 | 93 | 64 | 3 |
| C2.1 | 18.07 | -22.7 | 2.22 | -50.0 | 713 | 92 | 81 | 1 |
| C2.2 | 18.72 | -19.9 | 2.17 | -51.2 | 803 | 93 | 81 | 1 |
| C2.3 | 14.98 | -36.0 | 2.02 | -54.5 | 542 | 89 | 81 | 1 |
| D1 | wie C2.3 | wie C2.3 | wie C2.3 | wie C2.3 | 541 | 89 | 63 | 2 |
| E1 | wie B2 | wie B2 | wie B2 | wie B2 | 806 | 93 | 64 | 2 |

^{a)} Szenario umfasst ausschließlich siedlungswasserwirtschaftliche Handlungsoptionen

Es ist zu erkennen, dass alle Szenarios zu einer Verringerung der diffusen Stickstoff- und Phosphorausträge führen. Die Spannweite der Nährstoffreduzierung liegt zwischen 11 % und 36 % bei Stickstoff und zwischen 28 % und 55 % bei Phosphor. Am deutlichsten zeigt sich die Verringerung der Emissionsraten bei Anwendung des Szenarios C 2.3 („Maximaler Beitrag der Landnutzung bei weitergehender Extensivierung“). Tab. 9.5 verdeutlicht, mit welchem Anteil die punktförmigen bzw. diffusen Nährstoffquellen an den Frachten in der Nuthe

am Pegel Potsdam Babelsberg beteiligt sind. Während die Stickstofflast mit 89 % bis 93 % hauptsächlich durch diffuse Einträge begründet werden kann, stammt Phosphor entsprechend dem hier zugrunde liegenden Modell SWIM überwiegend aus den Siedlungswassereinträgen (97 % bis 99 %). Bei der Bewertung der Simulationsergebnisse für Phosphor sind allerdings die in Kapitel 6.3.1.1 dargestellten Defizite der aktuellen Version des Modells SWIM zu berücksichtigen (siehe auch Kapitel 14.5). Aufgrund der hohen Dominanz der jeweiligen Nährstoffquellen wirken sich die Szenarios aus den Handlungsfeldern Landnutzung bzw. Siedlungswassereinträge dementsprechend stark entweder nur bei Stickstoff oder Phosphor aus. Besonders deutlich wird dies bei Betrachtung der simulierten N-Fracht für Szenario C2.3 bzw. die P-Fracht für das Szenario C1 (Tab 9.5).

Aufgrund der vergleichsweise größten Auswirkungen wurde das Szenario C2.3 näher untersucht. Vorrangig verringern sich die landwirtschaftlich genutzten Flächen, Altwaldbestände werden zu Gunsten von Jungbeständen reduziert, und der Anteil der nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete wird ausgedehnt (Tab. 9.6).

Tab. 9.6: Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Nuthe und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios A1 und C2.3

| | Prozentualer Flächenanteil der Landnutzung | | mittl. jährlicher N-Austrag aus diffusen Quellen | | Mittl. jährlicher P-Austrag aus diffusen Quellen | |
|--------------------------------|--|-----------|--|--------------|--|-------------|
| | A 1 [%] | C 2.3 [%] | A 1 [kt/a] | C 2.3 [kt/a] | A 1 [t/a] | C 2.3 [t/a] |
| Landwirtschaft | 47 | 36 | 2.3 | 1.2 | 0.6 | 0.3 |
| Intensivacker | 29.7 | 14.1 | 1.12 | 0.41 | 0.57 | 0.20 |
| – davon m. Zwischenfruchtanbau | 0.0 | 10.0 | 0.00 | 0.23 | 0.00 | 0.14 |
| Intensivgrünland | 12.2 | 7.3 | 0.92 | 0.56 | 0.02 | 0.04 |
| Extensivgrünland | 3.8 | 11.5 | 0.28 | 0.28 | 0.01 | 0.01 |
| Brachland | 1.7 | 2.9 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Wald | 42 | 43 | 0.8 | 0.1 | 0.0 | 0.0 |
| Altbestände | 33.3 | 3.1 | 0.80 | 0.10 | 0.00 | 0.00 |
| Jungbestände | 8.9 | 39.4 | 0.01 | 0.01 | 0.00 | 0.00 |
| Rest | 10 | 22 | 0.8 | 1.2 | 0.00 | 0.0 |
| Siedlung, Industrie, Verkehr | 7.6 | 9.5 | 0.68 | 0.86 | 0.02 | 0.03 |
| Gewässer | 0.7 | 0.7 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Feuchtgebiete | 1.3 | 11.5 | 0.01 | 0.36 | 0.00 | 0.00 |
| Offenland | 0.8 | 0.0 | 0.06 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

Wie aus Tab. 9.6 hervorgeht, sinken die Stickstoffausträge aus landwirtschaftlichen Flächen bei Anwendung des Szenarios A 2 von 2 kt/a auf 1 kt/a im Szenario C 2.3. Der Umbau der Waldflächen wirkt sich ebenfalls deutlich mit einer Reduzierung der Stickstoffemissionen von 0.8 kt/a auf 0.1 kt/a aus. Betrachtet man die mittleren jährlichen Stickstoffausträge aus diffusen Quellen flächenbezogen ([kg/ha/a]; nicht dargestellt), dann ist die größte Verringerung dort zu verzeichnen, wo Acker- oder Intensivgrünland in nicht ackerbaulich genutzte Feucht-

gebiete umstrukturiert oder Waldbestände umgebaut werden. Nur 5 % der Fläche des Einzugsgebietes zeigen einen Anstieg der N-Austräge, wobei ein großer Anteil im Referenzzustand Acker- oder Intensivgrünland ist, welches im Szenario C 2.3 Grünland oder urbane Fläche umgewandelt wird. Jedoch erhöht sich nicht generell die Austragsrate an Stickstoff, wenn Ackerland in Grünland umgewandelt wird. Dies ist von regionalen Gegebenheiten, wie Bodentyp, Niederschlagsverhältnissen etc. abhängig.

Die Reduzierung der Phosphorausträge von 0.6 t/a auf 0.3 t/a liegt in der Verringerung der landwirtschaftlichen Fläche begründet. Phosphorausträge im Einzugsgebiet der Nuthe lassen sich am stärksten verringern, wenn Ackerland in eine Form von Grünland umgewandelt wird, die Flächen stillgelegt werden oder nicht ackerbaulich genutzte Feuchtgebiete entstehen. Die Ausdehnung urbaner Flächen führt zur leichten Erhöhung der Phosphorausträge.

Fokusgebiet Hammerfließ

Die Stickstoffausträge aus dem Einzugsgebiet des Hammerfließ (Tab. 9.7) verringern sich für die meisten Szenarios lediglich um ca. 3 % bis 7 %. Eine Ausnahme bildet das Szenario C2.3, das eine wesentlich stärkere Verringerung der Stickstoffemissionen um 54 % ermöglicht. Die Phosphoremissionen können sogar um Werte zwischen 16 % und 82 % (Szenario C 2.3) reduziert werden.

Tab. 9.7: Links: Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen [kg/ha/a] im Einzugsgebiet des Hammerfließ (Zeitraum 2003–2015). Rechts: Mittlere Gesamtfrachten [kg/d] am Pegel Woltersdorf II (2003–2015) und Beitrag diffuser Einträge [%] für alle untersuchten Bewirtschaftungsszenarios.

| Szenario | Diffuse Nährstoffausträge für Szenarios mit Handlungsoptionen im Bereich Landnutzung | | | | Gesamtfracht am Pegel und Anteil diffuser Einträge für alle Bewirtschaftungsszenarios | | | |
|-------------------|--|-------------------|--------------------|-------------------|---|----------|-----------------|----------|
| | N-Austrag [kg/ha/a] | Veränd. zu A1 [%] | P-Austrag [g/ha/a] | Veränd. zu A1 [%] | N-Fracht [kg/d] | % diffus | P-Fracht [kg/d] | % diffus |
| A 1 | 27.36 | 0.0 | 3.48 | 0.0 | 26 | 85 | 0.9 | 22 |
| A 2 | 25.81 | -5.7 | 2.91 | -16.3 | 24 | 84 | 0.9 | 17 |
| B 1 | 26.40 | -3.5 | 1.80 | -48.2 | 23 | 83 | 0.8 | 14 |
| B 2 | 26.45 | -3.3 | 1.82 | -47.6 | 23 | 83 | 0.8 | 13 |
| C 1 ^{a)} | – | – | – | – | 24 | 84 | 0.8 | 19 |
| C 2.1 | 25.50 | -6.8 | 1.47 | -57.7 | 23 | 84 | 0.8 | 12 |
| C 2.2 | 25.66 | -6.2 | 0.99 | -71.4 | 25 | 85 | 0.8 | 10 |
| C 2.3 | 12.48 | -54.4 | 0.62 | -82.2 | 25 | 85 | 0.8 | 9 |
| D 1 | wie C2.3 | wie C2.3 | wie C2.3 | wie C2.3 | 25 | 86 | 0.7 | 10 |
| E 1 | wie B 2 | wie B 2 | wie B 2 | wie B 2 | 23 | 84 | 0.8 | 15 |

^{a)} Szenario umfasst ausschließlich siedlungswasserwirtschaftliche Handlungsoptionen

Tab. 9.7 ist zu entnehmen, dass sich die Quellen der Stickstoff- und Phosphoreinträge wiederum unterscheiden. Stickstoff stammt zu 83–86 % aus diffusen Quellen, Phosphor dagegen zu 78–91 % aus punktförmigen Quellen. Trotz der Dominanz der jeweiligen Quellen, liegen diese Anteile erkennbar unter denen in der Nuthe. Der Grund dafür liegt in der unter-

schiedlichen räumlichen Verteilung der Emissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft und aus der Landnutzung. Werden Nährstoffe an vom Auslasspegel entfernten Lagen des Einzugsgebietes eingetragen, können diese im Fließgewässer aufgrund des längeren Fließweges stärker abgebaut bzw. zurückgehalten werden als Nährstoffe, die im Unterlauf des Gebietes in den Fluss gelangen.

In Tab 9.7 fällt bezüglich des Stickstoffs auf, dass sich selbst deutliche Veränderung der flächenspezifischen Austragsraten pro Hektar und Jahr kaum in einer Verminderung der mittleren Fracht am Pegel am Auslass des Einzugsgebiets widerspiegeln. Im Wesentlichen ist hierfür die hohe Stickstoffretention beim Transport des Wassers im Einzugsgebiet und in den Fließgewässern verantwortlich.

Gesamtgebiet Havel

Für das Gesamtgebiet Havel sind die mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen in Tab. 9.8 aufgeführt. Deutlich ist zu erkennen, dass alle Szenarios zu einer Verringerung der diffusen Nährstoffausträge, sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor führen. Mit 37 % verkleinert sich dabei der Stickstoffaustrag im Szenario C 2.3 am deutlichsten. Die Reduzierung der diffusen Phosphorausträge fällt mit 24 bis 52 % noch höher aus.

Tab. 9.8: Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen [kg/ha/a] im Einzugsgebiet der Havel (Zeitraum 2003–2015)

| Szenario | N-Austrag [kg/ha/a] | Veränderung gegen- über Szenario A 1 [%] | P-Austrag [g/ha/a] | Veränderung gegen- über Szenario A 1 [%] |
|----------|------------------------|---|-----------------------|--|
| A 1 | 21.61 | 0.0 | 3.11 | 0.0 |
| A 2 | 19.91 | -7.9 | 2.37 | -23.8 |
| B 1 | 19.53 | -9.6 | 1.96 | -37.0 |
| B 2 | 19.29 | -10.7 | 1.93 | -37.9 |
| C 2.1 | 16.62 | -23.1 | 1.83 | -41.2 |
| C 2.2 | 16.87 | -21.9 | 1.69 | -45.5 |
| C 2.3 | 13.53 | -37.4 | 1.49 | -51.9 |

Im Folgenden soll wieder das Ergebnis des Szenarios mit den größten Auswirkungen (C 2.3) genauer erläutert werden. Charakteristisch für dieses Szenario ist eine deutliche Verringerung der landwirtschaftlich genutzten Flächenanteile. Dies betrifft in erster Linie die Nutzungsklassen Intensivacker und Intensivgrünland. Dagegen erhöhen sich die Flächenanteile von Extensivgrünland und Stilllegungsflächen. Weiterhin werden die Altbestände von Laub-, Nadel- und Mischwäldern zu Gunsten von Jungbeständen reduziert und der Anteil der nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebiete ausgedehnt (Tab. 9.9).

Tab. 9.9 zeigt, dass die Stickstoffausträge aus landwirtschaftlichen Flächen von 17 kt/a auf 10 kt/a deutlich sinken. Auch der Umbau der Waldflächen wirkt sich mit einer Reduzierung von 7 kt/a auf 2 kt/a der Stickstoffemissionen aus. Eine Erhöhung der Stickstoffausträge ist bei den nicht ackerbaulich genutzten Feuchtgebieten festzustellen, was jedoch mit der starken Zunahme des Flächenanteils begründet werden kann. Die größte Verringerung von

Stickstoffausträgen ist auf solchen Flächen zu verzeichnen, wo Acker- oder Intensivgrünland zu Feuchtgebieten umgewandelt und Altwaldbestände neu aufgeforstet werden.

Tab. 9.9: Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Havel und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios A1 und C2.3

| | Prozentualer Flächenanteil der Landnutzung | | mittl. jährlicher N-Austrag aus diffusen Quellen | | mittl. jährlicher P-Austrag aus diffusen Quellen | |
|--------------------------------|--|-----------|--|--------------|--|-------------|
| | A 1 [%] | C 2.3 [%] | A 1 [kt/a] | C 2.3 [kt/a] | A 1 [t/a] | C 2.3 [t/a] |
| Landwirtschaft | 49 | 34 | 17.1 | 9.7 | 3.7 | 1.7 |
| Intensivacker | 26.4 | 11.4 | 7.32 | 3.01 | 3.27 | 1.20 |
| - davon m. Zwischenfruchtanbau | 0.0 | 6.5 | 0.00 | 1.34 | 0.00 | 0.54 |
| Intensivgrünland | 14.3 | 7.9 | 7.61 | 4.47 | 0.31 | 0.33 |
| Extensivgrünland | 4.0 | 10.7 | 2.11 | 2.22 | 0.15 | 0.15 |
| Brachland | 3.9 | 4.5 | 0.02 | 0.02 | 0.00 | 0.00 |
| Wald | 39 | 37 | 6.8 | 1.5 | 0.0 | 0.0 |
| Altbestände | 31.3 | 5.2 | 6.79 | 1.40 | 0.00 | 0.00 |
| Jungbestände | 7.5 | 32.3 | 0.08 | 0.12 | 0.00 | 0.00 |
| Rest | 13 | 28 | 4.7 | 7.4 | 0.2 | 0.2 |
| Siedlung, Industrie, Verkehr | 6.8 | 8.0 | 4.44 | 5.28 | 0.17 | 0.19 |
| Gewässer | 3.3 | 3.2 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Feuchtgebiete | 2.3 | 16.8 | 0.14 | 2.08 | 0.00 | 0.00 |
| Offenland | 0.3 | 0.1 | 0.16 | 0.05 | 0.01 | 0.00 |

Für die Reduzierung der Phosphorausträge von 4 t/a auf 2 t/a spielt nur die Verringerung der landwirtschaftlichen Flächen eine Rolle. Nach den Modelluntersuchungen lassen sich die Austräge am stärksten dann verringern, wenn Ackerland in eine Form von Grünland umgewandelt wird bzw. wenn die Flächen aufgeforstet oder stillgelegt werden. 1 % der Fläche ist wegen der Zunahme von Siedlungs- bzw. Industrieflächen durch eine Erhöhung der Phosphorausträge gekennzeichnet.

Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin

Die diffusen Nährstoffausträge im Einzugsgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin verringern sich in allen Szenarios erheblich. Die Stickstoffausträge verringern sich bis zu bis 65 % und die Phosphorausträge bis zu 86 % (Tab. 9.10).

Die größten Veränderungen für Stickstoff treten bei Anwendung von Szenario C 2.3 auf. Im Falle des Phosphor treten die geringsten Emissionen nicht wie in den übrigen Einzugsgebieten für Szenario C 2.3 sondern für Szenario C2.1 auf, was sich aus den Anteilen der Flächennutzungen (vgl. Tab. 9.11) erklärt. Die Landnutzung in Szenario C 2.3 zeigt starke Veränderungen im Bereich Landwirtschaft, wobei Acker und Grünland von 28 % auf 9 % reduziert werden. Dafür erhöht sich der Anteil an Jungwaldbeständen, an nicht landwirtschaftlich genutzten Feuchtgebieten sowie an Siedlungsfläche. Durch Anwendung von Szenario C 2.1

werden hauptsächlich Ackerflächen stillgelegt und zum Teil Altwaldbestände in Jungbestände umgewandelt. Andere Landnutzungsänderungen treten nicht auf oder sind von untergeordneter Bedeutung.

Tab. 9.10: Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen [kg/ha/a] im Einzugsgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin (Zeitraum 2003–2015)

| Szenario | N-Austrag [kg/ha/a] | Veränderung gegen- über Szenario A1 [%] | P-Austrag [g/ha/a] | Veränderung gegen- über Szenario A1 [%] |
|---------------------|------------------------|--|-----------------------|--|
| A 1 | 23.86 | 0.0 | 1.27 | 0.0 |
| A 2 | 19.77 | -17.1 | 0.19 | -85.4 |
| B 1 ^{a)} | 19.79 | -17.1 | 0.19 | -85.4 |
| C 2.1 ^{b)} | 13.37 | -44.0 | 0.18 | -85.6 |
| C 2.3 | 8.36 | -65.0 | 0.83 | -34.8 |

^{a)} Szenario B 2 wurde aufgrund geringer Unterschiede gegenüber B1 nicht betrachtet

^{b)} Szenario C 2.2 wurde aufgrund geringer Unterschiede gegenüber C2.1 nicht betrachtet

Nach Tab. 9.11 wird der mittlere jährliche Stickstoffaustrag durch Reduzierung landwirtschaftlicher Fläche von 0.05 kt/a auf 0.01 kt/a gesenkt. Das Aufstocken der Jungwaldbestände lässt die Stickstoffemissionen sogar von 0.1 kt/a auf 0.01 kt/a sinken. Die Phosphorausträge werden am stärksten durch die im Szenario C 2.1 unterstellte Stilllegung von Ackerland reduziert. Ein Anstieg der Emissionen ist lediglich auf 0.1 % der Fläche zu verzeichnen.

Tab. 9.11: Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet Döllnitz / Kleiner Rhin und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios A1 und C2.1 bzw. C2.3

| | Prozentualer Flächenanteil der Landnutzung | | | mittl. jährlicher N-Austrag aus diffusen Quellen | | mittl. jährlicher P-Austrag aus diffusen Quellen | |
|----------------------------|--|-----------|-----------|--|-------------|--|--------------|
| | A1 [%] | C2.1 [%] | C2.3 [%] | A1 [kt/a] | C2.3 [kt/a] | A1 [t/a] | C2.1 [t/a] |
| Landwirtschaft | 28 | 28 | 9 | 0.05 | 0.01 | 0.005 | 0.001 |
| Intensivacker | 11.7 | 0.1 | 7.4 | 0.01 | 0.01 | 0.003 | 0.000 |
| – davon m. Zwischenfr. | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Intensivgrünland | 5.5 | 3.2 | 0.2 | 0.02 | 0.00 | 0.001 | 0.001 |
| Extensivgrünland | 2.8 | 5.2 | 1.7 | 0.01 | 0.01 | 0.000 | 0.000 |
| Brachland | 7.6 | 19.1 | 0.0 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Wald | 63 | 63 | 72 | 0.10 | 0.01 | 0.000 | 0.000 |
| Altbestände | 58.3 | 25.2 | 10.8 | 0.10 | 0.01 | 0.000 | 0.000 |
| Jungbestände | 4.4 | 37.4 | 60.9 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Rest | 10 | 10 | 19 | 0.01 | 0.01 | 0.000 | 0.000 |
| Siedlung, Industrie, Verk. | 0.9 | 1.1 | 6.0 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Gewässer | 5.3 | 5.3 | 1.5 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Feuchtgebiete | 3.5 | 3.5 | 11.4 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |
| Offenland | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.00 | 0.00 | 0.000 | 0.000 |

9.2.2.3 Ergebnisse der Untersuchungen zur Nährstoffaushagerung von Flussee-Sedimenten

Die anthropogene Nährstofflast der Gewässersedimente kann positive Effekte verschiedener Bewirtschaftungsszenarios bezüglich der Wassergüte innerhalb der Havel wieder erheblich einschränken. Dabei steht Stickstoff nicht so sehr im Mittelpunkt des Interesses, weil er kaum über den für die organische Substanz des Sedimentes typischen N-Gehalt hinaus angereichert werden kann. Das beweist die gute Korrelation (Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,91$) des Gesamt-N-Gehaltes (TN) der Sedimente mit dem Gehalt organischer Substanz, gemessen als Glühverlust (GV). Die Konzentration des mobilen anorganischen Stickstoffs im Sediment hängt dann im Wesentlichen vom Grad der Mineralisierung ab.

Phosphat kann dagegen zusätzlich zum organisch gebundenen Phosphat durch Calcium in Form von Hydroxylapatit und vor allem durch Adsorption an Metalloxide/-hydroxide akkumuliert werden. In der Havel spielt dabei vor allem Eisen die zentrale Rolle, was sich in einer signifikanten Korrelation zwischen Gesamt-Phosphor (TP) und dem Gesamt-Eisen (TFe) äußert ($R^2 = 0,62$; zum Vergleich: Korrelation TP zu GV, $R^2 = 0,11$). Eisenoxide/-hydroxide können daher in hohem Maße mobiles Phosphat, das entweder als gelöstes Phosphat aus urbanen Einträgen oder aus mineralisierter organischer Substanz stammt, in den Sedimenten festhalten. Aus diesem Grunde könnte das P:Fe-Verhältnis der Sedimente gut die zusätzliche anthropogene P-Last indizieren, vorausgesetzt, Eisen ist zumindest in gelöster Form nur sehr wenig mobil. Letzteres konnte in Experimenten zur Nährstoffauswaschung überzeugend demonstriert werden.

Abb. 9.13 zeigt einen Teil der Ergebnisse der Sedimentbeprobung (oberste Schicht, 0–6 cm) in den Potsdamer Havelseen. Da die zusätzlich Akkumulation von Phosphat nur in anorganischer Form erfolgt (s.o.), wurden hier nur die anorganischen Bindungsformen von Phosphat (TP_i) und Eisen (Fe_{SE}) jeweils im Verhältnis zur organischen Substanz (Glühverlust, GV) dargestellt. Die Nutzung der organischen Substanz als Bezugsgröße sollte die Maskierung der Elementkonzentrationen durch eingemischten Sand verhindern. Es zeigte sich, dass beginnend von den Phosphateinträgen aus der Berliner Havel und dem Teltowkanal (Griebnitzsee) flussabwärts erheblich erhöhte P-Gehalte in den Sedimenten vorliegen. Entsprechend der unterschiedlichen Abflussverteilung über den südlichen Seenstrang und die nördlichen Seen bzw. Sacrow-Paretzer-Kanal reicht die Spur der Verfrachtung im Süden wesentlich weiter als im Norden. Außerdem ist das Eisen in diesen P-belasteten Zonen auch wesentlich stärker mit Phosphat befrachtet als weiter flussabwärts. Das niedrigste atomare P:Fe-Verhältnis im Zernsee liegt bei 0,11 ($Fe:P = 9,0$). Frühere Untersuchungen an Sedimenten von Altwässern der unteren Havel, die keine direkten kommunalen Nährstoffeinträge mehr erreichen, ergaben ein mittleres Fe:P-Verhältnis von 12. JENSEN et al. (1992) zeigten an mehreren dänischen Flachseen, dass P:Fe-Verhältnisse $< 0,12$ ($Fe:P > 8,3$) die Phosphatrücklösung aus den Sedimenten effektiv durch Eisen einschränken kann, was im Wasserkörper dieser Seen mittlere TP-Konzentrationen $< 200 \mu\text{g P l}^{-1}$ zur Folge hatte. Die Havel-sedimente unterhalb des Weißen Sees im Norden und des Schwielowsees im Süden können daher als nur noch schwach anthropogen belastet eingeschätzt werden, ein Zustand, der als langfristiges Ziel für die Havelseensedimente angesehen werden kann. Abseits vom Abfluss im Havelstrang gelegene Gewässer, wie Hinterkappe im Templiner See, Petzinsee, Kramp-

nitzsee und Lehnitzsee, weisen sogar die eher natürlichen Belastungen auf, was bereits auf eine Verfrachtung hinweist, die an diesen Gewässern vorbeigeht.

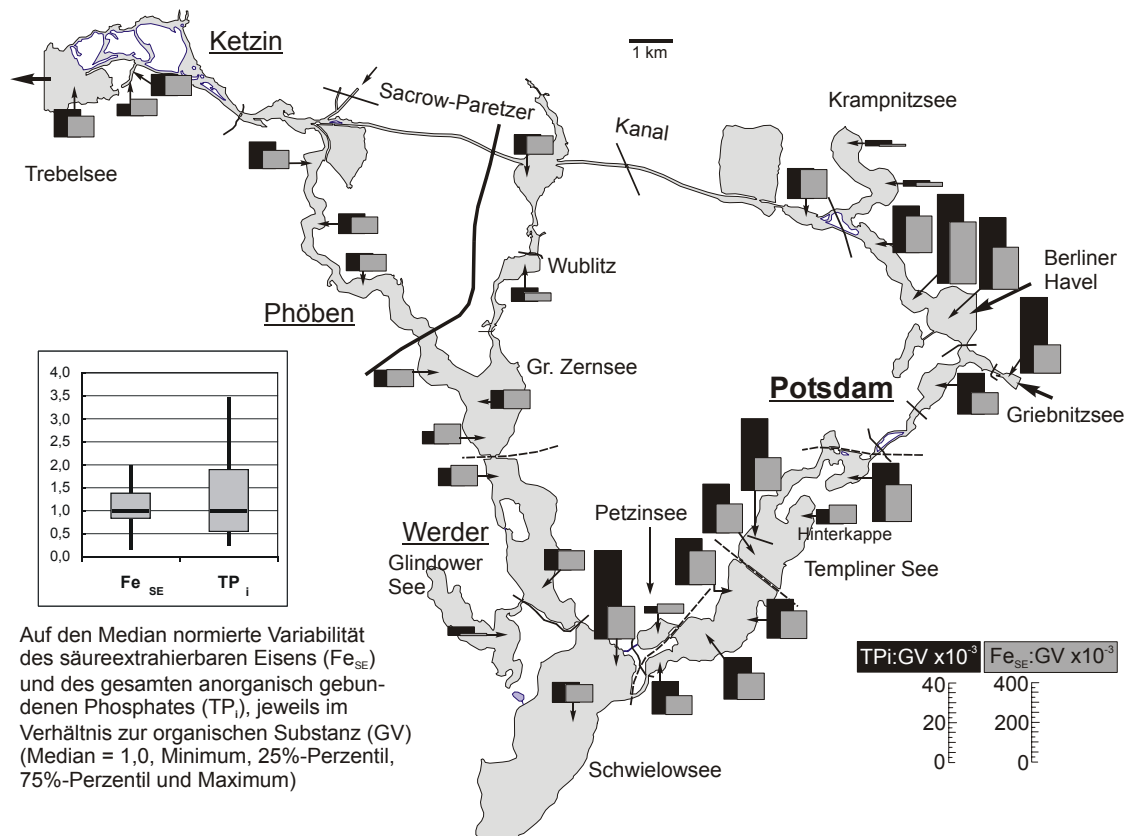


Abb. 9.13: Anorganisch gebundenes Phosphat (TP_i) und Eisen (Fe_{SE}) im Verhältnis zur organischen Substanz (Glühverlust, GV) der obersten Sedimentschicht (0 – 6 cm Tiefe) in den Potsdamer Havelseen

Geschätzt wurde exemplarisch im Nord- und Südteil des Templiner Sees, wie viel Zeit das Gewässersystem benötigt, um bei den gegenwärtig bestehenden Netto-P-Exportraten sowie Netto-Fe-Exportraten in den obersten 30 Zentimetern des Sedimentes ein $TP_i:Fe_{SE}$ -Verhältnis von 0,12 zu erreichen. Für die Schätzung standen die im Freiland ermittelte Fläche der organischen Sedimente und die vertikalen P- und Fe-Verteilungen aus Sedimentkernen zur Verfügung. Bezüglich der Zugrundelegung der obersten 30-Zentimeter-Schicht sei hier auf den Bericht des entsprechenden Teilprojektes im DSS verwiesen.

Bei Annahme konstanter Exportraten ergaben sich für den Nordteil des Templiner Sees ein Zeitbedarf von 28 Jahren und für den Südteil 7 Jahre. Dabei zeigte sich, dass ein variierender Eisen-Export wegen der erheblich geringeren Quantität nur einen geringen Einfluss auf den Zeitrahmen hat. In der Realität wird der Zeitbedarf eher noch größer sein, weil auf Dauer wahrscheinlich auch aus tieferen Sedimentschichten noch Phosphat nachgeliefert wird und weil ein partikulärer P-Transport, der auch vorzugsweise in Sedimentnähe stattfinden kann (Resuspensions-Sedimentations-Vorgänge), nicht berücksichtigt werden konnte. Für diese natürliche Aushagerung werden also auf jeden Fall noch viele Jahrzehnte benötigt. Außerdem haben wir es mit einer langsamen sukzessiven Verlagerung entlang der Seenketten zu tun. Lediglich in den schnell fließenden Abschnitten wird ein rascher Transport möglich sein.

Die Phosphatkonzentration im Porenwasser ist die entscheidende Triebkraft für die P-Rücklösung in den Wasserkörper. Sie hängt zunächst von den Lösungs- und Adsorptionsgleichgewichten in den Sedimenten ab (Hydroxylapatit und Sorption von Phosphat an Eisenoxide/-hydroxide). Hierbei spielt in eisenhaltigen Sedimenten, wie die Havelsedimente, das P:Fe-Verhältnis eine bedeutende Rolle (vgl. auch JENSEN et al. 1992). Da aber die Menge sorptionsfähiger Eisen(III)oxide im Sediment stark redoxabhängig ist, können der direkte Sauerstoffeintrag einerseits und die Sauerstoffzehrung durch Mineralisierung andererseits wesentlich bedeutender sein.

Die Phosphatkonzentration im Porenwasser korrelierte am stärksten, jedoch negativ mit dem Trockenmassegehalt der Sedimente (Abb. 9.14). Der Trockenmassegehalt wirkt jedoch nicht selbst auf die Phosphatmobilität, sondern er ist nur Ausdruck der Wasserbewegung, die auf die Sedimente wirkt. Die lockeren, trockenmassearmen Sedimente stellen Akkumulationszonen feinpartikulären organischen Materials dar, das sehr viel Sauerstoff zehrt und wo auch wenig Sauerstoff eingetragen wird. Dadurch bleibt hier das Phosphat mobil. Bei Sedimenten, die nicht direkt in den abflussbeeinflussten Zonen liegen (vgl. oben), erwiesen sich der relative Anteil des apatitgebundenen Phosphates am gesamten anorganisch gebundenen Phosphat und das Verhältnis des an Metalloxyde/-hydroxide gebundenen Phosphates zum säureextrahierbaren Eisen als zusätzliche einflussreiche Faktoren.

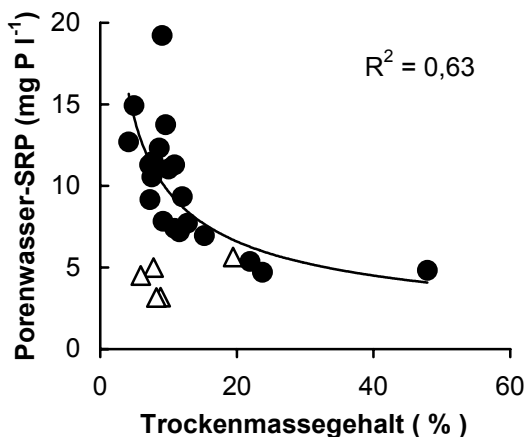


Abb. 9.14: Korrelation der Phosphatkonzentration im Porenwasser (0–6 cm Sedimenttiefe) mit dem Trockenmassegehalt der Sedimente in der Potsdamer Havel. Dreiecke kennzeichnen nicht direkt in abflussbeeinflussten Zonen liegende Sedimente (siehe Text).

Aus den dargestellten Untersuchungsergebnissen können folgende Schlüsse gezogen werden: Es ist innerhalb eines Jahrzehnts nicht zu erwarten, dass durch den natürlichen Netto-P-Export eine P-Aushagerung der Sedimente stattfindet, die in der Lage wäre, die P-Rücklösungsraten messbar zu vermindern. Auch eine mögliche Verlagerung eines Teils des Abflusses vom Winter zum Sommer würde eine noch viel zu geringe P-Exportsteigerung bringen. Das liegt daran, dass andere Faktoren als der P-Überschuss das Rücklösungspotenzial viel stärker beeinflussen. Der Sauerstoffeintrag in die Sedimente durch Strömungen und Wasserturbulenz sowie der Eintrag organischer Substanz, die Sauerstoff zehrt und das Redoxpotenzial senkt, sind offenbar die effektivsten Stellgrößen, über die man die P-Rücklösung vermindern kann.

9.2.2.4 Mit dem Modell TraM simulierte Nährstoffkonzentrationen in der Havelstauhaltung Brandenburg

Mit dem Stofftransportmodell TraM wurden, aufbauend auf mit den Einzugsgebietsmodellen SWIM und ArcEGMO-Urban berechneten Wasser- und Stoffausträgen aus Teileinzugsgebieten, die Konzentrationen von Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff im Havelabschnitt Spandau–Brandenburg (Abb. 9.15) simuliert. Die Berechnungen wurden für 13 (TP) bzw. 11 (TN) Bewirtschaftungsszenarios (siehe Tabelle 7.5) durchgeführt. Anhand ausgewählter Gewässerabschnitte werden die Ergebnisse der Modellanwendung in Tab. 9.12 und Tab. 9.13 dargestellt. Als umfassendere Informationsquellen stehen darüber hinaus der ausführliche Bericht des bearbeitenden Teilprojekts, primärstatistische Auswertungen der Simulationsergebnisse sowie ein GIS-Projekt für ArcView innerhalb des DSS-Havel zur Verfügung. Auch Hinweise zu grundlegenden Annahmen und Unsicherheiten der Modellierungsergebnisse enthält der ausführliche Bericht.

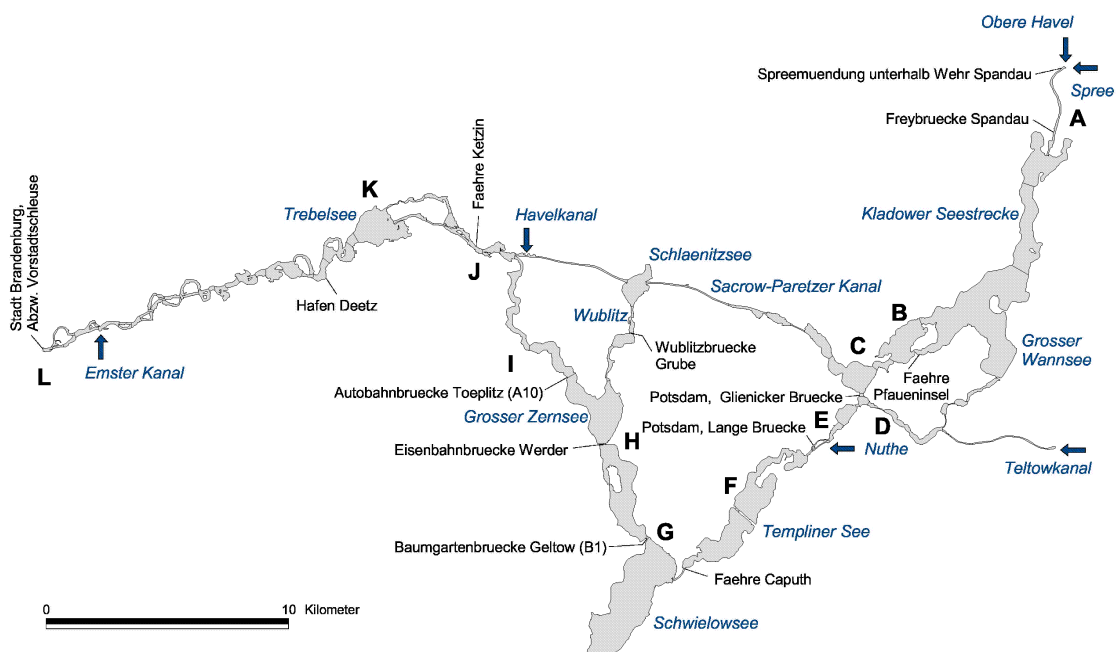


Abb. 9.15: Karte der Stauhaltung Brandenburg und Lage der Gewässerabschnitte (A–L), für die in Tab. 9.12 und Tab. 9.13 Simulationsergebnisse angegeben sind

Wie Tab. 9.12 zeigt, unterscheiden sich die simulierten mittleren Konzentrationen für die einzelnen Bewirtschaftungsvarianten – abgesehen von den Szenarios D 2 und E 2 – nur im Bereich weniger Mikrogramm pro Liter. Eine leichte Abnahme der mittleren TP-Konzentration ergibt sich für das Szenario c1 aufgrund verringerter Emissionen aus Punktquellen sowie die Szenarios C 2.2 und C 2.3 aufgrund verringerter diffuser Phosphoreinträge (vgl. Tab. 7.3). Eine Verminderung der mittleren Konzentrationen um bis zu 10 % an den Messstellen der Potsdamer Havel wurde für das Szenario D 1 berechnet, welches die kombinierten Effekt aller Handlungsoptionen in den untersuchten Teileinzugsgebieten widerspiegelt. Entsprechend der vom Projekt entwickelten, WRRL-konformen Bewertungsskala für den hydrochemischen Parameter Gesamtphosphor ergibt sich jedoch in der Regel keine Veränderung der Zustandsklasse. Die Anwendung des Szenarios E 1 bewirkt – verglichen mit D1 – nur eine

deutliche geringere Verminderung der Konzentrationen, da hierin nicht alle wirksamen Handlungsoptionen berücksichtigt wurden.

Tab. 9.12: Unter Annahme langfristig konstanter P-Nettoreisetzungsraten simulierte Medianwerte der TP-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] für den Zeitraum 2003–2015 an ausgewählten Stationen der Stauhaltung Brandenburg (vgl. Abb. 9.15) und Einordnung in die vom Projekt entwickelte Bewertungsskala nach WRRL (Kapitel 71.1) nach Stand vom 23.11.2004

| Szenario | Pichelsdorf (A) | Krughorn (B) | Jungfersee (C) | Teltowkanal (D) | Humboldtbr. (E) | Templiner See (F) | Baumgartenbr. (G) | Werder (H) | Kl. Zernsee (I) | Ketzin (J) | Trebelsee (K) | Brandenburg (L) |
|----------|-----------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------|-----------------|------------|---------------|-----------------|
| a1 | 137 | 159 | 161 | 188 | 171 | 166 | 180 | 185 | 187 | 176 | 176 | 173 |
| a2 | 137 | 160 | 161 | 188 | 172 | 164 | 178 | 184 | 186 | 176 | 176 | 173 |
| b1 | 136 | 159 | 161 | 188 | 171 | 162 | 176 | 182 | 185 | 175 | 175 | 172 |
| b2 | 136 | 159 | 161 | 188 | 172 | 162 | 177 | 183 | 185 | 175 | 175 | 172 |
| c1 | 133 | 157 | 159 | 188 | 170 | 157 | 171 | 177 | 177 | 169 | 168 | 164 |
| c2.2 | 132 | 156 | 157 | 188 | 169 | 156 | 170 | 176 | 179 | 169 | 169 | 167 |
| c2.3 | 132 | 155 | 156 | 188 | 168 | 153 | 167 | 173 | 176 | 168 | 167 | 164 |
| c3.2 | 137 | 160 | 162 | 188 | 172 | 164 | 178 | 184 | 186 | 176 | 176 | 173 |
| c3.1 | 137 | 160 | 161 | 188 | 172 | 164 | 178 | 184 | 186 | 176 | 176 | 173 |
| d1 | 129 | 153 | 154 | 188 | 167 | 146 | 160 | 166 | 167 | 160 | 160 | 156 |
| d2 | 87 | 107 | 108 | 95 | 103 | 104 | 116 | 121 | 126 | 118 | 117 | 115 |
| e1 | 133 | 157 | 159 | 188 | 170 | 156 | 170 | 176 | 176 | 168 | 167 | 164 |
| e2 | 90 | 110 | 111 | 95 | 106 | 110 | 123 | 128 | 132 | 123 | 123 | 121 |

| Klasse | TP [$\mu\text{g/l}$] |
|------------|------------------------|
| sehr gut | ≤ 97 |
| gut | ≤ 172 |
| mäßig | ≤ 305 |
| unbefried. | ≤ 538 |
| schlecht | > 538 |

Die in den Szenarios D 2 und E 2 unterstellte Verminderung der mittleren Phosphorkonzentrationen in Spree und Teltowkanal auf ca. 75–85 $\mu\text{g/l}$ (entspricht etwa einer Halbierung der Fracht) führt erwartungsgemäß zu einer deutlichen Abnahme der mittleren TP-Konzentrationen in der Unteren Havel. Dies ist plausibel, da etwa 70 % des gesamten, in die Untere Havel eingetragenen Phosphors aus Spree und Teltowkanal stammt (Betrachtungszeitraum 1994–2002). Die Einzugsgebiete von Oberer Havel und Nuthe, für die im Rahmen dieser Studie Emissionsminderungen untersucht wurden, haben dementsprechend nur einen vergleichsweise geringen Anteil an der P-Belastung der Unteren Havel. Bei der Interpretation der Szenarios d2 und e2 ist jedoch zu beachten, dass es sich bei der angenommenen Minderung der Phosphoreinträge aus dem Spreegebiet um eine Zielvorstellung gemäß dem Abwasserbeseitigungsplan der Stadt Berlin (SSB 2001) handelt. Die in genannter Quelle dargestellten Szenariorechnungen sind hinsichtlich der unterstellten Maßnahmen zur Emissionsminderung und den Methoden der Wirkungsanalyse nicht mit denen des Verbundprojekts „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ identisch.

Bei einer Interpretation der in Tab. 9.12 gezeigten Simulationsergebnisse muss die zugrunde liegende Annahme einer langfristig konstanten P-Nettoreisetzungsrate stets berücksichtigt werden, welche – da die Aushagerung des Sediments unberücksichtigt bleibt – die Gefahr einer Überschätzung der (sommerlichen) Phosphorkonzentrationen birgt.

Tab. 9.13: Simulierte Medianwerte der TN-Konzentration [mg/l] für den Zeitraum 2003–2015 (Gewässerabschnitte und Darstellung wie in Tab. 9.12)

| Szenario | Pichelsdorf (A) | Krughorn (B) | Jungfermsee (C) | Teltowkanal (D) | Humboldtbr. (E) | Templiner See (F) | Baumgartenbr. (G) | Werder (H) | Kl. Zernsee (I) | Ketzin (J) | Trebelsee (K) | Brandenburg (L) |
|----------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------|-----------------|------------|---------------|-----------------|
| a1 | 2.01 | 1.87 | 1.80 | 4.91 | 2.84 | 2.35 | 2.05 | 1.96 | 1.80 | 1.68 | 1.65 | 1.58 |
| a2 | 2.00 | 1.87 | 1.80 | 4.92 | 2.84 | 2.32 | 2.03 | 1.94 | 1.78 | 1.66 | 1.64 | 1.57 |
| b1 | 1.99 | 1.86 | 1.79 | 4.92 | 2.84 | 2.30 | 2.02 | 1.93 | 1.77 | 1.66 | 1.64 | 1.56 |
| b2 | 1.98 | 1.86 | 1.78 | 4.92 | 2.83 | 2.29 | 2.01 | 1.92 | 1.77 | 1.65 | 1.63 | 1.56 |
| c1 | 2.00 | 1.87 | 1.80 | 4.92 | 2.84 | 2.32 | 2.03 | 1.94 | 1.78 | 1.66 | 1.64 | 1.57 |
| c2.2 | 1.90 | 1.80 | 1.73 | 4.92 | 2.79 | 2.21 | 1.95 | 1.87 | 1.72 | 1.60 | 1.58 | 1.51 |
| c2.3 | 1.84 | 1.73 | 1.67 | 4.91 | 2.75 | 2.08 | 1.84 | 1.76 | 1.62 | 1.52 | 1.50 | 1.42 |
| c3.2 | 2.00 | 1.87 | 1.80 | 4.91 | 2.84 | 2.32 | 2.03 | 1.94 | 1.78 | 1.66 | 1.64 | 1.57 |
| c3.1 | 2.00 | 1.87 | 1.80 | 4.92 | 2.84 | 2.32 | 2.03 | 1.94 | 1.78 | 1.66 | 1.64 | 1.57 |
| d1 | 1.84 | 1.73 | 1.67 | 4.91 | 2.75 | 2.08 | 1.84 | 1.75 | 1.62 | 1.52 | 1.50 | 1.42 |
| e1 | 1.98 | 1.86 | 1.78 | 4.92 | 2.83 | 2.29 | 2.01 | 1.92 | 1.77 | 1.65 | 1.63 | 1.55 |

| Klasse | TN [mg/l] |
|------------|-----------|
| sehr gut | <= 1.40 |
| gut | <= 2.49 |
| mäßig | <= 4.42 |
| unbefried. | <= 7.79 |
| schlecht | > 7.79 |

Die Auswertung der Ergebnisse in Tab. 9.13 führt zu der Erkenntnis, dass nur die Anwendung der Szenarios C 2.3 und D 1, die von einer weitergehenden Extensivierung in der Landwirtschaft ausgehen, eine deutliche Verringerung der mittleren TN-Konzentrationen bewirken kann. Eine Änderung der Güteklasse (Kapitel 7.1.1) ist hiermit jedoch nicht verbunden. Dagegen zeigen die berechneten Medianwerte für das Szenario C 1, dass eine Verringerung der mittleren Stickstoffkonzentration durch Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft in den untersuchten Einzugsgebieten nicht erwartet werden kann.

Wie im Falle des Phosphats, stammt auch der weitaus größte Anteil des Stickstoffs, der die Untere Havel über ihre Zuflüsse erreicht, aus dem Einzugsgebiet der Spree. Bezogen auf Obere Havel, Nuthe, Spree und Teltowkanal gehen ca. 83 % der eingetragenen N-Fracht auf die beiden letztgenannten Zuflüssen zurück (Bezugszeitraum 1994–2002). Eine maßgebliche Stickstoffbelastung der Unteren Havel, insbesondere der Potsdamer Seenkette, geht nach wie vor vom Teltowkanal aus. Dies ist insofern brisant, als dass – wenn überhaupt eine phasenweise Kontrolle der Primärproduktion durch Nährstoffe erfolgt – im betreffenden Havelabschnitt mit einer Stickstoff-Limitation gerechnet werden muss. Hierauf weisen phasenweise niedrige sommerliche Konzentrationen gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN), besonders aber die N:P-Verhältnisse hin. Bezogen auf den Zeitraum 1994–2000 wurden mittlere TN:TP-Massenquotienten von < 20 (Mai–Dezember) bis < 5 (August–Oktober) an Messstellen der Potsdamer Havel beobachtet. Die DIN:Orthophosphat-Quotienten schwankten zwischen ca. 60 im Frühjahr und Werten kleiner 1 im Spätsommer (Medianwerte 1994–2002, Gewässerabschnitt „H“ in Abb. 9.15). Auch wenn die sommerliche P-Rücklösung die N:P-Verhältnisse stark beeinflusst, weisen diese auf eine relative Stickstoffknappheit gegenüber Phosphat hin.

Die Simulation der Bewirtschaftungsszenarios zeigt, dass emissionsmindernde Maßnahmen in allen Teileinzugsgebieten der Stauhaltung Brandenburg erforderlich sind, wenn eine merkliche Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen erreicht werden soll. Ohne die gleichzeitige Verminderung der Stoffeinträge über die Zuflüsse Spree und Teltowkanal bleiben die Aus-

wirkungen einer veränderten Bewirtschaftung in den übrigen, im Rahmen dieser Studie untersuchten Einzugsgebieten (Obere Havel, Nuthe etc.) gering. Eine Minderung des Nährstoffaustrags aus dem Einzugsgebiet der Spree erfordert Maßnahmen sowohl in Berlin als auch im Land Brandenburg (vgl. LUA 2002a).

Die Untersuchungen zum Nährstoffumsatz in der Unteren Havel (vgl. ausführliche Berichte der Teilprojekte im DSS-Havel) haben gezeigt, dass die Phosphorkonzentration in der zweiten Jahreshälfte in wesentlich durch die P-Remobilisierung aus den Sedimenten beeinflusst wird. Eine ganzjährige Limitation der Planktonentwicklung durch Phosphor erscheint daher mittelfristig nicht erreichbar. Eine Senkung der Phosphoreinträge könnte sich jedoch in der ersten Jahreshälfte merklich auswirken, da nach Untersuchungen von KÖHLER & HOEG (2000) am Müggelsee gerade die Startkonzentrationen im Frühjahr ausschlaggebend für die saisonale Entwicklung des Phytoplanktons sein können.

Im Interesse einer weiteren Verbesserung der Wassergüte der Unteren Havel erscheint es außerdem sinnvoll, eine stärkere Verminderung des Stickstoffeintrags (insbesondere über den Teltowkanal) anzustreben, selbst wenn Tab. 9.13 nahelegt, dass hinsichtlich des hydrochemischen Parameters TN in weiten Teilen der Stauhaltung Brandenburg ein „guter Zustand“ bereits erreicht ist. Es muss nämlich berücksichtigt werden, dass die verwendete Bewertungsskala für den Parameter TN in ihrer Herleitung Schwächen aufweist (vgl. ausführlichen Bericht des Teilprojekts) und die ökologische Relevanz von Jahresmitteln der Nährstoffkonzentration in Frage zu stellen ist (vgl. KÖHLER & HOEG 2000). Dass die im Verbundprojekt verwendeten Bewertungsskalen praktisch nur auf Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen anwendbar sind und die zeitliche Variabilität der Konzentrationen, die für den ökologischen Zustand (u.a. die saisonale Planktonentwicklung) große Bedeutung haben kann, unberücksichtigt bleibt, erweist sich im Rahmen eines gezielten Wassergütemanagements als Problem.

9.2.2.5 Ergebnisse der Anwendung der Modellkopplung IWAN

Szenariosimulationen der Nitratdynamik im oberflächennahen Grundwasser des Eigeneinzugsgebiets der Havel (KRAUSE 2005b) belegen die Relevanz von Landnutzungsänderungen für die Nitratretention bzw. Freisetzung ins Oberflächengewässer (KRAUSE 2005a). Szenariosimulationen wurden lediglich für die Szenarios C 2.2 und C 2.3 (Kap. 7) durchgeführt. Nur für diese beiden Szenarios unterschieden sich die mit dem Modell SWIM simulierten Nitrat-Zusickerraten aus der durchwurzelten Bodenzone von den aktuellen Bedingungen. Abb. 9.16 zeigt, dass aufgrund der angenommenen Szenarienbedingungen die grundwasserbürtigen Nitratfrachten in das Oberflächengewässer (negative Werte) in Relation zueinander deutlich variieren. Dabei bleiben die dem Grundwasser zuströmenden Nitratfrachten aus dem Oberflächengewässer (positive Werte) unverändert.

Die grundwasserbürtigen Abstromraten in die Oberflächengewässer verringern sich um im Mittel ca. 55 % für Szenario C 2.3. bzw. ca. 40 % für Szenario C 2.2. Da der grundwasserbürtige Nitratzustrom aus dem Eigeneinzugsgebiet aber nur in geringem Umfang zur Gesamtnitratfracht der Havel beiträgt (Abb. 9.17), wirken sich die untersuchten Szenarios nur schwach auf die N-Fracht bzw. N-Konzentration im Fluss aus.

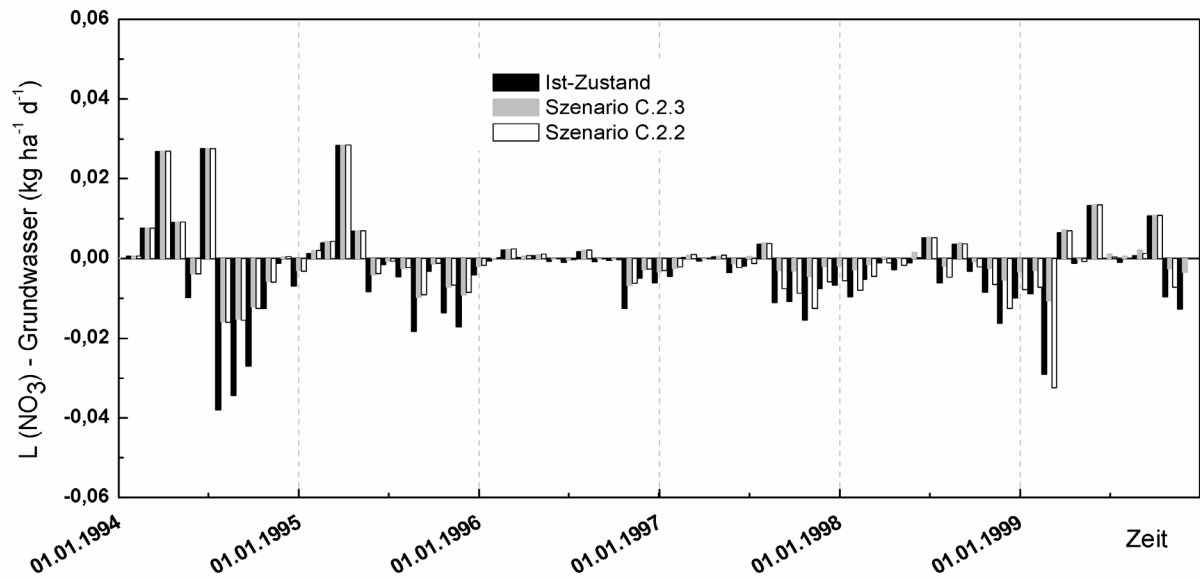


Abb. 9.16: Simulierte grundwasserbürtige Nitratfrachten ($L \text{ NO}_3$) unter aktuellen Bedingungen sowie unter Annahme der Landnutzungsszenarien C 2.2. und C 2.3; positive Werte kennzeichnen aus dem Oberflächengewässer zuströmende Nitratfrachten ins Grundwasser, negative Werte belegen grundwasserbürtige Nitratfrachtausträge aus dem Grundwasser ins Oberflächengewässer

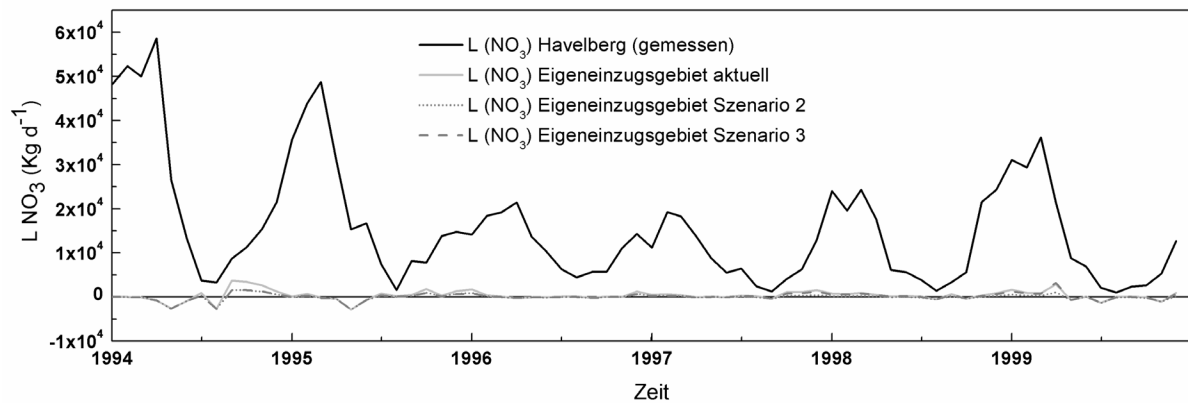


Abb. 9.17: Zeitliche Dynamik der grundwasserbürtigen Nitratfrachten aus dem Eigeneinzugsgebiet und der Gesamfracht der Havel unter aktuellen sowie unter Szenario-Bedingungen

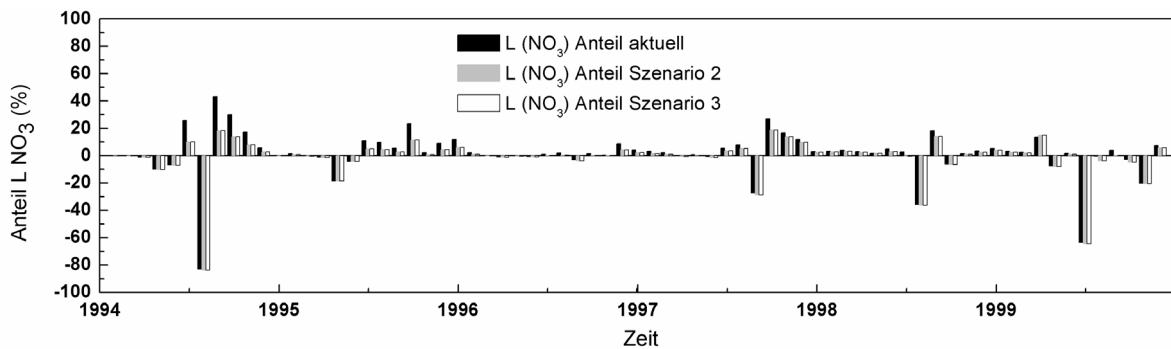


Abb. 9.18: Relativer Anteil der grundwasserbürtigen Nitratfrachten ($L \text{ NO}_3$) an der Gesamfracht der Havel unter aktuellen Bedingungen sowie unter Szenarioannahmen

Eine Ausnahme bilden sommerliche Niedrigabflussperioden innerhalb welcher die grundwasserbürtigen Nitratfrachten einen Anteil von mehr als 20 % an der Fracht der Havel ausmachen können. Der Einfluss der grundwasserbürtigen Nitratfrachten würde sich sowohl unter den Bedingungen von Szenario C 2.2 als auch C 2.3 deutlich verringern (Abb. 9.18). Ebenso konnte für beide Szenarios eine deutliche Verringerung der im Grundwasser gespeicherten Nitratmenge berechnet werden, was eine Verbesserung der Grundwassergüte bewirken würde (Abb. 9.19).

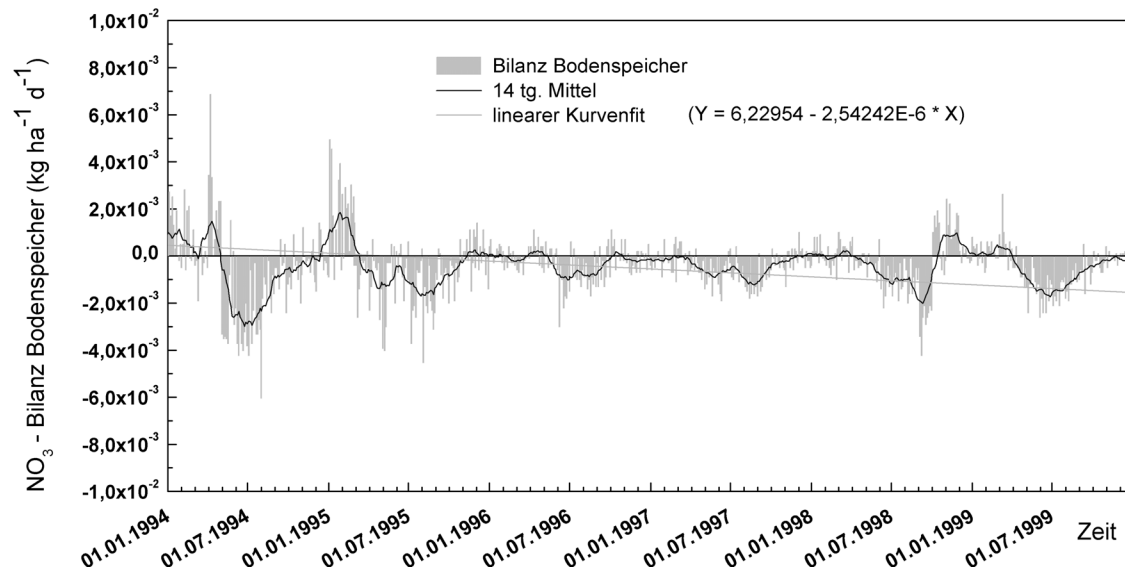


Abb. 9.19: Verringerung der im Grundwasser gespeicherten Nitratmenge durch Abnahme der Zuflussraten bei gleichzeitiger Zunahme der Abflussraten unter den Bedingungen von Szenario C 2.3

Die Simulationsrechnungen für Szenarien mit veränderten Nitratreinträgen aus der ungesättigten Bodenzone belegen Veränderungen der resultierenden grundwasserbürtigen Nitratfrachten. Aufgrund des geringen Anteils der grundwasserbürtigen Nitratfracht an der Gesamtnitratfracht der Havel, wirken sich diese Veränderungen jedoch nur saisonal auf die Konzentration im Fluss aus.

9.3 Auswirkungen der Bewirtschaftungsszenarios auf die sozioökonomischen Verhältnisse im Havelgebiet

Gert Neubert, Ronald Thiel

Szenarios und Ausgangswerte

Die sozioökonomischen Auswirkungen in Bezug auf die Arbeitskräftesituation und die landwirtschaftliche Betriebswirtschaft und den gesamtgesellschaftlichen Finanzierungsbedarf wurden für die vorgegebenen Landnutzungsszenarios (Kap. 7.2.3) für die drei Fokusgebiete, das Zwischengebiet Nuthe und für das Gesamtuntersuchungsgebiet Havel ermittelt.

Die Veränderung der Nutzungsstruktur in den Szenarios ist in Abbildung 9.20 exemplarisch für das Gesamtgebiet der Havel veranschaulicht.

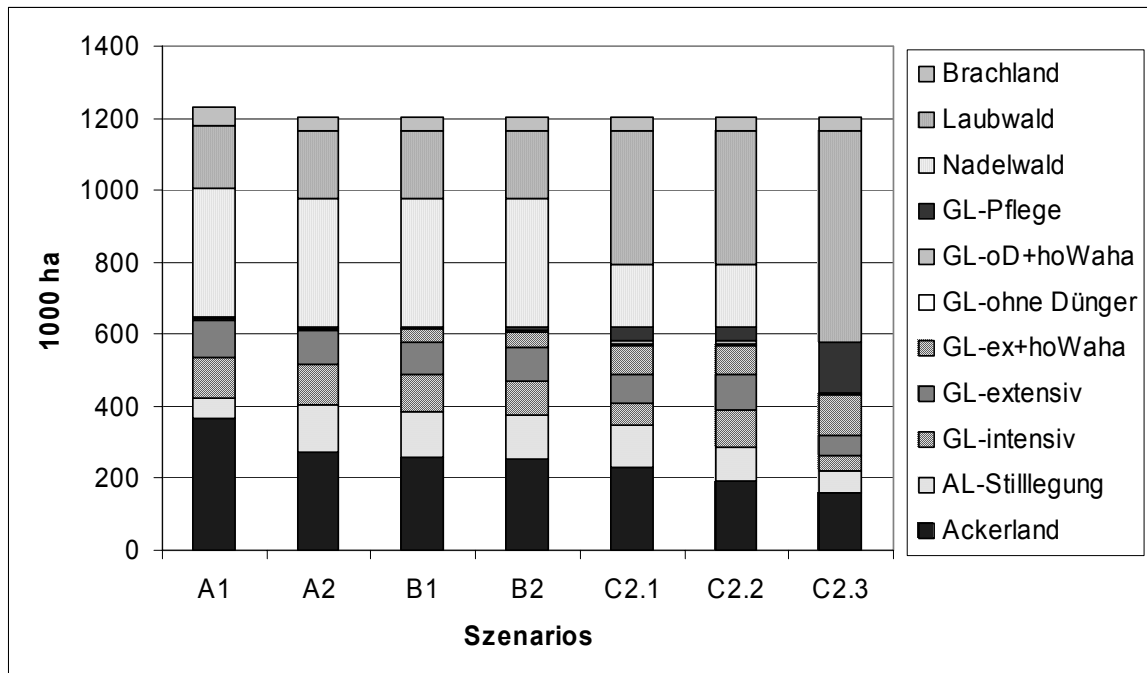


Abb. 9.20: Nutzungsstruktur der Szenarios für Gesamtgebiet Havel (ohne Spree)

Während Szenario A 2 als bewirtschaftungsunabhängigen Entwicklungsrahmen gegenüber dem Ist einen 2 %-igen Entzug landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF), eine Erhöhung der Ackerstilllegung auf 33 % des Ackerlandes sowie Aufforstung von Brachfläche (Truppenübungsplätze) berücksichtigt, beinhalten die B-Szenarios neben einem vermehrten Zwischenfruchtanbau eine ca. 5 bzw. 7 % Umwandlung von Ackerland zu Grünland und eine zunehmende, jedoch noch moderate Extensivierung des Grünlandes von rund 50 auf 57 bzw. 62 %. In den C-Szenarios sind eine weitere, stark zunehmende Ackerlandumwandlung und Grünlandextensivierung unterstellt. C 2.2 unterscheidet sich von C 2.1 durch deutlich höhere AL-Umwandlung allerdings vorwiegend in noch intensiv nutzbares Grünland. C 2.3 geht im Extrem von einer Umwandlung von fast der Hälfte der Ackerfläche und einer starken Extensivierung des Grünlandes aus, wobei 73 %, d.h. mehr als das ursprüngliche Grünland, infolge einer höheren Wasserhaltung nur noch mechanisch gepflegt bzw. spät und futterwertgemindert genutzt werden können. Ca. 45.000 ha (7 % der LF) werden aufgeforstet, d.h. der LF zusätzlich entzogen, und sämtlicher Wald ist in Laub- bzw. Mischwald umgebaut.

In den Fokusgebieten bzw. dem Zwischengebiet sind tendenziell die gleichen Maßnahmen unterstellt, jedoch entsprechend den natürlichen Standortbedingungen – besonders Niedermoorgrünland- und Waldanteile – in z. T. abweichenden Relationen und Umfang. So sind die Fokusgebiete Hammerfließ und Untere Havel mit 80 bzw. 86 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Extremszenario wegen des hohen Umfangs an Niedermoorgrünland am stärksten in verändernde Bewirtschaftungsmaßnahmen einbezogen, während es im Zwischengebiet Nuthe nur 56 %, d.h. 2 Prozentpunkte weniger im Gesamtgebiet sind. Mit nur 17% einbezogener LF fällt das Fokusgebiet Döllnitz/Rhin deutlich heraus. Neben den Standortbedingungen (wenig Niedermoorgrünland) liegt hier mit knapp 60 % der LF bereits eine überdurchschnittlich extensive Nutzung vor. Da das Gebiet mit knapp 2.000 ha LF relativ klein ist, sind von vornherein nur geringe Auswirkungen für die Landwirtschaft zu erwarten.

Tab. 9.14: Kennzahlen der Produktionsverfahren für mittleren Standort Brandenburgs*

| Produktionsverfahren | Arbeits- | Deckungs- | DB +/- flä. | Lkfr. DB+/- | Ausgleichs- | AUM- |
|---|----------|-----------|-------------|-------------|-------------|------------|
| | bedarf | beitrag | Ert/Ko | fläE/K** | zahlung*** | Prämie**** |
| | h/ha | Euro | | | | |
| Wintergetreide | 3,9 | 57 | -19 | -70 | 318 | 0 |
| Sommergetr./Körnerleguminosen (50/50%) | 3,1 | 43 | -33 | -73 | 346 | 0 |
| Winterraps (50% als Energiepflanze) | 3,5 | 246 | 170 | 125 | 341 | 0 |
| Hackfrüchte | 8,3 | 906 | 830 | 723 | 318 | 0 |
| Stilllegung (zeitweilig aus lw. Erzeug.) | 0,8 | -30 | -106 | -116 | 318 | 0 |
| Zwischenfrüchte | 2,7 | -150 | -150 | -185 | 0 | 63 |
| Silomais + Milchvieh | 89,2 | 1.906 | 1.830 | 670 | 318 | 0 |
| Silomais | 5,2 | -474 | -550 | -618 | 318 | 0 |
| Ackergras + Milchvieh | 52,4 | 1.019 | 943 | 262 | 318 | 0 |
| Ackergras | 6,2 | -290 | -366 | -447 | 318 | 0 |
| Mähweide, intensiv + Milchvieh | 41,5 | 646 | 623 | 84 | 343 | 0 |
| Mähweide, intensiv | 7,5 | -265 | -288 | -386 | 343 | 0 |
| Mähweide ohne N + Mutterkühe | 11,5 | 48 | 25 | -125 | 343 | 130 |
| Mähweide ohne N | 4,3 | -155 | -178 | -234 | 343 | 130 |
| Mähweide ohne N + hohe Waha + Mukü | 11,8 | -17 | -40 | -193 | 343 | 175 |
| Mähweide ohne N + hohe Wasserhaltung | 5,3 | -180 | -203 | -272 | 343 | 175 |
| Mähweide ohne Düngung + Mutterkühe | 8,5 | -51 | -74 | -185 | 343 | 200 |
| Mähweide ohne Düngung | 4 | -100 | -123 | -175 | 343 | 200 |
| Wiese ohne Düngung + hohe Waha + Mukü | 6,7 | -108 | -131 | -218 | 343 | 230 |
| Wiese ohne Düngung + hohe Wasserhalt. | 4,5 | -130 | -153 | -212 | 343 | 230 |
| Landschaftspflege (zeitweil. aus lw. Erzeug.) | 1 | -20 | -68 | -81 | 318 | 0 |
| Aufforstung landw. genutzte Fläche | 7 | 0 | -101 | -192 | 0 | 636 |
| Aufforstung Brachland | 3 | 0 | 0 | -39 | 0 | 170 |
| Waldumbau | 2 | 0 | 0 | -26 | 0 | 170 |
| Flächenentzug Grünland | 0 | -293 | -245 | -245 | -343 | 0 |
| Flächenentzug Ackerland | 0 | -293 | -217 | -217 | -318 | 0 |

* Landbaugesamt III = Ackerzahlbereich 29...35

**Lohnkostenfreier Deckungsbeitrag +/- flächengebundene Erträge und Kosten

***gekoppelte Prämien (Eiweiß-/Energiepflanzen) + LF-Prämie (293 €/ha für BB) + Ausgleichszulage ben. Gebiet

****AUM= Agrarumweltmaßnahmen lt. KULAP 2000/Art. 16, Land Brandenburg (keine Berücksichtigung bei Ermittlung der Erwerbsverlusten; entsprechen Opportunitätskosten für adäquate Maßnahmen bei Anwendung KULAP/Art. 16, für Forstverfahren Art. 31 und sonstige investive Fördermaßnahmen)

Die für die Verfahren unterstellten wesentlichsten Kennzahlen sind in Tabelle 9.14 (Erläuterungen s. a. Kapitel 6.4) wiedergegeben.

Zum Verständnis und zur Begründung der nachfolgenden Ergebnisse seien ergänzend zu den methodischen Ausführungen (Kap. 6.4) folgende ergebnisrelevante Modellprämissen angemerkt:

- Als betriebliche Anpassung an das durch die Grünlandextensivierung/-pflege reduzierte Futteraufkommen wurden prinzipiell Ersatzfutterbeschaffungen durch den Mehranbau von Silomais bzw. Ackergras anstelle von Marktfrüchten angenommen. D.h., es wurde die Beibehaltung des Viehbestandes (Milchkühe, Mutterkühe) angestrebt und entsprechend das Futter bilanziert, wobei bei Milchkühen (inkl. Nachzucht) ein maximaler Maissilageanteil in der Ration von 70 % vorgegeben war.
- Als Restriktion wurde – den Cross Compliance-Regeln entsprechend – eine mindestens dreigliedrige Fruchtfolge mit mindestens 15 % je Fruchtart unterstellt, das bedeutet einen Maximalanteil je Fruchtart von 52 % bei 33 % vorgegebener Stilllegung.
- Wird eine der Grenzen für den Silomaisanbau als Ersatzfutterbeschaffung erreicht, ist eine entsprechende Milchviehabstockung als zweitrangige Anpassung unterstellt.

Mit diesem Vorgehen werden die betrieblichen Verhältnisse und wahrscheinliche Reaktionen im Gebietsmodell hinreichend berücksichtigt, wenngleich die Ergebnisse über den Charakter eines überschlägigen Voranschlages bzw. einer Schätzung nicht hinausgehen und örtliche bzw. einzelbetriebliche Gegebenheiten und Auswirkungen nicht erfassen können.

Ergebnisse

Die **Arbeitskräftesituation** der Landwirtschaft würde sich bei Anwendung der C-Szenarios – das Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin ausgenommen – deutlich verschlechtern (Tab. 9.15), während die B-Szenarios hauptsächlich wegen der möglichen Beibehaltung des Viehbestandes und des Mehranbaues von Ackerfutter anstelle von weniger arbeitsintensiven Getreide sogar einen leicht höheren Arbeitsbedarf aufweisen. Der Arbeitskräfteabbau in den C-Szenarios ist vornehmlich Folge des notwendig werdenden Milchviehabbaus. Besonders in Szenario C 2.3 kommt der hohe Anteil an Landschaftspflege als weiterer Grund hinzu.

Tab. 9.15: Auswirkungen auf Arbeitskräftebedarf (Anzahl) – Landwirtschaft ohne Forst

| Gebiet | land-wirt. Fläche ha LF | Szenario | | | | | |
|-----------------------------------|-------------------------------|----------|-----------------|-----|-------|-------|--------|
| | | A 2 | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
| | | abs. | Differenz zu A2 | | | | |
| Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | 1.963 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | -1 |
| Fokusgebiet Hammerfließ | 6.992 | 161 | 1 | 0 | -17 | -6 | -88 |
| Fokusgebiet Untere Havel | 15.482 | 295 | 5 | 4 | -41 | -25 | -161 |
| Zwischengebiet Nuthe | 78.005 | 1.303 | 30 | 22 | -40 | -24 | -458 |
| Gesamtgebiet Havel | 622.191 | 9.450 | 176 | 28 | -817 | -957 | -1.998 |

Für die Forstmaßnahmen sind für das Gesamtgebiet ca. 200 Arbeitskräfte in C 2.1 und C 2.2 bzw. 570 in C 2.3 zusätzlich einzuplanen, die den Abbau um 20 bis 30% mindern.

Unter Berücksichtigung der Gewinn mindernden bzw. erhöhenden Kosten für die zusätzlichen bzw. abgebauten Arbeitskräfte ergeben sich die in Tabellen 9.16 (ohne Forstmaßnahmen) und 9.17 (mit Forst) je ha LF bzw. Landfläche angegebenen **Erwerbsverluste**. Für das Bezugsszenario A 2 sind die absoluten Gewinnbeiträge (nicht Gewinne!) angegeben. Darin sind durch die Maßnahmen unveränderte Erträge und Kosten nicht enthalten, d. h. auf der Ertragsseite die LF- und Agrarumweltprämien (im Ist), auf der Kostenseite die Aufwendun-

gen für Abschreibung und Unterhaltung für Anlagen und Bauten und sonstige verfahrens-unabhängiger Betriebskosten.

Tab. 9.16: Gewinnbeiträge*, Erwerbsverluste (€/ha LF) – Landwirtschaft ohne Forst

| Gebiet | Szenario | A 2* | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
|-----------------------------------|----------|---------------------------------------|-----|-----|-------|-------|-------|
| | abs. | Differenz zu A2 (- = Erwerbsverluste) | | | | | |
| Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | | -50 | -22 | -22 | -40 | -40 | -80 |
| Fokusgebiet Hammerfließ | | 43 | -27 | -23 | -79 | -33 | -180 |
| Fokusgebiet Untere Havel | | 21 | -17 | -22 | -70 | -61 | -137 |
| Zwischengebiet Nuthe | | 27 | -22 | -24 | -35 | -26 | -107 |
| Gesamtgebiet Havel | | 12 | -25 | -29 | -52 | -50 | -77 |

* lohnkostenfreier Deckungsbeitrag +/- flächengebundene Erträge/Kosten (außer LF- und AUM-Prämien)

Tab. 9.17: Gewinnbeiträge*, Erwerbsverluste (€/ha Landfläche**) – Landwirtschaft inkl. Forst

| Gebiet | Land- fläche ha | Szenarios | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------|-----------|---------------------------------------|-----|-------|-------|-------|
| | | A 2* | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
| | | abs. | Differenz zu A2 (- = Erwerbsverluste) | | | | |
| Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | 6.741 | -14 | -6 | -6 | -68 | -68 | -134 |
| Fokusgebiet Hammerfließ | 20.192 | 3 | -9 | -8 | -41 | -25 | -137 |
| Fokusgebiet Untere Havel | 22.945 | 14 | -11 | -14 | -61 | -55 | -126 |
| Zwischengebiet Nuthe | 158.822 | 8 | -11 | -12 | -35 | -31 | -112 |
| Gesamtgebiet Havel | 1.203.848 | 4 | -13 | -15 | -49 | -48 | -91 |

* lohnkostenfreier Deckungsbeitrag +/- flächengebundene Erträge/Kosten (außer LF- und AUM-Prämien)

** LF + Forst- + Brachfläche

Die Relationen zwischen den Erwerbsverlusten je ha LF und – inkl. Forstmaßnahmen – den Erwerbsverlusten je ha Landfläche werden neben den Gewinnrelationen zwischen Forst- und Landwirtschaftsmaßnahmen durch den Umfang und Anteil der Forstmaßnahmen bzw. Waldfläche bestimmt. In den B-Szenarien ohne Forstmaßnahmen sind die Erwerbsverluste je ha Landfläche entsprechend der im Nenner zur LF hinzukommenden Forst- und Brachfläche kleiner. Bei den C-Szenarien sind sie lediglich im Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin höher, da hier die Waldfläche relativ zur LF groß ist und landwirtschaftlichen Maßnahmen nur in geringem Umfang vorgegeben sind.

Die Erwerbsverluste der B-Szenarien halten sich in vertretbaren Grenzen. Gleichwohl kann eine Existenzgefährdung von einzelnen Betrieben – besonders von kleineren Milchviehhaltern – vornehmlich in Szenario B2 nicht gänzlich ausgeschlossen werden, so sich die vorgegebene hohe Wasserhaltung und Nichtdüngung von tiefgründigem Niedermoor stark betrieblich konzentriert (etwa ab 30 % möglich). Eine Prüfung der einzelbetrieblichen Betroffenheit im Zwischen- und Gesamtgebiet konnte nicht realisiert werden. In den Fokusgebieten ist dies für Haupterwerbsbetriebe nicht der Fall, da betriebliche Anpassungsmöglichkeiten bestehen. Für die C-Szenarios, hauptsächlich C 2.3, sind Betriebsaufgaben selbst bei Ausgleichszahlungen/ Entschädigung nicht auszuschließen. Kleinere Milchviehbetriebe, die Kühe reduzieren müssen, sind auf die Dauer im Haupterwerb nicht lebensfähig.

Bemerkenswert ist, dass im Szenario C 2.2 trotz höherem Maßnahmeumfang geringere Erwerbsverluste als bei C 2.1 auftreten. Da das hier hinzukommende Grünland aus der Acker-

landumwandlung intensiv genutzt werden kann, fallen die Ersatzfutterbeschaffung (Maisanbau) und der Milchviehabbau geringer als in C 2.1 aus.

Die Bewirtschaftungsmaßnahmen der B- und C-Szenarios gehen über das mit den gesetzlichen Vorschriften und Förderregelungen gegebene Maß (gute fachliche Praxis bzw. Cross Compliance) hinaus. Die Erwerbsverluste sind daher auszugleichen, unabhängig davon, ob sie freiwillig über Agrarumweltmaßnahmen und Vertragsnaturschutz oder ordnungsrechtlich über Schutzgebietsausweisungen umgesetzt werden. Die Ausgaben hierfür sind als **gesellschaftliche Opportunitätskosten** der Maßnahmeumsetzung zu bezeichnen. Von den Erwerbsverlusten für die Betroffenen unterscheiden sie sich durch Berücksichtigung eingesparte bzw. hinzukommende Ausgleichszahlungen (Tab. 9.18).

Tab. 9.18: Gesellschaftliche Opportunitätskosten (€/ha Landfläche*) – Landwirtschaft inkl. Forst

| Gebiet | Szenario | A 2** | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
|-----------------------------------|----------|-------|-----------------|-----|-------|-------|-------|
| | | abs. | Differenz zu A2 | | | | |
| Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | | 90 | 6 | 6 | 63 | 63 | 89 |
| Fokusgebiet Hammerfließ | | 108 | 9 | 8 | 29 | 16 | 108 |
| Fokusgebiet Untere Havel | | 208 | 12 | 17 | 55 | 49 | 108 |
| Zwischengebiet Nuthe | | 128 | 11 | 12 | 32 | 28 | 97 |
| Gesamtgebiet Havel | | 147 | 13 | 15 | 50 | 51 | 80 |

* LF + Forst- + Brachfläche

** Ausgleichszahlungen (LF-Prämie, gekoppelte Prämien, Ausgleichszulage benacht. Gebiet; ohne AUM-Prämien)

Während bei den B-Szenarien die gesellschaftlichen Kosten den Erwerbsverlusten entsprechen oder – aufgrund gegenüber Acker doppelt so hoher Ausgleichszulagen für das umgewandelte Grünland – geringfügig höher liegen, sind sie wegen eingesparter Ausgleichszahlungen besonders durch Landschaftspflege und Flächenentzug (vgl. Tab. 9.14) z. T. deutlich niedriger. Die Relationen zwischen den Szenarien und Gebieten entsprechen denen der Erwerbsverluste.

Tab. 9.19: Gesellschaftliche N-Entlastungskosten (€/kg N) – Landwirtschaft inkl. Forst

| Gebiet | Szenario | A 2 | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
|----------------------|----------|--------------|-------------------|-----|-------|-------|-------|
| | | Diff. zu A 1 | Differenzen zu A2 | | | | |
| Zwischengebiet Nuthe | | 8 | 18 | 14 | 11 | 13 | 16 |
| Gesamtgebiet Havel | | 2 | 36 | 25 | 15 | 17 | 13 |

Tab. 9.20: Gesellschaftliche P-Entlastungskosten (€/kg P) – Landwirtschaft inkl. Forst

| Gebiet | Szenario | A 2 | B 1 | B 2 | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
|----------------------|----------|--------------|-------------------|-----|-------|-------|-------|
| | | Diff. zu A 1 | Differenzen zu A2 | | | | |
| Zwischengebiet Nuthe | | 15 | 14 | 15 | 33 | 27 | 82 |
| Gesamtgebiet Havel | | 5 | 33 | 35 | 93 | 75 | 91 |

Als Effizienzkriterium für die Bewirtschaftungsmaßnahmen/-szenarios werden die **Kosten für die Nährstoffentlastung** ausgewiesen (Tab. 9.19 und 9.20). Hierfür wurden die gesellschaftlichen Kosten auf die in SWIM ermittelten potenziellen N- und P-Austragsminderungen bezogen. Je geringer die Entlastungskosten desto effizienter wären die Maßnahmen. Sie

sollten möglichst deutlich unter den auf Dauer kapitalisierten N- und P- Düngerpreisen liegen, d.h. bei 4 % Zinsansatz und Preisen von 0,5 bzw. 1€/kg N, P unter 12,5 €/kg N und 25 €/kg P.

Da Werte zum Nährstoffaustrag der Fokusgebiete nicht ermittelt wurden bzw. teilweise inkonsistent waren, sind nur die Entlastungskosten des Gesamt- und Zwischengebietes ausgewertet.

Insgesamt sind die Entlastungskosten als sehr hoch und damit wenig effizient einzuschätzen. Bedenkt man, dass hier die potenzielle Nährstoffausträge aus der Fläche und nicht Einträge in die Gewässer, die noch deutlich weniger reduziert werden, als Bezug zugrunde liegen, dann verschlechtert sich die Effizienz noch mehr.

Tendenziell nehmen beim Stickstoff die Entlastungskosten mit zunehmender Landnutzungsänderung ab. Anscheinend weisen die Forstmaßnahmen (bes. Waldumbau) wie auch die Landschaftspflege in Verbindung mit hoher Wasserhaltung günstigere Aufwand-Nutzens-Relationen auf als die extensive und spätere Grünlandnutzung mit hoher Wasserhaltung. Bei Phosphor sind die Relationen umgekehrt.

Abschließend sind in Tabelle 9.21 die potenziellen jährlichen Ausgleichszahlungen für das Gesamtgebiet zusammengestellt.

Tab. 9.21: Potenzielle jährliche Ausgleichszahlungen für Havel, gesamt (o. Spree)

| Gebiet | Szenario | B 1 | B | C 2.1 | C 2.2 | C 2.3 |
|-----------------------------|----------|------|------|-------|-------|-------|
| Arbeitskräfteabbau | AKE | -176 | -28 | 614 | 754 | 1.427 |
| Potenzielle Sozialkosten * | Mio. € | -3,5 | -0,6 | 12,3 | 15,1 | 28,5 |
| Ausgleich Erwerbsverluste** | Mio. € | 15,8 | 17,6 | 58,6 | 57,6 | 109,1 |
| dto. ohne Forstmaßnahmen | Mio. € | 15,8 | 17,8 | 32,1 | 31,1 | 47,9 |
| Gesellschaftliche Kosten*** | Mio. € | 16,2 | 18,3 | 60,7 | 61,1 | 96,3 |
| dto. ohne Forstmaßnahmen | Mio. € | 16,2 | 18,3 | 33,2 | 33,6 | 36,1 |

* Annahme: 20.000 €/AKE (Arbeitslosenkosten) ** AK-Einsparung berücksichtigt

*** Erwerbsverluste +/- Transfers (Direktzahlungen, Ausgleichszulage benacht. Gebiet)

Für das Extremszenario C 2.3 wären neben fast 30 Mio. Euro Sozialkosten rund 109 Mio. € Erwerbsverluste auszugleichen. Dies ist in **einem** Jahr annähernd so viel, wie in den letzten 5 Jahren für den brandenburgischen Bereich der Havel für entsprechende Maßnahmen an Fördermitteln verausgabt wurden (vgl. Kap. 5.2). Auch die Szenarios C 2.1 und C 2.2 übersteigen die derzeitigen Ausgaben in diesem Bereich um etwa das 3fache. Die Ausgleichszahlungen für die B-Szenarios belaufen sich etwa auf dem Mittelniveau, das derzeit für Agrarumweltmaßnahmen insgesamt im Havelbereich bereitgestellt wird. Da es sich bei den vorgeschlagenen Maßnahmen um zusätzliche Agrarumweltmaßnahmen handelt, würde ihre Umsetzung etwa eine Verdopplung des jährlichen Mittelplafonds bedeuten.

Fazit

Zusammenfassend und schlussfolgernd sind aus der Analyse der Landnutzungsszenarios in Bezug auf die sozioökonomischen Auswirkungen für die Landwirtschaft folgende Aussagen zu treffen:

- Das Extremszenario C 2.3, in Sonderheit der große Umfang an landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (AL-Umwandlung, GL-Extensivierung/-pflege mit hoher Wasserhaltung), ist vornehmlich wegen seiner gravierenden Auswirkungen auf die Beschäftigungssituation aus sozioökonomischer Sicht abzulehnen. Die Forstmaßnahmen, vornehmlich der Waldumbau, scheinen eine bessere Effizienz aufzuweisen. Allerdings sind die Aussagen und Unterstellungen vergleichsweise unsicher und wenig validiert, so dass Effizienz und Umsetzbarkeit noch detaillierter geprüft werden sollten.
- Die Effizienz der landwirtschaftlichen Maßnahmen, vornehmlich der Grünlandextensivierung mit hoher Wasserhaltung und später Nutzung, ist vergleichsweise gering. Den hohen Kosten bzw. Erwerbsverlusten stehen wahrscheinlich kaum oder nur geringe Minderungen des Stoffaustrages aus Niedermoorgrünland gegenüber. Angesichts des bereits hohen Standes an extensiver Grünlandnutzung sollten diese Maßnahmen nur auf sehr sensible Standorte mit nachweislichen Einträgen begrenzt werden. Die Szenarios C 2.1 und C 2.2 teilweise auch die B-Szenarios übersteigen diesen vertretbaren Umfang.
- Sehr hohe Erwerbsverluste und starker Arbeitskräfteabbau treten vor allem dann auf, wenn die Milchviehhaltung wegen hoher betrieblicher Betroffenheit von den Futterwert- und -ertrag senkenden Maßnahmen abgebaut werden muss.
- Der hohe abgeschätzte Ausgleichsbedarf lässt selbst die Umsetzung der B-Szenarios angesichts begrenzter Haushalte aus sozioökonomischer Sicht als problematisch erscheinen. Umso mehr kommt dem Monitoring zur Feststellung besonders eintragungssensibler und prioritär zu behandelnder bzw. zu fördernder Standort eine wichtige Bedeutung zu.

10 Bewertung der Szenarios für das Haveleinzugsgebiet

Volker Wenzel

10.1 Bewertungsansatz

Für die Bewertung der Alternativen auf der Grundlage integrierter Impaktanalysen werden drei Basiskategorien unterschieden: Einzel-Indikatoren IND_i , aggregierte Index-Variablen IDX_i und die Bewertungskriterien KRI_i selbst. Deren struktureller Zusammenhang ist in Abb.10.1 schematisch dargestellt. Die im Modellverbund für die Impaktanalysen genutzten, erprobten Einzelmodelle MOD_i werden hier in einen anderen Kontext gestellt – den der Bewertung. Er soll zunächst darstellen, welche Modelle zur Realisierung welcher der Bewertungskriterien beitragen können, auf die man sich mit den Stakeholdern (Akteuren) verständigt hat. Dies führt dann zu den dort dargestellten Verbindungen von Modellen mit bestimmten Einzel-Indikatoren, weil ein Modell gewöhnlich mehrere Indikatoren liefert, die auch zu verschiedenen Kriterien beitragen können. Es ist sogar der Idealfall, dass ein Kriterium integrierend im Sinne von Nachhaltigkeit wirksam wird, d.h. ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren gemeinsam repräsentiert. Deshalb sind die Einzel-Indikatoren in Abb.10.1 durch drei verschiedene Farbtöne / Grauwerte unterschieden. Des Weiteren ist angedeutet, dass ein Modell eher die ökologischen, ein anderes aber eher die ökonomischen oder sozialen Aspekte reflektieren kann. Der Übergang von den Indikatoren zu den Index-Variablen erfordert also eine spezifische Aggregation und Integration, die auf der Grundlage notwendiger Systemanalysen zu modellieren ist.

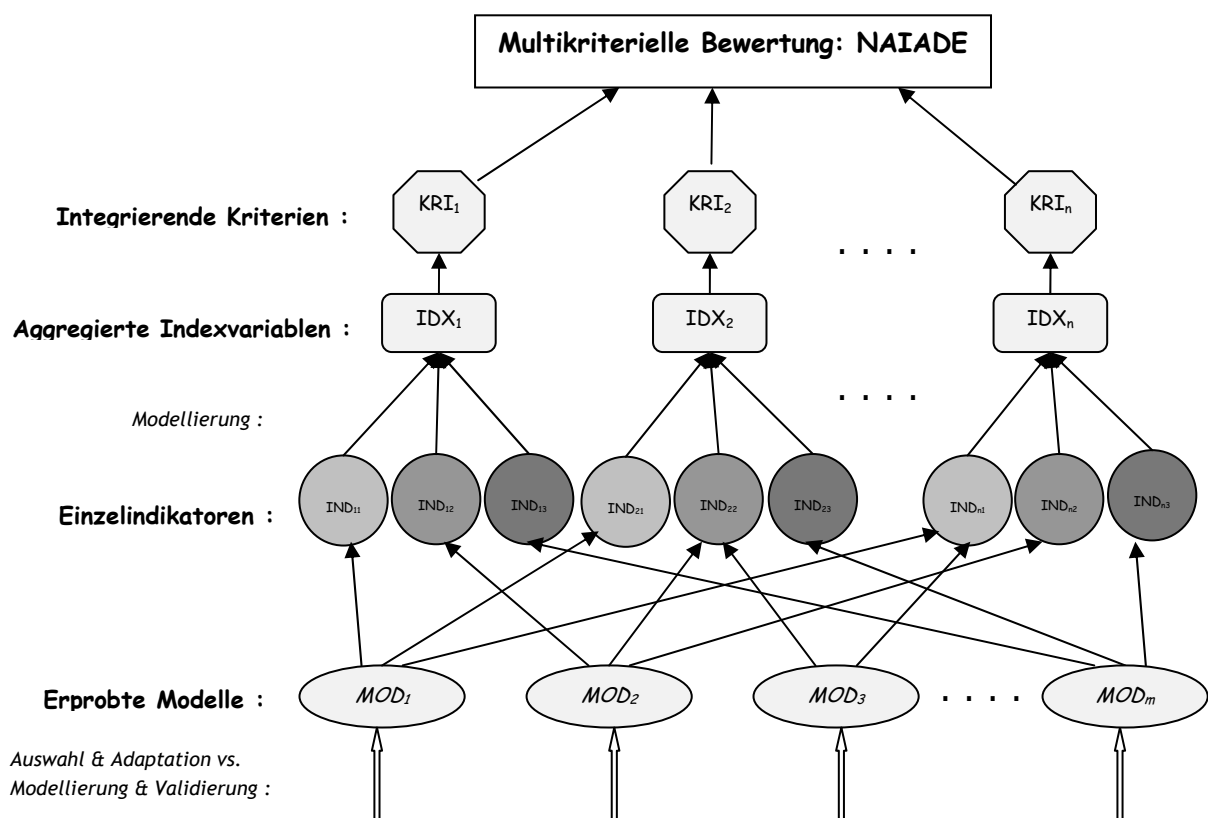


Abb. 10.1: Struktur der Bewertungskategorien

Bei den bisher verfügbaren Bewertungsverfahren gab es ein gravierendes Problem, das für die Unbestimmtheit und mangelnde Interpretierbarkeit der mit ihrer Hilfe erzielten Ergebnisse verantwortlich gemacht werden muss. Die berücksichtigten Einzelindikatoren wurden unabhängig von ihren kausalen Zusammenhängen als isolierte Größen betrachtet. Dieser Mangel an Systemanalyse betrifft vor allem die Aufstellung von Indikatormatrizen für die klassischen Verfahren ELECTRE, PROMETHEE, etc. (FIALA & FABRY 1993), erst recht aber die sog. Hassediagramme in (WEIGERT & STEINBERG 2001), bei denen sich die Indikatoren darüber hinaus nur gleichsinnig ändern dürfen, antagonistische Kriterien wie Ökonomie vs. Ökologie also ausschließen.

Gewöhnlich versucht man wenigstens die Bedeutung der Indikatoren durch Vergabe von abgestuften Gewichtszahlen zu berücksichtigen. Diese Gewichte sind aber in der Regel nichts anderes als Ausdruck subjektiver Meinungen und tragen zur Klärung meist wenig bei. Oft entbrennt gerade dort ein Streit, weil auch Interessen im Spiel sind, die eigentlich Gegenstand einer Konfliktanalyse sein sollten und dort auch geeignete Darstellungsmöglichkeiten vorfinden (siehe Equity-Analysen in Kapitel 10.3). Die zu erarbeitende Entscheidungshilfe vermittelt die vorhandenen Entscheidungsspielräume nur dann vollständig und klar genug, wenn man Optimierung und Konfliktanalyse sowie ihre Ergebnisse strikt voneinander trennt. Das Problem der Gewichtung ist hier zum großen Teil gegenstandslos geworden, weil eine quantitative Modellierung des Systemzusammenhanges von Indikatoren natürlich auch deren Gewicht mit abbildet. Besonders deutlich wird dies dadurch, dass jeder Einzel-Indikator auf unterschiedliche Weise in mehrere Index-Variablen eingehen kann - eine Form von Redundanz, die hier gar nicht unerwünscht ist, sondern gerade zur Lösung des Problems 'Gewichtung' entscheidend beiträgt.

Dies ermöglicht eine wesentlich differenziertere und auch besser verifizierte Bewertung als es durch die Betrachtung isolierter Merkmale mittels Hasse-Diagramm-Technik oder kaum sinnvoll kalibrierbarer Gewichtsparameter im PROMETHEE-Verfahren möglich ist.

Durch die Einführung der beiden Hierarchie-Ebenen für Indikatoren und den Übergang von *IND* nach *IDX* durch Systemanalyse und Modellierung der kausalen Abhängigkeiten zwischen den Einzelindikatoren (siehe Abb.10.1) können diese Probleme besser gelöst werden. Die Definition der Bewertungskriterien *KRI* selbst, die dann schließlich als Zeilen in die NAI-ADE-Impakt-Matrix eingehen werden, erfolgt in der Regel über Schwellenwerte und Normierungen, die den herrschenden Gesetzen bzw. Normen und dem gegenwärtigen Wissensstand über Dosis-Wirkungsbeziehungen Rechnung tragen. Der Wert, der schließlich als Matrixelement verwendet wird, beschreibt den Abstand zum vorgegebenen Schwellenwert nach Implementierung der betreffenden Alternative so, dass vorher zu vereinbarende „optimale“ Werte der 1 und das Erreichen des Schwellenwertes der 0 entsprechen. Das gelingt auf folgende Weise: Im allgemeinen Fall besteht ein Index *I* aus mehreren Komponenten I_k , $k=1\dots n$. Die natürlichen oder bestmöglichen, optimalen Werte oder Zustände für eine Komponente *k* werden mit w_0 bezeichnet und die schlechtesten realisierbaren Werte oder Zustände entsprechen entweder dem Maximum w_1 oder dem Minimum w_2 und spielen die Rolle des obengenannten Schwellenwertes.

Die Normierung auf $[0,1]$, bei der w_0 der 0 und w_1 bzw. w_2 der 1 entspricht, ergibt für den laufenden Wert *w* der Index-Komponente I_k die folgende Berechnungsvorschrift:

$$l_k = (w - w_0)/(w_1 - w_0) \quad \text{oder} \quad l_k = (w - w_0)/(w_2 - w_0) . \quad (10.1)$$

Im letzten Ausdruck sind beide Klammerausdrücke negativ, ihr Quotient deshalb positiv.

Ein weiteres Thema für Systemanalysen ist die Form der Verknüpfung der Einzelkomponenten zum Gesamt-Index I . Falls dazu keine weiteren Detailkenntnisse ermittelt werden können, wird das arithmetische Mittel der Komponenten-Werte empfohlen:

$$s = \sum_{k=1 \dots n} l_k \quad k = 1 \dots n \quad I = S/n . \quad (10.2)$$

Folgende Index-Variablen wurden im vorliegenden Projekt als Grundlage für die Bewertung der Alternativen konzipiert:

- **Trophie-Index T**
Berücksichtigt wurden Gesamt-Phosphor **TP** und Gesamt-Stickstoff **TN** gemäß dem Leistungsspektrum der verfügbaren Modelle.
- **Struktur-Güte-Index M**
Gewässermorphologische Parameter wie Sohlgefälle, und -breite, Böschungsneigung, Tiefe, Wasserspiegelbreite und Windungsgrad aber auch Durchgängigkeit, Struktur und Bewuchs der Uferlinie etc.,
- **Wasser-Bilanz-Index B (B_1 - Hammerfließ, B_2 - Untere Havel)**
Pegel- und Grundwasser-Stände, Grundwasser-Flurabstände (**GWFA**),
- **Subsistenz-Index S**
Erwerbsverluste als Maß für Subsistenzbedingungen landwirtschaftlicher Betriebe,
- **Arbeitskräfte-Index AK**
Bilanz über Arbeitskräftebedarf,
- **Kosten-Index K**
Finanzbedarf für bessere Klärtechnologie und Anschlußgrad.

Als Beispiel stellen wir den Trophie-Index T vor (WENZEL 2005). Das Modell TraM berechnet für den Lauf der Havel zwischen Potsdam und der Stadt Brandenburg die Gesamt-Phosphor-Konzentration **TP** und die Gesamt-Stickstoff-Konzentration **TN** gemessen in mg/l (siehe Kap.9).

Die folgende Bewertungstabelle mit Zuordnung englisch-sprachiger Attribute für die berechneten Konzentrationen ist ein wichtiges Ergebnis des Projektes:

| <i>mg / l</i> | <i>high</i> | <i>good</i> | <i>moderate</i> | <i>poor</i> | <i>bad</i> |
|---------------|-------------|---------------|-----------------|---------------|------------|
| TP | 0. – 0.097 | 0.097 – 0.172 | 0.172 – 0.3025 | 0.305 – 0.538 | 0.538 – 1. |
| TN | 0. – 1.40 | 1.40 – 2.49 | 2.49 – 4.42 | 4.24 – 7.79 | 7.79 – 10. |

Die Wertebereiche dieser Tabelle werden jeweils auf das Intervall $[0,1]$ transformiert, so dass die P-Konzentration 1. bzw. N-Konzentration 10. den Indexwerten $TP = 0.$ und $TN = 0.$ entsprechen, während die Konzentration 0. in beiden Fällen $TP = 1.$ bzw. $TN = 1.$ ergibt.

Nach Anwendung dieser Transformation sowie Aggregation über alle Meßstellen und die Zeit (Jahre 2003 – 2015) erhält man für die durch das Modell TraM berechneten Konzentrationen der unterschiedlichen Szenarios die folgenden Werte.

| Szenario | TP | TN |
|-----------------|-----------|-----------|
| A 1 | 0.5375 | 0.6821 |
| A 2 | 0.5377 | 0.6848 |
| B 1 | 0.5399 | 0.6863 |
| B 2 | 0.5396 | 0.6873 |
| C 1 | 0.5492 | 0.6848 |
| C 22 | 0.5506 | 0.6954 |
| C 23 | 0.5545 | 0.7099 |
| C 31 | 0.5380 | 0.6848 |
| C 32 | 0.5386 | 0.6948 |
| D | 0.5659 | 0.7099 |

Diese Werte können anschließend in die Impact-Matrix eingetragen werden.

10.2 Multikriterielle Analyse alternativer Managementstrategien

Die endgültige Auswertung der Ergebnisse von Integrierten Impact-Analysen erfolgt durch Multikriterielle Analysen (MKA), für die nun alle Voraussetzungen erarbeitet wurden. Ziel dieser Analysen ist es, die unterschiedlichen Alternativen Handlungsstrategien bzw. deren Auswirkungen (Impakts) auf die Dynamik im Untersuchungsgebiet miteinander zu vergleichen und die vorteilhaftesten unter ihnen als Entscheidungsempfehlungen zu identifizieren. Die komprimierteste Form für eine Darstellung dieser Auswirkungen erhält man, wenn man alle Alternativen nach den vereinbarten Kriterien bewertet. Dazu können nun die berechneten Werte für die Index-Variablen genutzt werden, die den Kriterien entsprechen. Man kann diese Werte in einer sog. Impact-Matrix zusammenstellen, deren Zeilen durch die Alternativen gebildet werden und die Spalten durch die Kriterien (Abb. 10.2). Dabei ist zu beachten, dass die C-Szenarios hier um C4 erweitert wurden, um den Strukturgüte-Index M adäquat reflektieren zu können. Die Matrizen bilden die Eingangsinformation für das Softwaresystem NAIAD (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments) (MUNDA 1995; MENEGOLO & PEREIRA 1996), das eine computergestützte Verarbeitung gestattet.

Eine systematische Auswertung sollte der Tatsache Rechnung tragen, dass die im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) relevanten Bewertungsgrößen die Gewässerqualität betreffen. In unserem Kontext wird sie repräsentiert durch die Nährstoffkonzentrationen *TP* und *TN*. Diese werden durch die unterschiedlichen Handlungsoptionen der zu vergleichenden Strategien beeinflusst, von deren Intensität auch die übrigen Kriterien unterschiedlich stark abhängig sind. Eine besonders transparente Darstellung der Ergebnisse erhält man also, wenn man eine Kaskade von Impaktmatrizen studiert, die mit *TP* und *TN* beginnt und sukzessive weitere Kriterien hinzufügt, deren spezifische Wirkung dann an den schrittweisen Veränderungen der Ergebnisstrukturen abgelesen werden kann (Abb. 10.2).

| Criteria \ Alternatives | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C21 | C22 | C23 | C31 | C32 | C4 | D |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| TP | 0.537500 | 0.537700 | 0.539900 | 0.539600 | 0.549200 | 0.539600 | 0.550600 | 0.554500 | 0.538100 | 0.538600 | 0.539600 | 0.565900 |
| TN | 0.682100 | 0.684800 | 0.686300 | 0.687300 | 0.684800 | 0.687300 | 0.695400 | 0.709900 | 0.684800 | 0.684600 | 0.687300 | 0.709900 |

Abb. 10.2: Impakt-Matrix für (*TP*, *TN*)

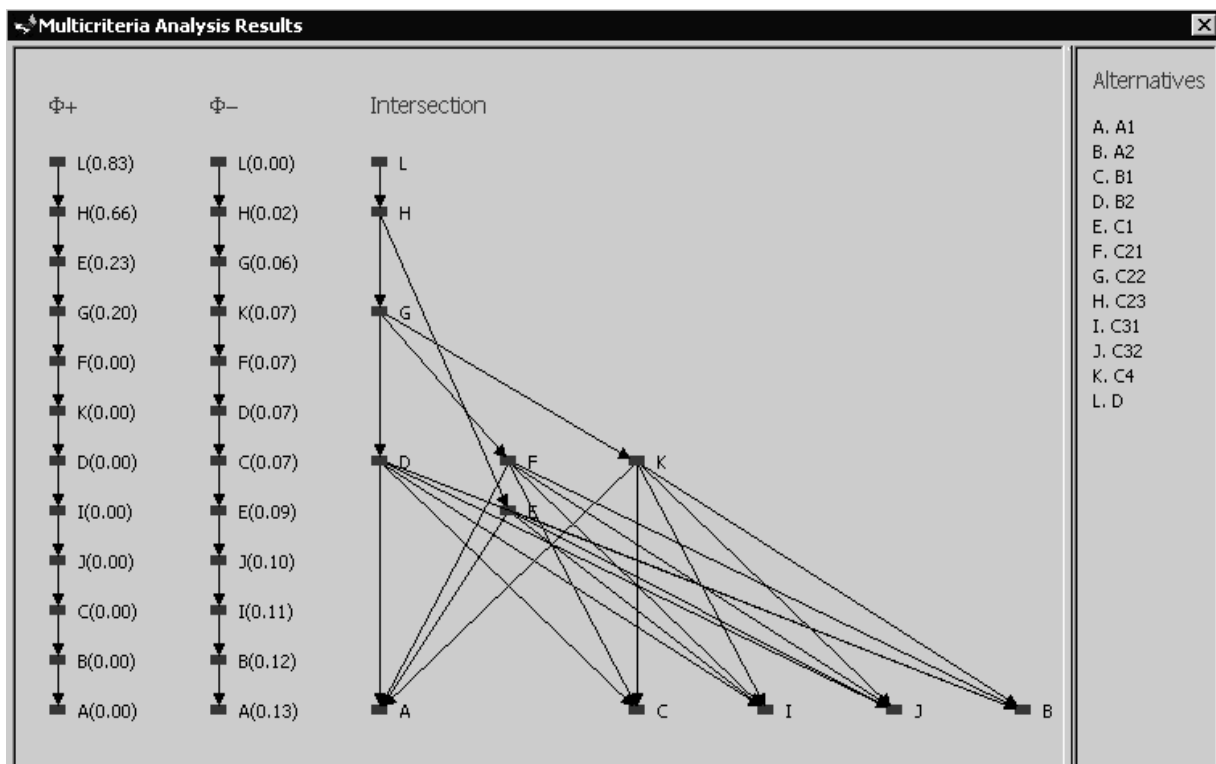


Abb. 10.3: Rangfolgen der Alternativen für (*TP*, *TN*)

NAIADE leitet daraus zwei Rangfolgen ab (Abb. 10.3): Φ^+ entspricht einer Optimierung zur Identifikation der besten Alternative, Φ^- entspricht einer Pessimierung zur Identifikation der am wenigsten schlechten bzw. schädlichen Alternative, ein Ergebnis das sich zur Katastrophenprävention eignet. Die beiden Rangfolgen müssen natürlich nicht übereinstimmen, weil sie anderenfalls redundant wären. Davon ist gerade dieses Beispiel besonders weit entfernt. Deshalb liefert der sogenannte *Intersection Rank*, der eine Überlagerung der beiden Rangfolgen darstellt, keine lineare Ordnung mehr. Das Ergebnis liefert die erwartete Sequenz

D-C-B-A. Daneben sind die Unterschiede – nach Konstruktion insbesondere die zwischen diversen C-Szenarios - so gering, daß es hier nur geringe Chancen gibt, weitere Relationen abzulesen und zu interpretieren.

10.3 Einbeziehung von Akteuren

Um die Ergebnisse der zweiten Akteursbefragung auszuwerten, wird eine weitere Funktion des Softwaresystems NIADE genutzt, die Equity-Analyse (EQA). Insbesondere müssen die individuellen Prioritätensetzungen der Akteure (Stakeholder) für die zu vergleichenden alternativen Handlungsstrategien ausgewertet werden, um Konfliktpotentiale bzw. Koalitionsmöglichkeiten auszuloten und die Suche nach Kompromissen zu unterstützen.

Die Befragung ergab u.a. eine verbale Bonitur der einzelnen Alternativen durch die Stakeholder, die in die intrinsische fuzzy-linguistische Bewertungsskala von NIADE übersetzt wurde. Die als Matrix-Elemente für die Stakeholder-Bewertungen zu nutzenden linguistischen Variablen – *Perfect, Very Good, Good, More or Less Good, Moderate, More or Less Bad, Bad, Very Bad, Extremely Bad* – sind durch Fuzzy-Mengen über dem Intervall $[0,1]$ definiert (MUNDA, 1995, WENZEL 2001a). Die Übersetzung der Akteursbewertungen für das *Gesamtgebiet Havel* in diese Skala ergibt die folgende Equity-Matrix (Abb.10.4).

| Groups \ Alternatives | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C21 | C22 | C23 | C31 | C32 | C4 | D |
|-----------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|
| Landwirte | More or Less Bad | More or Less Bad | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | More or Less |
| Wasserwirte | Bad | Bad | Moderate | Moderate | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | Bad |
| Naturschützer | Bad | Bad | Moderate | Moderate | More or Less G... | Good | Good | Good | Good | Good | Good | Good |
| Forstwirte | More or Less Bad | More or Less Bad | More or Less Bad | More or Less Bad | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | More or Less G... | Moderat |
| Angler | Moderate | Moderate | Good | Good | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | More or Less |
| Kommunen | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | Moderate | More or Less |

Abb. 10.4: Equity-Matrix für *Gesamtgebiet Havel*

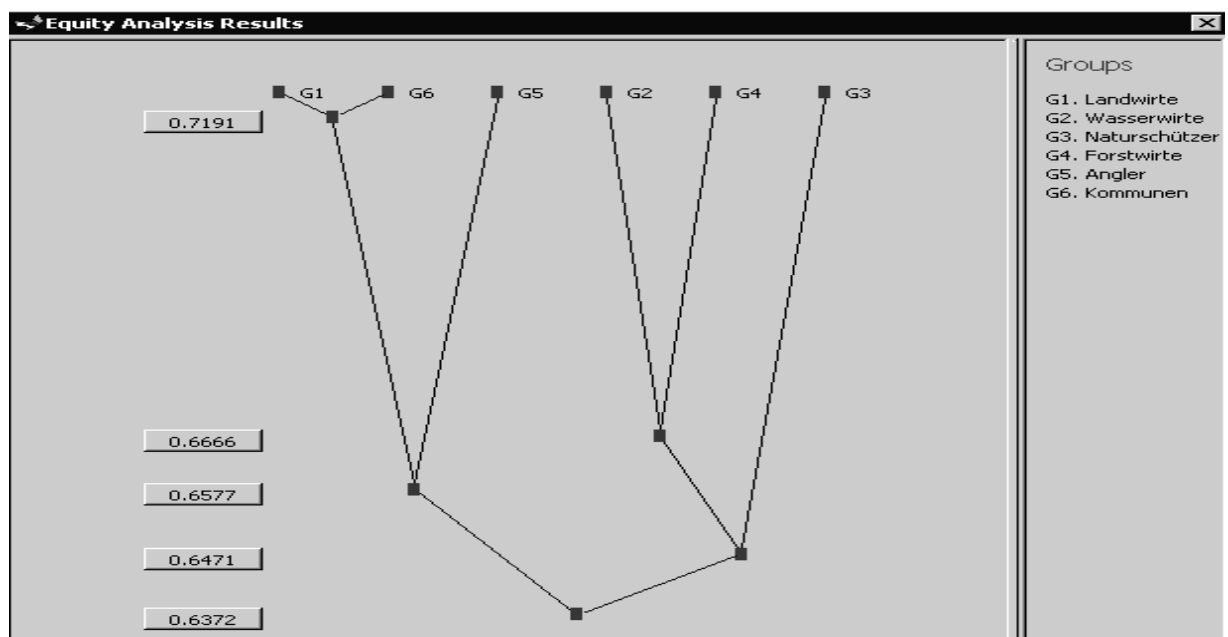


Abb. 10.5: Koalitionsdendrogramm für *Gesamtgebiet Havel*

Diese Matrix verarbeitet NAIADe zu einem interpretierbaren Koalitionsdendrogramm, dessen Verzweigungspunkte skaliert sind (Abb. 10.5). Es ergibt sich eine offensichtliche Teilung in zwei Gruppen – eine naturnahe mit Wasserwirten, Forstwirten und Naturschutz und eine mit Gewicht auf kommerzieller Nutzung: Landwirte, Kommunen, Fischer / Angler. Besonders nahe sind sich Landwirte und Kommunen, die am ehesten eine gemeinsame Bewertung finden können. Die nächsten Kandidaten dafür sind Wasser- und Forstwirte, während die Naturschützer sich erwartungsgemäß am deutlichsten von den Kommerziellen abgrenzen.

Die Koalitionsdendrogramme bilden die Grundlage für weitere Interpretationen und Auswertungen. Die skalierten Verzweigungspunkte markieren den Beginn von Divergenz. Im vorliegenden Falle herrschen schon ca. 64 % Übereinstimmung, während für den Rest (schrittweise) Kompromisse gefunden werden müssen. Dies wird erleichtert durch die abgebildete Struktur und durch die Möglichkeit zur iterativen Anwendung der Equity-Analyse. Es kann nun folgender Algorithmus ablaufen:

- Zunächst wird nach Koalitionen gesucht, in denen sich die Interessengruppen nur noch wenig unterscheiden (für *Gesamtgebiet Havel* sind dies z.B. Landwirte und Kommunen). Diese werden in Klausur gebeten, um die nur geringen Unterschiede durch einen Verhandlungskompromiss in Form einer gemeinsamen Bewertung zu überbrücken.
- Diese gemeinsame Bewertung bildet jetzt eine Zeile der Matrix anstelle von zwei oder mehreren anderen Zeilen, die nun nicht mehr benötigt werden und entfallen.
- Anschließend führen wir für die neue Matrix geringerer Dimension wieder eine computer-gestützte Equity-Analyse durch und erhalten ein neues Dendrogramm.

Diese drei Schritte werden iterativ (für die Koalitionen, die Koalitionen von Koalitionen usw.) so lange wiederholt, bis die Matrix schließlich nur noch aus einer Zeile besteht. Sie entspricht einem Kompromiss, der ebenfalls eine Rangfolge für die Alternativen definiert.

10.4 Vergleich und Verallgemeinerung der Ergebnisse

Die erarbeitete Kaskade Multikriterieller Analysen soll durch drei aussagekräftige Beispiele repräsentiert werden. Im ersten beschränken wir uns auf die ökologisch orientierten Bewertungskriterien der Gewässergüte, der Wasserbilanzen und der Strukturgüte.

| Criteria \ Alternatives | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C21 | C22 | C23 | C31 | C32 | C4 | D |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| TP | 0.537500 | 0.537700 | 0.539900 | 0.539600 | 0.549200 | 0.539600 | 0.550600 | 0.554500 | 0.538100 | 0.538600 | 0.539600 | 0.565900 |
| TN | 0.682100 | 0.684800 | 0.686300 | 0.687300 | 0.684800 | 0.687300 | 0.695400 | 0.709900 | 0.684800 | 0.684600 | 0.687300 | 0.709900 |
| Wasser-Bilanz1 | 0.300000 | 0.300000 | 0.287000 | 0.287000 | 0.287000 | 0.322000 | 0.322000 | 0.364000 | 0.364000 | 0.364000 | 0.287000 | 0.421000 |
| Wasser-Bilanz2 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.411000 | 0.411000 | 0.290200 | 0.295000 | 0.295000 | 0.426000 | 0.411000 |
| Strukturgüte | 0.308000 | 0.308000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.705000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.705000 | 0.705000 |

Abb. 10.6: Impact-Matrix für (TP, TN, M, B₁, B₂)

Für diese 5 Kriterien und alle 12 Alternativen erhalten wir eine Impakt-Matrix der Dimension 5x12, die in Abb. 10.6 dargestellt ist. Die Rangfolgen Φ^+ für Optimierung und Φ^- für Pessimierung sind wieder zusammen mit ihrem *Intersection Rank* in Abb. 10.7 dargestellt.

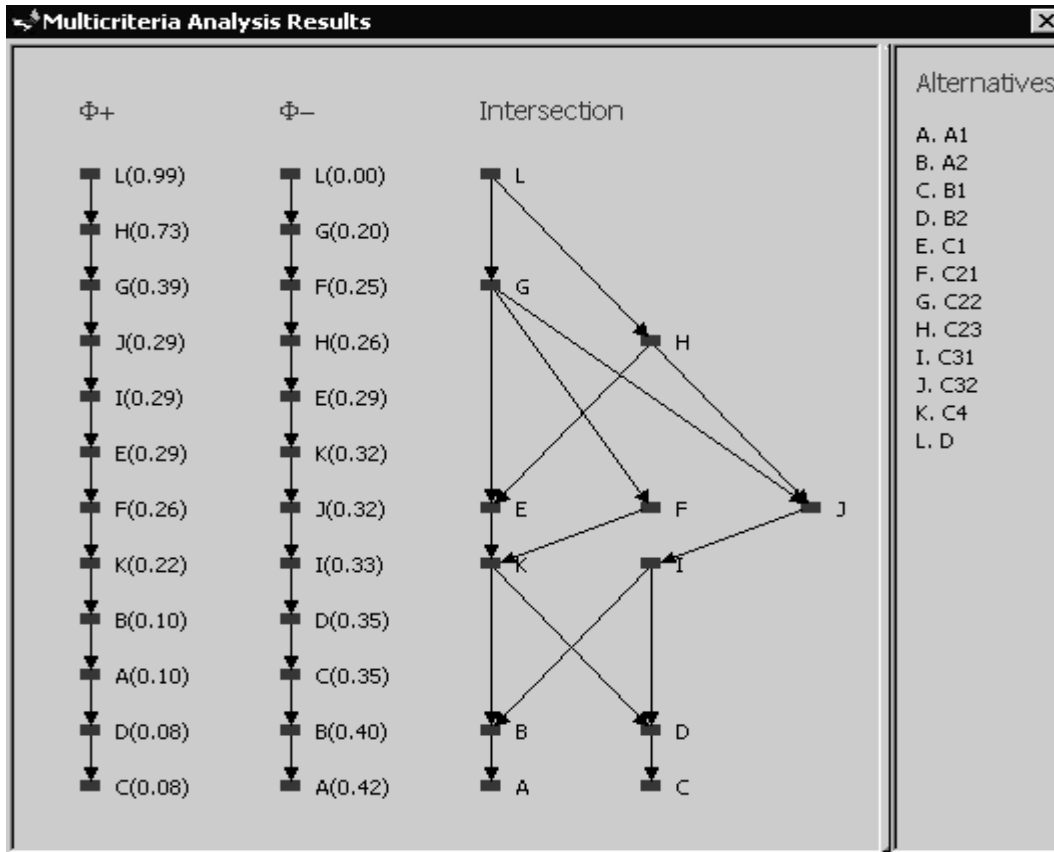


Abb. 10.7: Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, M, B₁, B₂)

Die alleinige und deutliche Dominanz des D-Szenarios entspricht unseren Erwartungen und es ergeben sich klare Verhältnisse D-C-B-A. Außerdem zeigt sich hier, wie das gegenseitige Verhältnis der unterschiedlichen C-Szenarios noch ohne Berücksichtigung sozioökonomischer Kriterien bewertet wird, nämlich als relative Dominanz der C2-Varianten.

In der zweiten Analyse berücksichtigen wir umgekehrt neben TP und TN ausschließlich die sozioökonomischen Kriterien AK, S und K (Abb. 10.8).

| Criteria \ Alternatives | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C21 | C22 | C23 | C31 | C32 | C4 | D |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| TP | 0.537500 | 0.537700 | 0.539900 | 0.539600 | 0.549200 | 0.539600 | 0.550600 | 0.554500 | 0.538000 | 0.538600 | 0.539600 | 0.565900 |
| TN | 0.682100 | 0.684800 | 0.686300 | 0.687300 | 0.684800 | 0.687300 | 0.695400 | 0.709900 | 0.684800 | 0.684600 | 0.687300 | 0.709900 |
| Klärinvestitionen | 0.500000 | 0.500000 | 0.416310 | 0.416310 | 0.348440 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.348440 |
| Erwerbsverlust | 0.500000 | 0.480000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.449000 | 0.453000 | 0.411000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.411000 |
| Arbeitskräftebilanz | 0.500000 | 0.486000 | 0.495000 | 0.493000 | 0.493000 | 0.487000 | 0.492500 | 0.421500 | 0.493000 | 0.493000 | 0.493000 | 0.421500 |

Abb. 10.8: Impakt-Matrix für (TP, TN, AK, S, K)

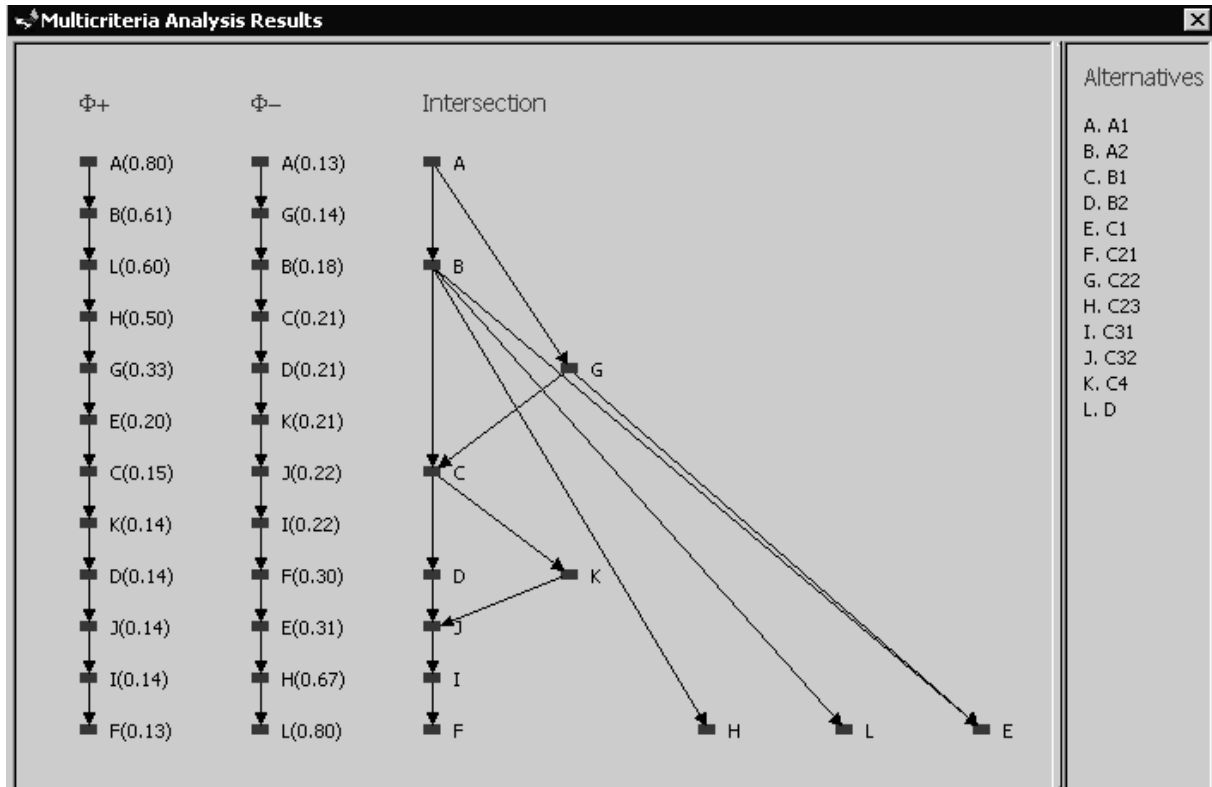


Abb. 10.9: Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, AK, S, K)

Die sozioökonomischen Kriterien wirken in geradezu schulmäßiger Weise gegenläufig zu den ökologisch orientierten Bewertungen. Es ergibt sich also im wesentlichen die Sequenz A-B-C-D. Eine differenziertere Rolle spielen nur C 22 und C 4, während C 1, C 21 und C 23 quasi mit D zusammen „ausgemustert“ werden (Abb. 10.9).

Die dritte Impact-Matrix in Abb. 10.10 berücksichtigt alle definierten Kriterien, also sowohl die umweltrelevanten als auch die sozioökonomischen. Abb. 10.11 zeigt die durch NAIADE daraus generierten Rangfolgen.

| Criteria \ Alternatives | A1 | A2 | B1 | B2 | C1 | C21 | C22 | C23 | C31 | C32 | C4 | D |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| TP | 0.537500 | 0.537700 | 0.539900 | 0.539600 | 0.549200 | 0.539600 | 0.550600 | 0.554500 | 0.538000 | 0.538600 | 0.539600 | 0.565900 |
| TN | 0.682100 | 0.684800 | 0.686300 | 0.687300 | 0.684800 | 0.687300 | 0.695400 | 0.709900 | 0.684800 | 0.684600 | 0.687300 | 0.709900 |
| Wasser-Bilanz1 | 0.300000 | 0.300000 | 0.287000 | 0.287000 | 0.287000 | 0.322000 | 0.322000 | 0.364000 | 0.364000 | 0.364000 | 0.287000 | 0.421000 |
| Wasser-Bilanz2 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.426000 | 0.411000 | 0.411000 | 0.290200 | 0.295000 | 0.295000 | 0.426000 | 0.411000 |
| Klärinvestitionen | 0.500000 | 0.500000 | 0.416310 | 0.416310 | 0.348440 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.416310 | 0.348440 |
| Strukturgröße | 0.308000 | 0.308000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.705000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.448000 | 0.705000 | 0.705000 |
| Erwerbsverlust | 0.500000 | 0.480000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.449000 | 0.453000 | 0.411000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.458000 | 0.411000 |
| Arbeitskräftebilanz | 0.500000 | 0.486000 | 0.495000 | 0.493000 | 0.493000 | 0.487000 | 0.492500 | 0.421500 | 0.493000 | 0.493000 | 0.493000 | 0.421500 |

Abb. 10.10: Impact-Matrix für (TP, TN, S, AK, B₁, B₂, M, K)

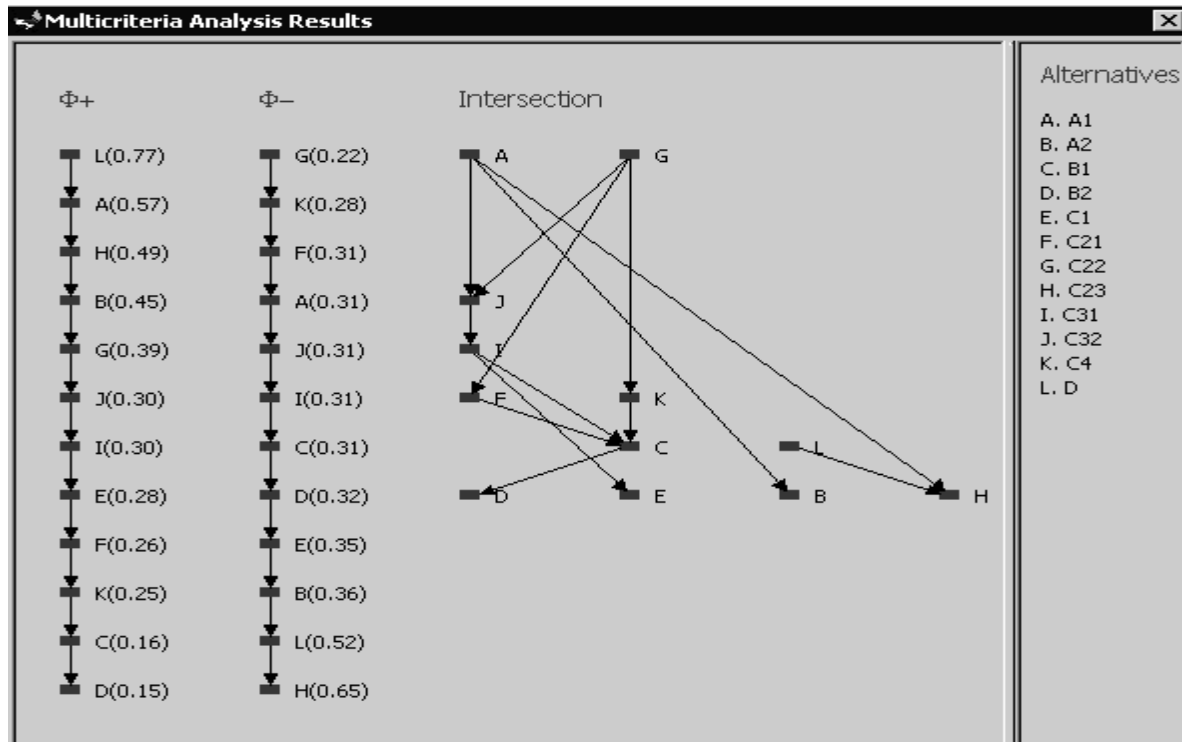


Abb. 10.11: Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, S, AK, B₁, B₂, M, K)

Die Multikriterielle Analyse hat den Antagonismus zwischen Ökonomie und Ökologie abgebildet und die klaren Ränge sowohl der Abb. 10.7 als auch der Abb. 10.9 nachhaltig verändert. Nun ist neben C 22 und D sogar A 1 auch insgesamt wieder interessant. Hingegen können A 2, B 2, C 1 und C 23 kaum noch empfohlen werden. Der Vergleich mit Abb. 10.7 verdeutlicht besonders, dass durch Hinzuziehen der sozioökonomischen Kriterien die C2-Varianten sehr differenziert bewertet werden, und dass A 1 (business as usual) deshalb vorgezogen werden muß, weil die ökologisch relevanten Maßnahmen entweder nicht wirkungsvoll genug sind oder zu viel kosten.

10.5 Entscheidungshilfe und Unsicherheiten

Durch die Fokussierung der Integrationsschritte auf die Multikriterielle Analyse (MKA) einerseits und die Equity-Analyse (EQA) andererseits – beide computergestützt durch das Softwaresystem NAIAD (Lizenz vom JRC-EC in Ispra, Italien) – werden im Ergebnis zwei in der Regel unterschiedliche Rangfolgen für die zu vergleichenden Alternativen Handlungsstrategien erarbeitet.

Die *optimale Rangfolge* ist eine Lösung, die auf objektiven Informationen beruht und mit disziplinären und interdisziplinären wissenschaftlichen Methoden erzielt wird.

Die *Kompromiss-Rangfolge* repräsentiert eine Lösung, die auf subjektiven Informationen (Interessen und Vorlieben) beruht und mit transdisziplinären Methoden abgeleitet wird.

Beide zusammen bilden die Quintessenz des gegenwärtigen Systemwissens, das zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen eingesetzt werden kann. Ihr singulärer, handlicher Charakter ist deshalb erwünscht und beabsichtigt. Er soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die ganze Komplexität des studierten Systems auf dem Wege der Ableitung

dieser Rangfolgen transparent gemacht wurde, dass eine konsistente Wissensbasis erarbeitet wurde, dass bei Bedarf auf weitere Details innerhalb dieses geordneten Ablaufes jederzeit wieder zurückgegriffen, und dass der ganze Prozess unter modifizierten Bedingungen wiederholt werden kann. Als Limitierung erscheint somit weniger die Methode selbst als die zu ihrer Anwendung notwendigen Ressourcen.

Die vorgestellten Analysen studieren Relationen und Trends, die sich bei ungenauen Zahlenwerten in der Regel nicht gleich umkehren. Deshalb ist die unvermeidbare Unschärfe beim Studium so komplexer Systeme wie die integrierende Betrachtung der dynamischen Prozesse in einem Flußeinzugsgebiet weniger signifikant und damit auch weniger relevant als bei der Interpretation der absoluten Zahlenwerte für bestimmte Zustandsgrößen selbst.

Darüber hinaus führt der hierarchische Aufbau des Lösungsalgorithmus und die experimentelle, szenariogestützte Vorgehensweise zu einer Wissenskumulation und damit zum permanenten Abbau von Unsicherheiten. Auch Zweifel bezüglich ganz konkreter Details können bei dieser Vorgehensweise gezielt beleuchtet und sukzessive beseitigt werden.

11 Das Entscheidungsunterstützungssystem „Havel-DSS“

Werner Lahmer

11.1 Rahmenbedingungen

Für die flussgebietsbezogene Bewirtschaftung von Wasserressourcen bietet sich u.a. der Einsatz von Werkzeugen, die in die Kategorie „Decision Support Systeme (DSS)“ fallen, an. Ein DSS erlaubt die Darstellung des Ist-Zustandes eines Flusseinzugsgebietes und die Beschreibung alternativer Entwicklungsmöglichkeiten unter verschiedenen Rahmenbedingungen. Das Ziel besteht dabei darin, die Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen darzustellen und nachvollziehbar sowie Unterschiede zwischen möglichen Handlungsoptionen transparent zu machen (LAHMER & BRONSTERT 2003). Die Bearbeitung der zu lösenden Probleme erfordert eine enge Zusammenarbeit verschiedenster Experten auf den Gebieten der Hydrologie, Ökologie, Sozioökonomie und behördlichen Praxis, um die naturräumlichen Bedingungen des Flussgebietes abzubilden, Qualitätsziele festzulegen, Managementoptionen unter Berücksichtigung sozioökonomischer Rahmenbedingungen abzuleiten und umsetzungsrelevante Bewertungen durchzuführen.

Das Havelprojekt hatte das Bestreben, die gewonnenen Erkenntnisse in einer konsistenten und praxisrelevanten Form verfügbar zu machen. Dabei stellte sich die Frage, wie Ergebnisse aus unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen zusammengeführt und für eine breite Zielgruppe nutzbar gemacht werden können. Grundsätzlich ist ein DSS ein dazu geeignetes Werkzeug, da es einen schnellen Zugriff auf alle wichtigen Informationen zur Beurteilung verschiedener Handlungsoptionen bereitstellen kann. Die in einem solchen System verfügbaren Informationen stellen eine wichtige Grundlage dafür dar, die Entscheidungsfindung zu unterstützen sowie Handlungsoptionen in konkrete Handlungen umzusetzen. Einfach ausgedrückt dient es dazu, Entscheider bei der Auswahl „guter“ Lösungen bei „schwierigen“ Problemen zu unterstützen, um auf diese Weise den ausführenden Behörden zu helfen, eine WRRL-konforme Bewirtschaftungsplanung zu formulieren und geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität abzuleiten.

Ein DSS kann grundsätzlich definiert und konzipiert werden als ein

- *Informationswerkzeug*: Information von Entscheidungsträgern, Behörden und der breiteren Öffentlichkeit durch Bereitstellung von Informationen zu Daten, eingesetzten Modellen, Ergebnissen dieser Modelle, alternativen Managementoptionen, Empfehlungen usw.,
- *Lernwerkzeug*: Bildung und Erkenntnisgewinn durch Vermittlung der erzielten Ergebnisse und Erläuterung alternativer Managementmaßnahmen,
- *Kommunikationswerkzeug*: Kommunikation zwischen Wissenschaftlern, Entscheidungsträgern, Betroffenen und Öffentlichkeit,
- *Managementwerkzeug*: Unterstützung beim Management des untersuchten Objektes.

Ein DSS vereinigt und ordnet das verfügbare Wissen über ein komplexes System und erfüllt deshalb die Funktion einer dynamischen Bibliothek. Es sollte auf eine Nutzeranfrage in einer

Weise reagieren, die intuitiv verstanden wird. Mit Hilfe eines DSS lassen sich aber auch die Zusammenhänge zwischen Prozessen sowie natürlichen und antropogenen Funktionen erkunden, die ein komplexes System charakterisieren. Ein DSS kann somit auch für *Lernzwecke* und das Kennenlernen einer komplexen Problemlage eingesetzt werden. Schließlich kann ein DSS die *Kommunikation* zwischen Wissenschaft, politisch Verantwortlichen und Entscheidungsträgern in der Planungsphase fördern, indem die unterschiedlichen Systemzusammenhänge verdeutlicht werden. Dies ist besonders für partizipative Abläufe nützlich. Die *Managementfunktion* eines DSS ist für diejenigen Nutzer wichtig, die grundlegende Entscheidungen zu treffen und diese in realisierbare Maßnahmen umzusetzen haben. Aus dem Katalog vorgeschlagener Maßnahmen können sie jene herauszusuchen, die am besten mit den Zielen übereinstimmen und gleichzeitig den finanziellen Möglichkeiten gerecht werden. Die Stärke eines DSS liegt dabei darin, den Raum möglicher Entscheidungen erkunden und nach Entwicklungsalternativen suchen zu können. In der Regel wird ein DSS aber nicht alle der genannten Aufgaben gleichzeitig und gleich gut erfüllen können.

Teil der Anwenderfreundlichkeit eines DSS ist die Geschwindigkeit, mit der es Ergebnisse produziert, die für den Endnutzer unmittelbar relevant sind. Ein DSS, das für die Beantwortung einer Nutzeranfrage erhebliche Zeit benötigt, ist kein praktisches Werkzeug für die Entscheidungsfindung. Es würde insbesondere seine Fähigkeit als Kommunikationswerkzeug verlieren. Traditionelle wissenschaftliche Modelle sind – wenn überhaupt – erst nach erheblichen Anpassungen für Entscheidungs- oder Planungszwecke auf politischer Ebene brauchbar. Daneben steigen mit zunehmender Systemkomplexität die Anforderungen an die EDV-Infrastruktur beim Endnutzer und an die zur Bedienung nötigen Kenntnisse, weshalb im ungünstigsten Fall nur Spezialisten das DSS bedienen können. Angesichts der umfangreichen Probleme bei der Kopplung hochdynamischer Simulationsmodelle und ihrer Integration in ein komplexes DSS stellte sich deshalb die grundlegende Frage, ob es nicht auch mit einfacheren Lösungen möglich ist, Planern und Entscheidungsträgern ein Werkzeug an die Hand zu geben, das kostengünstig und einfach bedienbar ist und dabei den gewünschten Anforderungen der anvisierten Zielgruppe gerecht wird.

11.2 Spezifische Anforderungen an die Gestaltung eines „DSS-Havel“ und deren Umsetzung

Ziel war es, ein Werkzeug zu entwickeln, dessen interaktive Möglichkeiten weit über die eines traditionellen Projektberichtes hinausgehen und das den Entscheidungsträgern und Betroffenen im Havelgebiet in Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL neben umfangreichen Informationen auch Leitlinien für eine fundierte und zielgerichtete Entscheidungsfindung liefert. Nicht zuletzt um die Akzeptanz der vorgeschlagenen Maßnahmen zu steigern und die Transparenz des Entscheidungsprozesses zu erhöhen, bestehen wesentliche Aufgaben dieses Werkzeuges darin, entscheidungsrelevante Informationen bereitzustellen und „Was-wäre-wenn“-Fragen zu beantworten. Basierend auf diesen Zielvorstellungen wurden die Ziele bei der Entwicklung des Systems wie folgt definiert:

- Integration aller im Verbundvorhaben erarbeiteten Ergebnisse (u.a. die dynamischer Simulationsmodelle zur Beschreibung von Wassermenge/-güte und Abflussdynamik),
- Abbildung des Ist-Zustandes der Havel als Basis für die Bewertung alternativer Managementoptionen,
- Vergleich der aus der Analyse des Ist-Zustandes resultierenden Ergebnisse mit den Zielvorgaben (Soll-Zustand entspr. Leitbildern und Vorgaben),
- Visualisierung und Analyse der Ergebnisse des Szenariokatalogs,,
- Beurteilung der Auswirkungen konkreter Managementmaßnahmen im Einzugsgebiet (z. B. Landnutzungs- und Bewirtschaftungsänderungen) und im Flusslauf (z. B. wasserbauliche Eingriffe, Sedimentproblematik) auf den Wasser- und Stoffhaushalt unter Berücksichtigung der Anforderungen verschiedener Wassernutzer und wasserwirtschaftlicher Entwicklungsziele (multikriterielle Bewertung, Ranking, Equity-Analysen),
- Identifizierung von Maßnahmen mit dem besten Kosten-Nutzen-Verhältnis,
- Erarbeitung von Grundlagen für die vollziehende Praxis und die Entscheidungsfindung auf politischer Ebene,
- Bereitstellung eines Kataloges technischer und anderer Managementoptionen zur Verbesserung der Wasserqualität samt der dabei anfallenden Kosten,
- Unterstützung der Formulierung von Maßnahmen in Flussgebietsplänen.

Zielgruppe des entwickelten DSS sind die Akteure der Wasserwirtschaft in Planung und Verwaltung (Behörden) sowie Experten in all jenen Fachgebieten, die mit der Wasserwirtschaft in Zusammenhang stehen (wie z.B. Natur-, Boden- und Umweltschutz, Stadtplanung).

Das DSS-Havel verzichtet auf die Kopplung hochdynamischer Simulationsmodelle auf Softwareebene und nutzt die Vorteile nicht-integrierter Ansätze, die u. a. in einer hohen Flexibilität und in der Erweiterbarkeit durch den Endnutzer liegen. Das DSS-Havel stellt einen Software-Rahmen dar, der geeignete Funktionalitäten für die Bearbeitung managementrelevanter Aufgaben zur Verfügung stellt. Dabei erlaubt die Integration „echter“ Daten (z.B. GIS-Daten, Tabellen, Zeitreihendaten etc.) eigene Auswertungen und Analysen, geänderte Darstellungen und sogar Modellierungen. Durch die Integration eines Systems zur Multikriteriellen Analyse (MKA) sind durch den Endnutzer auch eigene Schwerpunktsetzungen und Sensitivitätsstudien bei der Entscheidungsfindung möglich. Ein weiteres Grundprinzip bei der Entwicklung eines praxisnah arbeitenden DSS ist die Integration schneller Algorithmen und Analysemethoden, eine effektive Verknüpfung aller Komponenten sowie die Lauffähigkeit auf einem Standardrechner und unter einem weit verbreiteten Betriebssystem. Nur dies stellt sicher, dass eine große Bandbreite von Endnutzern erreicht wird. Das DSS-Havel unterscheidet sich somit von den meisten bereits vorhandenen oder noch in der Entwicklung befindlichen Entscheidungsfindungssystemen, sowohl was die Konzeption und die Ziele betrifft als auch hinsichtlich der Politikrelevanz, der Nutzbarkeit in Behörden und der Anwendbarkeit durch einen größeren Anwenderkreis (LAHMER 2003). Deshalb soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, was das DSS-Havel *nicht* ist und auch nicht sein soll:

- eine Softwarelösung, die „auf Knopfdruck“ die „beste“ Handlungsoption liefert,

- ein Konzept, das zur Entscheidungsunterstützung Simulationsrechnungen startet und (mit u. U. erheblicher zeitlicher Verzögerung) Ergebnisse auswirft,
- ein Werkzeug, das sich auf die Bereitstellung „fertiger Lösungen“ beschränkt,
- ein „geschlossenes“ System, das keinen Spielraum für Ergänzungen und Änderungen durch den Endnutzer zulässt und ständige Pflege nach der Auslieferung benötigt,
- ein Werkzeug, das vornehmlich für die wissenschaftliche Arbeit konzipiert wurde.

Aus den im Gesamtprojekt durchgeführten Befragungen im Untersuchungsgebiet haben sich während der Projektlaufzeit Wünsche und Anforderungen herauskristallisiert, die verschiedene Akteure an ein Entscheidungsunterstützungssystem stellen. Auch wenn die dort geäußerten Anforderungen teilweise erheblich von den realistischen Umsetzungsmöglichkeiten im Projekt abwichen, war doch festzustellen, dass in erster Linie ein möglichst einfach zu handhabendes Werkzeug gewünscht wurde, das nicht auf die Bedienung durch Spezialisten beschränkt bleibt. Außerdem wurden Funktionalitäten erwartet, die dem Entscheider nicht die Entscheidungen „aus der Hand nehmen“, sondern ihn auf dem Weg der Entscheidungsfindung mit wichtigen Informationen und Erkenntnissen begleiten.

Die wichtigsten Funktionen des DSS-Havel liegen deshalb in der Bereitstellung umfassender Informationen (*Informationswerkzeug*) und in der Kommunikation zwischen Wissenschaftlern, Entscheidungsträgern, Nutzern und der Öffentlichkeit (*Kommunikationswerkzeug*). Das DSS erfasst unterschiedlichste Eigenschaften des Havelgebietes auf der Basis von GIS (Geografisches Informationssystem)-Technologie und nutzerfreundlicher Analyseumgebung und fungiert als „Integrator“ der in den übrigen Teilprojekten erarbeiteten Ergebnisse. Es basiert auf vordefinierten und mit dynamischen Modellen berechneten Szenarios, deren Ergebnisse visualisiert, analysiert und bewertet werden können, ohne den primär verwendeten, aufwändigen Apparat dynamischer Modelle stets neu aktivieren zu müssen. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, erfüllt das DSS-Havel die nachfolgenden Kriterien:

- Kostengünstige Umsetzung durch (fast ausschließlich) lizenzfreie Komponenten,
- Systemtransparenz durch eine einfache, offene Datenstruktur,
- Anwenderfreundlichkeit aufgrund der grafischen Benutzeroberfläche,
- Sofortige Lauffähigkeit auf einem üblichen Einzelplatzrechner,
- Visualisierungs-, Analyse-, Bewertungs- und GIS-Funktionalitäten,
- Erweiterungsmöglichkeiten durch Endnutzer ohne Änderung der Systemarchitektur.

11.3 Softwaretechnische Realisierung

Ein wesentlicher Punkt bei der Entwicklung des DSS-Havel war der Anspruch, möglichst nur kostenfreie Softwarekomponenten und Werkzeuge zu integrieren (Free- und Shareware), um den Endnutzer von Lizenzkosten zu entlasten und keine unnötigen Neuentwicklungen für Funktionalitäten vorzunehmen, die bereits verfügbar sind. Bei den bereitgestellten und über die Benutzeroberfläche aktivierbaren Analyse- und Visualisierungswerkzeugen handelt es sich zum einen um auf dem Nutzer-PC installierte Standardsoftware (z. B. Microsoft Office®-Produkte, Web-Browser), zum anderen um (lizenzfreie) Spezialsoftware. Neben Werkzeugen

zur Darstellung unterschiedlichster Datentypen (ASCII, Tabellenblätter, Zeitreihen), zur Visualisierung von Dokumenten (HTML, PDF, PowerPoint, Word etc.), Grafiken, Animationen, Diashows und Filmen und zur statistischen Analyse von Zeitreihen werden ein Niederschlag-Abfluss-Modell sowie zwei lizenzierte Programme mitgeliefert, die für die Darstellung, Analyse und Bewertung spezieller Ergebnisse notwendig sind (GIS-Daten, multikriterielle Analysen). Es lassen sich aber auch Programme starten, die nur auf einigen Endnutzer-PCs vorausgesetzt werden können. Dazu gehört z.B. ArcView™ zur Darstellung und Analyse von GIS-Datenbeständen oder MS Excel™ zur Analyse von Tabellenblättern. Mit Hilfe all dieser Werkzeuge, deren Zusammenstellung umfangreiche Recherchen zu Nutzbarkeit und Passfähigkeit erforderte, ist eine Visualisierung und Analyse aller im Projektverbund erzielten Ergebnisse möglich. Umfangreiche Hilfe-Funktionen schließlich (z.B. Anleitung zur Nutzung des DSS, Überblick über alle Projektergebnisse, Hilfestellung bei Durchführung bestimmter Aufgaben etc.) unterstützen den Endnutzer bei der Arbeit mit dem DSS.

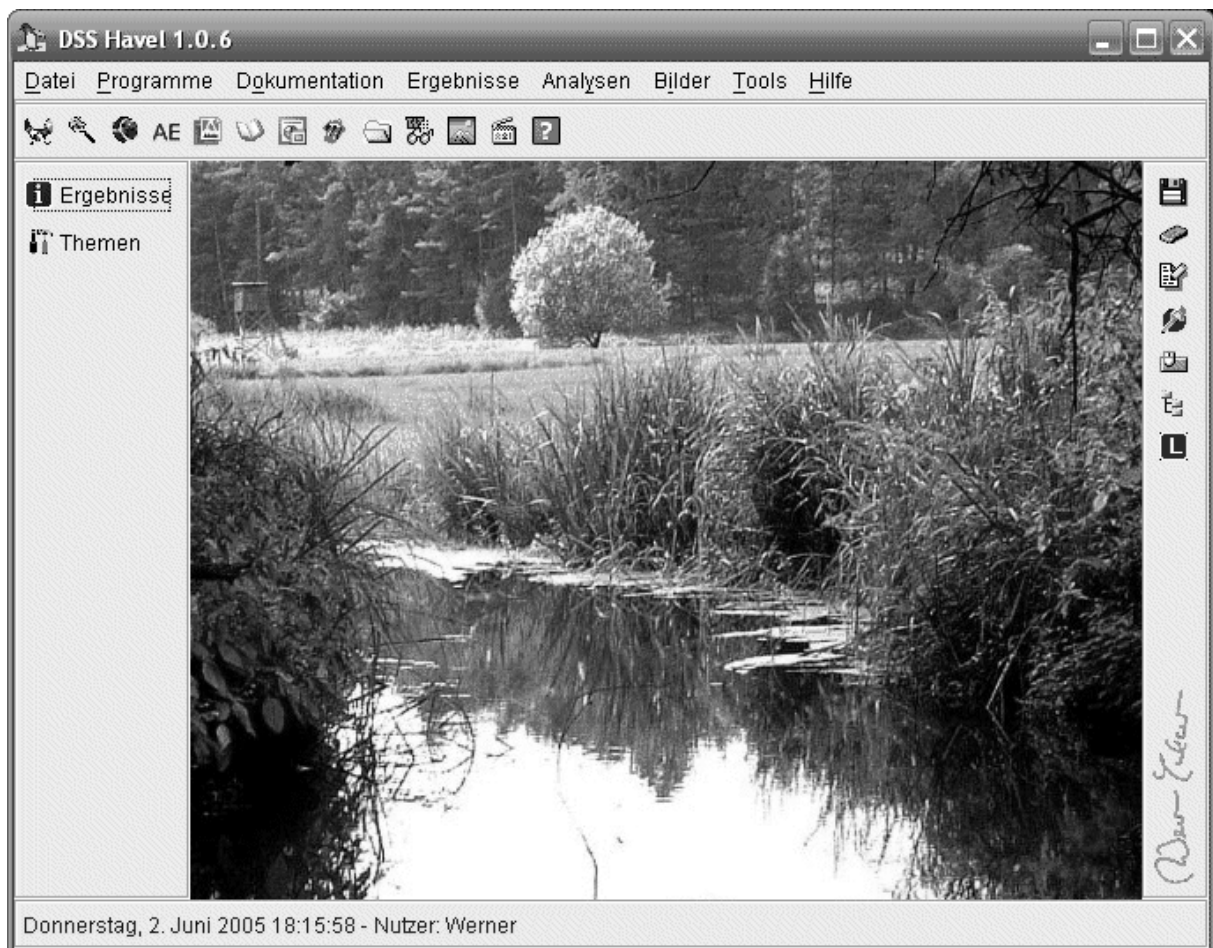


Abb. 11.1: Grafische Benutzeroberfläche des DSS-Havel

Zu den wesentlichen Komponenten des DSS-Havel gehört eine bedienerfreundliche Benutzerschnittstelle (Graphical User Interface - GUI), die eine intuitive Wechselwirkung zwischen Anwender und System sicherstellt. Die GUI erlaubt dem Nutzer Zugriff auf die verschiedenen Komponenten des DSS sowie auf die Analyse- und Visualisierungswerkzeuge, die im Praxiseinsatz zu den wichtigsten Funktionen zählen. Abbildung 11.1 zeigt die in der Programmiersprache Java erstellte Benutzeroberfläche, die den Ausgangspunkt für alle

miersprache Java erstellte Benutzeroberfläche, die den Ausgangspunkt für alle Recherchen und Analysen darstellt und (näherungsweise) den Komfort kommerzieller Programme bietet. Wesentliche Elemente der Benutzeroberfläche sind die Menüleiste, die Hauptsymbolleiste, zwei Werkzeugleisten sowie die Statusleiste.

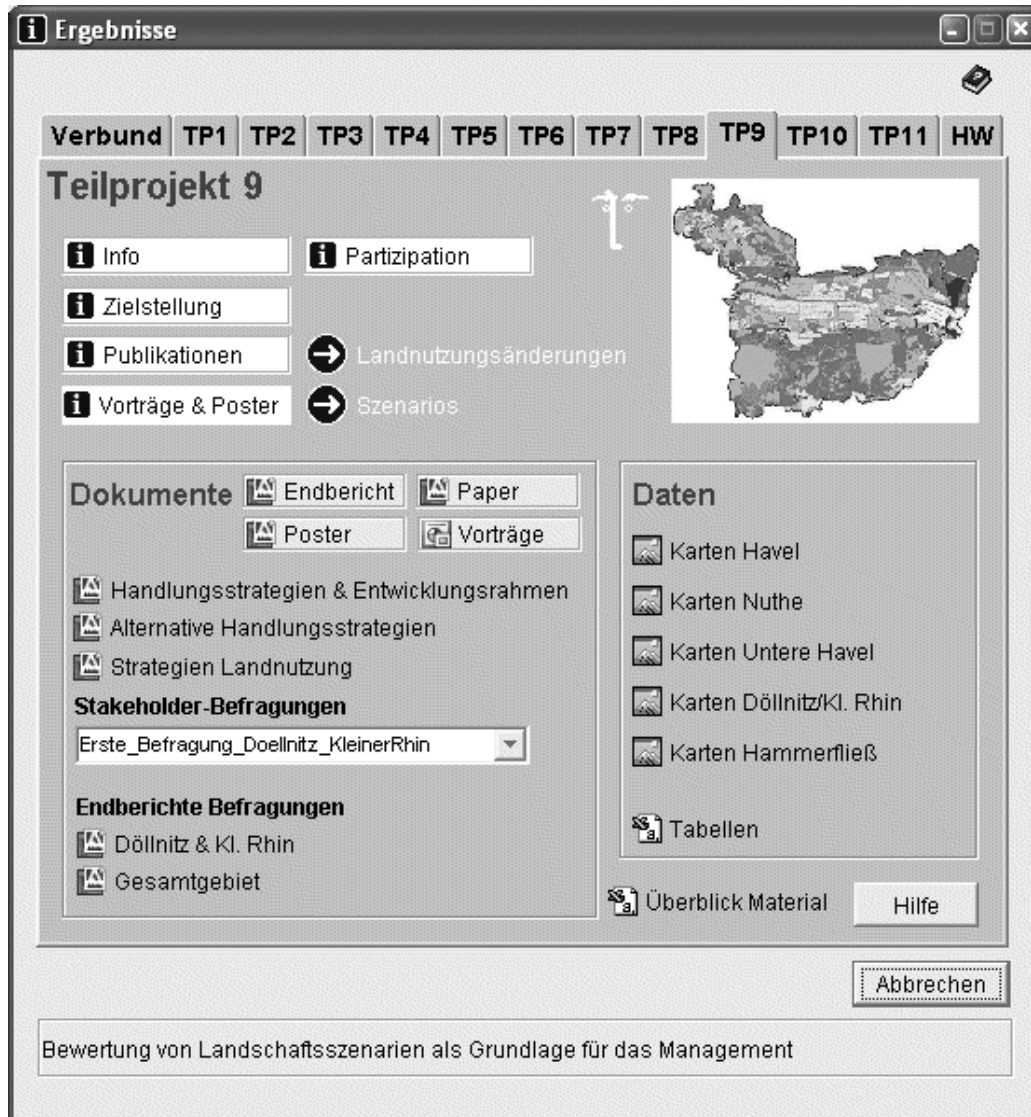


Abb. 11.2: Zugriff auf die vom Teilprojekt 9 erarbeiteten Informationen und Ergebnisse

Über das Menü „Ergebnisse“ (bzw. den entspr. Schalter in der linken Werkzeugleiste) können die Ergebnisse aller Teilprojekte visualisiert und analysiert werden können. Die Informationen liegen – je nach Teilprojekt – in Form von Hilfethemen sowie als Dokumente, Bilder, Tabellen, GIS-Projekte etc. vor. Abbildung 11.2 zeigt beispielhaft das Fenster, das den Zugriff auf alle vom Teilprojekt 9 zugeliferten Ergebnisse ermöglicht. Das Menü „Analysen“ begleitet und unterstützt den Endnutzer bei verschiedenen Analysen. Der Menüpunkt „Themen“ (bzw. der entspr. Schalter in der linken Werkzeugleiste) stellt dabei den Ausgangspunkt für die themenorientierte Bearbeitung spezieller Fragestellungen dar. Diese reichen von eher dokumentativer Art (wie z.B. "Überblick über den Ist-Zustand des Untersuchungsgebietes") bis hin zu komplexeren Analysen unter Stichworten wie z.B. "Wasserwirtschaft"

oder „Siedlungswasserwirtschaft“. Die einzelnen Themen sind so konzipiert, dass der Nutzer sich einen Überblick über alle relevanten Aspekte und erzielten Ergebnisse machen kann, um diese dann in die eigene Entscheidungsfindung einzubinden. Als Beispiel ist in Abbildung 11.3 das Fenster zum Thema „Wasserhaushalt und Wasserwirtschaft“ dargestellt. Zu Einzelheiten sei erneut auf den detaillierten Endbericht des Teilprojektes (LAHMER 2005) oder das Hilfesystem des DSS-Havel selbst verwiesen.

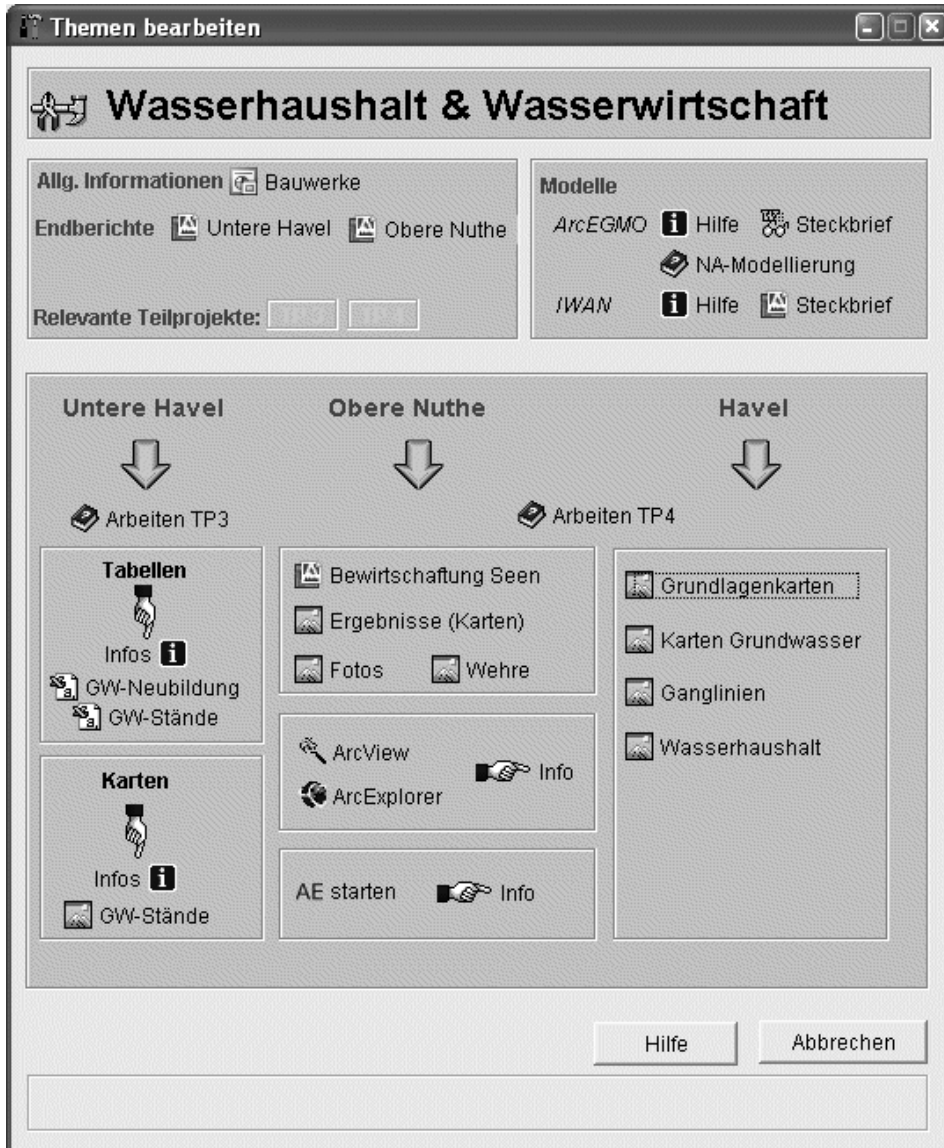


Abb. 11.3: Informationen und Ergebnisse zum Thema „Wasserhaushalt und -wirtschaft“

Da die Transparenz eines DSS wesentlich durch die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse und die Beschreibung des Weges bestimmt wird, auf dem diese erzielt wurden, stellt eine umfassende Dokumentation der verwendeten Daten, Modelle, Werkzeuge, Methoden, Szenarios und Ergebnisse einen wesentlichen Bestandteil des DSS-Havel dar. Dazu wurde – neben den verschiedenen Originaldokumenten – ein umfangreiches Hilfesystem implementiert, das den Nutzer bei der Bedienung des DSS unterstützt. Es kann einerseits als in sich geschlossene Informationsquelle genutzt werden (Manual), andererseits zur Beantwortung von Fragen dienen, die sich beim Umgang mit dem DSS-Havel möglicherweise stellen. Teil des Hil-

fesystems sind auch Tutorials, die detaillierte Hinweise zur Anwendung des DSS-Havel bei der Bearbeitung von Aufgaben und entscheidungsrelevanten Problemstellungen enthalten. Das DSS-Havel wurde von Anfang an so konzipiert, dass eine flexible Weiterverwendung der Projektergebnisse und eine Einbindung zusätzlicher Informationen auch nach Abschluss des Forschungsvorhabens durch den Endnutzer möglich ist (LAHMER 2004). So erlaubt die „offene“ Architektur das Hinzufügen ergänzender bzw. neuer Inhalte wie z.B. von Dokumenten, Bildern, vorgegebenen Datentypen und eigenen Programmen. Das DSS-Havel wird auf einer CD-ROM geliefert, die – bis auf die auf dem Endnutzer-PC vorhandenen, optional einsetzbaren Programme – alle notwendigen Komponenten, Programme, Dokumentationen und Daten enthält. Mit Hilfe einer Installationsroutine lässt sich das DSS-Havel samt aller benötigten Softwarekomponenten problemlos und komfortabel auf dem Endnutzer-PC installieren.

11.4 Schlussfolgerungen für die Entscheidungsunterstützung

Mit dem DSS-Havel steht einem großen Kreis potenzieller Anwender ein auf einer verbreiteten IT-Architektur basierendes, einfach zu bedienendes und praxisnah arbeitendes Werkzeug zur Verfügung, das als Informationsquelle, zur Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und zur Formulierung von Maßnahmen in Flussgebietsplänen genutzt werden kann. Der Entwicklungs- und Realisierungsaufwand geht dabei weit über die Erstellung eines traditionellen Berichtes hinaus, da die notwendigen Aufgaben der Strukturierung und Harmonisierung des Gesamtmaterials (Ergebnisse aller Teilprojekte) zusätzlich in praktikable IT-Lösungen umgesetzt werden müssen. Die Entwicklung des DSS-Havel trägt auch der Tatsache Rechnung, dass es immer noch erhebliche Widerstände gegen solche Systeme gibt, da sich viele Entscheidungsträger „die Entscheidung nicht von einem Computer abnehmen lassen wollen“. Die Integration eines Werkzeuges zur Multikriteriellen Analyse (MKA) ist zwar eine notwendige Voraussetzung zur Entscheidungsunterstützung, doch reicht seine Bereitstellung alleine nicht aus, um Entscheidungsträger in die Lage zu versetzen, „gute“ Entscheidungen zu treffen. Grundsätzlich werden weder MKA noch PC-basierte Entscheidungssysteme ein Beratungsgremium ersetzen, sondern dieses lediglich unterstützen können.

Diese grundsätzlichen Überlegungen waren Ausgangspunkt bei der Entwicklung des DSS-Havel, in das alle wesentlichen Ergebnisse des Projektverbundes integriert wurden, da sich die Entscheidungsfindung nicht auf die Präsentation der im Verbundvorhaben ermittelten „besten Ergebnisse“ und darauf basierenden „besten Managementmaßnahmen“ beschränken kann, sondern Freiraum für die eigene Meinungsbildung und die Ableitung eigener Schlussfolgerungen lassen sollte. Letztendlich trägt die gewählte Ausgestaltung des DSS-Havel auch der um sich greifenden Einsicht Rechnung, von Seiten der Wissenschaft nicht weiter an den Bedürfnissen der Endnutzer solcher Systeme „vorbeientwickeln“ zu dürfen. Die Verwendung von „Open Source“-Tools und frei verfügbarer Softwarekomponenten sowie die „offene“ Systemstruktur tragen diesem Aspekt Rechnung.

Interessenten an weitergehenden Informationen zum DSS-Havel wird eine Installation des Systems empfohlen, das über den Hersteller (Dr. Werner Lahmer, werner@wernerlahmer.de oder lahmer@pik-potsdam.de) bezogen werden kann.

12 Handlungsempfehlungen für das Haveleinzugsgebiet

David Kneis, Markus Biegel, Axel Bronstert, Anja Habeck, Sibylle Itzerott, Beate Jessel, Gert Neubert, Bernd Pfützner, Jochen Schanze, Wiebke Wendler

Der folgende Abschnitt zeigt Verwertungsmöglichkeiten der Ergebnisse des Forschungsverbunds Havelmanagement für die Aufstellung eines Bewirtschaftungsplans der Havel. Dabei geht es in erster Linie um Handlungsoptionen, die im Rahmen eines Maßnahmenprogramms als realisierbar und effektiv angesehen werden. Auf Basis der Ergebnisse des Verbundprojekts „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“ werden Maßnahmen empfohlen, die zur Verbesserung der Gewässergüteparameter Phosphor und Stickstoff als wichtige Indikatoren für den ökologischen Gewässerzustand beitragen können.

Die Aus- und Bewertung aller Simulationsergebnisse des Nährstoffhaushalts der Oberflächengewässer unter verschiedenen Modellrandbedingungen bzw. Szenarioannahmen sowie die Auswahl derjenigen Maßnahmenoptionen, für die im Rahmen einer multikriteriellen Bewertung die größte Effizienz und Akzeptanz bei den lokalen und regionalen Akteuren (Stakeholdern) ermittelt wurde, bilden die Basis für das Formulieren von Handlungsempfehlungen.

12.1 Wissenschaftliche Grundlagen und Randbedingungen

Für die Interpretation des Katalog der empfohlenen Maßnahmen werden im Folgenden nochmals kurz einige ausgewählte Grundlagen und Randbedingungen der wissenschaftlichen Untersuchungen zusammengefasst.

Ziel des Verbundprojekts war die Modellierung des Wasser- und des Nährstoffhaushalts im Haveleinzugsgebiet ohne die Spree. Biologische Gewässerkomponenten wurden zur Bestimmung derjenigen Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff herangezogen, die den trophischen Voraussetzungen des „sehr guten“ bzw. „guten ökologischen Zustands“ der Oberflächenwasserkörper entsprechen.

Wasser- und Stoffhaushalt wurden gesamträumlich mit spezifischen Methoden für die urbanen und ruralen Gebiete untersucht. Außerdem erfolgte die Betrachtung verschiedener Raumskalen, vom makroskaligen Gesamtgebiet über mesoskalige Zwischengebiete bis zu mikroskaligen Fokusgebieten.

Von zentraler Bedeutung war die Erstellung von Bewirtschaftungsszenarios und deren ex ante-Analyse mit den wasser- und stoffhaushaltlichen Modellen. Wesentliche Aufgabe der Szenarios war die Formulierung und Untersuchung von Maßnahmenkombinationen. Aufgrund der Vielzahl einzelner Handlungsoptionen können diese nicht separat untersucht werden. Zudem ist davon auszugehen, dass einzelne Maßnahmen weder hinreichend wirksam noch durch einseitige Lastenverteilung gesellschaftlich akzeptabel sind. Vor diesem Hintergrund dienen die Bewirtschaftungsszenarios zunächst dazu, schrittweise die Wirkungen anspruchsvollerer Handlungsalternativen aufzuzeigen (Szenarios A – D). Darüber hinaus wurde ein Szenario gebildet, bei dem durch iterative Modellläufe von der Erreichung eines guten ökologischen Zustands ausgegangen wird, dessen Handlungsoptionen unter den Gesichts-

punkten Effektivität, Kosten und Akzeptanz gezielt ausgewählt worden sind. Dieses Szenario E wird außerdem im Hinblick auf die Randbedingungen in zwei Varianten untergliedert. Ausschlaggebend dafür ist die Erkenntnis, dass die Stofffrachten von Spree und Teltowkanal für die Erreichung der Gewässerziele in der Havel maßgeblich sind. Eine weitere Reduzierung dieser Frachten ist nach den Modellierungsergebnissen – unabhängig von der Bewirtschaftung des Havel-Einzugsgebiets – eine Grundvoraussetzung für die Zielerreichung. Mit anderen Worten reichen die Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Havel-Einzugsgebiet nicht für eine Kompensation der Einträge aus Spree und Teltowkanal aus.

Die Empfehlung von Maßnahmen stützt sich im Weiteren auf die Maßnahmenkombination des Szenarios E 2. Die Handlungsoptionen dieses Szenarios sind primär nach ihrer Effektivität ausgewählt worden. Die Prüfung nach Kosten und Akzeptanz erfolgte ergänzend. Darüber hinaus sind Handlungsoptionen eingeflossen, deren Umsetzung zur Erfüllung bestehender rechtlicher Regelungen notwendig ist. Sämtliche Maßnahmen sind durch bekannte rechtliche Instrumente (v. a. gute fachliche Praxis, Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes), eine erweiterte bzw. gezieltere Anwendung angebotener Förderprogramme auf stoffhaushaltlich relevanten Standorten sowie eine weitestmögliche Ausschöpfung der Auflagen, die über die bereits ausgewiesenen Schutzgebiete getätigt werden können, grundsätzlich umsetzbar. Ihre räumliche Zuordnung richtet sich nach den Modellierungsergebnissen über den Ausgangszustand des Einzugsgebiets. Handlungsoptionen werden dort identifiziert, wo gegenwärtig erhöhte Einträge in die Gewässer stattfinden. Durch die räumliche Heterogenität dieser Belastungen und die Unterschiede in der Gewässergüte kann die Wirksamkeit der empfohlenen Maßnahmen teilräumlich variieren. Eine Verallgemeinerung ihrer Effektivität über das gesamte Einzugsgebiet hinweg bzw. eine Gleichsetzung der in einzelnen Teileinzugsgebieten mit einer Maßnahme erzielten Wirkungen ist deshalb nicht möglich.

Die Ergebnisse der Bewirtschaftungsszenarios sind im Kontext der äußeren Rahmenbedingungen zu sehen. Diese fanden als Entwicklungsrahmen Eingang in die Szenarios.

12.2 Katalog der empfohlenen Maßnahmen

Die auf Basis der Ergebnisse des Havelverbunds für eine Gewässergütebewirtschaftung empfohlenen und in Szenario E verankerten Handlungsoptionen werden im Folgenden getrennt nach Handlungsfeldern dargestellt. Angaben über ihre Lokalisierung enthalten die Ergebnisse der Teilprojekte. Aufgrund der flächenhaft bedeutenden und in Ackerbau, Grünlandwirtschaft und Forstwirtschaft stark variierenden Inanspruchnahme erscheinen im Handlungsfeld Land- und Forstwirtschaft zahlreiche Maßnahmen, während im Feld der Siedlungswasserwirtschaft das Hauptaugenmerk auf den Kläranlagen und Kleinkläranlagen lag.

Wasserwirtschaft

Prinzipiell umfasst das Handlungsfeld Wasserwirtschaft Maßnahmen der Abflussregulierung, Veränderung der Gewässerstruktur oder Bewirtschaftung des Seewasserstands. Im Szenario E 2 ist aber keine dieser Optionen enthalten, da die Ergebnisse der Modellierung – zumindest für das Gesamtgebiet – entweder keine signifikanten Effekte für den Wasser- und

Nährstoffhaushalt ergaben oder die Wirkungen mit den verfügbaren Methoden nicht quantifiziert werden konnten.

Deshalb kann durch den Havelverbund keine Handlungsempfehlung für Maßnahmen der wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftung gegeben werden.

Siedlungswasserwirtschaft

- S1 Fertigstellung und Betrieb aller öffentlichen Kläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben
- S2 Betrieb aller Kleinkläranlagen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben
- S3 Erweiterte P-Eliminierung in allen öffentlichen Kläranlagen
- S4 Erhöhung P-N-Elimination in vorhandenen Kleinkläranlagen

Land- und Forstwirtschaft

- L1 Dauerstilllegung von Ackerland in Gewässerrandstreifen außerhalb von Schutzgebieten von 10m Breite innerhalb von Schutzgebieten von 20 m Breite
- L2 Umwandlung von Acker in Grünland außerhalb von Schutzgebieten: auf Niedermoor und in festgesetzten Überschwemmungsgebieten außerhalb der rezenten Aue
- L3 Grünlandextensivierung Stufe 1a (reduzierte Düngung, Verzicht auf chemisch-synthetischen Dünger) innerhalb von Schutzgebieten: auf mineralischen und anmoorigen Standorten mit GW-Flurabständen < 1,5 m
- L4 Grünlandextensivierung Stufe 1b (reduzierte Düngung, Verzicht auf chemisch-synthetischen Dünger und Beibehalten bzw. Erreichen eines geringen GW-Flurabstands):
außerhalb von Schutzgebieten: auf tiefgründigem Niedermoor außerhalb der rezenten Aue und in Gewässerrandstreifen
innerhalb von Schutzgebieten: auf Niedermoor und Auensubstraten außerhalb der festgesetzten Überschwemmungsgebiete
- L5 Grünlandextensivierung Stufe 2 a (Verzicht auf Düngung):
außerhalb von Schutzgebieten: in der rezenten Aue und in Gewässerrandstreifen von 10 m Breite
innerhalb von Schutzgebieten: in festgesetzten Überschwemmungsgebieten
- L6 Grünlandextensivierung Stufe 2b (Verzicht auf Düngung, Beibehalten bzw. Erreichen eines geringen Grundwasserflurabstands):
außerhalb von Schutzgebieten: auf tiefgründigem Niedermoor in der rezenten Aue bzw. im Gewässerrandstreifen von 10 m Breite
innerhalb von Schutzgebieten: auf Niedermoor und Auensubstraten in festgesetzten Überschwemmungsgebieten
- L7 Nutzungsaufgabe infolge geringem Grundwasserflurabstand, ggf. Durchführung von Landschaftspflegemaßnahmen
außerhalb von Schutzgebieten: auf gut erhaltenem Niedermoor mit geringen Grundwasserflurabständen
innerhalb von Schutzgebieten: auf tiefgründigem sowie gut erhaltenem Niedermoor mit geringen Grundwasserflurabständen

- L8 Zwischenfruchtanbau
- L9 Aufforstung innerhalb von Schutzgebieten: in Gewässerrandstreifen von 20 m Breite (aufgrund der naturschutzfachlichen Bedeutung der Offenlandbereiche nicht im Fokusgebiet „Untere Havel“)

12.3 Wirkung der empfohlenen Maßnahmen

Die Einordnung der simulierten Phosphor- und Stickstoffkonzentration erfolgt nach der im Verbundprojekt entwickelten gewässerökologischen Bewertungsskala. Die Skala basiert auf einer paläolimnologischen Auswertung von Sedimentkernen und verwendet als Bezugsgrößen Jahresmittelwerte (Median) der TP- und TN-Konzentrationen.

Nach den erzielten Simulationsergebnissen und dieser Bewertungsskala folgend, kann hinsichtlich der Güteparameter N und P voraussichtlich ein „guter ökologischer Zustand“ der Havel unterhalb Berlins durch die zuvor vorgestellte Maßnahmenkombination des Szenario E 2 erreicht werden.

Es ist notwendig, sich die Annahmen zu vergegenwärtigen, die hinter dieser Aussage stehen:

- Gültigkeit der Bewertungsskala
- Zutreffende Modellansätze hinsichtlich der Quantifizierung der Wirkungen von Maßnahmen auf Wassermenge und Nährstoffe.
- Umsetzung des Szenarios als Kombination aller genannten Maßnahmen. Die dafür erforderlichen administrativen Instrumente sind vorhanden.

Unsicherheiten in diesen grundlegenden Annahmen setzten sich direkt in Unsicherheiten bezüglich der Aussagegültigkeit fort. Die Aussagegültigkeit kann somit nur verbessert werden, wenn diese Unsicherheiten gemindert werden.

Es wurde deutlich, dass ein „guter ökologischer Zustand“ der Havel insbesondere von der Phosphatreduzierung aus dem Einzugsgebiet der Spree (inkl. Großraum Berlin) abhängt. Die dafür entscheidende Szenarioannahme ist, dass die Phosphorkonzentration von Spree und Teltowkanal dem guten ökologischen Zustand nach WRRL (ca. 80 µg/l) entsprechen werden. Das heißt umgekehrt, dass andere Maßnahmen, wie Änderung der Landnutzung im Havelgebiet, Reduzierung der Abwassereinträge außerhalb Berlins, Änderung der wasserwirtschaftlichen Steuerung etc., einen geringeren Einfluss haben. Bei dieser Aussage ist allerdings zu bedenken, dass die Bewertungsskala-Bezugsgrößen Jahresmittelwerte der Konzentration sind, also damit Niedrigwasserperioden nicht spezifisch beurteilt werden können.

12.4 Unterschiedliche Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen

Siedlungswasserwirtschaft

Die siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen S1 und S3 bewirken vor allem in Brandenburg eine geringe Veränderung der Einträge, da bereits ein hohes Niveau der Abwasserbehandlung erreicht ist. Größeren Einfluss auf die Änderung des Phosphoreintrags haben lokal der Ausbau der Kleinkläranlagen (KKA; S2, S4) und die Verringerung des Eintrags aus Berlin. Zum Einfluss der Siedlungswasserwirtschaft auf den Stickstoffeintrag kann kein umfas-

sendes Urteil abgegeben werden, da aufgrund der Handlungsoptionen nur bei KKA Änderungen vorgenommen wurden.

Land- und Forstwirtschaft

In diesem Handlungsfeld wirken sich vor allem Handlungsoptionen in der Landwirtschaft auf den Austrag von Phosphor bzw. Stickstoff auf diffuse Quellen aus. Folgende Einzelmaßnahmen führen zu einer Emissionsverringering:

- Flächenstilllegung (L7),
- Zwischenfruchtanbau (L8),
- Umwandlung von Intensivacker in Intensiv- und Extensivgrünland (L2),
- Umwandlung von Intensivgrünland in Extensivgrünland (L3, L4, L5, L6).

Forstwirtschaftliche Maßnahmen (L9) spielen im Szenario E nur eine untergeordnete Rolle mit geringer flächenhafter Ausdehnung. Generell kann aus den Modelluntersuchungen geschlossen werden, dass eine Aufforstung oder Verjüngung zu einer Abnahme der Nährstoffausträge aus den betroffenen Flächen führt.

Zusätzlich ist anzumerken, dass, im Gegensatz zu Stickstoff, Phosphorausträge aus diffusen Quellen im Verhältnis zu Austrägen der Siedlungswasserwirtschaft von geringerer Bedeutung sind. Die Handlungsoptionen haben deshalb in diesem Fall nur einen geringen Einfluss auf die Wasserqualität. Außerdem sei nochmals darauf hingewiesen, dass die vertikale Verlagerung von Phosphor mit dem Sickerwasser im Boden in der derzeitigen Modellkonfiguration von SWIM nicht abgebildet werden kann.

12.5 Unterschiedliche Wirkungen in den Fokusgebieten

Die Unterschiede in den Wirkungen in den einzelnen Fokusgebieten werden anhand ausgewählter Beispiele dargestellt.

Land- und Forstwirtschaft im Hammerfließ-Gebiet

Die Stickstoffausträge aus diffusen Quellen verändern sich im Szenario E im Verhältnis zu Szenario A 1 („Gängige Praxis“) um 3,3 %, die Phosphorausträge um 47,6 %. Es sei jedoch nochmals auf die unzureichende Abbildung der Phosphorverlagerung im Modell SWIM hingewiesen. Veränderungen der Nährstoffausträge entstehen dadurch, dass auf der Hälfte der Ackerflächen Zwischenfrüchte angebaut werden, sich der Anteil an Grünland von 16,9 % auf 19,3 % durch Umwandlung von Intensivacker in Grünland erhöht und 2,6 % der Flächen stillgelegt werden. Grünlandextensivierung spielt dagegen keine wesentliche Rolle, da der Anteil an Extensivgrünland im Einzugsgebiet des Hammerfließ im Szenario E 2 leicht abnimmt. Forstwirtschaftliche Maßnahmen wirken sich nur marginal auf die Stickstoffausträge aus.

Wasserwirtschaftliche Maßnahmen im Hammerfließ-Gebiet

Die untersuchten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen, wie die Erhöhung des Winterstaus, sind auf eine Vergrößerung des Gebietsrückhaltes ausgerichtet gewesen mit dem Ziel, in sommerlichen Trockenperioden Zuschusswasser für eine Niedrigwasseraufhöhung zu haben. Die Modelluntersuchungen ergaben eine ca. 10 %-ige Erhöhung des SommerMQ bei annähernd gleichem JahresMQ. Bei der Bewertung der Wirkung dieser Maßnahme ist zu

beachten, dass gegenüber den bereits realisierten Stauhöhen nur noch geringe Erhöhungen möglich sind, das Potenzial also schon im Ist-Zustand weitgehend ausgeschöpft ist. Zur Abschätzung der Wirkung der Wehre wurde deshalb ein kompletter Rückbau von Wehren gerechnet. Hierbei ergab sich ein geringfügiger Anstieg des JahresMQ, da durch die damit verbundenen, sinkenden Grundwasserstände die Verdunstung reduziert wird.

Gewässermorphologische Maßnahmen im Nuthe- und Untere Havel-Gebiet

Der ökologische Zustand der Gewässer wird nicht allein durch stoffliche Belastungen, sondern in entscheidender Weise durch deren Struktur geprägt. Exemplarische Untersuchungen an der mittleren Nuthe und der „Unteren Havel“ haben gezeigt, dass zahlreiche Handlungsoptionen zur Verbesserung der Strukturgüte bestehen. Hierzu zählen u. a. die naturnahe Gestaltung von Gewässerquer- und -längsprofilen, der teilweise Wiederanschluss von Altarmen und Auenflächen und die Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit von Querbauwerken. Die Untersuchungen zeigen, dass konfliktarme Varianten einer lokalen Renaturierung gefunden werden können, welche die Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ fördern.

12.6 Diskussion so genannter „wenig effizienter Maßnahmen“

Die Szenarioanalyse ergab für die beiden getesteten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (Wehrstauregelung, Seenstau) eine geringe Effektivität für die Verbesserung der Wasserqualität der Havel auf Gesamteinzugsgebietsebene. Eine Empfehlung für wasserwirtschaftliche Handlungsoptionen im Szenario E wurde deshalb nicht gegeben. Einschränkend muss bedacht werden, dass im Havelverbund die Effekte wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen auf Abfluss und Wasserstandserhöhungen untersucht wurden und keine umfassende Analyse bzgl. möglicher Veränderungen der hydrologischen Kennwerte und deren Folgen für die Gewässergüte erfolgte. Trotzdem können wasserwirtschaftliche Maßnahmen in besonderen Situationen und in kleineren räumlichen Einheiten erhebliche Änderungen bewirken. Zum Beispiel kann ein langfristiger Grundwasseranstieg in ausgewählten gewässerfernen Flächen durch Rückbau des Grabensystems (Reduzierung der Dichte des Drainagenetzes) erreicht werden und damit der Stickstoff- und Phosphorrückhalt vorübergehend erhöht werden.

12.7 Diskussion gegenwärtig nicht realisierbarer Maßnahmen

Neben den im Verbundprojekt untersuchten Maßnahmen, welche in mindestens einem der Szenarios A – E enthalten sind, sind weitere Maßnahmen denkbar, die aus unterschiedlichen Gründen momentan nicht diskutiert oder als gegenwärtig (noch) nicht realisierbar gelten. Manche dieser Maßnahmen können dabei als „realitätsfremd“ tituiert werden (unökonomisch, unakzeptabel), andere stehen aber doch schon recht nahe an einer Realisierung oder konnten lediglich aus methodischen Gründen nicht einbezogen werden.

Die Nichtberücksichtigung dieser Maßnahmen im vorliegenden Projekt bedeutet aber nicht, dass diese Maßnahmen keine Effekte auf den gewässerökologischen Zustand haben würden.

Zu diesen Maßnahmen können u. a. folgende gezählt werden:

- Ausbaggerung von Seesedimenten / Bewirtschaftung des Seensedimentes,
- Gewässerchemische Maßnahmen (auch erhöhte Zugabe von Nitrat),
- Bewirtschaftung der Fischbestände in den Seen,
- Abbau der Stauhaltungen in der Havel,
- Renaturierung / Verkleinerung des Durchflussquerschnittes der Havel ,
- weitergehende Ausdehnung der Umwandlung von Ackerland in Grünland, der Grünlandextensivierung bzw. -vernässung mit Pflege besonders in Gebieten mit hohem Anteil von Milchviehhaltern und Marktfruchtspezialbetrieben,
- Aufforstung größerer Flächen des Einzugsgebietes

13 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

13.1 Gesamtüberblick über die Ergebnisse im Havelverbundprojekt

Sibylle Itzerott, Werner Lahmer, Axel Bronstert

Der in diesem Projekt durchgeführte, Disziplinen und Methoden verbindende, Ansatz ist unbedingt erforderlich, um ein Thema dieser Komplexität und für ein solch großes Gebiet zu bearbeiten und auch quantitativ belastbare Aussagen zu erhalten. Die Kombination aus einer an verschiedenen Handlungsstrategien orientierten Szenarioerstellung mit der Anpassung, Weiterentwicklung und Anwendung geeigneter hydrologischer Modelle zur Simulation der Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen auf die Wassermenge und -güte ist nicht nur sinnvoll, sondern hat sich als unbedingt notwendig gezeigt. Dieses Vorgehen hat sich als taugliche Methode für die Erreichung der Ziele der EG-WRRL erwiesen bzw. zumindest zur Bewertung unterschiedlicher Optionen zum Erreichen dieser Ziele.

Die Unsicherheit der Ergebnisse ist direkt mit der Qualität und Verfügbarkeit mehrerer Datenebenen verbunden. Von daher ist der Aufarbeitung, Prüfung und fachgerechten Verfügbarkeit der Datenquellen seitens der zuständigen Behörden hohe Priorität einzuräumen. Zusätzlich sollen zur Erweiterung teilweise fehlender oder unzureichender Datenbasen neue Techniken zur Datengewinnung und -integration, wie Fernerkundungsverfahren u.a.m. eingesetzt werden. Das Projekt hat aufgedeckt, welche Daten für eine erfolgreiche Untersuchung der Wirkung von Maßnahmen benötigt werden und wo insbesondere verstärkte Bemühungen zur Verbesserung der Datenbasis erfolgen müssen.

Neue integrative Methoden zur Darstellung, Bewertung und Umsetzung der Ergebnisse (z.B. MKA, DSS) können bei dem Knowhow-Transfer gute Dienste leisten. Schlüsselprobleme dabei sind allerdings der oft unterschätzte Arbeitsaufwand zur Einrichtung, Betrieb und Unterhaltung eines DSS, die erhebliche notwendige Qualifikation zur erfolgreichen Anwendung der MKA und eines DSS und die Notwendigkeit, die naturwissenschaftlichen, sozioökonomischen und legislativen Zusammenhänge, auf denen die Aussagen des DSS basieren, zu verstehen, obwohl diese sich hinter der Oberfläche eines DSS verbergen.

Da es sich hier um ein Forschungsprojekt handelte, lag der Schwerpunkt der Arbeiten naturgemäß auf der Erforschung und Entwicklung geeigneter Methoden und Werkzeuge, die für eine zielgerichtete Bewirtschaftung eines solchen Tieflandseinzugsgebiets notwendig sind. Trotzdem wurde darauf geachtet, dass die wissenschaftlichen Ergebnisse möglichst direkt Eingang in die Praxis bei den zuständigen Fachbehörden finden können. Dafür war es essentiell, dass einerseits die Fachbehörden direkt am Verbundprojekt mitgewirkt haben und andererseits die Umsetzung der Ergebnisse im Projekt selbst schon mit entwickelt wurde, insbesondere durch die Teilprojekte, die sich mit der MKA und dem DSS beschäftigen.

Zu den vom Projektverbund erzielten und weiterverwertbaren Ergebnissen gehören u.a.

- die Ableitung der Nährstoffkonzentrationen (TP) für den anthropogen ungestörten Zustand (ökologischer Referenzzustand) mit der Methode der Restrospektive (Untersuchung von Diatomeenresten in Sedimentstratigrafien)
Es konnten die Referenzzustände und Grenzwerte des Medians der Gesamtposphorkonzentration (TP) für die ökologischen Qualitätsstufen der Seetypen des Havelinzugsgebietes hergeleitet werden. Die Grenzwerte der TP-Konzentrationen für die 5 Güteklassen gemäß WRRL wurden für die Seetypen des Junggazials, die in den in Brandenburg verbreiteten Seenketten gewöhnlich aufeinander folgen, so aufeinander abgestimmt, dass damit eine durchgängige Bewirtschaftung von Fluss-See-Kaskaden im Havelinzugsgebiet möglich wird. Außerdem wurden der Diatomeenindex für Litoralproben (DI-LIT) für eine Bewertung der Nährstoffverfügbarkeit in Litoralbereichen aller Seen Norddeutschlands, der Diatomeenindex für benthische Diatomeen in Profundalproben (DI-BENT) für eine Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Mikrophytenthos (Seetypen Norddeutschlands) und der Diatomeenindex für planktische Diatomeen in Profundalproben (DI-PROF) Baustein für eine Bewertung von Seen mit der Teilkomponente Phytoplankton entwickelt.
- die Entwicklung eines konzeptionellen Systemmodells zur Erfassung der, die Wassermenge und Wasserqualität im Einzugsgebiet, beeinflussenden Einwirkungen, Parameter und Prozesse
Das konzeptionelle Systemmodell (Gesamtübersicht) „Havelmanagement“ greift alle wichtigen naturräumlichen und sozioökonomischen Faktoren auf, die zur quantitativ abgesicherten Beurteilung der Wasser- und Stoffströme im Einzugsgebiet erforderlich sind, stellt die Systemzusammenhänge und den Eingang in die zur verallgemeinerten Beschreibung genutzten Modellansätze dar und zeigt die aus der Modellierung hervorgehenden Zustandsvariablen auf, die zur Bewertung des Gewässersystems herangezogen werden können. Das für die Havel, einen der bedeutendsten Tieflandsflüsse Deutschlands, entwickelte Systemmodell kann bei Anpassung auf dortige Faktorenkombinationen auf andere Einzugsgebiete übertragen werden.
- die Liste der Handlungsoptionen und alternativen Bewirtschaftungsszenarios
Die im Projekt auf der Basis von Befragungen und Systemanalysen zusammengestellte Liste der für einen Tieflandsfluss mit großem Einzugsgebiet relevanten Handlungsoptionen und die auf diesem Katalog aufbauenden alternativen Bewirtschaftungsszenarios A bis D mit dem Kontrastszenario E erfassen die im Rahmen des Flussgebietsmanagements liegenden Handlungsmöglichkeiten. Sie gestatten die Ermittlung und Bewertung der resultierenden Veränderungen bezüglich der Wasserqualität. Bei Berücksichtigung eines eventuell veränderten Entwicklungsrahmens sind sie für ähnlich ausgestattete Einzugsgebiete oder zu einem späteren Zeitpunkt erneut für das Havelgebiet einsetzbar.
- die Ableitung methodischer Grundlagen zur Umsetzung der WRRL und zur Beschreibung des „guten Zustandes“

Im Projekt wurde in interdisziplinärer Zusammenarbeit ein breites Methodenspektrum zur Modellierung und Bewertung der Wassermengen- und Wassergüteproblematik im Einzugsgebiet der Havel aufgezeigt. Sowohl hinsichtlich der notwendigen Datenbasis, der verwendeten Methoden wie auch der Verknüpfung dieser Methoden zu einem ineinander greifenden Bearbeitungskonzept lassen sich für ähnliche Projekte Schlussfolgerungen formulieren und für Entscheidungsträger, Nutzer und Interessierte bereitstellen. Insbesondere die im Projekt entwickelten Modelle IWAN, ArcEGMO-URBAN und TraM stellen einen Fortschritt für die Betrachtung des Nährstoffkreislaufes nicht nur im Havelsystem dar.

- die Entwicklung eines Flussgebietsmodells für die Havel, mit dessen Hilfe sich wasserbauliche Maßnahmen abbilden und ihre Einflüsse studieren lassen
Mit dem entwickelten „Flussgebietsmodell Havel“ wurde ein exemplarischer Beitrag zur Komponente „Abfluss, Abflussdynamik und Gewässerqualität“ zur künftigen Bewirtschaftungsplanung in einem größeren nordostdeutschen Tieflandeinzugsgebiet erbracht, der sich in Behörden unmittelbar anwenden lässt.
- die Entwicklung eines Ansatzes zur Ermittlung von Bewirtschaftungsfolgen auf Landwirtschaftsflächen aus Satellitendaten
Der entwickelte Ansatz zur Ermittlung von Bewirtschaftungsfolgen auf Landwirtschaftsflächen aus Satellitendaten unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten gehört zu den wesentlichen Beiträgen des Projektverbundes. Es ist davon auszugehen, dass dieser Ansatz auf andere Landschaftsausschnitte Europas übertragen werden kann. Hierfür besteht ein hoher Bedarf, weil bisherige Landnutzungsinformationen als Modelleingangsparemeter insbesondere wegen fehlender Information über die Nutzungsdynamik die hohen Anforderungen nicht erfüllen.
- Untersuchungen zum trophiewirksamen Nährstoffexport aus den Havel-Fluss-Seen
Die Ergebnisse bezüglich der Nährstoffaushagerung von Gewässersedimenten ermöglichen es in Zusammenhang mit anderen Resultaten des Vorhabens u.a., den Zeitrahmen einzuschätzen, der für einen trophiewirksamen Export von Nährstoffen aus den Havel-Seen erforderlich sein wird.
- die Öffentlichkeitsbeteiligung durch Befragungen
Im Projekt wurden sowohl die Fachöffentlichkeit als auch die betroffenen Akteursgruppen auf verschiedenen Ebenen einbezogen. Die einerseits zur Ermittlung der Werthaltung, der Handlungsfelder und –optionen und andererseits zur Darstellung der Projektergebnisse durchgeführten Befragungen geben Aufschluss über die Akzeptanz der im Rahmen der WRRL vorgeschlagenen Maßnahmen.
- das Entscheidungsunterstützungssystem „DSS-Havel“
Das entstandene DSS stellt eine IT-basierte Synthese der Ergebnisse des gesamten Vorhabens dar und eröffnet einem breiten Kreis potenzieller Endnutzer die Möglichkeit, sich über das Untersuchungsgebiet, die angewendeten Methoden und die erzielten Ergebnisse zu informieren.

- die Entscheidungsunterstützung durch Methoden der Multikriteriellen Analyse (MKA)
Mit den durchgeführten multikriteriellen Analysen und ihrer Einbindung in das DSS-Havel lassen sich die Schritte der Entscheidungsfindung durch die zuständigen Fachbehörden nachvollziehen und die Auswirkungen geänderter Schwerpunktsetzungen untersuchen.
- der Katalog der empfohlenen Maßnahmen
Ein zusammenfassendes, gemeinsames Ergebnis ist der Katalog von möglichen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte der Havel. Darin enthalten ist – als integratives Ergebnis der Szenarienerstellung und der darauf basierenden Modellanwendungen – auch die Abschätzung der Effizienz der vorgeschlagenen Maßnahmen. Es kann festgestellt werden, dass die Gewässergüte der Havel
 - nur mittels einer vielschichtigen Maßnahmenkombination,
 - nicht in einem kurzen Zeithorizont und
 - nur im Verbund aus allen Handlungsfeldern und Teilgebieten entscheidend zu verbessern sein wird.

Eine wichtige Erkenntnis ist, dass eine rein auf die Wassermenge ausgerichtete Bewirtschaftung (Rückbau der Staue o.ä.) bestenfalls einen lokalen Effekt bzgl. der Gewässergüte zeigen wird, für die Havel selbst aber nicht relevant ist. Eine entscheidende Bedeutung kommt der zukünftigen Stoffreduktion aus dem Großraum Berlin zu, insbesondere der noch möglichen Phosphatminderung. Ebenso ist die Entwicklung der Wasser- und Stofffrachten aus dem Spreegebiet (Bergbaueinfluss) von Belang, was aber nicht Gegenstand dieser Forschungen war.

Die große Bedeutung Berlins und des Spreegebietes darf aber nicht den Blick dafür versperren, dass eine Verminderung der diffusen und punktuellen Nährstoffbelastungen im Gewässersystem des Haveleinzugsgebietes trotzdem zu einer bedeutenden Besserung der Gewässergüte führen kann. Diese Effekte betreffen mehr die Stickstoffmengen und sind zum Teil lokal konzentriert. D.h., eine Reduktion der diffusen Einträge ist im wesentlichen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen möglich und dort auch vergleichsweise stark wirkungsvoll. Dabei ist neben der Auswirkung auf die Oberflächengewässer auch der mögliche Rückgang der Stoffkonzentration im Grundwasser zu beachten. Letztlich ist ein besonderes Augenmerk den Situationen in Niedrigwasserperioden zu widmen. Eine rein aufs Mittelwasser bezogene Analyse kann den Blick auf die ökologisch und wasserwirtschaftlich kritischen Trockenzeiten verdecken.

Für die Phosphorkonzentration in der Havel ist die Rückkopplung der Seesedimente mit dem Wasserkörper von hoher Wichtigkeit. Da die dort gespeicherten Phosphormengen erheblichen Umfangs sind, kann eine baldige Aushagerung der Seesedimente und eine damit einhergehende Reduktion der Phosphorkonzentrationen im Sommer nicht erwartet werden. Die in der WRRL angestrebte Verbesserung der Gewässergüte zu einem guten gewässerökologischen Zustand ist – zumindest was die Phosphatkonzentrationen betrifft – deswegen in dem angestrebten Zeitraum bis 2015 kaum zu erwarten.

13.2 Schlussfolgerungen zum gewässerökologischen Zustand im Havelgebiet

Ilka Schönfelder, Jörg Schönfelder

Im Ergebnis der Untersuchungen konnten Aussagen über den ökologischen Referenzzustand der von der Havel durchflossenen Seen und der Havel selbst getroffen werden. Daraus konnte eine Bewertungsskala für die Beurteilung des heutigen Zustandes der Gewässer und der Szenarienergebnisse im Vergleich zum Zielzustand (guter Zustand) abgeleitet werden. Die Havel und ihre Seen wären auch ohne menschliche Einwirkungen heute eutroph (oberhalb Spandau) oder hoch eutroph (unterhalb Spandau). Auf der Fließstrecke der oberen Havel, vom Stolpsee bis zum Niederneuendorfer See und Wannsee/Berliner Unterhavel ist auch ohne menschliche Beeinflussung wegen des Grundwasserzustroms ein leichter Anstieg der TP-Konzentration zu erwarten. Mit bedeutsamen Retentionseffekten zwischen der Spreemündung und dem Breitlingsee ist für die Zeit auszugehen, als die Havelseen im heutigen Berlin und Potsdam noch eine sommerliche Schichtung aufgewiesen haben und zusammengenommen aufgrund ihres großen Volumens Verweilzeiten über ein Jahr aufgewiesen haben müssen. So ist der sukzessive, gleichmäßige Anstieg der TP-Konzentration im Breitlingsee zwischen 8000 BC und 1000 AD nicht nur eine Folge seiner eigenen Verflachung, sondern insbesondere auch die Folge der allmählichen Verflachung der vorgeschalteten Berliner und Potsdamer Havelseen. Die Verflachung führte zur Minderung der flächenspezifischen Netto-Retentionsleistung der Havelseen. Sie verloren mehr und mehr ihre Wirkung als Phosphorsenken, die heute praktisch kaum noch vorhanden ist.

Die TP-Konzentration der Nieplitz mag wie die regionaltypischen Grundwasserkonzentrationen geogen bedingt zwischen 60 und 80 µg/l gelegen haben und hat schon immer den Blankensee "ungefiltert" erreicht, ohne vorher hochgradig retentionswirksame Seebecken durchfließen zu müssen. Das hat im Abfluss des Blankensees, nachdem das P-Retentionsvermögen des Seebeckens nach weitgehender Abflachung erschöpft war, durchflussgewichtet zu den gleichen TP-Konzentrationen wie im Zufluss geführt. Da Diatomeen in einem See die TP-Konzentrationen nicht durchflussgewichtet, sondern zeitlich gemittelt und über die Lichtintensität gewichtet indizieren, werden die relativ hohen sommerlichen Konzentrationen (in Klimaphasen mit durchschnittlich niedrigen Sommerabflüssen) im Vergleich zu durchflussgewichteten Konzentrationswerten überproportional biozönotisch reflektiert. D.h., seeintern sind zeitlich gemittelt und globalstrahlungsgewichtet TP-Konzentrationen im Bereich 100 – 130 µg/l vorhanden, obgleich der durchflussgemittelte Jahresmittelwert im Abfluss, der durch die Zuflüsse ausgeglichen werden kann, nur 60 – 80 µg/l beträgt. So erklärt sich das Phänomen natürlich polytropher Zustände im Blankensee nicht allein durch die hohe geogene Grundbelastung, sondern in gleichem Maße durch die ausgeprägte Saisonalität der Abflussspende. Sie bedingt eine starke TP-Anreicherung im Freiwasser während der Hauptwachstumsphase. Die in Zeiträumen ohne anthropogene Einflüsse stark schwankenden TP-Konzentrationen reflektieren damit z.T. die Veränderlichkeit der Saisonalität der Abflussspende. Hohe Werte sind wahrscheinlich mit relativ niedrigen Sommerabflüssen korreliert. Im Hinblick auf die Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Havelgebiet ist zu schlussfolgern, dass in hypertrophen und polytrophen Flachseen mittelfristig ein günstigerer Trophiezustand er-

reicht werden kann, wenn während der hohen sommerlichen TP-Spitzen möglichst große Abflüsse eingeregelt werden können. Eine konsequente Stauhaltung im Juli und August minimiert hingegen die P-Austräge und verstärkt damit die natürliche Tendenz zur Polytrophy. Die Möglichkeiten, mit einem vergleichmäßigten Jahrgang der Abflüsse auf die Rückführung hypertropher und hoch polytropher Seen des Havelgebietes in einen hoch eutrophen Zustand auslösend oder zumindest beschleunigend einwirken zu können, werden deshalb als groß eingeschätzt. Eine Rückführung stark durchflossener Seen in einen schwach eutrophen Zustand ist nur für Seen unterhalb von Seenkaskaden möglich, wobei zumindest einige der in der Kaskade vorgeschalteten Seen noch große Potenziale zur Netto-P-Akkumulation aufweisen müssen. In der Regel sind solche Potenziale mittelfristig nach jahrzehntelanger P-Überfrachtung nur noch in geschichteten Seen zu erwarten.

13.3 Schlussfolgerungen zum Modelleinsatz und zur Datenbasis im Havelgebiet

Sibylle Itzerott

Die Verwendung eines *konzeptionellen Systemmodells* hat sich in Bezug auf die Integration der wirkungsanalytischen Untersuchungen auch für ein großes Flussgebiet als prinzipiell geeignet erwiesen. Die dahingehenden Potenziale sind im Verbundprojekt jedoch nur teilweise ausgeschöpft worden. Es kamen insgesamt sechs Modelle zum Einsatz, mit denen jeweils nur einige der im Gesamtsystem wirkenden anthropogenen Einflüsse, Inputparameter und Systemreaktionen erfasst wurden. Wie in vielen anderen Projekten gab es Schwierigkeiten bezüglich der Übergabe und Weiterverwendung der Ergebnisse untereinander, die für eine Erfassung des Gesamtzusammenhanges unablässig sind. Das war insbesondere dann ein Problem, wenn schon fertige Modelle an die Gegebenheiten der Havel angepasst werden mussten. Um hier Abhilfe zu schaffen und weil es zum Teil keine brauchbaren Vorgängermodelle gab, wurde an verschiedenen Punkten auf die Schaffung eigener Modelle zurückgegriffen.

Zeitweise erwies sich auch die zur Verfügung stehende Datenbasis als unzureichend, um die im Gesamtmodell vorgesehene Wirkungsanalyse durchzuführen. Während bezüglich der meistens flächenhaften Eingangsdatensätze im Projekt eine Lösung gefunden werden konnte, ist als ein in der Laufzeit nicht endgültig zu behebender Mangel das Fehlen von Beschreibungs- und Verortungsdaten der wasserwirtschaftlichen Bauwerke anzusehen. Die Kenntnis der Tatsache, dass beim Landesumweltamt in Brandenburg ein Bauwerkskataster dazu im Aufbau ist, lässt die Möglichkeit offen, mit dem Modell ArcEGMO, das dafür entsprechend konzipiert wurde, in Zukunft Untersuchungen zur Wirkung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen auf größeren Raumebenen durchzuführen.

Multispektrale Fernerkundungsdaten sind eine tragfähige Datenbasis für die Erfassung von Modellbezugsflächen bezüglich der dynamischen Aspekte der Flächennutzung (insbesondere in der Landwirtschaft). Es besteht die Möglichkeit die Anbauinformationen mit anderen Daten, die ebenfalls auf Anbaukulturen bezogene Informationen berücksichtigen (Düngemengen- und -zeitpunkte, Maschinengewichte pro Flächeneinheit, zusätzlicher oder einzu-

sparender finanzieller Einsatz für Maßnahmen), beliebig zu verknüpfen. Auf Basis von Fernerkundungsdaten können durch multitemporale Ansätze flächenbezogene Parameter gewonnen werden, die insbesondere die Flächennutzungsdynamik in hoher Raum- und Zeit-treue abbilden. Sie besitzen multispektrale und multitemporale Informationen in ausreichender Raumauflösung für große Raumausschnitte, sind diesbezüglich anderen Daten überlegen und daher für das Flächenmonitoring und -management mittels Raum-Zeit-Analysen von wachsender Bedeutung. Um ihre Nutzung zu effektivieren, wurde ein Normklassifikator, bestehend aus normierten spektralen Klassenbeschreibungen, erstellt. Er wurde zur Grundlage der Ermittlung von Anbaukulturen und Fruchtfolgen. Auch wenn die Methode auf Grund ihrer Neuwertigkeit noch Möglichkeiten zur Verbesserung aufzeigt (Einbeziehung von Zusatzwissen über Böden, Anbaueignung, Wasserversorgung), ist mit ihrer Entwicklung ein wesentlicher Fortschritt bei der automatisierten Gewinnung von Informationen über die dynamischen Aspekte der Landnutzung aus Fernerkundungsdaten erreicht worden.

13.4 Schlussfolgerungen zur Wasserhaushaltsmodellierung im Havelgebiet

Stefan Krause, Bernd Pfützner

Szenariosimulationen zum Wasserhaushalt in der grundwasserbestimmten Flussaue mit IWAN auf der Fokusebene zeigen deutlich den geringen Einfluss von veränderter Landnutzung auf den Wasserhaushalt und die Grundwasserdynamik. Ein deutlicher Einfluss auf den Wasserhaushalt konnte im Gegensatz dazu für veränderte Drainagestrukturen nachgewiesen werden. Resultierend aus den Ergebnissen der Szenariosimulationen ergibt sich die Schlussfolgerung, dass nachhaltige Veränderungen im Wasserhaushalt der Tieflandsaue nur durch integrative Maßnahmen unter Einbeziehung von Landnutzungs- wie Gewässerstrukturveränderungen erreicht werden können.

Die mit ArcEGMO durchgeführten Untersuchungen lassen Schlüsse auf die Sensitivität möglicher Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Winterstauerhöhung, Rückbau von Wehren, Reduzierung des Gewässernetzes oder Änderungen der gegenwärtigen Landnutzung zu. Das beruht in besonderem Maße auf dem neu integrierten Grundwassermodell, das erstmals konkret in einem Untersuchungsgebiet eingesetzt wurde und mit dessen Hilfe wichtige Erkenntnisse zur Wirkung von Wehrsteuerungen auf die Grundwasserstände gewonnen werden konnten. Allerdings erschwerten Datendichte und -qualität die Konzeption des Flussgebietsmodells und machten Modellweiterentwicklungen und -ergänzungen notwendig, die sich aufwändiger als vorgesehen herausstellten. Dies betrifft insbesondere die Verfügbarkeit spezieller Daten zur Abbildung von Bewirtschaftungsmaßnahmen im Gewässernetz, die sich prinzipiell als schlecht herausstellte, da keine landesweiten Datenbanken zur Verfügung standen. Deswegen konnten detaillierte Untersuchungen nicht auf der Skala des Gesamtgebietes, sondern nur im Fokusgebiet Hammerfließ durchgeführt werden, das mit seiner angespannten Wasserhaushaltssituation typisch für viele ehemalige Feuchtgebiete Brandenburgs ist. Ein wichtiges Element der hier durchgeführten Untersuchungen war die Erkenntnis, dass sich eine Winterstauerhöhung kaum auf den Wasserhaushalt auswirkt. Durch den Rückbau

von Wehren würde der Wasserrückhalt im Gebiet wegfallen und der Abfluss geringfügig steigen. Die Reduzierung des Gewässernetzes hätte eine signifikante Verringerung des Abflusses zur Folge, wobei der Grundwasserstand in Niederungen großflächig über Flur stünde. Landnutzungsänderungen haben dagegen nur geringe Auswirkungen. Wie bei allen berechneten Handlungsoptionen sind auch hier die Auswirkungen auf die mittlere Gebietsverdunstung sehr gering. Die Untersuchungen liefern aber Hinweise darauf, welche Zielgrundwasserstände mit welcher Landnutzung tatsächlich geplant und umgesetzt werden könnten. Auf Ebene des Gesamtgebietes entstand ein Modell, das je nach Datenlage unterschiedliche Parametrisierungen unterstützt, durch die Integration von Bauwerken und Gewässergeometrien sukzessive weiter ausgebaut werden kann und sich deshalb als Bewirtschaftungswerkzeug in Behörden eignet.

13.5 Schlussfolgerungen zur Nährstoffmodellierung im Havelgebiet

David Kneis, Axel Bronstert, Thomas Gräff, Sibylle Itzerott

13.5.1 Ergebnisse der Nährstoffmodellierung mit SWIM und Anwendungsgrenzen des Modells bei der Simulation diffuser Phosphorausträge

Im Ergebnis der Szenariomodellierungen mit SWIM wurde deutlich, dass für Stickstoff die Einträge aus diffusen Quellen von entscheidender Bedeutung sind, während sich bei Phosphor die Siedlungswassereinträge (aus punktförmigen Quellen) dominant niederschlagen. Die anzuwendenden Maßnahmen sollten diesen Aspekt berücksichtigen. Es hat sich herauskristallisiert, dass Veränderungen in den relativen Anteilen der Landnutzungsklassen zur deutlichen Verringerung der Stickstoffausträge führen können, wobei die Nutzungsaufgabe von Ackerland bzw. Intensivgrünland, Waldumbau mit standortgerechter Bestockung sowie die Ausdehnung von Feuchtgebieten die größte Auswirkung haben. Weiterhin wirken sich auch Extensivierungsmaßnahmen bei Acker und Grünland (wie Zwischenfruchtanbau, Reduzierung der Schnitzzahl) positiv auf die Verringerung der Stickstofffracht im Fließgewässer aus. Weniger relevant ist dagegen eine Veränderung des Düngemanagements auf Ackerflächen, weil schon zum heutigen Zeitpunkt die Methode der „Guten fachlichen Praxis“ angewendet wird. So gelangt durch Düngung eingebrachter Stickstoff kaum in den Fluss. Hier ist eher zu empfehlen, das Management nicht zu verändern.

Bei Phosphor können Veränderungen in der Landnutzung zwar auch Reduzierungen im Austrag bewirken, allerdings sind die Einträge aus diffusen Quellen von untergeordneter Bedeutung. Wesentlich wichtiger sind veränderte Managementmaßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft. Hier muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die im Kapitel 9 dargestellten Simulationsergebnisse von SWIM bezüglich diffuser Phosphatausträge mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

Um diffuse Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei veränderter Landnutzung und/oder Bewirtschaftung eines Einzugsgebiets quantifizieren zu können, sind Simulationsrechnungen mit einem prozess-orientierten (sog. „physikalisch begründeten“) Modell erforderlich. Voraussetzung für derartige Szenariobetrachtungen ist nicht nur, dass das Modell den Ist-Zustand mit zufriedenstellender Genauigkeit wiedergibt, sondern auch, dass dies

„aus den richtigen Gründen“ geschieht. Damit ist gemeint, dass eine gute Anpassung von Berechnungsergebnissen an Beobachtungswerte auf die realitätsnahe Abbildung physikalisch/chemischer Prozesse zurückzuführen sein muss und nicht allein auf eine gute Kalibration (u.U. übermäßig vieler) physikalisch nicht begründeter Modellparameter.

Wie im Kapitel 6.3.1.1 dargestellt wurde, können mit der aktuellen Version des Modells SWIM diffuse Phosphor-Austräge von landwirtschaftlichen Nutzflächen simuliert werden, solange diese im Zusammenhang mit dem Auftreten von Oberflächenabfluss bzw. erosionsbedingtem Sedimenttransport stehen (KRYSANOVA et al. 2000). Stellt Oberflächenabfluss im simulierten Einzugsgebiet eine relevante Abflusskomponente dar (z.B. im Mittelgebirge mit größeren Hangneigungen und gering durchlässigen Böden), ist es gut möglich, dass allein durch die Abbildung dieses Prozesses der überwiegende Teil des P-Austrags vom Modell erfasst wird und beobachtete Frachten erklärt werden können. In Flachlandeinzugsgebieten mit gut durchlässigen Böden auf sandigen Substraten tritt die Bedeutung des Oberflächenabflusses jedoch zurück und dürfte vielfach sogar vernachlässigbar sein. Möglicherweise sind hier jedoch andere, bisher weniger erforschte Mechanismen des Phosphoraustrags von Bedeutung. Dazu zählen etwa

- die vertikale Verlagerung gelösten Phosphors mit dem Sickerwasser sowie die anschließende laterale Verlagerung im Aquifer (sog. „P-Leaching“). Die potentielle Bedeutung dieses Austragspfads nimmt mit abnehmender P-Sorptionskapazität und steigendem P-Sättigungsgrad des Bodens sowie mit abnehmendem Grundwasserflurabstand zu,
- die Auswaschung und beschleunigte Verlagerung von Phosphor in gedrähten Böden,
- die Emission von Phosphor in Zuge der Mineralisierung (und u.U. auch im Zuge einer Wiedervernässung) von Moorflächen.

Diese Mechanismen können mit der bisher verfügbaren Version des Modells SWIM nicht abgebildet werden. Das gleiche trifft auf ggf. auftretende geogene Hintergrundbelastungen (Phosphorfreisetzung aus dem Ausgangsgestein) zu.

13.5.2 Bedeutung diffuser Phosphorquellen im Einzugsgebiet der Havel

Um die Zuverlässigkeit der Modellierungsergebnisse bzgl. des diffusen Phosphoraustrags einschätzen zu können, werden Informationen über die reale Bedeutung der o.g., im Modell SWIM unberücksichtigten Prozesse benötigt. Die nachfolgende Zusammenstellung soll entsprechende Basisinformationen für ein ausgewähltes Untersuchungsgebiet (Nuthe-Einzugsgebiet) liefern und gleichzeitig die Notwendigkeit weitergehender Forschungen zum Phosphoraustrag in Flachlandeinzugsgebieten aufzeigen.

Literaturangaben zur diffusen P-Emissionen im Nuthegebiet

Spezifische Angaben über Phosphoremissionen für das Einzugsgebiet der Nuthe im Zeitraum 1993–1997 enthält LUA (2002). Die dort präsentierten Berechnungsergebnisse des IGB sind in Tabelle 13.1 wiedergegeben. Danach spielen diffuse P-Einträge im Einzugsgebiet der Nuthe eine bedeutende Rolle. Bezogen auf die Nuthe in Babelsberg wird der Anteil des Grundwasserpfades am diffusen P-Eintrag mit ca. 33% angegeben und von Drainagen

mit ca. 8%. Unterstellt man einen weiteren Rückgang der P-Emissionen aus Punktquellen seit Mitte der 90er Jahre, könnte der diffuse Frachtanteil gegenwärtig noch höher liegen.

Tab. 13.1: Mittlere Gesamtphosphoremissionen (PE) für die Einzugsgebiete einiger Pegel des Nuthe-Gebiets im Zeitraum 1993–1997 (LUA 2002a).

| Gewässer | Bezugspegel | PE diffus [t/a] | PE punkt [t/a] | PE gesamt [t/a] | diffus % | punkt % |
|----------|-----------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------|------------|
| Nieplitz | oberhalb der Mündung | 11.4 | 3.4 | 14.8 | 77.0 | 23.0 |
| Nuthe | oberhalb der Nieplitz | 17.3 | 20.8 | 38.1 | 45.5 | 54.6 |
| Nuthe | Babelsberg | 34.1 | 24.3 | 58.4 | 58.4 | 41.6 |

Analyse von Fracht-Abfluss-Beziehungen

Aus einer Analyse der Beziehungen zwischen Stoffkonzentration und Abfluss bzw. Stofffracht und Abfluss lässt sich unter geeigneten Bedingungen ableiten, inwieweit die beobachteten Frachten auf Emissionen auf punktförmige oder diffuse Quellen zurückgehen (z.B. UBA 1999). In Abbildung 13.1 sind beobachtete Gesamtphosphorfrachten bzw. -Konzentrationen am Auslass des Nuthe-Einzugsgebiets (Pegel Babelsberg) über dem Durchfluss aufgetragen. Es lässt sich erkennen, dass

- die TP-Fracht (F) mit dem Durchfluss (Q) ansteigt und nicht von diesem unabhängig ist, wie es beim ausschließlicher Existenz konstanter Emissionen aus Punktquellen der Fall wäre;
- die TP-Konzentration (C) bei niedrigen Durchflüssen ansteigt, wie es zu erwarten ist, wenn Emissionen aus Punktquellen zur Gewässerbelastung beitragen.

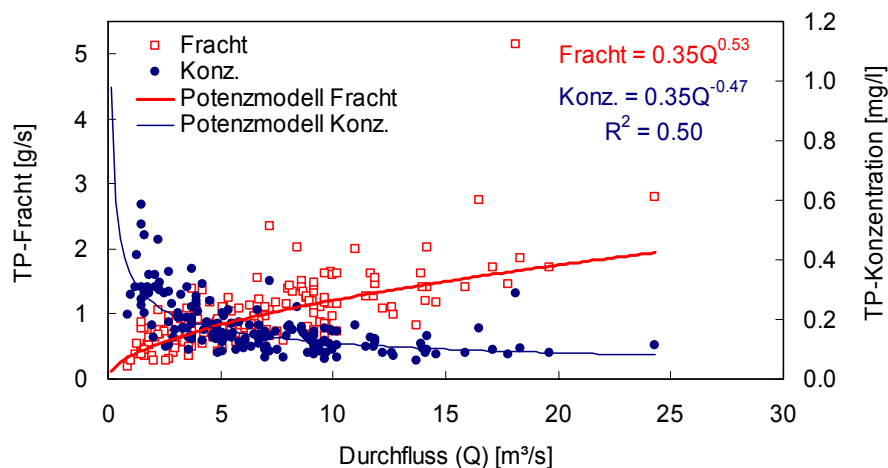


Abb. 13.1: TP-Fracht und TP-Konzentration als Funktion des Durchflusses am Nuthe-Pegel Babelsberg. Bezugszeitraum: 1998–2004

Aufgrund von Abbildung 13.1 lässt sich vermuten, dass im Fall der Nuthe sowohl diffuse als auch punktförmige Phosphoreinträge zur Gewässerbelastung beitragen. Die Aussagekraft dieser Abbildung ist jedoch begrenzt, weil:

1. mit der gewässerinternen Retention von Phosphor gerechnet werden muss (Sedimentation P-haltiger Schwebstoffe; temporäre, saisonal schwankende Speicherung in Makrophyten-Biomasse und Biofilmen). Beide genannten Retentionsmechanismen

- führen dazu, dass bei geringen Durchflüssen (diese treten in der Vegetationsperiode auf) Phosphor im Gewässer zurückgehalten wird, der zum Teil bei höheren Abflüssen (bzw. mit Ende der Vegetationsperiode) wieder remobilisiert und transportiert wird,
2. die Reinigungsleistung von Kläranlagen und damit auch die Effektivität der P-Elimination durchflussabhängig sind. Selbst bei konstanter P-Zufuhr in eine Kläranlage muss deshalb mit einer erhöhten Abgabe bei steigendem Abfluss (und insbesondere bei Abflussspitzen) gerechnet werden und
 3. im Fall der Nuthe die P-Freisetzung aus den Sedimenten der Seen im Nieplitz-Einzugsgebiet u.U. zu einer Verschleierung der Fracht-Abfluss-Beziehungen für Phosphor führt.

Theoretisch ist es also selbst in dem Fall, dass ausschließlich eine konstante P-Fracht aus Punktquellen in das Gewässer geleitet wird, denkbar, dass die Fracht eine starke Durchflussabhängigkeit zeigt und das Vorhandensein diffuser P-Einträge *vorgetäuscht* wird. Abbildung 13.1 ist also lediglich ein Indiz, aber kein eindeutiger Beweis für die Relevanz diffuser P-Emissionen im Einzugsgebiet der Nuthe.

Separation am Pegel beobachteter Phosphor-Frachten

Zur Quantifizierung diffuser Phosphorfrachten bietet sich an, diese als Differenz zwischen beobachteten Frachten am Pegel und bekannten Frachten aus punktförmigen Quellen zu berechnen. Eine solche Bilanzierung konnte bisher für die Nuthe nicht durchgeführt werden, weil:

- längere, valide Zeitreihen der P-Emissionen aller Kläranlagen des Einzugsgebiets nicht verfügbar sind und nur unsicher aus Überwachungswerten zu berechnen sind,
- Randbedingungen auftreten, über die unzureichende quantitative Informationen vorliegen (z.B. Überleitung von Abwasser der Großkläranlage Wassmannsdorf in die Nuthe, langfristige Stoffausträge aus ehemaligen Rieselfeldern),
- für die Berechnung der Gesamtfrachten im Gewässer nur Überwachungswerte mit 14-tägiger Auflösung verfügbar sind,
- die gewässerinterne Retention hinsichtlich ihrer Quantität und hinsichtlich ihres genauen Jahrgangs unbekannt ist.

Eine Bilanzierung für einen Teil des Nieplitz-Einzugsgebiets (oberhalb des Blankensees) wurde von KNEIS (2002) durchgeführt (Tabelle 13.2). Allerdings sind auch hier die angegebenen Emissionen der Kläranlagen aus wenigen Überwachungswerten hochgerechnet und kleinere Kläranlagen im Gebiet sind nicht erfasst.

Tab. 13.2: Vergleich mittlerer TP-Frachten in der Nieplitz mit Emissionen der zwei größten Kläranlagen im zugehörigen Einzugsgebiet (aus KNEIS 2002, korrigiert)

| Jahr | 1998 | 1999 |
|---|-------------|-------------|
| Geschätzte mittlere TP-Fracht von Nieplitz und Pfefferfließ oberhalb des Blankensees [kg/a] | 9600 | 7700 |
| Summe der TP-Emissionen aus den KA Beelitz und Treuenbrietzen [kg/a] | 490 | 1170 |
| Anteil der beiden KA an der Gesamtfracht [%] | 5.1 | 15.2 |

Nach diesen Angaben läge der Anteil diffuser P-Quellen an der Belastung der Nieplitz oberhalb des Blankensees bei über 80%. D.h. selbst wenn die Einträge der beiden berücksichtigten Kläranlagen stark unterschätzt wären und zusätzlich kleinere Punktquellen von Bedeutung wären, ergäbe sich immer noch ein größerer Anteil Phosphor, welcher aus diffusen Quellen stammen muss.

Phosphat-Konzentration im Grundwasser

Ein Austrag gelösten Phosphors aus der Bodenzone müsste sich im Grundwasser nachweisen lassen. Es besteht allerdings das Problem, dass bei gemessenen P-Konzentrationen im Grundwasser nicht zwischen geogenen Hintergrundbelastungen und einem P-Eintrag über das Sickerwasser differenziert werden kann. Einer Veröffentlichung des LUA (2002b) sind einige Anhaltspunkte zur Belastung des Grundwassers mit Phosphat zu entnehmen. Für Gesamt-Brandenburg (ohne Angabe des GW-Leiters) werden dort die in Tabelle 13.3 aufgeführten mittleren Orthophosphat-Konzentrationen angegeben.

Tab. 13.3: Mittlere Ortho-P-Konzentrationen [mg/l] im Brandenburgischen Grundwasser (LUA 2002b).

| Messnetz | Stichprobe | Median | Mittelwert |
|---------------------------|-------------------|---------------|-------------------|
| Sondermessnetz Nitrat | n= 74 | 0.08 | 0.67 |
| Basismessnetz Grundwasser | n= 1290 | 0.11 | 0.24 |

Für das oberflächennahe Grundwasser im Nuthe-EZG sind Werte von 0.05–0.2 mg/l ortho-P (extrem: >0.5 mg/l) angegeben. Allerdings handelt es sich nur um 7 Messstellen, wobei alle Messstellen eine Tiefe > 10 m beproben. Nach Aussage von Schönfelder (LUA, mdl.) wurden auch in nicht landwirtschaftlichen Gebieten Brandenburgs höhere P-Konzentrationen im Grundwasser nachgewiesen, was ein Indiz für eine tatsächlich geogene, nicht durch diffuse Stoffeinträge bedingte P-Belastung des Grundwassers sein kann. Weitere Hinweise auf geogene Belastungen enthalten (DRIESCHER et al. 1999, GELBRECHT et al. 2002, GINZEL & HANNEMANN 2002, DRIESCHER & GELBRECHT 1999). Im konkreten Fall müssen diese Aussagen durch eine Analyse der regionalen Grundwasserströmungen untermauert werden, um eine Beeinflussung durch benachbarte, landwirtschaftlich genutzte Gebiete sicher auszuschließen.

Anteile von Moor- und Dränflächen in Nuthe-Einzugsgebiet

Die Quantifizierung der Auswaschung und Verlagerung von Phosphor durch Dränage ist schwierig, weil Daten zur Lage und Beschaffenheit von Dränagenetzen nur selten zugänglich sind. An dieser Stelle kann nur beispielhaft an der 1989 durchgeführten Meliorationsmaßnahme auf dem Schlag „Nachtbucht“ der Agrargenossenschaft „Der Märker“ in Jänickendorf (Abb. 13.2) das Ausmaß von Dränagen dargestellt werden. Die Fläche liegt im Hammerfliess-EZG im Niederungsgebiet des Baruther Urstromtals. Sie hat Anteil an den Generallegendeneinheiten 16 und 29 der BÜK300, ein Bodenmuster im Spektrum von Braunerde-Gley zum Anmoorgley ist dafür typisch. Auf dem 16 ha großen Schlag (grüne Umrandung) verzeichneten die Nutzer nach der Schneeschmelze und langanhaltenden Niederschlägen Vernässung, der im Schlag befindliche Graben war nicht in der Lage, das überschüssige Wasser abzuführen. Deshalb wurde in die Grabentrasse ein 470m langer Sammler (violett)

aus biegsamem Rohr mit 300mm Durchmesser (Typ „Wi“ NG315) in etwa 1,30m Tiefe eingebracht, der das Wasser aus den 13 Saugern (glasfaserummanteltes 65mm-Tondränrohr NW65 in etwa 1m Tiefe – rot) dem Jänickendorfer Graben zuführt. Die Sauger haben eine Gesamtlänge von 2060m, was zu einer Dränrohrdichte von 129 m/ha führt. Es muß angenommen werden, dass unter diesen Bedingungen verstärkt Phosphor über die Dränage abgeführt wird.



Abb. 13.2: Lage des Dränagenetzes auf dem Schlag „Nachtbucht“ der AG „Der Märker“

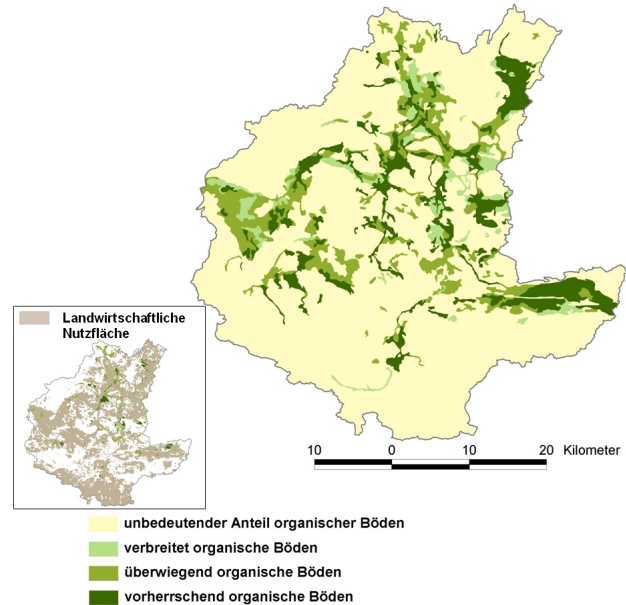


Abb. 13.3: Karte der Verbreitung von organogenen Böden im Einzugsgebiet der Nuthe

Bezüglich der Bedeutung des Mineralisierungsprozesses von Torf auf intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen wurde eine Abschätzung der Anteile von organischen Böden im Einzugsgebiet der Nuthe vorgenommen (Abb. 13.3). Es umfaßt 1806km², davon sind 21% (380km²) von Bodenmustern eingenommen, in denen verbreitet bis vorherrschend Böden organischen Ursprungs dominieren. Auf Basis der BUEK300 wurde ermittelt, dass 7% von Generallegendeneinheiten mit vorherrschendem Bodenanteil aus organogenen Sedimenten, 10% (180km²) von Einheiten mit überwiegendem Anteil und 4% (71km²) von solchen mit verbreitetem Anteil bedeckt sind. Von den organogen domierten Flächen liegen weniger als 10%, also etwa 30km² außerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen, hauptsächlich in Naturschutzgebieten. Demzufolge werden von den 883 km² landwirtschaftlicher Nutzfläche im Einzugsgebiet 350 km² von Landschaften mit dominierend organogener Bodenentwicklung charakterisiert. Das sind 40 % der LN, auf denen der Abbau organischer Substanz im Zusammenhang mit der Bodennutzung zu verstärkter P-Freisetzung durch Mineralisierung von Torf führen kann. Angesichts des Nutzungsdrucks auf Flächen mit Vorteilen in der Wasserversorgung durch Grundwasseranschluss bedarf es der wissenschaftlich abgesicherten Implementierung dieses Prozesses in die Modellierung.

Untersuchungen aus anderen Einzugsgebieten zu Relevanz und Prozessen diffuser Phosphorausträge

Die Bedeutung der unterschiedlichen Transportwege von Phosphor wird von verschiedenen Autoren diskutiert. Die folgende Analyse aktueller Literatur berücksichtigt die Pfade: Auswaschung, Drainageeinfluss, Zwischenabfluss, geogene Hintergrundbelastung und Grundwassertransport sowie den Austrag aus organischen Böden. HEATHWAITE (1997) und HAYGARTH & SHARPLEY (2000) weisen darauf hin, dass neben Oberflächenabfluss auch andere Fließpfade, wie etwa der Zwischenabfluss, für den Transport von Phosphor von Bedeutung sein können. Die Interaktion der einzelnen Kompartimente wird in DJODJIC (2001) an Böden in Schweden beschrieben. HEATHWAITE & DILS (2000) stellen anhand eines Einzugsgebiets in Großbritannien die Beiträge von Grundwasser, präferentiellen Fließpfaden und Oberflächenabfluss am P-Austrag dar. Sie beschreiben den Phosphoraustrag als Schwellenwertprozess, u.a. in Abhängigkeit vom P-Sättigungsgrad. Auf die leichte Mobilisierung in sandigen Böden, in denen inorganische Bodenkolloide und Aluminium- und Eisenoxide fehlen, verweisen MORGAN (1997) und HEATHWAITE (1997). Zusätzlich erwähnen BROKES et al. (1997) Kalziumkarbonat als entscheidende Bodenkomponente für den Rückhalt von P, wobei sie organische, sandige und tonige Böden (u.a. hinsichtlich der Wirkung von Drainagen) untersuchten. In Abhängigkeit vom Korngefüge und P-Sättigungsgrad untersuchter Stechzylinder verschiedener glazialer Böden aus dem Norden der USA diskutieren AKHTAR et al. (2003) die hohe Bedeutung von präferentiellen Fluss und Transport von Phosphat. GODLINSKI et al. (2004) haben verschiedene Böden Ostdeutschlands in Lysimeterversuchen bzgl. der P-Auswaschung untersucht und die größten Verluste in sandigen Böden unter Weidenutzung festgestellt (mittlere P-Konzentration 0.8 mg/l). SIEMENS et al. (2004) konnten in sandigen Böden des Münsterlandes eine Auswaschung von gelöstem P bis in eine Tiefe von 5.6 m bei Konzentrationen um 0.1 mg/l P nachweisen.

Die Bedeutung von Drainagen für den Transport von Phosphor wurde in verschiedenen Studien geprüft. ULÉN & MATTSON (2003) und MORGAN (1997) diskutieren bei welchen Bedingungen Drainagen signifikante Mengen an Phosphor transportieren können und damit eine P-Verlagerung in tiefere Bereiche des Bodens bewirken. KLEINMAN et al. (2003) besprechen die Bedeutung von Drainagesystemen und Makroporen für den Transfer von P in den Vorfluter, besonders bei großzünftig gedüngten Flächen und lehmig-tonigen Böden. Sie konnten im betrachteten Messgebiet hohe Transportraten in Drainagen und Zwischenabfluss nachweisen. In durch Sandböden dominierten Einzugsgebieten in Ostbrandenburg kommen GELBRECHT et al. (2005) ebenfalls zu dem Schluss, dass Drainagen eine hohe Bedeutung für die P-Verlagerung besitzen. HAYGARTH et al. (1998) haben in Lysimeterversuchen un-drainierte und verschieden tief drainierte Böden getestet. Sie verweisen darauf, dass von Drainagen, aufgrund der potentiell ansteigenden P-Sorption in tieferen Bodenschichten, auch eine Retentionswirkung ausgehen kann. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Drainagen eine mögliche Austragsquelle für Phosphor darstellen. Weitergehende Untersuchungen, u.a. bzgl. der Einflüsse von Substrat, P-Sättigung und Vorfeuchte, erscheinen notwendig.

Der Transport von Phosphor im Zwischenabfluss wird in zahlreichen Publikationen aufgegriffen. HEATHWAITE (1997) gibt eine allgemeine Definition des Transports von gelöstem P im

Zwischenabfluss und kommt zu der Erkenntnis, dass auch bei geringen Niederschlagsintensitäten, die keinen Oberflächenabfluss produzieren, bereits ein signifikanter Stofftransport durch den Unterboden stattfinden kann. STAMM et al. (2000) weisen auf die Bedeutung und Interaktion von präferentiell Fluss (siehe auch MULLHOLLAND et al., 1990) und Drainagen bzgl. der schnellen Verlagerung von gelösten Stoffen und v. a. Phosphor hin. SCANLON et al. (2005) konnten mit einem erweiterten TOPMODEL-Ansatz den Phosphortransport modelltechnisch am besten durch oberflächennahen Zwischenabfluss beschreiben. SCHOU-MANS & BREEWSMA (1997) haben eine Erweiterung des Modells ANIMO erfolgreich zur Beschreibung der P-Auswaschung aus einem sandigen Boden angewandt. Es ist festzustellen, dass Zwischenabfluss als Transportprozess für Phosphor potentiell bedeutend sein kann, es sich jedoch um ein gebietsspezifisches Phänomen handelt.

Die geogene Hintergrundbelastung von räumlichen Einheiten wurde vor allem für die südöstlichen Teile Brandenburgs eingehender untersucht. Für die Einzugsgebiete von Spree und schwarzen Elster geben DRIESCHER et al. (1999) eine Hintergrundbelastung von < 0.05 mg/l für Gesamtphosphat und < 0.03 mg/l für anorganisch gelösten Phosphor an (obere Grenzwerte). DRIESCHER & GELBRECHT (1999) haben aus Daten für Gesamt-Brandenburg einen geogenen Hintergrundwert für gelöstes anorganisches Phosphat von < 0.01 – 0.03 mg/l ermittelt. Sie weisen aber auf die große Variabilität selbst in kleinen Skalenbereich hin. In einer Untersuchung des Quellbereichs der Schlaube nahe Eisenhüttenstadt konnten GINZEL & HANNEMANN (2002) einen Gehalt von gelöstem anorg. Phosphat von 0.05 mg/l ermitteln und als Quelle eindeutig pleistozäne Schichten ausmachen. GELBRECHT et al. (2002) geben einen Überblick über die Hintergrundbelastung der Spree. CARLYL & HILL (2001) beschreiben anhand des Boyne River Gebiets (Kanada) die räumliche und zeitliche Varianz des Phosphortransport im Grundwasser. Die zitierten Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass geogene Phosphatbelastungen eine sehr hohe räumliche Variabilität aufweisen können.

Abschließend sei die Quellfunktion bzgl. Phosphor von organischen Böden in Feuchtgebieten erwähnt (z.B. RAISIN et al. 1999). Diese Böden besitzen im brandenburgischen Flachland eine hohe Bedeutung (vgl. Abb. 13.3). Einen eindeutigen Beweis für die erhöhte Gefahr einer P-Auswaschung aus Moorböden liefern SCHLICHTING et al. (2002) mit Untersuchungen in Sachsen-Anhalt. DJODJIC et al. (2005) gehen davon aus, dass der Unterboden für die Quellen- bzw. Senkenfunktion entscheidend ist. Sie zeigen, dass die P-Verlagerung ein sehr kleinräumig variables Phänomen darstellt.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass alle oben aufgeführten Pfade zum Phosphorausstrag aus der Bodenzone bzw. den Eintrag in die Gewässer beitragen können. Im konkreten Fall entscheiden jedoch gebietsspezifische Kriterien (Bodenzusammensetzung, Geologie, Bewirtschaftung, Drainierung etc.) über deren quantitative Bedeutung.

Schlussfolgerungen

Aus den obigen Ausführungen kann geschlussfolgert werden, dass ein Teil der Phosphatbelastung der Nuthe sowie weiterer Fließgewässer auf Einträge aus diffusen Quellen zurückführbar ist. Aufgrund der geringen Reliefenergie und der Dominanz gut durchlässiger Substrate muss davon ausgegangen werden, dass Erosion und Oberflächenabfluss hierbei nicht

als alleinige Quellen diffusen Phosphors auftreten. Vielmehr ist eine relativ erhöhte Bedeutung weiterer Quellen (Auswaschung, Drainagen, geogene Belastungen, Torfmineralisierung) anzunehmen. Da die letztgenannten Austragsprozesse mit der aktuellen Version des Modells SWIM nicht simuliert werden können (Kapitel 6.3.1.1), sind die im Kapitel 9 dargestellten Simulationsergebnisse bezüglich diffuser Phosphatausträge mit großen Unsicherheiten behaftet. Diese Tatsache ist bei Interpretation und Vergleich der Szenarioberechnungen angemessen zu berücksichtigen.

Eine vertiefte Erforschung der Phosphoraustrags- und Verlagerungsprozesse in Flachland-einzugsgebieten ist notwendig, um eine prozessorientierte Erweiterung des Phosphor-Moduls im Modell SWIM vornehmen zu können. Dieses Prozessverständnis ist Voraussetzung für die Ableitung effektiver Managementmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Gewässerzustands im Havelgebiet.

13.5.3 Ergebnisse der Nährstoffmodellierung mit den Modellen ArcEGMO-URBAN, IWAN und TraM

Mit dem Aufbau des Modells ArcEGMO-URBAN ist eine Verknüpfung von hydrologischen Modellierungsansätzen für große Einzugsgebiete mit stadthydrologischen Ansätzen und Schmutzfrachtberechnungen für einzelne Siedlungen gelungen. Durch die GIS-gestützte deterministische Modellierung ist es möglich, den Jahresgang der Stoffeinträge und mögliche Belastungsschwerpunkte unter verschiedenen gesellschaftlichen, klimatischen und technologischen Rahmenbedingungen zu simulieren. Weiterer Forschungsbedarf wird vor allem in einer Weiterentwicklung des Modells mit messtechnisch erweiterter Validierung gesehen.

Die Ergebnisse der mit ArcEGMO-URBAN berechneten Szenarien zur Maßnahmen der Siedlungswasserwirtschaft zeigen zwar lokal große Veränderungen, insgesamt ist der Spielraum aber gering. Unter der Annahme einer weitergehenden Phosphorelimination in allen Kläranlagen wird eine signifikante Reduktion der Phosphoreinträge von 199 t auf 150 t (25%) im Einzugsgebiet erreicht. Durch den intensiven Ausbau der siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen in den letzten 15 Jahren ist über einen weiteren Ausbau bzw. die Erweiterung von Kläranlagen keine wesentliche Verbesserung zu erreichen. Aufgrund des hohen Bevölkerungsanteils ist dagegen die Annahme der Verringerung der Ablaufwerte der drei Berliner Kläranlagen (trotz der schon sehr hohen Reinigungsleistung) auf 0,3 mg/l signifikant. Mit 20% hat diese Maßnahme den größten lokalen Einfluss. Bedingt durch die ausgewählten Maßnahmen und die Struktur des Untersuchungsgebietes tragen auch Gebiete im Süd-Westen und Norden mit einem großen Anteil an Kleinkläranlagen mit einem relativen großem Anteil zur Frachtreduktion bei (30 % bei Phosphor und 55 % bei Stickstoff). Dort ist ein größerer Handlungsspielraum zu sehen, wobei bei der Umsetzung auch an eine weitergehende mobile Entsorgung im Gegensatz zu einem mit hohen Investitionen verbundenen Ausbau der KKA zu prüfen ist. Die mobile Entsorgung hätte keine weiteren Investitionskosten zur Folge und die Wirkung für die Stoffreduktion im Gebiet ist höher. Selbst bei einem technisch theoretisch gleichen Wirkungsgrad von KKA und öffentlicher Kläranlage muss durch Fehler in der Betriebsführung und schlechter Kontrollmöglichkeiten von einem geringeren Gesamtwirkungsgrad aller Kleinkläranlagen ausgegangen werden. Gegen die mobile Entsorgung spricht der zusätzliche Energiebedarf durch die Transportfahrzeuge, die unter Umständen

höheren Betriebskosten und die fehlende Akzeptanz bei Eigentümern von KKA. Da sich aufgrund der besonderen Bedeutung des Phosphors im Haveleinzugsgebiet die ausgewählten Maßnahmen auf dessen Reduktion konzentrieren, wird für Stickstoff keine signifikante Veränderung in den Szenarien modelliert. Ausgehend von 1453 t verringert sich der Eintrag auf 1373 t um 6 %. Allerdings hat sich im Laufe des Projektes gezeigt, dass auch eine Verminderung von N-Einträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft insbesondere zur Limitierung der P-Rücklösung durchaus zur Verbesserung der Gütesituation der Havel beitragen könnte. Es erscheint deshalb sinnvoll, weitere ArcEGOM-URBAN Modellierungen mit Handlungsoptionen zur N-Reduzierung in Kläranlagen durchzuführen. Auch die Anwendung der hohen Forderungen an die P-Reduktion, die jetzt nur für die Berliner Klärwerke als Option angenommen wurde, auf die anderen Anlagen im Einzugsgebiet lässt einen weiteren Rückgang der Phosphatbelastung erwarten, was in weiterführenden Untersuchungen zu belegen wäre.

Die Simulation von Szenarien mit IWAN bzgl. veränderter Nitrateinträge aus der ungesättigten Bodenzone belegen zwar relative Veränderungen der resultierenden grundwasserbürtigen Nitratfrachten. Aufgrund des geringen Anteils an der Gesamtfracht der Havel führen diese Variabilitäten allerdings nur zu äußerst geringen absoluten Veränderungen in der Nitratfracht der Havel.

Die urbanen Phosphateinträge in die Havel waren in den Sedimenten sowohl als erhöhte Gesamt-P-Gehalte pro Trockenmasseeinheit als auch pro Einheit organischer Substanz gut nachweisbar. Stickstoff steht in einem relativ konstanten Verhältnis zur organischen Substanz, so dass sich die Einträge kaum in Form erhöhter Gesamtgehalte manifestieren. Das davon abweichende Verhalten des Phosphors hat seine Ursache in der Möglichkeit einer zusätzlichen anorganischen Festlegung des Phosphates (z.B. an Metalloxiden/-hydroxiden). Eisen, das zum größten Teil über die Spree aus den Braunkohletagebauegebieten der Lausitz und zu einem kleineren Teil auch mit den kommunalen Abwässern zugeführt wird, ist in den Havelsedimenten einer der bedeutendsten Bindungspartner für Phosphat. Der Sättigungsgrad dieser Bindungskapazität (P:Fe- bzw. Fe:P-Verhältnis) wurde bereits in der Literatur als ein wichtiger Faktor, der die P-Rücklösung in Flachseen bestimmt, dargestellt. Zunehmende P-Sättigung bedingt potenziell erhöhte P-Rücklösungsraten. Allerdings setzt dieser Sättigungsgrad nur einen groben Rahmen, innerhalb dessen die P-Adsorptionsfähigkeit redoxabhängig variiert. Wasserturbulenzen, Strömungen und hohe Wasseraustauschraten über den Sedimenten ermöglichen eine permanente Sauerstoffzufuhr, die zu einer P-Festlegung führt. Die beobachtete positive Korrelation des TIC mit dem gelösten Phosphat im Sedimentporenwasser lässt sich ebenfalls über die Wirkung des Redoxpotenzials erklären, da TIC u.a. durch Mineralisierung sedimentierter organischer Substanz in die Sedimente gelangt. Die Mineralisierung senkt aber das Redoxpotenzial und vermindert durch FeS-Bildung zusätzlich die P-Bindungskapazität. Aus diesem Grunde ist die Verkürzung der Verweilzeit des Wassers in den Flusseen zumindest am Beginn der Vegetationsperiode auch für die Eigenschaften der Sedimente bedeutend. Kürzere Verweilzeiten senken vor allem die Konzentration sedimentierbaren Planktons aufgrund höherer Verdünnungsraten (HUPFER et al. 2002). Atomare Fe:P-Verhältnisse $> 8,3$ ($P:Fe < 0,12$) im Sediment, bei denen nach Jensen et al. (1992) in Flachseen im Sommer die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen unter $200 \mu\text{g P l}^{-1}$

sinken können, sind in den Potsdamer Havelseen nur punktuell zu finden. Frühestens nach mehr als 3 Jahrzehnten kann damit gerechnet werden, dass sich durch jährlichen Netto-P-Export solche P:Fe-Verhältnisse wieder einstellen könnten. Da aber offenbar gleichzeitig noch eine langsame direkte Sedimentverfrachtung stattfindet und eine Nachdiffusion aus tieferen Sedimentschichten angenommen werden muss, wird diese Aushagerung einen noch längeren Zeitraum in Anspruch nehmen.

Das im Projekt entwickelte Modell TraM hat sich als Werkzeug zur Simulation des Nährstofftransports in Gewässernetzen mit eingelagerten polymiktischen Flusseen grundsätzlich bewährt. Die Erstellung zuverlässiger Aussagen zur langfristigen Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen in der Unteren Havel erfordert jedoch weitergehende Forschungen. Zum einen sind die im Modell TraM implementierten Ansätze zur Simulation gewässerinterner Stoffumsätze weiter zu entwickeln, wobei der Fokus auf einer robusten Modellierung von Gesamt-Nährstoffkonzentrationen unter Verwendung einer minimalen Anzahl von Modellparametern und Zustandsvariablen liegen muss. Zum anderen erscheinen weitergehende Messkampagnen und die Regionalisierung (u.a. von Sedimentparametern) notwendig, um verlässliche quantitative Schätzungen von aktuellen Nährstoffreserven und Retentionskapazitäten zu ermöglichen.

Die Simulation unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarios hat gezeigt, dass eine merkliche Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern der Stauhaltung Brandenburg emissionsmindernde Maßnahmen in allen angeschlossenen Teileinzugsgebieten erfordert. Ohne eine gleichzeitige Verminderung der Nährstoffeinträge über die Zuflüsse Spree und Teltowkanal bleiben die Auswirkungen einer veränderten Bewirtschaftung in den übrigen Einzugsgebieten (Obere Havel, Nuthe etc.) gering. Zweifellos spielen die Emissionen der Stadt Berlin für die Nährstoffbelastung von Spree und Teltowkanal eine wesentliche Rolle. Nach LUA (2002) gehen jedoch immerhin 43 % der N- und 47 % der P-Einträge in die Spree (Bezugspegel Sophienwerder) auf das Land Brandenburg vor dem Eintritt in das Stadtgebiet Berlins zurück.

Die Ausrichtung des Verbundprojektes an den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie erforderte die primäre Bewertung der Simulationsergebnisse an den entwickelten Bewertungsskalen für die Parameter TP und TN. Diese Bewertungsskalen bieten zwar den großen Vorteil einer plausiblen und mit der Methodik der WRRL konformen Herleitung, sie besitzen jedoch den Nachteil, dass sie praktisch nur auf Jahresmittelwerte der Nährstoffkonzentrationen angewendet werden können. Die zeitliche Variabilität der Konzentrationen, die für den ökologischen Zustand von Gewässern große Bedeutung haben kann, wird durch die Bewertungsmaßstäbe nicht berücksichtigt. Im Hinblick auf ein Wassergütemanagement für die Untere Havel sollen deshalb aus den Ergebnissen der Untersuchung einige weitergehende Schlüsse gezogen werden:

- Die Darstellungen zur P-Rücklösung machen deutlich, dass die Phosphorkonzentration im untersuchten Havelabschnitt in der zweiten Jahreshälfte in entscheidender Weise durch die P-Remobilisierung aus den Sedimenten beeinflusst wird. Das resultierende Konzentrationsniveau schließt eine Phosphorlimitation der Primärproduktion in dieser Phase des Jahres praktisch aus. Die Höhe der in den Sedimenten gespei-

cherten P-Reserve legt nahe, dass noch über viele Jahre mit hohen Rücklösungsra-ten zu rechnen ist, wodurch Anstrengungen zur Verminderung der P-Immissionen überlagert werden. Eine ganzjährige Limitation der Planktonentwicklung durch Phosphor erscheint mittelfristig nicht erreichbar.

- Dagegen ist die Phosphorkonzentration in der ersten Jahreshälfte weitgehend durch die externen Einträge kontrolliert. Daraus ergäbe sich grundsätzlich die Option einer Steuerung der P-Konzentrationen vor dem Einsetzen der sommerlichen Rücklösung durch eine Immissionssenkung. Nach KÖHLER & HOEG (2000) können gerade die Startkonzentrationen im Frühjahr ausschlaggebend für die weitere saisonale Entwicklung des Phytoplanktons sein.
- Vor dem Hintergrund der stark intern kontrollierten Phosphat-Konzentrationen erscheint es sinnvoll, weitergehende Anstrengungen zur Verminderung der Stickstoffeinträge in die Untere Havel zu verfolgen. Insbesondere die hohen Stickstoffkonzentrationen im Teltowkanal bedürfen einer weiteren Reduzierung, um die Seenkette der Potsdamer Havel zu entlasten. Auch hier könnte eine deutliche Verminderung der Konzentrationen im Frühjahr die Planktonentwicklung u.U. nachhaltiger beeinflussen, als eine ganzjährige, vergleichsweise schwächere Konzentrationsminderung. Eine alleinige Fokussierung auf eine Verminderung der Stickstoffkonzentrationen ohne eine parallele Senkung der Phosphatemissionen erscheint aber (u.a. vor dem Hintergrund einer möglichen Stickstofffixierung durch Cyanobakterien) nicht sinnvoll.

13.6 Schlussfolgerungen zur Szenarioentwicklung im Havelgebiet

Jochen Schanze, Wiebke Wendler

Die beschriebene Vorgehensweise der Erarbeitung von Szenarios auf verschiedenen Skalen eignet sich gut, um raumbezogene Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie auf unterschiedlichen Skalenebenen zu kommunizieren und den resultierenden Handlungsbedarf aufzuzeigen. Erst die Zusammenarbeit verschiedener Fachdisziplinen ermöglicht eine umfassende Auseinandersetzung mit der Thematik. So lassen sich die Wirkungsbeziehungen zwischen den vorgeschlagenen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der einen Seite und den die Gewässergüte bestimmenden Parametern auf der anderen Seite oft nur durch den Einsatz verschiedener Methodenbausteine hinreichend nachvollziehen. Diese Bezüge sind für Entscheidungsprozesse wesentlich, wie sie z. B. für die Erstellung von Maßnahmenprogrammen gemäß WRRL notwendig sind. Es ist zudem davon auszugehen, dass sich bei der Umsetzung der WRRL in den Einzugsgebieten die Auswirkungen von Maßnahmen nicht in jedem einzelnen Fall quantitativ werden abschätzen lassen, sondern dass gezielt die empfindlichsten Bereiche bzw. diejenigen Flächen mit besonderem Konfliktpotenzial bezüglich Stoffeinträgen in die Gewässer zu bestimmen sind. Der hier veranschaulichte naturräumliche Ansatz liefert dafür eine entsprechende auf verschiedenen Skalenebenen anwendbare Basis.

In Bezug auf die Formulierung von *Bewirtschaftungsszenarios* konnte eine übertragbare Konzeption vorgelegt werden. Nach der Auswertung der Wasserrahmenrichtlinie können die Ergebnisse des Verbundprojektes als eine wesentliche Grundlage für die nährstoffbezogene

Bewirtschaftungsplanung in Flachlandflüssen und im Speziellen an der Havel dienen. Dabei sollten in Zukunft ergänzend Fragen der Gewässermorphologie einbezogen werden.

13.7 Schlussfolgerungen zur Bewertung durch Akteure, zur sozioökonomischen Bewertung, zur multikriteriellen Analyse im Havelprojekt

Beate Jessel, Gert Neubert, Volker Wenzel

Im Ergebnis der Analyse der sozioökonomischen Auswirkungen der Landnutzungsszenarios lässt sich die Aussage treffen, dass häufig nur geringen Minderungen des Stoffaustrags hohe Kosten bzw. Erwerbsverluste gegenüberstehen, so dass bei der Umsetzung von Maßnahmen eine Prüfung der Effizienz bezogen auf die konkreten Betriebsbedingungen dringend angeraten wird. Das Extremszenario C2.3, in Sonderheit der große Umfang an landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (AL-Umwandlung, GL-Extensivierung/-pflege mit hoher Wasserhaltung), ist vornehmlich wegen seiner gravierenden Auswirkungen auf die Beschäftigungssituation aus sozioökonomischer Sicht abzulehnen. Die Forstmaßnahmen, vornehmlich der Waldumbau, scheinen eine bessere Effizienz aufzuweisen. Allerdings sind die Aussagen vergleichsweise unsicher, so dass Effizienz und Umsetzbarkeit noch detaillierter geprüft werden sollten. Die Effizienz vornehmlich der Grünlandextensivierung mit hoher Wasserhaltung und später Nutzung ist vergleichsweise gering. Den hohen Kosten bzw. Erwerbsverlusten stehen kaum oder nur geringe Minderungen des Stoffaustrages aus Niedermoorgrünland gegenüber. Angesichts des bereits hohen Standes an extensiver Grünlandnutzung sollten diese Maßnahmen nur auf sehr sensible Standorte mit nachweislichen Einträgen begrenzt werden. Die Szenarios C 2.1 und C 2.2 teilweise auch die B-Szenarios übersteigen aus sozioökonomischer Sicht diesen vertretbaren Umfang. Sehr hohe Erwerbsverluste und starker Arbeitskräfteabbau treten vor allem dann auf, wenn die Milchviehhaltung wegen hoher betrieblicher Betroffenheit von den Futterwert und -ertrag senkenden Maßnahmen abgebaut werden muss. Bei Umsetzung dieser Maßnahmen ist daher eine einzelbetriebliche Betroffenheitsanalyse zwingend anzuraten. Der hohe abgeschätzte Ausgleichsbedarf lässt selbst die Umsetzung der B-Szenarios angesichts begrenzter Haushalte als problematisch erscheinen. Umso mehr kommt dem Monitoring zur Feststellung besonders eintragungssensibler und prioritär zu behandelnder bzw. zu fördernder Standort eine wichtige Bedeutung zu.

Die Befragungen in den Fokusgebieten haben gezeigt, dass vor Ort große Vorbehalte gegenüber dem „Top down-Ansatz“ der WRRL existieren, es oftmals aber auch Kommunikationsdefizite zwischen den Akteuren selbst sind, die erhebliche Abstimmungsprobleme bei der Wasser- und Landbewirtschaftung zur Folge haben. Eine nachvollziehbare Aufbereitung möglicher raumbezogener Entwicklungen bei der Umsetzung der WRRL über Landschaftsszenarios kann hier Vermittlungsarbeit leisten. Die Ergebnisse bilden darüber hinaus auch für die Akteure untereinander eine wichtige Kommunikationsgrundlage. Die durchgeführten Akteursbefragungen liefern zudem Hinweise auf die Ausgestaltung des Beteiligungsprozesses der Öffentlichkeit gem. Art. 14 WRRL. Die unterschiedliche Bewertbarkeit der Szenarios durch einzelne Akteursgruppen, die in den Interviews deutlich wurde, zeigt die Notwendigkeit

einer differenzierten, Adressaten bezogenen Aufbereitung der Ziele und Auswirkungen der WRRL. Der Sachverhalt, dass selbst innerhalb derselben Akteursgruppe das Meinungsbild der Interessenvertreter auf der Gesamtebene nicht unbedingt mit dem auf der Fokusebenen identisch war, verdeutlicht zudem, dass Methoden zu entwickeln sind, wie in der Akzeptanz auch zwischen den Ebenen vermittelt werden kann.

Durch die Fokussierung der Integrations Schritte auf die Multikriterielle Analyse (MKA) einerseits und die Equity-Analyse (EQA) andererseits – beide computergestützt durch das Softwaresystem NAIADÉ – werden im Ergebnis zwei in der Regel unterschiedliche Rangfolgen für die zu vergleichenden Alternativen Handlungsstrategien erarbeitet. Die *optimale Rangfolge* ist eine Lösung, die auf objektiven Informationen beruht und mit disziplinären und interdisziplinären wissenschaftlichen Methoden erzielt wurde. Die *Kompromiss-Rangfolge* repräsentiert eine Lösung, die auf subjektiven Informationen (Interessen und Vorlieben) beruht und mit transdisziplinären Methoden abgeleitet wurde. Beide zusammen bilden die Quintessenz des gegenwärtigen Systemwissens, das zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen eingesetzt werden kann. Ihr singulärer, handlicher Charakter ist deshalb erwünscht und beabsichtigt. Er soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die ganze Komplexität des studierten Systems auf dem Wege der Ableitung dieser Rangfolgen transparent gemacht wurde, dass eine konsistente Wissensbasis erarbeitet wurde, dass bei Bedarf auf weitere Details innerhalb dieses geordneten Ablaufes jederzeit wieder zurückgegriffen und dass der ganze Prozess unter modifizierten Bedingungen wiederholt werden kann. Als Limitierung erscheint somit weniger die Methode selbst als die zu ihrer Anwendung notwendigen Ressourcen.

13.8 Schlussfolgerungen zum Einsatz des DSS im Havelverbundprojekt

Werner Lahmer

Mit dem DSS-Havel steht einem großen Kreis potenzieller Anwender ein auf einer verbreiteten Hard- und Software-Architektur basierendes und praxisnah arbeitendes Werkzeug zur Verfügung, das als Informationsquelle, zur Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und zur Formulierung von Maßnahmen in Flussgebietsplänen genutzt werden kann. Dabei war der Entwicklungs- und Realisierungsaufwand hoch, da die notwendige Strukturierung und Harmonisierung des Gesamtmaterials zusätzlich in praktikable IT-Lösungen umgesetzt werden musste. Hier wurde konzeptionelles Neuland betreten. Die Entwicklung des DSS-Havel trägt der Tatsache Rechnung, dass es immer noch erhebliche Widerstände gegen solche Systeme gibt, da sich viele Entscheidungsträger „die Entscheidung nicht von einem Computer abnehmen lassen wollen“. Die Integration eines Werkzeuges zur Multikriteriellen Analyse (MKA) ist zwar eine notwendige Voraussetzung zur Unterstützung der Entscheidungsfindung, doch reicht seine Bereitstellung alleine nicht aus, um Entscheidungsträger in die Lage zu versetzen, „gute“ Entscheidungen zu treffen. Grundsätzlich werden weder MKA noch PC-basierte Entscheidungssysteme ein Beratungsgremium ersetzen, sondern dieses lediglich unterstützen können.

13.9 Schlussfolgerungen zu weiterem Forschungsbedarf im Havelgebiet

Sibylle Itzerott, Axel Bronstert, David Kneis, Werner Lahmer

Für die Aufstellung eines Maßnahmenprogramms ist deutlich geworden, dass trotz aktuellster Modellierungswerkzeuge eine für die örtliche Umsetzung hinreichend konkrete Aussage nur auf lokaler Ebene erreicht werden kann. Hierfür sprechen auch die Untersuchungen zur Beteiligung der Öffentlichkeit, die letztlich die Umsetzungspotentiale der Bewirtschaftungsplanung bestimmen.

Wie zuvor bemerkt, setzen sich Unsicherheiten in grundlegenden Annahmen direkt in Unsicherheiten bezüglich der Aussagegültigkeit über die Wirkung der Maßnahmen fort. Zur Minderung dieser Unsicherheiten wurde folgender weiterer Forschungs- und Untersuchungsbedarf identifiziert, der sich aus der Zusammenschau der vorangegangenen Schlussfolgerungen ergibt:

- Eine Vertiefung der Gültigkeit der Bewertungsskala für den „guten ökologischen Zustand“ (Untersetzung der Klassifizierungswerte für den Gesamtstickstoff, Bezug zu Niedrigwasserkonzentrationen, Kontext zu ähnlichen Fluss-Seen-Landschaften der EU) ist notwendig.
- Die Untersuchung der Wirkung von Landnutzungsänderungen auf die regionale Grundwasserqualität muss verstärkt werden. Neben der Auswirkung auf die Oberflächengewässer ist auch der Rückgang der Stoffkonzentration im Grundwasser von großer Wichtigkeit. Erste Analysen ergaben, dass hier durch Landnutzungsänderungen ein stärkerer oder schnellerer Rückgang erwartet werden kann als beim Oberflächengewässer.
- Die Spezifikation der in die Betrachtung eingehenden Kläranlagentechnologie und der Mischwasserentlastungen sowie eine messtechnisch erweiterte Validierung des entwickelten flussgebietsbezogenen siedlungswasserwirtschaftlichen Modells muss erfolgen.
- Es bedarf eines Upscaling der Wirkung der Gewässernetzdichte, z.B. in Form der Modellierung der Wirkung einer geänderten Drainagennetzdichte und von Gewässerrandstreifen auf den Stoffeintrag auf der Mesoskala.
- Bezüglich der Modellierung diffuser Phosphoreinträge und ihrer Verlagerungs- und Austragsprozesse in Flachlandeinzugsgebieten müssen die bisher nicht berücksichtigten Faktoren (Auswaschung, Drainagen, geogene Belastungen, Torfmineralisierung) ins Modellsystem aufgenommen werden.
- Die im Experiment erzielten Ergebnisse müssen unter Beachtung des Einflusses des Sauerstoffeintrags in die Sedimente durch Strömungen und Wasserturbulenz sowie der Eintrag organischer Substanz, die Sauerstoff zehrt und das Redoxpotenzial senkt, in eine übertragbare Modell-Beschreibung des Nährstoffumsatzes in den Seen, insbesondere des Umsatzes in den Seesedimenten, überführt werden.
- Die Wirkung der „Selbstreinigungskraft“ der fließenden Gewässer in Kombination mit den Wirkungen des Nährstoffumsatzes der Seen (auch Wirkung einer geän-

dernten Gewässermorphologie; Interaktion mit den Flussauen und deren periodischer Überflutung) muss in die Betrachtungen einbezogen werden.

- Es bedarf der Berücksichtigung der Wirkung der Klimaänderungen, insbesondere bzgl. Niedrigwassersituationen (Szenarios des Niederschlags und der Temperatur unter geänderten Klimabedingungen, durch Downscaling von Niederschlagsbedingungen unter Klimaänderungen, Modellierung des dies bezüglichen Wasserhaushaltes auch unter geänderten Wachstumsbedingungen).
- Nur die Weiterentwicklung der theoretischen, methodologischen und technologischen Integration ausgewählter Teilfragestellungen kann zu einem umfassenden werkzeug-basiertes Flussgebietsmanagement führen.
- Es bedarf der Entwicklung von Methoden der Öffentlichkeitsbeteiligung und Akzeptanzvermittlung, die differenziert auf einzelne Akteursgruppen Bezug nehmen bzw. in der Akzeptanz auch zwischen den einzelnen Ebenen (des Gesamtgebietes sowie der Teileinzugsgebiete) vermitteln. Im Forschungsverbund wurde deutlich, dass die Möglichkeiten, die bestehende administrative Instrumente bieten, z.T. noch nicht optimal ausgeschöpft werden.

14 Literatur

- AKHTAR, M.S., B.K. RICHARDS, P.A. MEDRANO, M.DE GROOT & T.S. STEENHUIS (2003): Dissolved Phosphorus from undisturbed soil cores: related to adsorption strength, flow rate, or soil structure? *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol.:67, 458–470
- ATV-DVWK (2004): Abbaugrade deutlich verbessert – 16. ATV-DVWK Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2003. *Korrespondenz Abwasser*, 51(10), S. 1076-1080
- BACCINI, P. & H.-P. BADER (1996): *Regionaler Stoffhaushalt; Erfassung, Bewertung und Steuerung*. Heidelberg u.a., Spektrum
- BARSCHE, H. et al. (1994): *Bewertung und Gestaltung der naturnahen Landschaft in Schutzgebieten, Erholungs- und Freizeitgebieten*. Potsdamer Geogr. Forschungen, Bd. 8
- BECKER, A. & W. LAHMER (2004) (Hrsg.): *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Weißensee-Verlag, Berlin, 494 S.
- BECKER A., B. KLÖCKING, W. LAHMER & B. PFÜTZNER (2002): The Hydrological Modelling System ARC/EGMO. In: Singh, V.P. & Frevert, D.K. (ed.), *Mathematical Models of Watershed Hydrology*, Littleton/Colorado
- BEHRENDT, H. & D. OPITZ (1996): *Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flußseen im Raum Berlin: Berichte des IGB, Heft 1*
- BEHRENDT, H., P. HUBER, M. KORNMILCH, D. OPITZ, O. SCHMOLL, SCHOLZ & R. UEBE (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. UBA-Forschungsbericht (UFOPLAN-Nr. 296 25 515), Berlin
- BEHRENDT, H.; D. OPITZ, O. SCHMOLL & W.-G. PAGENKOPF, 2002: *Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg*. Fachbeiträge des Landesumweltamtes 68
- BEVEN, K., R. LAMB, P. QUINN, R. ROMANOVICZ & J. FREER (1995), TOPMODEL, In: Singh, V.P. (Ed.): *Computer models of watershed hydrology*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado
- BEVEN, K. & M. KIRKBY(1979): A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Science Bulletin* 24(1), 43-69
- BfG (2003): *GLOWA Elbe I, Schlussbericht zur Teilaufgabe 2.3 „Ballungsraum Berlin/Untere Havel“*. BfG-Bericht Nr. 1398; Koblenz November 2003
- BIEGEL, M.; J. SCHANZE & P. KREBS (2005): ArcEGMO-URBAN – Hydrological Model for point sources in River Basins. *Water, Science and Technology*. 52(5). S. 249-256
- BIEGEL, M. & J. SCHANZE (2005): *Mesoskalige Quantifizierung der urbanen Nährstoffeinträge in das Flussgebiet der Havel mit dem GIS-gestützten hydrologischem Modell ArcEGMO-URBAN*. In: Wittmann, J. & Thinh, N. X. (Hrsg.): *Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften*. Umweltinformatik, Shaker Verlag Aachen, S. 149-158
- BIEGEL, M. (2006): *Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung urbaner Nährstoffeinträge in Gewässer auf Flussgebietsebene*. Dissertation, Dresdner Berichte 26, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft der TU Dresden.
- BRIEM, E. (2000): *Karte der Fließgewässerlandschaften Deutschlands*, Umweltbundesamt
- BRONSTERT, A. (Hrsg., 2004): *Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder*. Schlussbericht zum BMBF-Projekt, Brandenburgische Umweltberichte 15, Potsdam
- BROOKES, P.C., G. HECKRATH, J. DESMET, G. HOFMAN & J. VANDERDEELEN (1997): *Losses of Phosphorus in drainage water*. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., Johnston, A. E. (ed.) (1997): *Phosphorus loss from soil to water*, CAB International

- CARLYL, G.C. & A.R. HILL (2001): Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths lithology and redox chemistry. *Journal of Hydrology* Vol.: 247, 151–168
- CHAPRA, S.C. (1997): *Surface water quality modeling*. McGraw-Hill
- CHIANG, W. & W. KINZELBACH (2001): *3D-Groundwater Modeling with PMWIN – a Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York
- CHIANG, W. & W. KINZELBACH (1993): *PMPATH for Windows. User's manual*, Distributed by Scientific Software Group, Washington, DC
- COHEN, S.J. (Ed.) (1997): *Mackenzie Basin Impact Study, Final Report*. Environment Canada: Downsview, Ontario, Canada
- DJODJIC, F. (2001): *Displacement of phosphorus in structured soils*. Doctor thesis. Swedish University of Agricultural sciences Department of soil science, Uppsala
- DJODJIC, F., K. BÖRLING & L. BERGSTRÖM (2003): Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality* Vol.: 33, 678–684
- DONABAUM, K., M. SCHAGERL, K. TEUBNER & M.T. DOKULIL (1998): Sanierung und Restaurierung der Alten Donau in Wien, Österreich. *Dt. Ges. Limnol., Tagungsber. Bd. I, 1998*: 264 – 268
- DRIESCHER, E. & J. GELBRECHT (1998): Investigations of springs - a means to estimate the geogenic phosphorus background of surface waters. In: *Jahresforschungsbericht 1998*, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berichte des IGB, Heft 8/1999
- DRIESCHER, E., H. BEHRENDT, G. SCHELLENBERGER & R. STELLMACHER (1999): Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete, *Studien und Tagungsberichte Band 23*, Landesumweltamt Brandenburg
- ELLMANN, H. & B. SCHULZE (2002): *Entwicklung naturnaher Strukturen in der Unteren Havel - Teil 1 und 2, Gutachten zur Renaturierung der Unteren Havel, Sieversdorf*
- FIALA, P. & J. FABRY (1993): SYMCA – System for Multicriteria Analysis. *Central European Journal for Operations Research and Economics*, Volume 2, Number 2. PROFIS: Bratislava, 177-183
- FRIEDRICH, G. (1998): Integrierte Bewertung der Fließgewässer – Möglichkeiten und Grenzen. In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; *Integrierte ökologische Gewässerbewirtschaftung; Inhalte und Möglichkeiten*. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 51: 35-56
- FÜRST, D. & F. SCHOLLES (2001): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, S. 200 ff
- GELBRECHT, J., H. LENGSELD, R. PÖTHIG & D. OPITZ (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, Vol.: 304, 151–165
- GINZEL, G. & M. HANNEMANN (2002): Hohe Phosphatbelastungen in Gewässern des Schlaubegebietes (Südostbrandenburg) und deren geogene Ursachen, *Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge*, Heft 9, 69–75
- GINZEL, G. & CH. ERTL (2002): *Gutachten zur Ermittlung von Möglichkeiten zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes im südlichen Stechlinseegebiet (Hydrogeologisches Gutachten NSG Stechlin – Süd)*, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
- GODLINSKI, F., P. LEINWEBER, R. MEISSNER & J. SEEGER (2004): Phosphor status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.: 68, 47–57
- GRÜTZNER, R., HÄUSLEIN, A. & B. PAGE (1995): Werkzeuge für die Umweltmodellierung und –simulation. In: PAGE & HILTY (1995: 191-218)
- HABECK, A., V. KRYSANOVA & F. HATTERMANN (2004): Integrierte Analysen zur Wasserqualität in mesoskaligen Einzugsgebieten des Tieflandes. - In: *Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten. – Beiträge zum Tag der Hydrologie 2004. – Hydrologische Wissenschaften. – H. 5/2004*

- HARBAUGH, A. & M. Mc DONALD(1996a): User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference groundwater flow model, USGS, Open-File Report 96-485
- HARBAUGH, A. & M. Mc DONALD(1996b): Programmer's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model, USGS, Open-File Report 96-486.
- HAYGARTH, P.M., HEPWORTH, L. & S.C. JARVIS (1998): Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, Vol.: 49, 65–72
- HAYGARTH, P.M & A.N. SHARPLEY (2000): Terminology for phosphorus transfer. *Journal of Environmental Quality*, Vol.: 29, 10–15
- HATTERMANN, F., V. KRYSANOVA & A. HABECK (2005): Integrated river basin modelling including wetlands and riparian zones in the Elbe River basin. – In: *Dynamics and Biochemistry of River Corridors and Wetlands*. – IAHS Publications
- HEATHWAITE, A.L. (1997): Sources and pathways of Phosphorus loss from agriculture. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., Johnston, A. E. (ed.) (1997): *Phosphorus loss from soil to water*, CAB International
- HEATHEWAITE, A.L. & R.M. DILS (2000): Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *The Science of the Total Environment* Vol.251/252, 523–538
- HEC (2002): US Army Corps of Engineers Hydraulic Engineering Center (HEC): HEC-RAS River Analysis System – Version 3.1; User's manual, Hydraulic reference and Applications guide; November 2002
- HICKISCH, A. (2004) Ableitung flussmorphologischer Parameter aus historischen Karten und strigraphischen Untersuchungen – Ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für die Nuthe/Brandenburg. Diplomarbeit, Universität Potsdam
- HOFFMANN, A. (1999): Mathematical modeling of phosphorus dynamics in rivers with special regard to phosphate remobilization from sediment. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Ökosysteme und Umweltinformatik der BTU Cottbus
- HUPFER, M., J. GELBRECHT, J. KÖHLER, G. ACKERMANN & M. SCHULZ (2002): Kapitel „Nährstoffdynamik“. In: Köhler, J. et al. (Hrsg.), *Die Spree*. *Limnologie aktuell* Bd. 10: 100-119
- ITZEROTT, S. & K. KADEN (2005): Bereitstellung raum-zeit-bezogener Modellierungsparameter unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Enderbericht Teilprojekt 6, GeoForschungsZentrum Potsdam und Universität Potsdam. www.havelmanagement.net
- ITZEROTT, S., D. MÜLLER & K. KADEN (2004): Klassifikation agrarischer Nutzungen unter Verwendung spektraler Normkurven, *Hallesches Jahrb. Geowiss., Reihe A*, Bd. 26, S. 79–96, Halle
- JAHN, D.& M. KLEIN (1995). *Der Tegeler See – ein Beispiel der Eutrophierungsbekämpfung im Ballungsraum Berlin*. Studien- und Tagungsberichte des LUA Brandenburg „Die Havel“ Bd. 8: 38 – 45
- JENSEN, J.P., E. JEPPESEN, P. KRISTENSEN, P.B. CHRISTENSEN & M. SONDERGAARD (1992): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow danish hypertrophic lake; *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 77: 29–42
- JENSEN, J.P., P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN (1990): Relationships between nitrogen loading and in-lake nitrogen concentrations in shallow danish lakes; *Verh. internat. Verein. Limnol.* 24: 201–204
- JENSEN, H.S., P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN & A. SKYTTHE (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731–742
- JESSEL, B. (2000): Von der „Vorhersage“ zum Erkenntnisgewinn – Aufgaben und Leistungsfähigkeit von Prognosen in der Umweltplanung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32, Heft 7/00, S. 197–203.

- JESSEL, B. & J. JACOBS (2005): Leitbildorientierte Bewertung von Landschaftsszenarios als Grundlage für das Management. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 9, Universität Potsdam. www.havelmanagement.net
- KEIZER, P., A.J.C. SINKE (1992): Phosphorus in the sediments of the Loosdrecht lakes and its implications for lake restoration perspectives. *Hydrobiologia* 233: 39–50
- KINZELBACH, W. & R. RAUSCH (1995): Grundwassermodellierung, eine Einführung mit Übungen. Stuttgart; Berlin, Borntraeger, ISBN 3-443-01032-6
- KLEINMAN, J. A., NEEDELMAN, B.A., SHARPLEY, A.N. & R.W. McDOWELL (2003): Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. *Soil Sci. Soc. Am. J. Vol.:* 67, 215–224
- KNEIS, D. (2002): Verkürzung der Verweilzeit des Wassers – Eine Option zur Verbesserung der Wassergüte eines See-Fluss-Systems? Modelluntersuchung zur Möglichkeit einer Durchflussaufhöhung und Analyse von Wassergüte-Abfluss-Beziehungen am Beispiel der Nieplitz (Brandenburg); Diplomarbeit, Uni Potsdam, Inst. f. Geoökologie
- KNEIS, D. (2005): Nährstofftransport im Gewässersystem. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 3b, Universität Potsdam. www.havelmanagement.net
- KNEIS, D., R. KNÖSCHE & A. BRONSTERT (2005): Model-based analysis of nutrient retention and management for a lowland river, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, Volume 2, Number 6, 2549-2579
- KNÖSCHE, R. (1998/99). Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus den Sedimenten in hydrologisch unterschiedlich beeinflussten Auegewässern eines stauregulierten Tieflandflusses (untere Havel, Brandenburg). *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7: 207 – 218
- KNÖSCHE, R. (2005): Nährstoffaushagerung von Flussee-Sedimenten. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 7, Universität Potsdam. www.havelmanagement.net
- KÖHLER, J. & S. HOEG (2000): Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. – *Hydrobiologia* 424: 13–24
- KORN, N., B. JESSEL, B. HASCH & R. MÜHLINGHAUS (2005): Wasserrahmenrichtlinie und Flussauen – Schnittstellen und Empfehlungen für die Zusammenarbeit von Naturschutz und Wasserwirtschaft. Schlussbericht zum F+E-Vorhaben „Die Relevanz der Wasserrahmenrichtlinie für Flussauen aus naturschutzfachlicher Sicht“, FKZ 802 82 100. Erscheint in: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bonn-Bad Godesberg
- KRAMM, H.-J. (HRSG.) (1989): Der Bezirk Potsdam – Geographische Exkursionen, Hermann Haack, Gotha
- KRANAWETTREISER, J. (2002): Hochwasserschutz durch Überschwemmungsflächen (Havel). Material für das weiterbildende Studium Bauingenieurwesen, Wasser und Umwelt im Sommersemester 2002, Bauhaus-Universität Weimar
- KRAUSCH, H.D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. *Limnologica* 2, 145–203
- KRAUSE, S., A. BAUER, M. MORGNER & A. BRONSTERT (2004a): Wasserhaushaltsmodellierung als Beitrag zur Erstellung eines nachhaltigen Flussgebietsmanagements an der Unteren Havel, *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Heft 6
- KRAUSE, S. & A. BRONSTERT (2004b): Wasserhaushaltssimulationen unter Einbeziehung von Grundwasser - Oberflächenwasser - Kopplung zur Optimierung szenarienbasierter Handlungsoptionen für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement an der Unteren Havel. In: Ludwig, Reichert, Mauser (Hrsg.): *Neue methodische Ansätze zur Modellierung der Wasser- und Stoffumsätze in großen Einzugsgebieten*. Kassel University Press
- KRAUSE, S. & A. BRONSTERT (2004c): Approximation of Groundwater - Surface Water - Interactions in a Mesoscale Lowland River Catchment, *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century*, British Hydrological Society 2, 408–415.

- KRAUSE, S. & A. BRONSTERT (2005a): An advanced approach for catchment delineation and water balance modelling within wetlands and floodplains. *Advances in Geosciences*, in press
- KRAUSE, S. & A. BRONSTERT (2005b): Water Balance Simulations and Groundwater - Surface Water – Interactions in a Mesoscale Lowland River Catchment. *Hydrological Processes*, accepted
- KRAUSE, S. (2005): Untersuchung und Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransportprozessen in grundwassergeprägten Landschaften am Beispiel der Unteren Havel. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 3a, Dissertation, Brandenburgische Umweltberichte 17, Potsdam
- KRYSAKOVA, V., F. WECHSUNG, R. ARNOLD & J. SRINIVASAN (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model), User Manual, PIK Report Nr. 69, Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK)
- KRYSAKOVA, V. & A. HABECK (2005): Szenarioanalysen zur Wassermenge und Wassergüte im Einzugsgebiet der Havel. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 5, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. www.havelmanagement.net
- KRYSAKOVA, V., D. MÜLLER-WOHLFEIL & A. BECKER (1996): Integrated Modelling of Hydrology and Water Quality in mesoscale watersheds, PIK Report No. 18, Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK).
- KTBL (2004): Betriebsplanung Landwirtschaft 2004/2005. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 19. Auflage
- LAHMER, W. (2003): River Basin Management: What about Climatic Changes? In: *Hydrology of Mediterranean and Semiarid Regions* (Edts.: Servat, E., Najem, W., Leduc, C. and Shakeel, A.). IAHS Publication no. 278, ISSN 0144-7815, IAHS Press, Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK, 324–331
- LAHMER, W. (2004): Möglichkeiten und Grenzen von DSS bei der Umsetzung der Europä-ischen Wasserrahmenrichtlinie. In: Möltgen, J. und Petry, D. (Hrsg.): *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements*. IfGIprints 21, 63-71. Institut für Geoinformatik, Univ. Münster, ISBN 3-936616-21-3, 2004
- LAHMER, W. (2005): GIS-basiertes Szenarienanalyse- und Bewertungstool zur Darstellung von Wassermenge und Wasserqualität im Gewässersystem. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 8, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. www.havelmanagement.net
- LAHMER, W., J. STEIDL, R. DANNOWSKI, B. PFÜTZNER & R. SCHENK (2000): Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.). *Studien und Tagungsberichte*, Band 27, ISSN 0948-0838, Eigenverlag, Potsdam
- LAHMER, W. & A. BRONSTERT (2003): River Basin Management and Global Change Impacts. 2nd International Symposium on Integrated Water Resources Management (IWRM), 'Towards Sustainable Water Utilization in the 21st Century (ICWRS)', Univ. of Stellenbosch, Stellenbosch, Western Cap, South Africa, 22-24 January 2003. IAHS Red Book Series
- LAHMER, W. & B. PFÜTZNER (2003): Orts- und zeitdiskrete Ermittlung der Sickerwassermenge im Land Brandenburg auf der Basis flächendeckender Wasserhaushaltsberechnungen. PIK-Report Nr. 85, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V., September 2003, ISSN 1436-0179
- LFE (Landesforstanstalt Eberswalde)(1999): Forstliche Rahmenplanung im Land Brandenburg - Teilplan Waldanteil/Waldvermehrung, Ergebnisse der Flächenabstimmung der Erstaufforstungspotentiale zwischen Forst- und Landwirtschaft
- LUA (1995) (Hrsg.). *Die Havel*. Studien und Tagungsberichte Bd. 8, 86 S.
- LUA (2002a) (Hrsg.): *Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg*. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Heft 68
- LUA (2002b): *Grundwasserbeschaffenheit in Brandenburg 1995-2000*, Studien- & Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg, Band 41
- LUDWIG, K. & K. GERLINGER (1998): Studie zu den Möglichkeiten und Problemen der praktischen Umsetzung der vorgeschlagenen Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Forschungsbericht 98-047. Berlin

- LVL (2005): Datensammlung für die Betriebsplanung im Land Brandenburg. – Schriftenreihe des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Frankfurt (Oder), Reihe Landwirtschaft, H.1
- MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: DENCKE, R. & B. NIXDORF (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002, ISSN 1434-6834.
- MELF/MUNR-STEUERGRUPPE (1997): Leitlinien der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung. – in: Landesumweltamt Brandenburg [LUA] [Hrsg.] (1997): Entscheidungsmatrix als Handlungshilfe für die Erhaltung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen in Niedermooren. Fachbeiträge des Landesumweltamtes (27), Potsdam
- MENEGOLO, L. & A. PEREIRA (1996): NAIAD - Manual and Tutorial. EC - Joint Research Centre, Ispra, Italy
- MIETZ et al. (1998): Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland, LUA Brandenburg
- MISCHKE, U., B. NIXDORF, A. HOFFMANN, S. HILT, R. VARLEMANN, C. ORENDT, E. HOEHN, I. SCHÖNFELDER, A. BRANDE, C. SCHINDLER, S. JAHNS, J. RÜCKER & F. VIEHBERG (2003): Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton. Teilprojekt 3: Paläolimnologische Untersuchungen in brandenburgischen Flachseen zur Ableitung eines Leitbildes. Studie im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg, unveröff., 1-141
- MORGAN, M.A. (1997): The behaviour of soil and fertilizer Phosphorus. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., Johnston, A. E. (ed.) (1997): Phosphorus loss from soil to water, CAB International
- MULHOLLAND, P.J., WILLSON, G.V. & P.M. JARDINE (1990): Hydrochemical response of a forested watershed to storms: effects of preferential flow along shallow and deep pathways. Water Resources Research, Vol. 26, No. 12, 3021–3036
- MULR (2000): Rahmenempfehlungen zur Düngung 2000 im Land Brandenburg. – Hrsg. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
- MLUR, 2004: Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2003. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam.
- MUNDA, G. (1995): Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Theory and Applications in Ecological Economics. Physica-Verlag: Berlin
- NASH, J. E. & J. V. SUTCLIFFE (1970): River flow forecasting through conceptual models, 1. A discussion of Principles. – Journal of Hydrology 10: 282–290
- NEUBERT, G. & R. THIEL (2005): Analyse und Bewertung sozioökonomischer Auswirkungen und politischer Instrumentarien eines unterschiedlich zielorientierten Flussgebietsmanagements. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 11, Landesamt für Verbraucherschutz, Land- und Forstwirtschaft. www.havelmanagement.net
- NIEHOFF, D. (2002): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala, Brandenburg. Umweltberichte, Potsdam, Heft 11
- NIEHOFF, D. & A. BRONSTERT (2001): Influences of land-use and land-surface conditions on flood generation: a simulation study, In: Sicker, F.; Marsalek, J. Tamp; Zeman, E. (Eds): NATO workshop on source control measures for stormwater runoff
- OEHMICHEN, J. (1986): Pflanzenproduktion - Bd. 2 Produktionstechnik. Verlag Parey, Berlin
- OPPERMANN, R., C. RACHIMOW, W. FINKE, T. BERGFELD, R. EIDNER, V. KIRCHESCH, J. SCHAPER, V. WENZEL, B. STRÖBL, B. PFÜTZNER, T. STRUBE, R. BRÜGGEMANN & H. BEHRENDT (2003): GLOWA Elbe 1, Teilaufgabe 2.3: Ballungsraum Berlin/Untere Havel, Schlussbericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- PFÜTZNER, B., W. LAHMER, A. BECKER & B. KLÖCKING (1998). ARC/EGMO – GIS-gestützte hydrologische Modellierung. Programmdokumentation, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Potsdam

- PFÜTZNER, B., J. SCHANZE & W. PAGENKOPF (2001): Lokalisierung, Bemessung und Wirkungsabschätzung von dezentralen Stoffrückhalteräumen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen; Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Jg. 44, H. 1, Koblenz
- PFÜTZNER, B. (2001): Kap. 4.8.5 ArcEGMO in: Übersicht über Verfahren zur Abschätzung von Hochwasserabflüssen, Bericht Nr. I-19 der KHR, ISBN 90-36954-11-8
- PFÜTZNER, B. (ed.) (2002): Description of ArcEGMO. Official homepage of the modelling system ArcEGMO, <http://www.arcEGMO.de>, ISBN 3-00-011190-5
- PFÜTZNER, B. (2005): Erstellung eines komplexen Flussgebietsmodells für die Havel. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 4, Büro für Angewandte Hydrologie (BAH). www.havelmanagement.net
- PRUDIC, D. (1988): Documentation of a computer program to simulate stream-aquifer relations using a modular, finite-difference, ground-water flow model. U.S. Geological Survey, Open-File Report 88-729, Carson City, Nevada. 119 S.
- PSENNER, R., R. PUCSKO & M. SAGER (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Arch. Hydrobiol. Suppl. 70: 111–155
- RAISIN, BARTLEY & CROOME (1999): Groundwater influence on the water balance and nutrient budget of a small natural wetland. Ecological Engineering 12, 133–147
- REMBE, M. & D. WENSKE (1998): The Lake Package – An Additional Boundary Condition For The Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model MODFLOW, MODFLOW '98, Colorado School of Mines
- REMBE, M.U.W. (1998): Die Seerandbedingung – eine zusätzliche Randbedingung für das modulare Dreidimensionale Grundwasserströmungsmodell MODFLOW, 'Mathematische Grundwassermodellierung – unkonventionelle Lösungen und Randbedingungen', Hannes Thiergärtner (Hrsg.), CPRESS-Verlag, Dresden
- RIPL, W. (1978): Oxidation of lake sediments with nitrate – a restoration method for former recipients. Herausg. Inst. Of Limnol. Univ. of Lund, 151 S.
- ROBERTS, R. (1995): Public Involvement: From Consultation to Participation. – In: VANCLAY, F. & BRONSTEIN, D. (eds.): Environmental and Social Impact Assessment. J. Wiley and Sons. Downloadable at <http://www.praxis.ca/resources/index.php>
- SCANLON, T.M., KIELY, G. & R. AMBOLDI (2005): Model determination of non-point source phosphorus transport pathways in a fertilized grassland catchment. Hydrological Processes Vol.19, 2801–2814
- SCHANZE, J. (2000): Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz als Ansatz einer gesamträumlichen und integrativen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten – dargestellt am Beispiel des Bewirtschaftungsplanes Salza. In: Aktuelle Reihe BTUC, 4.1: 64–71
- SCHANZE, J. (2001): Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz – Methoden zur gesamträumlichen und integrativen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten. Dissertation an der TU München (in Vorbereitung)
- SCHANZE, J. (2005a): Perspektiven für ein flussgebietsbezogenes Hochwasserrisikomanagement. Leipziger Schriften zum Umwelt- und Planungsrecht, Nomos-Verlag, Baden-Baden (im Erscheinen)
- SCHANZE, J. (2006): Wasserwirtschaftliche Umweltbilanz – Methode zur operablen Unterstützung einer gesamträumlich-integrativen Bewirtschaftung von Einzugsgebieten; dargestellt am Beispiel des Bewirtschaftungsplanes Salza. Dissertation TU München.
- SCHANZE, J., M. BIEGEL, W. WENDLER, U. WEISE & J. HENNERSDORF (2005): Entwicklung von Methoden zur Ableitung und Bewertung mengen- und gütewirtschaftlicher Managementoptionen. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 2, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden (e.V.). www.havelmanagement.net
- SCHAUMBURG, J., U. SCHMEDTJE, C. SCHRANZ, B. KÖPF, S. SCHNEIDER, D. STELZER & G. HOFFMANN (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1-46.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes; 1st ed., Chapman & Hall

- SCHETTLER, G. (1995): Die Sedimente der Havelseen und deren jahreszeitliche Dynamik. Studien und Tagungsberichte Bd.8 (Die Havel) des Landesumweltamtes Brandenburg: 46–57
- SCHLICHTING, A., LEINWEBER, P., MEISSNER, R. & M. ALTERMANN (2002): Sequentially extracted phosphorus fraction in peat-derived soils. *J. Nutr. Soil Sci.*, Vol.: 165, 290–298
- SCHLÖSSER, B. (2005): Auswirkungen einer Fließgewässerrenaturierung bezüglich der Abflussdynamik – Modelluntersuchungen an der unteren Havel. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg
- SCHMIDT, J., M. V. WERNER, A. MICHAEL & W. SCHMIDT (1999): Planung und Bemessung von Erosionsschutzmaßnahmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. *Wasser & Boden* 51/12: 19–24
- SCHÖNFELDER, I. (1998): Paläolimnologische Untersuchungen fluvialer Sedimente der Spree. Abschlussbericht zum DFG-Projekt (II C5 –Ste 673/4-1), unveröff., 1-35
- SCHÖNFELDER, I. (2000 a): Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, 9. Ergänzungslieferung. 1-61
- SCHÖNFELDER, J. (2000): Limnologischer Zustand und Bewertung nährstoffarmer Seen in Brandenburg. *Beitr. z. angew. Gewässerökologie Norddeutschlands* 4, 6–16
- SCHÖNFELDER, I. (2000 b): Langzeitveränderungen der Nährstoffbelastung und des trophischen Zustands Berliner Gewässer. Diatomeenanalytische Untersuchungen an der Spree/Gosener Wiesen und der Havel/Jungfersee. Studie im Auftrag der Senatverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1-48
- SCHÖNFELDER, I. (2005): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen – Flusseinzugsgebietsmanagement – Ein Beitrag zu Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel, Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Enderbericht Teilprojekt 1, Fachbeiträge des LUA Brandenburg Nr. 93
- SCHÖNFELDER, I., J. GELBRECHT, J. SCHÖNFELDER & C.E.W. STEINBERG (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38, 66-82
- SCHÖNFELDER, I. & C.E.W. STEINBERG (2004): How did the nutrient concentrations change in northeastern German lowland rivers during the last four millennia? A paleolimnological study from floodplain sediments. *Stud. Quaternaria* (in press).
- SCHOUMANS, O.F. & A. BREEUWSMA (1997): The relation between accumulation and leaching of phosphorus: laboratory, field and modelling results. In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C., Johnston, A. E. (ed.) (1997): *Phosphorus loss from soil to water*, CAB International
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung von Folgen der Klimaänderung, *Zürcher Geographische Schriften*, Heft 69
- SCHULLA, J. & J. JASPER (1999): Modellbeschreibung WASIM-ETH ETH - Zürich, unveröffentlicht
- SIEMENS, J., ILG, K., LANG, F. & M. KAUPENJOHANN (2004): Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European Journal of Soil Science*, Vol.: 55, 253–263
- SSB (2001): Abwasserbeseitigungsplan Berlin – Unter besonderer Berücksichtigung der Immissionszielplanung. Senatverwaltung für Stadtentwicklung; Berlin, Oktober 2001
- SSB (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin) (2001): Abwasserbeseitigungsplan. <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/abwasser/abplan/abplan2001.shtml>
- STAMM, C., SERMET, R., LEUENBERGER, J., WUNDERLI, H., WYDLER, H. FLÜHLER, H. & M. GEHRE (2002): Multiple tracing of fast solute transport in a drained grassland soil. *Geoderma* Vol. 109, 245–268
- STIENS, G. (1996): *Prognostik in der Geographie*, Braunschweig
- TURNER & HAYGARTH (2000): Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Journal of American soil science* 64, 1090–1099
- UBA (Hrsg.) (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands, Umweltbundesamt, Texte 75/99

- ULÉN, B. & L. MATTSSON (2003): Transport of phosphorus forms and of nitrate through a clay soil under grass and cereal production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* Vol.: 65 123–140
- UNEP(United Nations Environment Programme)(2002): *Global Environment Outlook 3, Past, present and future perspectives*, Chapt. 4 Outlook 03 –32 <http://www.unep.org/geo/geo3/>
- VAN AST, J.A. & S. P. BOOT(2003): Participation in European water policy. *Physics and Chemistry of the Earth* 28, pp. 555–562
- VAN DER MOLEN (1991): A simple dynamic model for the simulation of the release of phosphorus from sediments in shallow eutrophic systems. – *Water Res.* 25 (6): 737–744
- VÄNTÄNEN, A. & M. MARTTUNEN (2005): Public Involvement in multi-objective Water Level Regulation Development Projects – Evaluating the applicability of public involvement methods. – In: *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 3, Issue 3, pp. 281–304
- WEIGERT, B. & C. STEINBERG (2001): *Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft. Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe Wasserforschung 7, Wasserforschung e.V., Berlin*
- WENZEL, V. (2001): Integrated assessment and multicriteria analysis. *Physics and Chemistry of the Earth. Part B*, 26/7-8, pp 541–545
- WENZEL, V. (2001a): Nachhaltigkeitsstudien und NAIAD: Entscheidungshilfe und Konfliktanalyse. *Schriftenreihe Wasserforschung Band 7*, 241–256
- WENZEL, V. (2005): Multikriterielle Analyse alternativer Managementstrategien. Verbundvorhaben „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Endbericht Teilprojekt 10, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. www.havelmanagement.net
- WERNER, W. & H.-P. WODSACK (1994): Stickstoff und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. *Schriftenreihe Agrarspektrum*, Bd. 22. Frankfurt
- WILLIAMS, J.R., K.G. RENARD & P.T. DYKE (1984): EPIC – a new model for assessing erosion's effect on soil productivity. – In: *Journal of Soil and Water Conservation* 38(5). - S. 381 – 383
- WRIGHT, J.F. (1995): Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*, 20: 181–197
- ZHENG, C. (1990): MT3D, A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems, Report to the U.S. Environmental Protection Agency
- ZHENG, C. (1996): MT3D 1.5, A modular three-dimensional transport model. The Hydrology Group, University of Alabama
- ZHENG, C. & P. WANG (1998): MT3DMS - A modular three-dimensional multi-species transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Documentation and user's guide, Department of Geology and Mathematics, University of Alabama

15 Verzeichnis der Abbildungen

| | | |
|------------|---|-----|
| Abb. 1.1: | Das Gesamtgebiet der Havel mit den Zwischen- und Fokusgebieten | 3 |
| Abb. 5.1: | Überblick über das Untersuchungsgebiet im Satellitenbild | 21 |
| Abb. 5.2: | Die naturräumliche Gliederung des Haveleinzugsgebietes | 22 |
| Abb. 5.3: | Karte der Eisrandlagen im Havelgebiet | 23 |
| Abb. 5.4: | Karte der Teileinzugsgebiete im Haveleinzugsgebiet (ohne Spree) | 24 |
| Abb. 5.5: | Landschaftsmuster im Gebiet der Rheinsberger Seen | 26 |
| Abb. 5.6: | Glazialmorphologische Übersicht des Gebietes um Rheinsberg | 26 |
| Abb. 5.7: | Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | 27 |
| Abb. 5.8: | Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Hammerfließ | 27 |
| Abb. 5.9: | Landschaftsprofil für das Gebiet der Unteren Havel | 30 |
| Abb. 5.10: | Karte der Leitbodenformen im Fokusgebiet Untere Havel | 30 |
| Abb. 6.1: | Konzeptionelles Systemmodell des Zusammenspiels der im Projekt untersuchten Einwirkungen, Parameter und Prozesse | 41 |
| Abb. 6.2: | Vergleich der nach verschiedenen Methoden ermittelten Fruchtfolgen für drei Beispielsäcker der Agrargenossenschaft Hohennauen | 48 |
| Abb. 6.3: | Zusammenwirken von GIS-Daten und dem Modell ArcEGMO-URBAN | 53 |
| Abb. 6.4: | Vergleich der gemessenen und mit ArcEGMO-URBAN modellierten monatlichen Fracht TN für Pegel Nuthe 0020 im Jahr 2000 | 54 |
| Abb. 6.5: | Nutzer im Hammerfließ (Zeitraum 1969 bis 1994) | 55 |
| Abb. 6.6: | Das Konzept der gekoppelten Wasserhaushalts- und Grundwassermodellierung | 61 |
| Abb. 6.7: | Validierung des IWAN-Modells für das Einzugsgebiet der Unteren-Havel-Niederung | 63 |
| Abb. 6.8: | Stauhaltung Brandenburg vom Zusammenfluss von Spree und Havel in Berlin Spandau bis Brandenburg/Stadt | 64 |
| Abb. 6.9: | Randbedingungen bei der Modellierung von Nährstoffkonzentrationen in der Stauhaltung Brandenburg | 65 |
| Abb. 6.10: | Statische Datengrundlagen des hydrodynamischen Modells und des Stofftransportmodells | 67 |
| Abb. 6.11: | Gemessene und simulierte TP-Konzentration an der Gütemessstelle Ketzin | 67 |
| Abb. 6.12: | Gemessene und simulierte TN-Konzentration an der Gütemessstelle Ketzin | 68 |
| Abb. 6.13: | Ermittlung der sozioökonomischen Bewertungskennzahlen je Einzugsgebiet | 69 |
| Abb. 8.1: | Einbeziehung der Akteure als ein iterativer Prozess | 111 |
| Abb. 9.1: | Lage der Untersuchungsgebiete der verschiedenen räumlichen Ebenen innerhalb des Landes Brandenburg bzw. innerhalb des Elbe-Einzugsgebiets | 114 |
| Abb. 9.2: | Gewässernetz und wasserwirtschaftliche Bauwerke im Modellgebiet „Obere Nuthe“ | 118 |
| Abb. 9.3: | Auswirkungen der Erhöhung des Winterstaus im Hammerfließ | 118 |
| Abb. 9.4: | Änderungen des Grundwasserflurabstandes im Szenario „Rückbau der Wehre“ | 119 |
| Abb. 9.5: | Vergleich des simulierten und beobachteten Abflusses für die Nuthe und das Hammerfließ im Kalibrierungszeitraum 1997–1999 | 122 |
| Abb. 9.6: | Vergleich der simulierten gewässerkundlichen Kenngrößen MNQ, MQ und MHQ | 122 |
| Abb. 9.7: | Mittlere simulierte jährliche Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet Untere-Havel-Niederung unter aktuellen Bedingungen und bei Anwendung der Landnutzungsszenarios A 2, B 2 und C 2.3 | 123 |
| Abb. 9.8: | Mittlere simulierte jährliche Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet Untere-Havel-Niederung unter aktuellen Bedingungen und bei Annahme einer Verringerung des Drainagenetzes in Szenario C 3 | 124 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Abb. 9.9: | Verringerte saisonale Dynamik der Grundwasserstände in der Talaue aufgrund der in Szenario C 3 angenommenen Verringerung der Drainagedichte am Beispiel eines Beobachtungspunkts | 124 |
| Abb. 9.10: | Anstieg der Grundwasserstände in Randbereichen der Talaue aufgrund der in Szenario C 3 angenommenen Verringerung der Drainagedichte am Beispiel eines Beobachtungspunktes | 125 |
| Abb. 9.11: | Mittlere Jahresfrachten von Stickstoff und Phosphor für die berechneten Szenarien | 126 |
| Abb. 9.12: | Mittlere monatliche Einträge an TN und TP für die Szenarios C 1, D und E | 127 |
| Abb. 9.13: | Anorganisch gebundenes Phosphat (TPi) und Eisen (FeSE) im Verhältnis zur organischen Substanz in den Potsdamer Havelseen | 135 |
| Abb. 9.14: | Korrelation der Phosphatkonzentration im Porenwasser mit dem Trockenmassegehalt der Sedimente in der Potsdamer Havel | 136 |
| Abb. 9.15: | Karte der Stauhaltung Brandenburg und Lage der Gewässerabschnitte | 137 |
| Abb. 9.16: | Simulierte grundwasserbürtige Nitratfrachten (L NO ₃) unter aktuellen Bedingungen und unter Annahme Szenarien C 2.2. und 2.3 | 141 |
| Abb. 9.17: | Zeitliche Dynamik der grundwasserbürtigen Nitratfrachten aus dem Eigeneinzugsgebiet und der Gesamtfracht der Havel unter aktuellen sowie unter Szenario-Bedingungen | 141 |
| Abb. 9.18: | Relativer Anteil der grundwasserbürtigen Nitratfrachten (L NO ₃) an der Gesamtfracht der Havel unter aktuellen Bedingungen sowie unter Szenarioannahmen | 141 |
| Abb. 9.20: | Nutzungsstruktur der Szenarios für Gesamtgebiet Havel (ohne Spree) | 143 |
| Abb. 10.1: | Struktur der Bewertungskategorien | 150 |
| Abb. 10.2: | Impakt-Matrix für (TP, TN) | 154 |
| Abb. 10.3: | Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN) | 154 |
| Abb. 10.4: | Equity-Matrix für <i>Gesamtgebiet Havel</i> | 155 |
| Abb. 10.5: | Koalitionsdendrogramm für <i>Gesamtgebiet Havel</i> | 155 |
| Abb. 10.6: | Impakt-Matrix für (TP, TN, M, B ₁ , B ₂) | 156 |
| Abb. 10.7: | Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, M, B ₁ , B ₂) | 157 |
| Abb. 10.8: | Impakt-Matrix für (TP, TN, AK, S, K) | 157 |
| Abb. 10.9: | Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, AK, S, K) | 158 |
| Abb. 10.10: | Impakt-Matrix für (TP, TN, S, AK, B ₁ , B ₂ , M, K) | 158 |
| Abb. 10.11: | Rangfolgen der Alternativen für (TP, TN, S, AK, B ₁ , B ₂ , M, K) | 159 |
| Abb. 11.1: | Grafische Benutzeroberfläche des DSS-Havel | 165 |
| Abb. 11.2: | Zugriff auf die vom Teilprojekt 9 erarbeiteten Informationen und Ergebnisse | 166 |
| Abb. 11.3: | Informationen und Ergebnisse zum Thema „Wasserhaushalt/Wasserwirtschaft“ | 167 |
| Abb. 13.1: | TP-Fracht und TP-Konzentration als Funktion des Durchflusses am Nuthe-Pegel Babelsberg | 185 |
| Abb. 13.2: | Lage des Dränagenetzes auf dem Schlag „Nachtbucht“ der AG „Der Märker“ | 188 |
| Abb. 13.3: | Karte der Verbreitung von organogenen Böden im Einzugsgebiet der Nuthe | 188 |

16 Verzeichnis der Tabellen

| | | |
|--------------|--|-----|
| Tab. 4.1: | Überblick über die genesteten räumlichen Ebenen und die Modelle | 17 |
| Tab. 4.2: | Überblick über die eingesetzten Modelle | 17 |
| Tab. 5.1: | Mittlere Durchflusswerte für die Havel im Zeitraum 1990–1999 | 22 |
| Tab. 5.2: | Größe und Bevölkerungsdichte ausgewählter Landkreise im Havel-EZG | 32 |
| Tab. 5.3: | Flächennutzung und Anzahl der Beschäftigten in Brandenburg 2003 | 33 |
| Tab. 5.4: | Betriebstruktur in Haveleinzugsgebieten (Auswertung InVeKos-Daten 2003) | 35 |
| Tab. 5.5: | Förderungen zur Verbesserung der Gewässerqualität im Land Brandenburg im Bereich Landnutzung, Gewässerbewirtschaftung ohne Abwasser | 36 |
| Tab. 5.6: | Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Größenklassen | 37 |
| Tab. 5.7: | Kläranlagen im Untersuchungsgebiet geordnet nach Reinigungsart | 38 |
| Tab. 6.1: | Bestimmungsmethoden für die Sedimentparameter | 59 |
| Tab. 6.2: | Bestimmung von TP_{SE} , TFe_{SE} , TP_{NaOH} , TFe_{oxal} und Sre-P | 59 |
| Tab. 6.3: | Fehlermaße simulierter TP- und TN-Konzentrationen an der Messstelle Ketzin für Kalibrier- (95–00) und Validierungszeitraum (01–04) | 68 |
| Tab. 6.4: | Berücksichtigte Produktionsverfahren für die Auswirkungsrechnungen | 69 |
| Tab. 6.5: | Charakterisierung der wesentlichen verwendeten Bewertungskennzahlen | 70 |
| Tab. 7.1: | Im Haveleinzugsgebiet liegende Seetypen nach der Typologie von MATHES | 75 |
| Tab. 7.2: | Referenzzustände und Grenzwerte des Medians der Gesamtphosphorkonzentration für die ökologischen Qualitätsstufen der Seetypen des Haveleinzugsgebietes | 77 |
| Tab. 7.3: | Bewertungsskala für TP/TN zur Einordnung der Modellierungsergebnisse | 79 |
| Tab. 7.4 a : | Übersicht der Bewirtschaftungsszenarios A1 – B2 für das Flussgebiet Havel | 87 |
| Tab. 7.4 b : | Übersicht der Bewirtschaftungsszenarios C1 – E2 für das Flussgebiet Havel | 87 |
| Tab. 7.5: | Abschätzung der angenommenen und emissionsseitigen Effektivität, Kosten, Akzeptanz einzelner Handlungsoptionen bei der Konzeption von Szenario E | 96 |
| Tab. 7.6: | Zuordnung von Entwicklungsrahmen und Alternativen verschiedener Handlungsoptionen zu den Szenarios | 97 |
| Tab. 8.1: | Zahl und Verteilung der in den Fokusgebieten geführten Interviews | 104 |
| Tab. 8.2: | Bewertung der Szenarios durch die Akteure für das Teilgebiet Hammerfließ und für das gesamte Einzugsgebiet | 107 |
| Tab. 9.1: | Räumliche Ebenen und zugehörige Untersuchungsgebiete | 114 |
| Tab. 9.2: | Einsatz von Modellen zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts auf verschiedenen räumlichen Ebenen | 115 |
| Tab. 9.3: | Bewertung Handlungsoptionen – wasserwirtschaftliche/ökologische Sicht | 119 |
| Tab. 9.4: | Ergebnisse der Kalibrierung im Zeitraum 1997–1999 und Validierung im Zeitraum 1989–2000 für die hydrologischen Prozesse in den Einzugsgebieten von Nuthe und Hammerfließ | 121 |
| Tab. 9.5: | Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet der Nuthe und Mittlere Gesamtfrachten am Pegel Babelsberg und Beitrag diffuser Einträge für alle untersuchten Bewirtschaftungsszenarios. | 128 |
| Tab. 9.6: | Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Nuthe und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios A 1 und C 2.3 | 129 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tab. 9.7: | Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Hammerfließ und Mittlere Gesamtfrachten am Pegel Woltersdorf II Beitrag diffuser Einträge für alle untersuchten Bewirtschaftungsszenarios | 130 |
| Tab. 9.8: | Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen im EZG Havel | 131 |
| Tab. 9.9: | Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Havel und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios A 1 und C 2.3 | 132 |
| Tab. 9.10: | Auswirkungen von Handlungsoptionen im Bereich der Landnutzung auf den mittleren jährlichen Nährstoffaustrag aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin | 133 |
| Tab. 9.11: | Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet Döllnitz/Kleiner Rhin und Änderung der mittleren jährlichen Nährstoffausträge aus diffusen Quellen zwischen den Szenarios | 133 |
| Tab. 9.12: | Unter Annahme langfristig konstanter P-Nettoreisetzungsraten simulierte Medianwerte der TP-Konzentration für den Zeitraum 2003–2015 an ausgewählten Stationen und Einordnung in die Bewertungsskala nach WRRL | 138 |
| Tab. 9.13: | Simulierte Medianwerte der TN-Konzentration für den Zeitraum 2003–2015 | 139 |
| Tab. 9.14: | Kennzahlen der Produktionsverfahren für mittleren Standort Brandenburgs | 144 |
| Tab. 9.15: | Auswirkungen auf Arbeitskräftebedarf (Anzahl) – Landwirtschaft ohne Forst | 145 |
| Tab. 9.16: | Gewinnbeiträge, Erwerbsverluste (€/ha LF) – Landwirtschaft ohne Forst | 146 |
| Tab. 9.17: | Gewinnbeiträge, Erwerbsverluste (€/ha LF) – Landwirtschaft inkl. Forst | 146 |
| Tab. 9.18: | Gesellschaftliche Opportunitätskosten (€/ha LF) – Landwirtschaft inkl. Forst | 147 |
| Tab. 9.19: | Gesellschaftliche N-Entlastungskosten (€/kg N) – Landwirtschaft inkl. Forst | 147 |
| Tab. 9.20: | Gesellschaftliche P-Entlastungskosten (€/kg P) – Landwirtschaft inkl. Forst | 147 |
| Tab. 9.21: | Potenzielle jährliche Ausgleichzahlungen für Havel gesamt | 146 |
| Tab. 13.1: | Mittlere Gesamtphosphoremissionen (PE) für die Einzugsgebiete einiger Pegel des Nuthe-Gebiets im Zeitraum 1993–1997 | 183 |
| Tab. 13.2: | Vergleich mittlerer TP-Frachten in der Nieplitz mit Emissionen der zwei größten Kläranlagen im zugehörigen Einzugsgebiet | 185 |
| Tab. 13.3: | Mittlere Ortho-P-Konzentrationen im Brandenburgischen Grundwasser | 185 |

17 Verzeichnis der Autoren

- Biegel, Markus: Hydro-Consult GmbH Dresden,
vormals: Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden
- Bronstert, Axel: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Freund, Marion: Christstr. 13, 14059 Berlin
- Gräff, Thomas: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Hesse, Petra: Büro für Angewandte Hydrologie Berlin
- Itzerott, Sibylle: GeoForschungsZentrum Potsdam, Sektion Fernerkundung
- Jacobs, Jörg: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Jessel, Beate: Technische Universität München,
vormals: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Kaden, Klaus: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Kneis, David: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Knösche, Rüdiger: Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie
- Koll, Christiane: Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö4
- Krause, Stefan: Centre for Sustainable Water Management, Lancaster,
vormals: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Krysanova, Valentina: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Natürliche Systeme
- Laack, Bettina (Kuler): Universität Rostock, Institut für Management ländlicher Räume,
vormals: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie
- Lahmer, Werner: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Natürliche Systeme
- Neubert, Gert: Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung
- Pfützner, Bernd: Büro für Angewandte Hydrologie Berlin
- Schanze, Jochen: Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden
- Schönfelder, Ilka: Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö4
- Schönfelder, Jörg: Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö4
- Thiel, Ronald: Wirtschaftsfördergesellschaft Prignitz, Pritzwalk,
vormals: Landesamt für Verbraucherschutz, LW und Flurneuordnung
- Voß, Anja (Habeck): Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Natürliche Systeme
- Wendler, Wiebke: Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden
- Wenzel, Volker: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Integrierte Systemanalyse
- Wiemann, Oliver: Landesumweltamt Brandenburg, Referat Ö4

ISBN 3-939469-17-3

ISBN 978-3-939469-17-9

ISSN 1434-2375