

Vorstudie: Nährstoffbilanzierungsmodell in der FGG Elbe

Abschlussbericht

Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe



Projektleitung / Projektbearbeitung

Prof. Dr. Michael Rode

Thomas Grau

Dr. Jeanette Völker

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ

Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management (ASAM)

Brückstraße 3a

39114 Magdeburg

Stand: 21. August 2017

Inhalt

1. Anlass und Zielsetzung.....	1
2. Modellbeschreibung und Modellbewertung.....	2
2.1. Einleitung.....	2
2.2. Modellbeschreibung.....	9
2.2.1. MONERIS.....	9
2.2.2. Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.....	12
2.2.3. STOFFBILANZ.....	16
2.2.4. AGRUM, AGRUM+.....	18
2.2.5. HYPE.....	19
2.2.6. SWAT und SWIM.....	22
2.2.7. INCA.....	25
2.2.8. MIKE SHE und DAISY.....	27
2.2.9. Modellpaket STONE.....	29
2.3. Modellbewertung.....	32
2.3.1. MONERIS.....	32
2.3.2. Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.....	33
2.3.3. STOFFBILANZ.....	35
2.3.4. Modellvergleich MONERIS, GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos und STOFFBILANZ.....	36
2.3.5. HYPE.....	39
2.3.6. SWAT und SWIM.....	40
2.3.7. INCA.....	44
2.3.8. MIKE SHE und DAISY.....	44
2.3.9. Modellpaket STONE.....	45
3. Fragebogen zu Nährstoffbilanzmodellen.....	46
3.1. Einleitung.....	46
3.2. Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse.....	47
3.3. Ableitung eines Anforderungsprofils.....	50
3.4. Beurteilung der Modelleigenschaften gemäß dem Anforderungsprofil.....	51
3.5. Beurteilung der Modelle hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen.....	56
4. Modellempfehlung.....	59
4.1. Erläuterungen.....	59
4.2. Modell zur Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade.....	59
4.2.1. Zeitliche Auflösung.....	59
4.2.2. Räumliche Auflösung.....	60
4.2.3. Hydrologie.....	60
4.2.4. Nährstofftransport und Nährstoffeintrag.....	60
4.3. Modell für die Abbildung von Maßnahmen und die Prognose zukünftiger Zustände.....	62
4.3.1. Zeitliche und räumliche Auflösung, Hydrologie.....	62
4.3.2. Nährstofftransport und Nährstoffeintrag.....	62
4.4. Modellüberprüfung.....	63
4.4.1. Modell zur Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade.....	63
4.4.2. Modell für die Abbildung von Maßnahmen und die Prognose zukünftiger Zustände.....	64
4.5. Monitoringempfehlung.....	65
5. Ausblick.....	68

6. Literatur.....	71
7. Anhang	82
7.1. <i>Anhang I: Zusammenfassende, tabellarische Darstellung der Modelle.....</i>	82
7.2. <i>Anhang II: Detaillierte Ergebnisse zum Fragebogen.....</i>	86
7.2.1. Block 1: Allgemeine Informationen	86
7.2.2. Block 2: Modell und Modellkriterien	88
7.2.3. Block 3: Stärken und Schwächen genutzter Modelle	93
7.2.4. Block 4: Datenbestand und Datenbedarf.....	96
7.2.5. Block 5: Anforderungen an Modellprognosen und Modellanwendungen	98
7.2.6. Abschließende Kommentare der Teilnehmer	104

Abbildungen

Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Prognosefähigkeit eines Modells nach Grayson und Blöschl (2000).	6
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Modellstruktur von MONERIS. Quelle: IGB Berlin.	11
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und das Grundwasser im Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ. Quelle: Kuhr et al. 2014.	14
Abbildung 4: Schematische Modellstruktur mit den unterschiedlich betrachteten Horizonten im Modell HYPE. Quelle: Lindström et al. 2010.	21
Abbildung 5: Übersicht über die implementierten Prozesse im Modell SWIM. Quelle: Huang et al. 2009.	23
Abbildung 6: Schematische Übersicht über die berücksichtigten Prozesse des Modells INCA. Quelle: Wade 2002a.	25
Abbildung 7: Schematischer Aufbau des Modells MIKE SHE. © DHI	28
Abbildung 8: Übersicht über Eingangsdaten, modellierte Prozesse und die Ergebnisse (Output) des Modellpakets STONE. Quelle: Wolf et al. 2003.	30
Abbildung 9: Zusammenfassende Darstellung der Anzahl (Summe) an „+“ (Anforderung erfüllt) und „++“ (Anforderung übererfüllt) der beurteilten Modelle.	55
Abbildung 10: Beurteilung von Nährstoffmodellen hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen.	58

Tabellen

Tabelle 1:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells MONERIS.	33
Tabelle 2:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modellpakets GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos.	34
Tabelle 3:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells STOFFBILANZ.	36
Tabelle 4:	Vergleich der Prozesse der drei empirischen Modelle MONERIS, Modellpaket und STOFFBILANZ.	36
Tabelle 5:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells HYPE.	39
Tabelle 6:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells SWAT.	41
Tabelle 7:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells SWIM.	43
Tabelle 8:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells INCA.	44
Tabelle 9:	Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse der Modelle MIKE SHE (+ DAISY).	45
Tabelle 10:	Übersicht über die Ziele, die Anforderungen und Zusatzinformationen an Nährstoffmodelle auf Basis einer Abfrage und Expertenwissen.	50
Tabelle 11:	Kriterien für die Beurteilung der Nährstoffmodelle unter Berücksichtigung des Anforderungsprofils.	51
Tabelle 12:	Zusammenfassende Beurteilung der Modelle hinsichtlich den aus dem Anforderungsprofil abgeleiteten Forderungen.	54
Tabelle 13:	Beurteilung der Modelle hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen.	57
Tabelle 14:	Zusammenfassende Darstellung der Modelle zu Eintragspfaden und Prozessen.	83
Tabelle 15:	Zusammenfassende Darstellung der Modelle zu Maßnahmen	84
Tabelle 16:	Zusammenfassende Darstellung der Modelle zu Daten.	85

1. Anlass und Zielsetzung

Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist es erforderlich, die Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers mit hinreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung für größere Einzugsgebiete zu quantifizieren. Hierbei ist eine Abschätzung der Belastungen hinsichtlich der wichtigsten Eintragspfade aus diffusen und punktuellen Quellen notwendig. Darüber hinaus sind die Wechselwirkungen zwischen Bodennutzungsstrukturen, insbesondere der industriellen, landwirtschaftlichen, fischereilichen und forstlichen Nutzungen, und der Nährstoffbelastung der Gewässer zu analysieren, um hierauf aufbauend Maßnahmen zur Reduzierung schädlicher Nährstoffbelastungen abzuleiten. Die Auswertung von Monitoringdaten allein ist für eine solche Auswertung nicht hinreichend, vielmehr ist die Entwicklung und Anwendung von Nährstoffbilanzmodellen erforderlich, die bei gegebenem Klima und naturräumlicher Ausstattung eine kausale Beziehung zwischen Landnutzung und Nährstoffbelastung der Grund- und Oberflächengewässer herstellen.

In der vorliegenden Studie wurde der Einsatz der bislang im Flussgebiet der Elbe und darüber hinaus eingesetzten Modelle geprüft und deren Eignung für die Aufstellung von Nährstoffmanagementkonzepten bewertet. Hierzu wurden mehrere Arbeitspakete definiert:

1. Beschreibung und Bewertung von derzeit bestehenden Nährstoffbilanzansätzen unter Einbeziehung neuer wissenschaftlicher Ergebnisse

Hierzu wurden die Bewirtschaftungspläne, die gemäß der Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Kommission 2000) Ende 2015 von den Mitgliedstaaten veröffentlicht wurden, zugrunde gelegt. Auf nationaler Ebene wurde neben den Bewirtschaftungsplänen auch auf weitergehende Planungen der Länder zurückgegriffen, wie beispielsweise Landesprogramme zur Gewässerentwicklung, sofern hierfür Nährstoffbilanzansätze verwendet und diese in den Plänen entsprechend dokumentiert waren. Für die ausgewählten Modelle wurde ein Bewertungsschema entwickelt, welches eine strukturierte Auswertung und einen Vergleich der Modelle ermöglichte.

2. Entwicklung eines Fragebogens zu den Anforderungen an Nährstoffbilanzansätze

Kriterien für die Entwicklung eines Fragebogens waren Modelleigenschaften, wie die Abbildbarkeit von Maßnahmen und Basisszenarien, Anforderungen der räumlichen und zeitlichen Diskretisierung, Ist-Zustandsanalyse, Prognosefähigkeit, Datenbedarf und Datenverfügbarkeit, Prozesstiefe oder Validität. Mit dem ausgearbeiteten Fragebogen wurden die Anforderungen an ein Nährstoffbilanzierungsmodell von Wasserwirtschaftlern aus den Ländern und Flussgebietsgemeinschaften in Deutschland abgefragt. Die Auswertung der Fragebögen ermöglichte die Erstellung eines detaillierten Anforderungsprofils an eine umfassende Nährstoffmodellierung.

3. Erarbeitung einer Modellempfehlung

Aufbauend auf der Analyse der Bewirtschaftungspläne, den aktuellen Forschungsergebnissen, der Auswertung der Fragebögen sowie dem Anforderungsprofil erfolgte die Erarbeitung einer Modellempfehlung für die Nährstoffbilanzierung in der FGG Elbe mit Handlungserfordernissen zur Weiterentwicklung bereits bestehender Modellansätze.

2. Modellbeschreibung und Modellbewertung

2.1. Einleitung

Hydrologische- und Gewässergütemodelle wurden in wachsender Anzahl und Komplexität entwickelt, um Entscheidungen für das Gewässermanagement zu unterstützen. Das integrierte Gewässermanagement der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Europäische Kommission 2000) erfolgt nach dem sogenannten DPSIR-Konzept (D=Driver, Verursacher; P=Pressure, Belastungen; S=Status, Gewässerzustand; I=Impact, Auswirkungen; R=Response, Maßnahmen). Dieses Konzept berücksichtigt demnach die Nutzungen und durch diese hervorgerufenen Belastungen, den Gewässerzustand, die Auswirkungen und die erforderlichen Maßnahmen zur Verringerung der Gewässerbelastungen. Innerhalb der Arbeitsschritte zur Umsetzung des DPSIR-Konzepts können Modelle in Abhängigkeit der spezifischen Fragestellungen unterstützend eingesetzt werden:

Modelle zur Quantifizierung von Eintragspfaden

Modelle zur Abbildung der räumlichen Belastung (Hotspots)

- Belastungsanalyse

Modelle zur Abbildung des Ist-Zustands und der Entwicklung von Nährstofffrachten

- Zustandsbewertung

Modelle für Nährstoffprognosen

- Zustandsbewertung und Abschätzung der (langfristigen) Auswirkungen

Modelle zur Abbildung von Maßnahmen

- Bewertung der Effekte von Maßnahmen

In Abhängigkeit der Fragestellungen können Modelle demnach die Bestimmung von Referenzbedingungen und die Ermittlung von Belastungen unterschiedlicher Einflussgrößen unterstützen, den Ist-Zustand und prognostisch langfristige Entwicklungen abbilden oder Effekte von verschiedenen Maßnahmen bewerten.

Es ist wichtig festzuhalten, dass Modellierungsstudien normalerweise nicht den gesamten Planungsprozess behandeln, sondern nur spezifische Elemente des Planungsprozesses adressieren. Die Zusammenhänge zwischen der Modellierung und dem Planungsmanagement lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der Modellierungsprozess beginnt mit der Problemidentifizierung, der Bestimmung der Modellierungsziele und den Anforderungen an die Modellstudie. Dieser Arbeitsschritt wird für gewöhnlich von den Gewässerbewirtschaftern und den Entscheidungsträgern entschieden. Die Bewertung von Unsicherheiten erfolgt typischerweise qualitativ.
- Die Modellierung selbst besteht aus der Datenerhebung und der Definition des konzeptionellen Modells, der Anwendung des Modells in einem bestimmten Einzugsgebiet und der anschließenden Kalibrierung und Validierung einschließlich der Bewertung von Modellunsicherheiten. Die Abstimmung mit dem Management erfolgt in Form von Abstimmungsgesprächen und der Bewertung von Zwischenschritten und vorläufigen Ergebnissen.

- Der Abschluss der Modellierungsstudie umfasst typischerweise Szenariosimulationen. Die Entscheidungen über durchzuführende Maßnahmen basieren auf den Simulationsergebnissen und sind Teil des gesamten Planungsprozesses. Die Bewertung von Unsicherheiten der Modellergebnisse ist ein zentraler Aspekt und sollte so kommuniziert werden, dass er für die Entscheidungsträger und den weiterführenden Planungsprozess zugänglich ist.

Klassifizierung von Modellen

Modelle können auf Basis verschiedener Eigenschaften beschrieben werden. Sie lassen sich hinsichtlich der Prozessbeschreibung (auch „Prozesstiefe“) in empirisch, konzeptionell, physikalisch basiert und hinsichtlich der Abbildung der räumlichen Einheiten in Blockmodelle oder räumlich verteilte Modelle gliedern.

Empirische Modelle basieren auf Messdaten, anhand derer empirische Zusammenhänge durch Regressionsfunktionen oder anderer statistische Verfahren bestimmt werden. Konzeptionelle Modelle beschreiben die Prozesse dagegen dynamisch aber in vereinfachter Form. Die Parameter für die Berechnungen sind oftmals empirisch hergeleitet. Dies erlaubt eine kurze Rechenzeit. Die physikalisch basierten Modelle beschränken sich zumeist auf die Hydrologie, da Nährstoffumsetzungsprozesse wegen ihrer Komplexität rein physikalisch nicht adäquat für größere Einzugsgebiete zu beschreiben und zu parametrisieren sind. Zum Teil trifft dies auch für die Beschreibung unterirdischer Wasserflüsse zu, da es bisher hinsichtlich bestehender Messmethoden nicht möglich ist, die Heterogenitäten im Untergrund vollständig zu erfassen.

Bei der räumlichen Abbildung repräsentieren Blockmodelle (lumped models) Teileinzugsgebiete als eigenständige Berechnungseinheiten. Flächendifferenzierte Modelle rekonstruieren dagegen möglichst detailliert Eigenschaften wie Topografie, Landnutzung, Bodentyp und Geometrie des Untergrunds als georeferenzierte Rastereinheiten in einem Einzugsgebiet. Die flächenspezifische Prozessbeschreibung ist dabei abhängig von der Auflösung der Eingangsdaten, um die Heterogenität des Systems abzubilden. Einen Zwischenschritt zwischen diesen Modellklassen stellen die sogenannten semi distributed models dar, welche bestimmte räumliche Verteilungen entweder in Teileinzugsgebieten oder in kleineren Gebietseinheiten nutzen. Hierbei werden Flächen mit gleichen hydrologischen Charakteristiken zu kleineren Einheiten (response unit) zusammengefasst, ohne ihre genaue Lage im Teileinzugsgebiet zu berücksichtigen. Beispiele für hydrologische Reaktionseinheiten sind Höhenzonen, welche für Schneeschmelzprozesse relevant sein können und bestimmte Kombinationen von Böden und Vegetationseinheiten, welche für die Simulation von Prozessen in der Wurzelzone wie Evapotranspiration und Nitratauswaschung von Bedeutung sind.

Alle im Folgenden beschriebenen semi distributed models umfassen jeweils eine Komponente, die den Wassertransport, den Nährstofftransport und -abbau im Boden bzw. Teileinzugsgebiet beschreibt. Eine zweite Komponente führt die Ergebnisse der ersten Komponente im Flussnetz zusammen und beschreibt den Transport und Abbau innerhalb des Gewässernetzes.

Der fundamentale Unterschied zwischen konzeptionellen (semi distributed) Blockmodellen und räumlich verteilten physikalisch basierten Modellen liegt in ihrer Prozessbeschreibung und in der Form der Berücksichtigung der räumlichen Variabilität.

Verteilte physikalisch basierte Modelle enthalten Gleichungen, die ursprünglich für die Punktskala entwickelt wurden und detaillierte Beschreibungen der Wasser- und Stoffflüsse

vorhalten (Refsgaard 1996). Die Variabilität der Einzugsgebietseigenschaften wird explizit durch die Variationen hydrologischer Parameterwerte zwischen unterschiedlichen Rasterpunkten einbezogen. Dieser Ansatz berücksichtigt nicht die Variabilität innerhalb einer betrachteten Rasterzelle.

Konzeptionelle (semi distributed) Blockmodelle nutzen zumeist empirische Prozessbeschreibungen, welche die räumliche Variabilität der Gebietseigenschaften mit integriert haben. Es muss hier darauf hingewiesen werden, dass die Nutzung der oben beschriebenen Terminologie eher relativ als absolut verwendet werden sollte. So weist beispielsweise Beven (1989) darauf hin, dass die meisten verteilten physikalischen Modelle auf Rasterbasis auch als konzeptionelle Blockmodelle angesehen werden können. Zudem werden auch in physikalisch basierten Modellen einzelne Prozesse zum Teil mit empirischen Ansätzen beschrieben. Bei den hydrologischen Modellen handelt es sich somit häufig um Mischformen, was insbesondere für den Bereich der Nährstofftransportmodellierung zutrifft (Rode 1995).

Szenarien, Prognosen, Prognosefähigkeit und Modellgüte

Modelle sollen in der Lage sein, in Szenarien die Wirkung von unterschiedlichen Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen stationär abzubilden. Bei Szenarien werden beispielsweise eine oder mehrere Maßnahmen vorgegeben (z.B. verschiedene implementierte Maßnahmen, die Auswirkungen von Gesetzestexten oder technische Fortschritte in der Kläranlagenreinigungsleistung), um Zusammenhänge und Auswirkungen dieser auf die Modellergebnisse (z.B. Konzentration im Gewässer oder exportierte Fracht) zu analysieren.

Darüber hinaus sollen Modelle Prognosen rechnen, um eine möglichst effiziente Maßnahmenplanung für die Bewirtschaftungszyklen (6 Jahres-Zyklus) gemäß WRRL aus dem Modell abzuleiten und Verbesserungen aufzeigen zu können. Unter Prognose ist dabei die Abschätzung einer zukünftigen Entwicklung zu verstehen, die auch die veränderte Auswirkung im Zeitverlauf berücksichtigt, wie z.B. die zeitlich verzögerte Wirkung von Düngungsreduktionsmaßnahmen aufgrund der Fließzeit im Grundwasser. Die weitere Verwendung der Begriffe Prognose und Szenario im Bericht bezieht sich auf diese Definition.

Bei der Bewertung von Modellen ist die Prognosefähigkeit eine wichtige Eigenschaft. Sie beschreibt, wie sicher die Ergebnisse der Prognosen oder Szenarien einzuschätzen sind. Es wird davon ausgegangen, dass einem Modell mit höherer zeitlicher Auflösung und detaillierterer Prozessbeschreibung eine höhere Prognosefähigkeit zugeschrieben werden kann, sofern die Komplexität des Modells im Einklang mit der Datenverfügbarkeit steht.

Für die Prognosefähigkeit muss die Validität des Modells gegeben sein. Das Modell sollte in der Lage sein, gemessenen Abfluss, Konzentrationen oder berechnete Frachten in gegebenen Einzugsgebieten mit hinreichender Güte zu reproduzieren. In diesem Rahmen werden Modelle anhand von Messdaten zunächst kalibriert. Aufgrund der oft hohen Freiheitsgrade bei der Modellparametrisierung besteht die Möglichkeit mit einem Modell die Kalibrierungsdaten genau wiederzugeben, ohne dass die Reproduktion unabhängiger Messdaten gesichert ist. Daher ist zusätzlich die Validierung des Modells mit unabhängigen Messdaten notwendig, um die Sicherheit der Modellparametrisierung zu prüfen. Gute Validierungsergebnisse implizieren damit jedoch noch nicht die Repräsentation des Systems. Sie belegen lediglich die Eignung des Modells für die gegebene Anwendung (Wellen et al. 2015).

Zusätzliche Kriterien sind zudem die Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse. Bei der Unsicherheitsanalyse werden die Unsicherheiten von Eingangsmessgrößen und deren Auswirkungen auf das Modellergebnis untersucht, während bei der Sensitivitätsanalyse für interne Modellparameter geprüft wird, wie stark die Ergebnisse bei kleinen Änderungen der Parameter schwanken und welche Prozesse besonders sensitiv für die gewählte Anwendung sind.

Um die Güte der Kalibrierung oder Validierung zu untermauern, werden Modellergebnisse mit realen Messdaten verglichen. Dies kann grafisch über die Angabe der relativen Modellunsicherheit erfolgen. Eine bessere Methode ist jedoch die Berechnung von statistischen Prüfgrößen auf Basis von Modellergebnissen und Messdaten.

Der Regressionskoeffizient (R^2) gibt an, wie viel Varianz in den Messdaten durch das Modell erklärt wird. Hierbei wird ein linearer Zusammenhang angenommen. Die Wertspanne beträgt 0 bis 1 (0 % bis 100 %), wobei im Fall von $R^2 = 1$ das Modell genau die Messergebnisse widerspiegelt. Es ist anzumerken, dass R^2 nur dann ein gutes Kriterium für die Kalibration und Validierung ist, wenn die Regressionsgerade eine Steigung nahe 1 aufweist. Weiterhin beeinflussen große Rechen- bzw. Messwerte den Regressionskoeffizienten deutlich stärker als kleine Werte, das heißt R^2 kann durch wenige große Werte weitgehend determiniert werden und ist damit anfällig für Ausreißer.

Eine weitere statistische Prüfgröße ist die Nash-Sutcliffe-Effizienz (auch Modelleffizienz oder NS bzw. NSE), die in Nash & Sutcliffe (1970) definiert wurde. Sie reicht von $-\infty$ bis 1 wobei auch hier bei einem Wert von 1 berechnete und gemessene Daten genau übereinstimmen. Der NS ist deutlich sensitiver als der R^2 und wird oft genutzt, um eine automatische Modellkalibrierung durchzuführen, wobei statistisch bedingt die Varianz der Messdaten unterschätzt wird. NS als auch R^2 sind beide anfällig für Ausreißer oder Extremwerte in den Messdaten.

Die Kling-Gupta-Efficiency (auch KGE) versucht, die drei Kriterien Varianz, Korrelation und normierte Abweichung zwischen Messdaten und Modellergebnissen gleichzeitig zu optimieren (Gupta et al. 2009). Auf Grund der Komplexität wird diese Methode nur selten verwendet.

Für Nährstoffmodelle werden in den meisten Fällen zunächst die Validität des modellierten Abflusses gegen die Abflussmessungen und in einem zweiten Schritt die modellierte Stoffkonzentration oder -fracht gegen die im Gewässer gemessene Konzentration bzw. Fracht geprüft. Da die Fracht in der Regel stark vom Abfluss geprägt ist, wird die Validierung anhand von Stoffkonzentrationen als besseres Kriterium für die Beurteilung der Richtigkeit der Prozessabbildung gewertet. Angaben über die Validierung an mehreren Messstationen in einem Einzugsgebiet oder an zusätzlichen Komponenten des hydrologischen Kreislaufes, wie z.B. Grundwasserstände, Bodenfeuchte oder Schneehöhen können gute Zusatzinformationen für die Modellgüte sein. Weiterhin ist die zeitliche Auflösung der Berechnung und der Modellierungsergebnisse von Bedeutung. Je genauer die zeitliche Auflösung (z.B. Tag anstatt Jahr), desto höher ist das Kriterium für die Modellgüte einzustufen.

Datenqualität und -quantität

Ein weiterer Aspekt ist die Verfügbarkeit und Qualität von Daten, um Prozesse in Modellen zu kalibrieren. Die Qualität von Daten wird beispielsweise über das Wissen potenzieller Messfehler oder Unsicherheiten, die räumliche Auflösung (Raster) oder die Messfrequenz definiert.

Ein komplexes Modell kann bei wenigen verfügbaren Daten kaum Prozesse hinreichend wiedergeben, während einfache Modelle mit großen verfügbaren Datensätzen nicht die Komplexität und Variabilität des Systems erfassen können. In beiden Fällen ist die Prognosefähigkeit stark eingeschränkt (Grayson & Blöschl 2000, Abbildung 1).

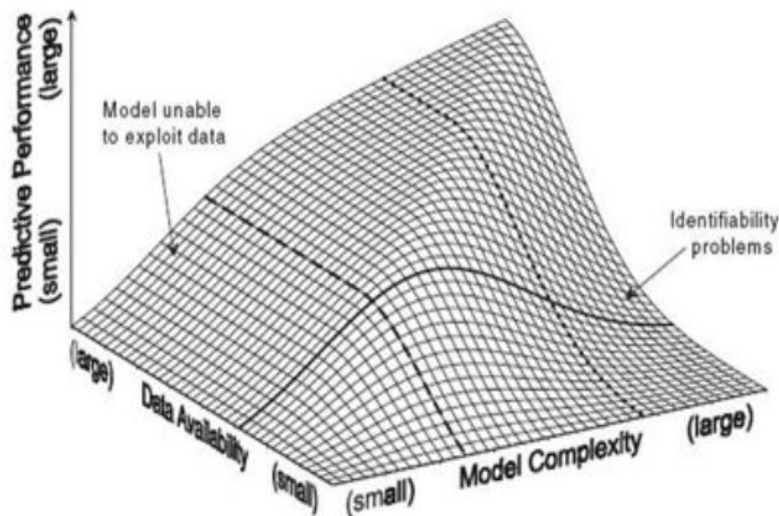


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Prognosefähigkeit eines Modells nach Grayson und Blöschl (2000).

Bei der Verfügbarkeit und Qualität von Daten muss zudem ein besonderes Augenmerk auf punktuell gemessenen Nährstoffkonzentrationen im Gewässer gelegt werden. Durch die Verknüpfung von zumeist täglich gemessenen hydraulischen Kenngrößen an Pegeln (Durchfluss) und monatlich gemessenen Stoffkonzentrationen wird die exportierte Jahresfracht eines Einzugsgebiets berechnet. Hierfür sind drei unterschiedliche Berechnungsmethoden möglich (Marsh & Waters 2009):

- (a) Aus den Abflussdaten und/oder den Daten der Stoffkonzentration wird ein Mittelwert gebildet und darauf aufbauend vereinfacht die Jahresfracht berechnet.
- (b) Fehlende Konzentrationsmessungen werden anhand des Verhältnisses zwischen vorhandenen Abflussdaten und Stoffkonzentrationen ermittelt und im Folgenden die Jahresfracht berechnet.
- (c) Mit Hilfe einer Regression wird der (zumeist exponentielle) Zusammenhang zwischen dem Abfluss und den Stoffkonzentrationen ermittelt, um damit fehlende Konzentrationsmessungen zu berechnen und im Folgenden die Jahresfracht zu bestimmen.

Auf Basis dieser Methoden soll eine geringere Datenverfügbarkeit der punktuell gemessenen Stoffkonzentrationen minimiert werden. Dennoch ist festzuhalten, dass durch Berechnungen geschlossene Datenlücken auch in Abhängigkeit des betrachteten Einzugsgebietes unter Umständen zu einem systematischen Fehler führen. So können beispielsweise nach Marsh & Waters (2009) durch Berechnungsfehler oder Johnes (2007) abhängig von der Messfrequenz, Baseflow Index und Bevölkerungsdichte des Einzugsgebietes Ungenauigkeiten der Jahresfrachten von $\pm 50\%$ oder vereinzelt auch über 100% resultieren. Um jährliche Nährstofffrachten mit einer Genauigkeit von 10% zu erzielen, ist für größere Flüsse (z.B. Loire) eine Messfrequenz von 15 Tagen für Nitrat, 10 Tage für Orthophosphat und Gesamtposphor und fünf Tage für partikulären Phosphor erforderlich (Moatar und Meybeck 2006). Für kleinere Gewässer sind deutlich höhere Messfrequenzen erforderlich

(Rode und Suhr 2007). Diese Unsicherheit ist bei der Interpretation der Ergebnisse aus Modellanwendungen zu berücksichtigen.

Strukturelle Modellfehler

Neben Ungenauigkeiten durch Parameterschätzung und der Ungenauigkeit bzw. Unvollständigkeit bei Eingabedaten ist eine dritte Fehlerquelle in der Modellstruktur selber zu sehen. Refsgaard et al. (2006) zeigen beispielhaft an fünf verschiedenen Nitratmodellen, welche auf denselben Eingangsdaten aufbauen, dass die Ergebnisse stark vom konzeptionellen Aufbau der Modelle abhängen können. Højberg und Refsgaard (2005) schlussfolgern weiterhin, dass mit zunehmendem Gewicht der Extrapolation in der Modellanwendung die Sicherheit der Modellergebnisse zunehmend von der Modellstruktur bestimmt wird. Dem gegenüber treten die Bedeutung der Parameterunsicherheit und der Kalibrierung zurück. Die Unsicherheit der Modellstruktur ist jedoch schwer quantitativ zu bewerten, da es zumeist gute Gründe für die Konzeption einer spezifischen Modellstruktur gibt. Im Falle von Gewässergütemodellen, bei denen Eingangsdaten oftmals nicht vollständig verfügbar und Prozesse oft vereinfacht abgebildet werden, empfehlen Refsgaard et al. (2006) die Kombination aus (1) Nutzung mehrerer konzeptioneller Modelle, (2) quantitative Analysen und (3) die Diskussion mit mehreren Experten, um subjektive Einschätzungen der Ergebnisse zu reduzieren. Dies entspricht der empfohlenen Vorgehensweise nach Funtowicz und Ravetz (1990, NUSAP Ansatz; Numeral, Unit, Spread, Assessment, Pedigree) bei der ausgehend von eher quantitativen Informationen (Zahlen) zunehmend auch qualitative Informationen (wie Erfahrung) in die Bewertung eingehen.

Erläuterungen zu den betrachteten Modellen

Die in den folgenden Kapiteln betrachteten Modelle können nach Modelltyp in drei Gruppen unterteilt werden:

(1) Empirische bis semi-empirische Modelle

Diese Modelle beschreiben unter Berücksichtigung verschiedener Eintragspfade die Nährstoffeinträge in die Gewässer. Hierzu zählen die Modelle MONERIS, das daraus hervorgegangen Modell MoRE (Fuchs et al. 2013), das Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos, Kombinationen dieser mit dem regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem (RAUMIS) zu dem Modellsystem AGRUM, sowie das Modell STOFFBILANZ.

AGRUM wurde zur Abbildung der regionalen Anpassung der Landwirtschaft in Abhängigkeit von agrar- und umweltpolitischen Maßnahmen genutzt (Kreins et al. 2010, Heidecke et al. 2015). Für das Einzugsgebiet Elbe wurde ein Entscheidungssystem (Decision Support System, DSS) zur Maßnahmenumsetzung entwickelt, welches das hydrologische Modell HBV-D und MONERIS koppelt (Lautenbach et al. 2009). Alle aufgeführten Modelle und Modellpakete nutzen einen umfangreichen Satz an Mess- und statistisch erhobenen Daten, um die verschiedenen Eintragspfade zu charakterisieren. Ein Alleinstellungsmerkmal ist, dass diese Modelle auch urbane Emissionen beschreiben, die nicht aus Kläranlagen herrühren. Sie arbeiten zumeist auf Länder- oder länderübergreifender Ebene und besitzen eine geringe zeitliche Auflösung (in der Regel Jahresmittel), um relevante Zusammenhänge zu charakterisieren. Bei diesen empirischen Modellen handelt es sich um eine Bilanz von Eingangs- und Ausgangsnährstoffströmen.

(2) Konzeptionelle Modelle

Diese Modelle beschreiben relevante Prozesse dynamisch, um damit eine höhere Prozesstiefe zu erreichen. Die hier betrachteten Modelle sind SWAT, SWIM, HYPE und INCA. Sie wurden im wissenschaftlichen Kontext entwickelt und lassen sich den distributiven Blockmodellen mit eingeschränkter räumlicher Verortung zuordnen (semi distributed models, siehe oben). Sie sind deutlich komplexer als die empirischen Ansätze und arbeiten mit einer zeitlich hohen Auflösung von täglichen Rechenschritten. Für diese Modelle stehen eine große Anzahl von Studien mit Kalibrierungs-, Validierungs-, aber auch Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen zur Verfügung, wobei Unsicherheitsanalysen sehr eingeschränkt durchgeführt wurden (Wellen et al. 2015).

(3) Physikalisch basierte Modelle

Diese Modelle beschreiben einzelne Prozesse möglichst umfangreich, physikalisch basiert und flächendifferenziert. Die hier berücksichtigten Modelle sind: MIKE SHE (gekoppelt mit dem Nährstoffmodell DAISY) und STONE. Die Beschreibung der unterschiedlichen Prozesse erfolgt mit stark variierender Prozesstiefe. Im Modell MIKE SHE wird die Hydrologie sehr gut abgebildet, während Nitratabbau im Grundwasser auf verhältnismäßig einfachen Annahmen beruht. Im Modellpaket STONE, welches sich aus dem Wassermmodell SWAP und dem Stoffmodell ANIMO zusammensetzt, werden die enthaltenen Stoffumsatzprozesse sehr detailliert beschrieben, allerdings wird das Modell für die nationale Ebene lediglich über fünf einzelne Messstandorte in den Niederlanden kalibriert (Wolf et al. 2003). Derzeit ist geplant, das Bodenmodell mit einem numerischen Grundwassermodell flächendeckend für die Niederlande zu koppeln.

Allen Modellen ist gemeinsam, dass sie ähnliche Eingangsdaten zur Kalibrierung und Validierung nutzen. Dies sind Wetterdaten in Form von Zeitreihenmessungen (z.B. Tag, Halbjahr, Jahr). Hierzu zählen Niederschlag und, je nach Komplexität der Modelle, Lufttemperatur, potenzielle Evapotranspiration, Luftfeuchte, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit. Zusätzlich werden von fast allen Modellen atmosphärische Nährstoffeinträge genutzt (zumeist Ergebnisse aus anderen Modellen).

Die Daten zur Beschreibung der räumlichen Heterogenität umfassen Karten für Topografie, Landnutzung, Geohydrologie und Boden. Weitere Eingangsgrößen sind Zulaufdaten von Kläranlagen. Hydrologische Daten zur Kalibrierung und Validierung umfassen Abfluss-Messreihen über bestimmte Zeiträume (z.B. Tag oder Jahressummen). Messreihen werden zumeist auch von Nährstoffparametern als Konzentrationen im Gewässer verwendet; bei den betrachteten Modellen vorwiegend Stickstoff und Phosphor. Diese Daten liegen jeweils in verschiedenen Auflösungen und Messfrequenzen vor und beeinflussen auch die Modellgüte. Je nach Modell werden verschiedene Zusatzdaten für die Kalibrierung oder statistische Eingangsgrößen hinzugezogen.

2.2. Modellbeschreibung

Die in diesem Kapitel aufgeführten Modellbeschreibungen geben eine Übersicht über den grundsätzlichen Modellaufbau, die Struktur der im Modell beschriebenen Maßnahmen sowie Informationen zur Kalibrierung und Validierung. Die aufgeführten Modellbeschreibungen stellen nur die wichtigsten Modelleigenschaften dar. Umfassende Beschreibungen finden sich in der Literatur, die in den Unterkapiteln zu den Modellen aufgeführt ist. Zu diesen Modellen finden sich in Kapitel 2.3 die Bewertungen. Detaillierte Informationen zu den einzelnen Modellen, wie abgebildete Eintragspfade und Prozesse, Maßnahmen und Eingangsdaten finden sich in Anhang I, Kapitel 7.1.

2.2.1. MONERIS

MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) wird am IGB Berlin entwickelt, um Quellen und Eintragspfade von Nährstoffen zu identifizieren und eine Oberfläche zu bieten, um Szenarien mit verschiedenen Maßnahmen und deren Auswirkung auf den Nährstoffeintrag in Gewässer zu untersuchen.

Das Modellsystem MONERIS ist ein semi-empirisches Modell, welches auf Basis einer umfangreichen Datengrundlage Nährstoffeinträge über verschiedene Eintragspfade aus diffusen Quellen und Punktquellen erfasst. Insgesamt werden sieben Eintragspfade mit einem Geografischen Informationssystem (GIS), statistischen Daten und zusätzlichen Messungen beschrieben. Die modellierten Einträge über die einzelnen Pfade werden berechneten Frachten (aus gemessenem Abfluss und Konzentrationsmessungen für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor) gegenübergestellt und über eine empirische Beschreibung für den Abbau in Flüssen zusammengefasst und bilanziert.

MONERIS rechnet mit jährlichen Zeitschritten wobei jährliche Ergebnisse auf monatliche Zeitschritte disaggregiert werden können. Das Modell findet in Flusseinzugsgebieten wie beispielsweise Weser (Kreins et al. 2010, Heidecke et al. 2015), Elbe (Lautenbach et al. 2009, Becker & Venohr 2015, Roers et al. 2016), Oder (Krämer et al. 2011), Donau (Gericke & Venohr 2015) oder deutschlandweit (Fuchs et al. 2010, Venohr et al. 2014) Anwendung. Über die Erweiterung des Konzepts zur regionalisierten Pfadanalyse lassen sich mit der Implementierung des Modells MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) räumlich differenziert (regionalisiert) Einträge von Nährstoffen und Schadstoffen (Schwermetalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe-PAK) über Punktquellen und diffuse Eintragspfade in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsebene abschätzen. MoRE wurde am KIT getrennt entwickelt aufbauend auf dem MONERIS Modellkonzept von 2007 (Fuchs et al. 2010).

Modellaufbau

Die mittlere räumliche Auflösung von MONERIS ist projektabhängig im Bereich von 50 km² bis 150 km² (z.B. 135 km² innerhalb Deutschlands, Venohr et al. 2014). Innerhalb der Teileinzugsgebiete werden landnutzungs- und eintragspfad-spezifische Emissionen und anschließend die Retention und der Transport in den Oberflächengewässern berechnet. Die Ergebnisse können über das Routing im Fließgewässernetz eines Flusssystemes zu Bearbeitungsgebieten und schließlich zu Flussgebieten aggregiert werden.

Die Abbildung der Abflusssituation basiert auf monatlichen Daten zu Abfluss, Niederschlag und Verdunstung für alle Teileinzugsgebiete. Für Teileinzugsgebiete ohne gemessenen Abfluss werden modellierte Abflüsse verwendet. Hierzu wurde ein einfacher Ansatz am IGB entwickelt. MONERIS wurde auch mit hydrologischen Modellen (z.B. SWIM, LARSIM)

gekoppelt. Die Unterteilung des Gesamtabflusses in Grundwasser, Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss wird über die Ansätze von Carl et al. (2008) und Carl & Berendt (2008) berechnet. Die Modellierung monatlicher Dränspenden erfolgt über Hirt et al. (2011) abhängig von monatlichen Niederschlägen. Dabei werden das Grundwasser und der Zwischenabfluss zusammen als Restglied der Abflussbilanz betrachtet. Das Modell bildet negative Grundwasserneubildungsraten und Wasserbilanzen über die Versickerung in tiefere, nicht an die Oberflächengewässer angeschlossene Grundwasserkörper, bzw. eine Versickerung aus dem Oberflächengewässer in das Grundwasser ab. Die Gewässeroberfläche zur Bestimmung der Nährstoffretention und den Direkteinträgen durch atmosphärische Deposition wird nach Venohr et al. (2005) ermittelt.

Die Eintragspfade für Nährstoffe von MONERIS umfassen Punktquellen durch kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter, atmosphärische Deposition, Erosion, gelöste Nährstoffe durch Oberflächenabfluss, Grundwasser, Dränagen und Abfluss durch versiegelte urbane Flächen.

Die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern basieren auf der Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung (z.B. FDZ 2007). Industrielle Direkteinträge werden aus veröffentlichten Studien und Datenerhebungen zusammengeführt.

Atmosphärische Depositionen können anhand Depositionskarten wie z.B. Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP 2006)“ oder „PINETI“ (Pollutant INput and EcosysTEM Impact) verwendet werden.

Als Erosion wird in MONERIS der partikuläre Anteil des Oberflächenabflusses beschrieben. Stoffliche Emissionen werden auf Basis des Sedimenteintrags (Bodenabtragskarte des IGB), dem Stoffgehalt des Oberbodens und dem Anreicherungsfaktor berechnet (Berendt et al. 1999). Der Phosphorgehalt im Oberboden wird hierbei auf Basis des Tongehalts bestimmt, während der Stickstoffgehalt direkt aus der Bodenübersichtskarte entnommen wird.

Die Emissionen der gelösten Nährstoffe durch den Oberflächenabfluss unbefestigter Flächen werden als Funktion des Gesamtabflusses beschrieben (Carl & Berendt 2008). Hierbei wird der Oberflächenabfluss einzelner Modellgebiete berechnet und mit dem flächengewichteten Mittel der Stickstoffkonzentration verschiedener Landnutzungsklassen multipliziert (Berendt et al. 1999). Für Phosphor wird auf Basis der Phosphorsättigung in Böden der wasserlösliche Anteil abgeleitet, korrigiert, und mit dem Oberflächenabfluss multipliziert (Fischer et al. 2017).

Die Stickstoffkonzentration im Grundwasser wird über die mittleren Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen, sowie die Deposition auf Wald- oder offenen Flächen abgeleitet. Die mittleren Verweilzeiten und die Stickstoffretention, welche von der Sickerwasserrate und dem hydrogeologischen Bedingungen abhängt, erlauben dezidierte Rückschlüsse über diesen Pfad (Kunkel et al. 2007). Die Konzentration an reaktivem, gelöstem Phosphor im Grundwasser basiert auf Bodentyp und Landnutzung.

Die Stoffemissionen durch Dränagen werden mit Hilfe der dränierten Fläche, der Dränspende und der Stoffkonzentration des Dränwassers berechnet. Die Berechnung erfolgt dabei auf monatlicher Ebene (nach Hirt et al. 2011) und wird anschließend zu Jahresspenden aggregiert. Die Stoffkonzentration im Dränwasser orientiert sich für Phosphor an mittleren Nutzungsintensitäten und damit korrelierender P-Sättigung verschiedener Bodenarten. Stickstoff wird auf Basis der teileinzugsgebietsspezifischen Stickstoffüberschüsse im Oberboden bestimmt (Berendt et al. 2000).

Einträge aus urbanen Systemen gliedern sich in Trennkanalisation, Mischkanalisation, versiegelte, nicht an die Kanalisation abgeschlossene Flächen, Kleinkläranlagen und abflusslose Gruben auf. Für alle Teilpfade werden die angeschlossenen versiegelten Flächen, die angeschlossenen Haushalte und Personen sowie weitere Spezifikationen berücksichtigt (Speichervolumen der Mischkanalisation, Filteranlagen, Einleitung über Boden-Grundwasser-Passage, usw.).

Das Modell beschreibt verschiedene Abbauprozesse in der Wurzelzone, der gesättigten Bodenzone und dem Grundwasser. Unter Berücksichtigung dieser bildet die Summe der Einträge aller Pfade die Gesamteinträge in die Oberflächengewässer. Für die Einträge wird anschließend eine Retention angenommen, die für Stickstoff in Abhängigkeit von Wasserfläche, Abfluss und Temperatur nach Venohr (2005) und Venohr et al. (2011) sowie für Phosphor unter zusätzlicher Berücksichtigung der mittleren langjährigen Abflussbedingungen (zur Abbildung von Sedimentation und Remobilisierung) nach Gericke und Venohr (2015) berechnet wird. Die berechneten Stofffrachten werden den Abfluss- und Gütemessungen gegenübergestellt. Zur Berechnung der Frachten aus Messwerten wird die Methode der OSPAR (1998) genutzt. Abbildung 2 zeigt schematisch die Modellstruktur von MONERIS.

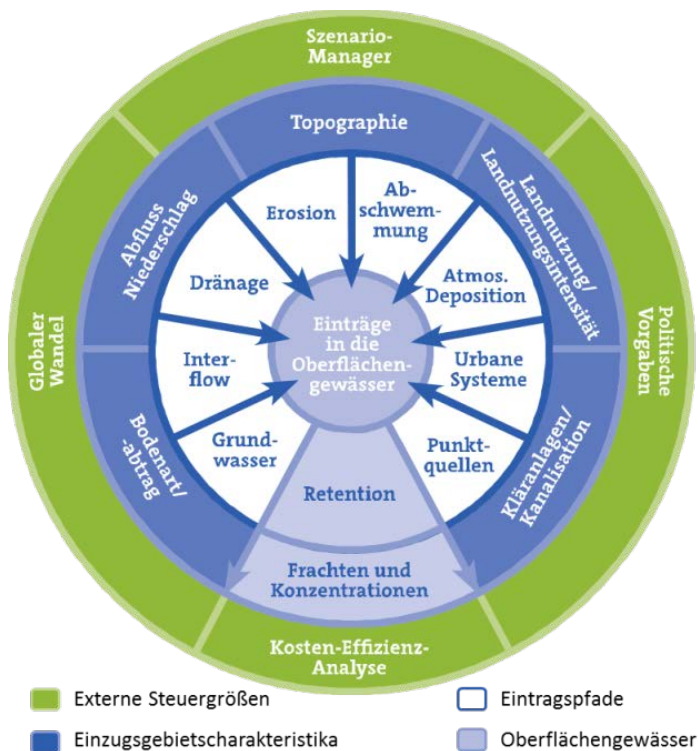


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Modellstruktur von MONERIS. Quelle: IGB Berlin.¹

¹ <http://www.moneris.igb-berlin.de/index.php/modellstruktur.html>

Abbildung von Maßnahmen

Die Abbildung von Maßnahmen erfolgt in MONERIS auf Basis von Managementoptionen, da hierbei lediglich der Nettoeffekt der Nährstoffeinträge berechnet wird. Es ist eine umfangreiche Anzahl an möglichen Managementoptionen möglich, die in fünf Gruppen unterschieden werden:

- Landnutzung
- Landnutzungsintensität
- Kanalisation
- Kleinkläranlagen
- kommunale Kläranlagen

Die vollständige und umfangreiche Liste an Maßnahmen (z.B. Reduzierung landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen oder Dränagen, Uferrandstreifen, Reduzierung der Erosion, Flussbettrestauration, Pflanzenkläranlagen, Anschlussgraderhöhung an Kläranlagen) ist in Venohr et al. (2011) aufgeführt.

Die Implementierung der Maßnahmen findet durch Modifikation der Eingangsdaten oder durch Modifikation von Zwischenergebnissen statt. MONERIS hat unter den betrachteten Modellen die größte Anzahl von Maßnahmen für die Szenarien Berechnung implementiert. Es wurde mehrfach angewendet, um verschiedene Kombinationen und Umfänge von Maßnahmen abzubilden. Zusätzlich erfolgte mehrfach eine einzelne und mit Maßnahmen kombinierte Modellierung der Effekte von Szenarien zu Klimawandel, Bevölkerungsänderung und Landnutzungsänderungen für die Elbe (Lautenbach et al. 2009, Roers et al. 2016), Oder (Krämer et al. 2011) und internationale Flussgebiete (Venohr et al. 2014). Um eine bessere Abbildung der Hydrologie zu gewährleisten, wird MONERIS auch mit anderen Modellen gekoppelt. So beispielsweise für Baden Württemberg mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM (Kiemle & Fuchs 2015) oder in Roers et al. (2016) mit SWIM, um Klimaszenarien zu berechnen.

Kalibrierung / Validierung

Die Validierung von MONERIS erfolgt durch einen Vergleich der Modellergebnisse mit dem Abfluss und der berechneten exportierten Fracht (Stickstoff oder Phosphor), wobei Jahres- oder Monatswerte genutzt werden (OSPAR Methode, OSPAR 1998).

Berechnete Monatsfrachten werden hierbei zumeist grafisch dargestellt (Becker & Venohr 2015). Malagó et al. (2015) validieren im Modelvergleich zwischen MONERIS, GREEN und SWAT auf Basis von Monatswerten wobei als Gütekriterien RMSE und Korrelationskoeffizient zum Einsatz kommen.

2.2.2. Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos

Das Modellpaket GROWA (Wasserhaushaltsmodell) -DENUZ-WEKU (reaktives Stickstofftransportmodell) -MEPhos (Pfad und flächendifferenziertes Phosphormodell) wird am Forschungszentrum Jülich entwickelt und betrieben. Es ist ein Verbund von Modellen, welcher wie MONERIS das Ziel hat, eintragspfadbezogen die Nährstoffbelastung im Grundwasser und im Oberflächenwasser zu bestimmen. GROWA modelliert die wasserbezogenen verschiedenen Eintragspfade, DENUZ den Abbau von Nitrat im Boden, WEKU über Verweilzeiten den Nitrattransport und -abbau im Grundwasser und MEPhos die

Phosphoreintragspfade in die Oberflächengewässer. Der Nährstoffeintrag in den Oberboden wird durch die Kopplung mit agrarökonomischen Modellen, i.d.R. RAUMIS, berechnet. Das ermöglicht zusätzlich die Berechnung von Szenarien.

Im Vergleich zu MONERIS werden einzelne Pfade prozessnäher beschrieben, wie beispielsweise Grundwasser, Dränabfluss und Erosion. Zusätzlich erlaubt eine räumlich höher aufgelöste Modellbeschreibung (100 Meter Raster) eine bessere Identifikation von Gebieten hoher Nährstoffbelastung für potenzielle Minderungsmaßnahmen. Zeitlich wird dabei mit Jahresschritten gerechnet. Insgesamt werden sechs Eintragspfade für diffuse Quellen und sechs Eintragspfade für Punktquellen abgebildet. Eine detaillierte Auflistung befindet sich in Wendland et al. (2015).

Modellaufbau

Um den jährlichen Abfluss zu berechnen, wird das empirische Modell GROWA genutzt. Es differenziert flächendeckend zwischen Oberflächenabfluss, natürlichem Zwischenabfluss und Dränabfluss, dem Abfluss aus urbanen Flächen und dem Abfluss über das Grundwasser (Grundwasserneubildungsrate). Der jährliche Gesamtabfluss wird als Funktion des Jahresniederschlages, des Niederschlages für das hydrologische Sommer- und Winterjahr, der Pflanzen verfügbaren Bodenwassermenge, der mittleren jährlichen potenziellen Verdunstung und eines topografischen Korrekturfaktors berechnet. Der jährliche Sickerwasserabfluss, welcher für die Nitratkonzentration im Boden maßgeblich ist, wird als Differenz von Gesamt- und Oberflächenabfluss berechnet.

Zur Berechnung des Grundwasseranteils wird in GROWA gebietsspezifisch die Kenngröße des Basisflussanteils (BFI) bestimmt. Als Datengrundlage werden die Flächendaten für Landnutzung, Hangneigung, Hangexposition, hydrogeologische Gesteinseinheiten, Bodentyp, Flurabstand des Grundwassers, Niederschlagsdaten und die potenzielle Verdunstung verwendet. Das Modell GROWA wurde weiterentwickelt (mGROWA, Herrmann et al. 2015), um auf Basis von Tagesschritten unterirdische Abflusskomponenten zu berechnen. Damit besteht die Möglichkeit, zum Teil zeitlich höher aufgelöste Ergebnisse für den Nährstofftransport zu liefern.

Zur Simulation der diffusen Stickstoffeinträge wird die Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU genutzt (Abbildung 3). Für Stickstoff wird davon ausgegangen, dass die gesamte Stickstoffmenge als Nitratstickstoff vorliegt. Als Eingangsdaten für Stickstoff werden Flächenbilanzsalden der Böden mit Hilfe von Modellansätzen erstellt. Dabei wird in der Regel das agrarökonomische Modell RAUMIS des Thünen-Institut genutzt (Henrichsmeyer et al. 1996).

RAUMIS aggregiert Daten aus dem Agrarsektor und stellt damit eine Nährstoffbilanz für den Oberboden bereit. Weiterhin können Analysen für Wettbewerbsfähigkeit zwischen verschiedenen Regionen, Produktionsalternativen und langfristige Wirkungsanalysen von alternativer Agrar- und Umweltpolitiken durchgeführt werden. Somit umfasst RAUMIS einen wesentlichen Teil von Szenarienrechnungen und Maßnahmenabschätzungen. Die Datengrundlage basiert auf den Ergebnissen der Agrarberichterstattung, welche in Vierjahresschritten (Bodennutzungshaupterhebung) oder Zweijahresschritten (Viehzählung) durchgeführt wird.

Es wird davon ausgegangen, dass die Stickstoffgehalte im landwirtschaftlichen Oberboden nahezu konstant bleiben, da sich durch die starke Düngung eine Sättigung eingestellt hat (Wendland et al. 2015). Der Stickstoffaustrag aus diesen Böden entspricht dann dem nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoff und der atmosphärischen Deposition reduziert um

die Denitrifikation. Der Nitratabbau wird dabei durch eine Michaelis Menten Kinetik mit unterschiedlicher Denitrifikationsrate pro Bodentyp beschrieben. Weiterhin beeinflusst die Fließzeit des Sickerwassers den Nitratabbau gemäß der Methode von Hennings (2000) und Müller & Raissi (2002).

Für den Nitratabbau und die Verweilzeiten im Grundwasser wird das Modell WEKU verwendet. Für den Nitratabbau im Grundwasser wird eine Kinetik erster Ordnung zu Grunde gelegt, wobei Gebiete mit hohem und niedrigem Abbaupotenzial unterteilt werden.

Der Eintrag von Stickstoff aus dem Oberboden über Abschwemmung wird über den Oberflächenabfluss mit dem Modell GROWA berechnet. Dies tritt nur für Flächen mit einer Hangneigung über 2 %, einem hohen Lehmanteil im Oberboden, einer landwirtschaftlichen Nutzung ohne Dränung und mit hydraulischer Anbindung an ein Fließgewässer auf. Der Stickstoffeintrag über die Erosion wird aus der eingetragenen Sedimentmenge (ABAG) und dem Stickstoffgehalt im Oberboden abgeschätzt. Der Stickstoffeintrag über die atmosphärische Deposition wird direkt über die Berechnung der Gewässeroberfläche und der für jedes Bundesland flächenhaft ausgewiesenen Stickstoffdepositionswerte bestimmt.

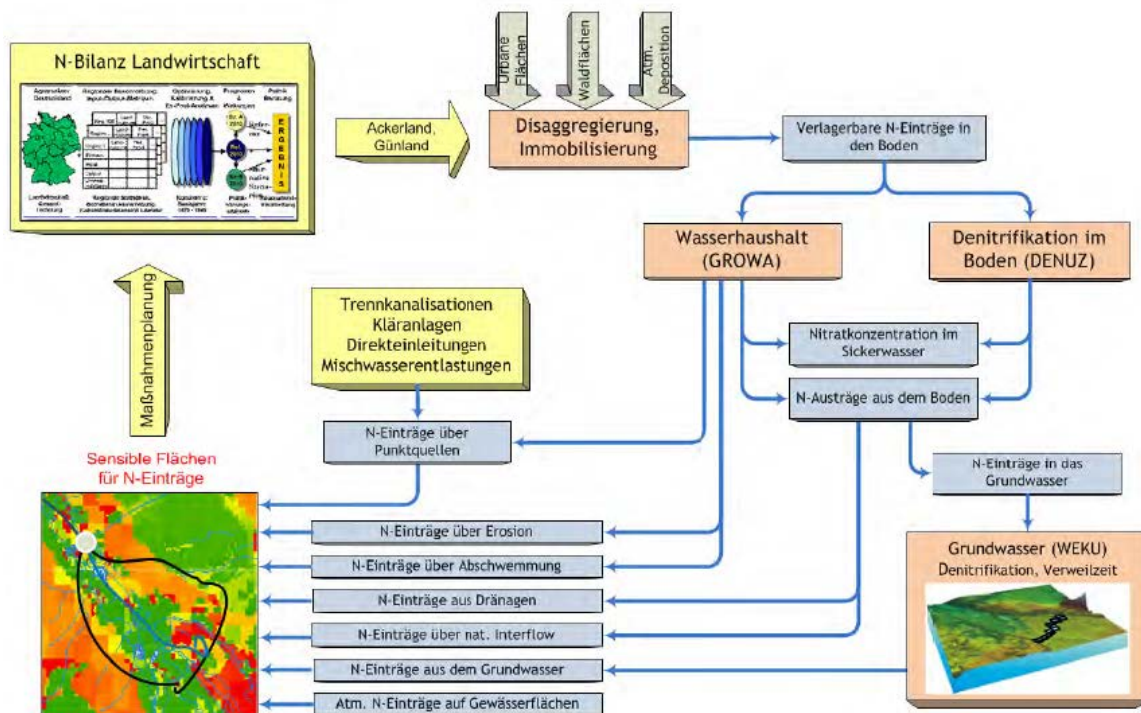


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer und das Grundwasser im Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ. Quelle: Kuhr et al. 2014.

Der Eintrag von Phosphor wird mit dem Modell MEPhos beschrieben. Ziel ist die Ermittlung einer flächendifferenzierten Phosphorbelastung und die Identifizierung von Belastungsschwerpunkten. Die im Modell definierten Teilflächen mit spezifischen abflussgebundenen Einträgen an Phosphor werden als Phosphotope bezeichnet. In Abhängigkeit der Landnutzung, des Bodentyps, Dränung und des Mooranteils werden acht Phosphotope unterschieden. Zur Berechnung der Dränung werden die Ergebnisse aus dem Modell GROWA (Modellzelle) mit den Exportkoeffizienten der Phosphotope jeder Zelle multipliziert. Eine Modellkopplung von GROWA mit MEPhos erfolgt zudem für die Berechnung des Zwischenabfluss und dem Grundwassereintragspfad von Phosphor.

Der Phosphoreintrag über die Erosion wird als Produkt aus der eingetragenen Sedimentmenge über die ABAG, des Phosphorgehalts im Oberboden und eines festgesetzten Anreicherungsfaktors berechnet (Schwertmann et al. 1990). Daneben werden die Phosphoreinträge durch Abschlammung und die atmosphärische Deposition mit Hilfe einer festen Depositionsrate berechnet.

Der Stickstoff- und Phosphoreintrag aus Punktquellen von kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wird mit Hilfe der Daten aus den behördlichen Eigenkontrolluntersuchungen erfasst und als Fracht berechnet. Zusätzlich werden Stickstoff und Phosphoreinträge über urbane Systeme berücksichtigt. Der Anteil an versiegelten Flächen wird mit Hilfe von ATKIS-Daten berechnet. Die Einträge aus der Trennkanalisation sind abhängig vom Anteil der versiegelten Flächen und dem Anschlussgrad. Die Ermittlung der Einträge über Mischwassersysteme erfolgt in Anlehnung an ATV-A 128 (1992). Die Einträge für Phosphor und Stickstoff aus Kleinkläranlagen werden aus Messdaten ermittelt. Zusätzlich können die Einträge über Bürgermeisterkanäle berechnet werden.

Für Oberflächengewässer im Flachland wird die Retention nach dem Ansatz von Behrendt und Opitz (2000) verwendet. Zur Plausibilitätsüberprüfung werden die berechneten Stickstoff und Phosphoreinträge aller Eintragspfade aufsummiert und Abfluss- und Gütemessungen gegenübergestellt.

Unter der Annahme des Schutzziels von 50 mg/l Nitrat, einer konstanten Sickerwasserrate, eines konstanten Denitrifikationspotenzials und einer konstanten Stickstoffimmobilisierung wird der maximal zulässige Stickstoffüberschuss im Boden errechnet. Analog wurde auch der Stickstoffminderungsbedarf für die Erreichung der Meeresschutzziele berechnet (Wendland et al. 2010, 2015). Auf diese Weise werden einerseits die Hotspot-Gebiete des Nährstoffeintrags ermittelt, andererseits erlaubt dies die Dimensionierung notwendiger Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerqualitätsziele.

Abbildung von Maßnahmen

Da die Modelle GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos in Kombination mit einem agrarökonomischen Modell betrieben werden (in der Regel RAUMIS), können hierauf aufbauend umfassende Maßnahmenanalysen (Szenario-Analysen) insbesondere im Hinblick auf die Auswirkung konkreter landwirtschaftlicher Reduktionsmaßnahmen auf den Nährstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer durchgeführt werden. Das umfasst Kombinationen aus den folgenden Maßnahmengruppen:

- Kulturspezifische Einzelmaßnahmen und deren Kombination im Bereich Landwirtschaft.
- Flächendeckende landwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Düngeverordnung).
- Siedlungswasserwirtschaftliche und wasserbauliche Maßnahmen.

Detaillierte Angaben zu Maßnahmenabschätzungen (z.B. Fruchtfolgeänderung, ökologischer Landbau, Effizienzsteigerung von Kläranlagen, Uferstrandstreifen, Dränteiche) sind in Wendland et al. (2010, 2015), Kuhr et al. (2014) und Kunkel et al. (2017) aufgeführt.

Das Modell mGROWA wurde zudem genutzt, um die Wasserverfügbarkeit unter Klimaänderungsszenarien zu untersuchen (Herrmann et al. 2015, 2016).

Kalibrierung / Validierung

Die Abflusskomponenten und der Nährstoffeintrag über die Eintragspfade werden durch Modelle beschrieben (GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos) und gegen Abfluss-, Grundwasser- und Nährstoffmessungen validiert. Eine gebietsbezogene Kalibrierung findet auf Basis von Abflussdaten statt. Validierungen werden mit Mehrjahresmitteln durchgeführt, wobei als Gütegrößen immer R^2 und die relative Abweichung bzw. die Anzahl an Stationen in Klassen verschieden starker relativer Abweichung verwendet werden.

2.2.3. STOFFBILANZ

Das Modell STOFFBILANZ quantifiziert pfadspezifische, diffuse Stickstoff-, Phosphor- und Sedimenteinträge in die Gewässer, wobei diese naturraum- und nutzungsspezifisch berechnet werden. STOFFBILANZ wurde für die Mesoskala entwickelt und beschreibt sowohl groß- als auch kleinräumig unterschiedliche Prozesse. Damit ist es möglich, Stoffquellen und Risikogebiete herauszuarbeiten. Es beschreibt den Stofftransport räumlich differenziert in jährlichen Zeitschritten. Das Modell wurde ursprünglich in den 90er Jahren am Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie an der TU Dresden entwickelt, und von der Gesellschaft für angewandte Landschaftsforschung weiterentwickelt. Es ist als WebGIS basierte Anwendung implementiert, in der die Ergebnisse eingesehen und analysiert werden können (weitere Informationen: <http://www.stoffbilanz.de>). Das Modell STOFFBILANZ ist in C++ geschrieben und in die Module Wasserbilanz, Bodenabtrag und Bilanzen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor unterteilt. Eine umfangreiche Menge an Maßnahmen für unterschiedliche Szenarien ist verfügbar.

Modellaufbau

Die hier aufgeführte Beschreibung des Modellaufbaus orientiert sich an der mit Jahreszeitschritten berechneten Modellbeschreibung von Gebel et al. (2012). Oberflächenabfluss, Erosion, partikulärer Phosphoreintrag, tägliche Evapotranspiration und Versickerung können jedoch auch in Tagesschritten berechnet werden (z.B. Gebel et al. 2017).

In dem Modul Wasserbilanz werden die Komponenten des Abflusses berechnet und zum Gesamtabfluss aggregiert. Für den Oberflächenabfluss kommt hierbei ein modifiziertes CurveNumber Verfahren zum Einsatz, wobei Landnutzung, Neigung und Bodentyp berücksichtigt werden (US SCS 1972, Halbfaß 2005). Eine Berechnung basierend auf täglichen Werten ist ebenfalls möglich (Hawkins et al. 2009). Der Oberflächenabfluss und der Abfluss über versiegelte Flächen werden als Funktion der Niederschlagstage und des mittleren jährlichen Niederschlags bestimmt.

Das Sickerwasser wird anhand der Differenz des jährlichen Niederschlags und der Verdunstung berechnet, wobei Letzterer anhand der potenziellen Evapotranspiration, der Landnutzung, der mittleren kapillaren Aufstiegsrate, der nutzbaren Feldkapazität und den Sommerniederschlägen berechnet wird (nach Ad-hoc AG Boden 2003). Der Abfluss durch Dränagen wird abhängig vom Bodentyp, durch komplexere Schätzverfahren oder direkt durch bekannte Dränagen als Anteil des Sickerwassers berechnet (Berendt et al. 1999, Hirt et al. 2005). Der Zwischenabfluss und das Grundwasser werden als Anteil des Sickerwassers nach Röder (1997) beschrieben. Hierbei erfolgt eine empirische Separation abhängig von der Hangneigung, dem Hydromorphiegrad und der Exposition (modifiziert nach Wessolek 1997).

Im Modul Bodenabtrag werden die Flächenerosion und der Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer modelliert. Für die Flächenerosion wird die Bodenabtragungsgleichung genutzt (ABAG, Schwertmann et al. 1990). Der tatsächliche Sedimenteintrag wird aus dem Bodenabtrag in modifizierter Form gemäß der Sediment Delivery Ratio berechnet. Diese wird auf Basis der Hangneigung, der mittleren Gewässerdistanz, der Anbindungswahrscheinlichkeit an das Gewässer und des Bearbeitungsfaktors bestimmt. Für die Erosion mit täglichen Zeitschritten wird USLE-M genutzt (Kinnell 2001).

Der diffuse Stickstoffeintrag ergibt sich für Ackerflächen als Bilanz aus den Stickstoffeinträgen (organische/mineralische Düngung, Bindung durch Leguminosen) und den Verlusten (z.B. Ernteabfuhr). Dabei werden die von SMUL (2007) vorgegebenen Richtlinien in Kooperation mit Landwirtschaftsbehörden sowie regionalisierte Betriebsdaten der BEFU Datenbank genutzt. Für die Ackerflächen wird der Import für Dünger und Leguminosenbindung mit festen Werten und in Abhängigkeit von der Fruchtartengruppe bestimmt.

Für die Grünlandflächen erfolgt die Bilanz in analoger Weise, wobei die Fixierung durch Leguminosen als konstant gesetzt wird. Für Obst und Weinbauflächen wird eine feste Bilanz angenommen. Die Denitrifikation im Boden wird durch die Landnutzungsklassen über die Michaelis Menten Kinetik mit maximalen Denitrifikationsraten in drei Stufen nach Wendland (1992) beschrieben. Die Stickstoffbilanz und Denitrifikation von Waldflächen wird basierend auf dem Critical Load Konzept bestimmt (Kaiser und Gebel 2003, Nagel und Gregor 1999).

Der gesamte Stickstoffaustrag ergibt sich unter Berücksichtigung der verschiedenen Landnutzungsformen aus der Summe der atmosphärischen Deposition und den jeweiligen Bilanzkomponenten und der Denitrifikation. Die Denitrifikation im Grundwasser hängt vom vorliegenden Gestein ab und umfasst verschiedene Berechnungsgrundlagen (z.B. Uhlig 2008, Kunkel und Wendland 1999). Zukünftig soll die Berechnung des Stickstoffumsatzes durch die Kopplung mit dem Modell CCB erfolgen (Witing et al. 2016). Die diffusen Stickstoffeinträge aus Siedlungsgebieten über unversiegelte Flächen, Regenwasserkanäle und nicht angeschlossene Haushalte werden mit Hilfe von Daten zum Versiegelungsgrad, den Einwohnerzahlen und dem Anschlussgrad der Bevölkerung im Modell berechnet.

Alle berechneten Einträge werden pro Zelle und je nach Anteil der Abflusskomponente auf die Pfade Grundwasser, Drainageabfluss und Oberflächenabfluss aufgeteilt. Abhängig von der berechneten Sedimentmenge wird zudem ein partikelgebundener Stickstoffeintrag berücksichtigt. Der diffuse Gesamtstickstoffeintrag wird somit als Summe aus dem Eintrag über den Oberflächenabfluss, den Zwischenabfluss, den Grundwasserabfluss, den Drainageabfluss und den partikelgebundenen Abfluss berechnet. Die punktuellen Stickstoffeinträge werden direkt auf der Grundlage von vorliegenden Daten berücksichtigt (Eigenkontrolluntersuchungen der Kläranlagenbetreiber).

Der diffuse Phosphoreintrag wird aus partikulär gebundenem Phosphor über die Erosion und dem Anteil an gelöstem Phosphor berechnet. Ersterer berechnet sich als Produkt aus dem Sedimenteintrag, dem Nährstoffanreicherungsfaktor (abhängig vom Bodenabtrag, Auerswald 1989) und dem Phosphorgehalt im Boden (nutzungs- und substratspezifisch). Die gelösten Phosphoreinträge sind das Produkt aus den pfadbezogenen Abflusskomponenten, den Hauptlandnutzungsformen und den daraus abgeleiteten feststehenden P-Konzentrationen. Die diffusen Phosphoreinträge aus den versiegelten Flächen bzw. Siedlungsgebieten werden analog zu den Stickstoffeinträgen beschrieben. Die punktuellen Phosphoreinträge werden direkt auf der Grundlage von bestehenden Daten berechnet.

Die Stickstoffretention im Fließgewässer wird im Gegensatz zu MONERIS oder GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos auf Basis des „Nutrient-spiraling-concept“ dargestellt (Stream Solute Workshop 1990; Newbold et al. 1983). Hierbei wird die Retentionsleistung abhängig von einer zeitspezifischen Aufnahme­rate und der Aufenthaltszeit berechnet. Die Aufenthaltszeit ergibt sich dabei aus der Länge und der mittleren Fließgeschwindigkeit des Flussabschnitts. Die Aufnahme­rate wird hingegen aus der einschlägigen Literatur entnommen. Mit diesem Ansatz wird jedem Flussabschnitt eine eigene Retentionsleistung zugeordnet. Für die Standgewässer wird die Retentionsleistung nach Maniak (2005) bestimmt.

Die Phosphorretention im Fließgewässer ist ebenso wie die Stickstoffretention an das „Nutrient-spiraling-concept“ angelehnt. Im Modell wird angenommen, dass Phosphor im Wesentlichen partikulär gebunden ist, so dass die Retentionsleistung über die Sedimentationsrate berechnet wird. Die langfristige und dauerhafte Retention findet hauptsächlich in den Überflutungsbereichen und Standgewässern statt. Hierfür wird ebenso der Ansatz von Maniak (2005) zugrunde gelegt.

Abbildung von Maßnahmen

Im Modell kann eine umfangreiche Liste an verschiedene Maßnahmen betrachtet werden, darunter:

- Reduzierung von landwirtschaftlicher Fläche, Viehbeständen oder ausgebrachtem Dünger,
- Errichtung von Uferrandstreifen,
- Reduzierung der Erosion,
- Anschlussgraderhöhung an Kläranlagen und
- Fruchtfolgeänderung.

Eine vollständige Liste aller abgebildeten Maßnahmen ist in Gebel et al. (2012) aufgeführt.

Kalibrierung / Validierung

Die Kalibrierung für den Abfluss findet auf der Basis von langjährigen Mitteln der gemessenen Abflusswerte statt. Ähnlich dem Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos wird keine Kalibrierung der Nährstoffberechnung von Stickstoff und Phosphor durchgeführt. Das Modell wird durch einen Vergleich der berechneten Modellergebnisse mit Frachten aus gemessenen Werten validiert. Hierfür wurden jedoch keine detaillierten Vorgaben für die Frachtberechnung dargelegt.

2.2.4. AGRUM, AGRUM+

AGRUM und AGRUM+ wurden entwickelt, um die Nährstoffbelastungen und die Nährstoffeinträge in die Gewässer der Flussgebietseinheit Weser zu analysieren. In den beiden Projektzyklen wurden weiterhin Nährstoffüberschüsse für die Zieljahre 2015 und 2021 der WRRL abgeschätzt, Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer analysiert und umfangreiche Maßnahmenkombinationen getestet (Kreins et al. 2010, Heidecke et al. 2015).

Aufbauend auf AGRUM und AGRUM+ erfolgte zudem die Analyse der Nährstoffeinträge und –belastungen sowie die Ableitung von Handlungsoptionen der Gewässer von ganz Niedersachsen für das Jahr 2007 und für das Zieljahr 2021 (Ackermann et al. 2015).

Bei AGRUM handelt es sich um einen Modellverbund der sechs Einzelmodelle RAUMIS, GROWA, DENUZ, WEKU, MEPHOS und MONERIS mit dem Ziel, die Stärken der Einzelmodelle zu nutzen und aufeinander abzustimmen. GIS-gestützte Schnittstellen ermöglichen eine Annäherung der unterschiedlichen regionalen Differenzierungen der Modelle und liefern dabei hoch aufgelöste räumliche Ergebnisse.

Das Modell RAUMIS wird genutzt, um Nährstoffbilanzen im Oberboden für Basisjahre zu generieren sowie Entwicklungen von Nährstoffbilanzen für die Zieljahre 2015 und 2021 abzuschätzen.

Die Modelle GROWA, DENUZ, WEKU und MEPhos (siehe Kapitel 2.2.2) werden genutzt, um die Abflüsse über die verschiedenen Fließpfade, die diffusen Stickstoffeinträge in Oberflächen und Grundwasser und die diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer zu berechnen. Weiterhin erfolgen Abschätzungen zum Nitratabbau im Grundwasser sowie zu Einträgen durch Trennkanalisationen. Von diesem Modellpaket werden der Wasserhaushalt und die diffusen Stoffeinträge genutzt.

MONERIS (siehe Kapitel 2.2.1) berechnet im AGRUM-Verbund insbesondere die punktuellen Einträge, die Einträge aus urbanen Systemen sowie die Retention in Oberflächengewässern. Im AGRUM-Verbund werden Effekte der überregionalen Agrarpolitik, Agrarumweltmaßnahmen (extensive Produktionsverfahren in Ackerbau und Dauerkulturen, extensive Grünlandnutzung, ökologischer Landbau, Stilllegung und sonstige) sowie zusätzlich Szenarien zur Düngeverordnung und reduzierter atmosphärischer Deposition analysiert. Abschließend werden Maßnahmenkombinationen für die Zielerreichung gemäß EG Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagen.

Die Ergebnisse des Projekts können über eine GIS-basierte Oberfläche online eingesehen werden (<http://www.fgg-weser.de/kartenserver-fgg-weser/projekt-agrum>).

In der vorliegenden Studie wird AGRUM nicht für eine Bewertung herangezogen, da es sich um einen projektbezogenen Modellverbund handelt. Für die Modellbewertung werden die dem Modellverbund zugrunde liegenden Einzelmodelle berücksichtigt.

2.2.5. HYPE

Das Gewässergütemodell HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) wurde vom Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI) von 2005 bis 2007 erarbeitet und basierend auf den Erfahrungen mit dem Modell HBV und HBV-NP konsequent weiterentwickelt (Andersson et al. 2005). Die Philosophie des Modells ist eine möglichst einfache Beschreibung der Prozesse und dennoch ein hohes Maß an Details und Komplexität für alle relevanten Prozesse zu erreichen. Das Modell ist ein konzeptionelles Modell, welches empirische und physikalische Ansätze enthält. Es ist ein Blockmodell und unterteilt Einzugsgebiete abhängig vom Bodentyp, der Landnutzung und der Höhenlage. Es werden verschiedene Komponenten des hydrologischen Kreislaufs (Oberflächenabfluss, Makroporenfluss, Dränagen, Zwischenabfluss, Grundwasser) und des Nährstofftransports für Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffumsatz simuliert. Die Stoffkreisläufe für Boden, Flüsse und Seen werden dabei getrennt beschrieben und mit einfachen Speicheransätzen sowie den Abflussvorgängen im Gerinne zusammengeführt. Auf der zeitlichen Skala rechnet das Modell mit Tagesschritten.

Modellaufbau

Im Modell wird das gesamte Einzugsgebiet in Teileinzugsgebiete und kleinere Klassen (Response Units, RUs) unterteilt. RUs werden abhängig von ähnlichen Kombinationen für Bodentyp, Landnutzung und Höhenlage bestimmt. Sie repräsentieren die kleinste Recheneinheit im Modell und werden als prozentualer Anteil eines Teileinzugsgebietes berechnet ohne genaue räumliche Zuordnung. Teileinzugsgebiete haben bei der Einteilung von Lindström et al. (2010) durchschnittlich eine Größe von 28 km².

Als dynamisches Modell werden klimatische Eingangsdaten (Tagestemperaturen und Niederschlag) genutzt. Der Niederschlag kann abhängig von der Höhenlage auch als Schnee fallen, Veränderungen des Wassergehaltes im Schnee und wiederholtes Gefrieren in der Schneeschicht werden jedoch vernachlässigt.

Der Boden ist im Modell in drei Horizonte unterteilt (Abbildung 4). In Abhängigkeit vom Bodentyp infiltriert Niederschlagswasser oder Schneeschmelzwasser in die oberste Schicht. Beim Überschreiten von Grenzwerten für die Bodenfeuchte und die Infiltration wird der Infiltrationsüberschuss auf den Oberflächenabfluss und den Makroporenfluss verteilt. Der Makroporenfluss wird direkt in den Grundwasserleiter weitergeleitet. Dabei beginnt der Grundwasserleiter innerhalb des Profils der gesättigten Bodenzone.

Für jeden Horizont wird der maximale Wassergehalt durch drei Parameter bestimmt. Dabei werden anteilig folgende Wassermengen festgelegt: (a) nicht für die Evapotranspiration verfügbar, (b) für Evapotranspiration aber nicht Oberflächenabfluss verfügbar und (c) für Oberflächenabfluss verfügbar. Die ersten beiden Bodenwasserkomponenten entsprechen dem Welkepunkt und der Feldkapazität. Die Evapotranspiration kann in den oberen beiden Modellschichten auftreten, die Untergrenze der zweiten Schicht kann damit auch als Grenze der Wurzelzone angesehen werden.

Der Grundwasserstand kann sich im Jahresverlauf ändern. Der Abfluss aus Dränagen wird integriert, wenn diese im Jahresverlauf unterhalb des berechneten variablen Grundwasserstands liegen. Dabei werden die Abflüsse aus den gesättigten Zonen in die Gerinne weitergeleitet. Der Abfluss von Seen wird über eine „Rating Kurve“ bestimmt. Für Talsperren werden vereinfacht konstante oder saisonale Abflussfunktionen genutzt.

Der Nährstoffgehalt im Boden wird für Stickstoff und Phosphor in stabile oder mobile Pools unterschieden, zwischen denen Austausch bzw. Stoffumsetzung stattfinden kann. Für Stickstoff im Boden sind die Prozesse Mineralisation, Denitrifikation, Pflanzenaufnahme und Abbau beschrieben. Für Phosphor sind dies Adsorption und Desorption, Mineralisation, Abbau und Pflanzenaufnahme. Die Aufnahme durch Pflanzen folgt potenziellen Aufnahmefunktionen in Abhängigkeit von Temperatur, Jahreszeit und verfügbaren Nährstoffen. Der Zwischenfruchtanbau von Pflanzen kann zeitlich variabel angegeben werden. Die Nährstoffaufnahme für Pflanzen von nicht landwirtschaftlichen Flächen wird durch fest definierte Parameter, für landwirtschaftliche Flächen durch benutzerdefinierte Parameter beschrieben. Die Eintragsquellen für Stickstoff und Phosphor sind atmosphärische Deposition, mineralischer oder organischer Dünger. Der Transport von Nährstoffen erfolgt durch die mobilen Pools und die berechneten Abflusskomponenten.

Die Erosion von partikulärem Phosphor wird im Modell in gelösten und partikulären Transport unterteilt, wobei das Morgan-Morgan-Finney Modell zugrunde gelegt wird (Morgan 2001).

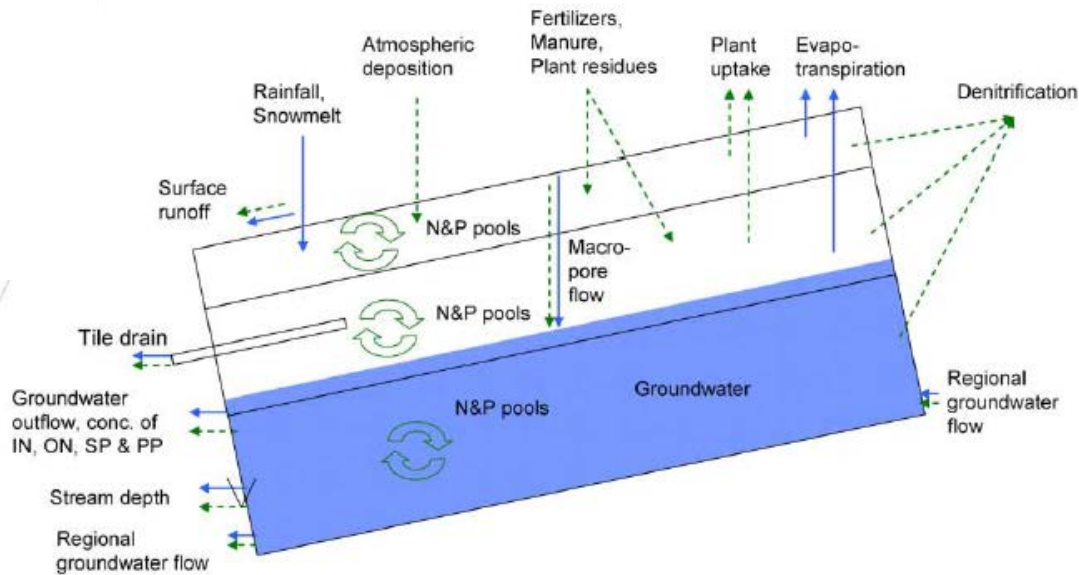


Abbildung 4: Schematische Modellstruktur mit den unterschiedlich betrachteten Horizonten im Modell HYPE. Quelle: Lindström et al. 2010.

Die Eingangsdaten in Form von organischem oder anorganischem Dünger werden zeitlich variabel und spezifisch in Tagesschritten vom Benutzer definiert und den jeweiligen Stickstoff und Phosphor pools zugeführt. Die atmosphärische Deposition wird zu den Nährstoffpools in Boden oder See hinzugefügt, ebenso die Einträge aus Punktquellen oder von Haushalten.

Das Modell berechnet den Abfluss und die Konzentration der Gewässer sowie die daraus resultierende Fracht für jedes Teileinzugsgebiet. In Bächen und Flüssen werden die Prozesse Denitrifikation für Stickstoff, Sedimentation und Resuspension für Phosphor sowie Mineralisation und Aufnahme durch die Primärproduktion beschrieben.

Abbildung von Maßnahmen

Folgende Maßnahmen werden mit dem Modell abgebildet (Arheimer et al. 2015):

- geänderter Einsatz von mineralischem Dünger,
- Uferrandstreifen,
- Reduzierung von punktuellen Einträgen,
- Anschlussgrad der Bevölkerung,
- Berücksichtigung von landwirtschaftlichen Dränagen und
- Feuchtbiotope sowie Nährstoffretention (vereinfachte Abbildung).

Kalibrierung / Validierung

Die Kalibrierung des Modells findet durch den Vergleich von berechneten Ergebnissen mit Messdaten statt, wobei Prozesse wie Evapotranspiration und Schneeschmelze automatisch und andere Parameter schrittweise und manuell kalibriert werden. Hierbei werden Parameter für einzelne Einzugsgebiete mit vorhandenen Abfluss- und Gewässergütedaten kalibriert und danach auf Einzugsgebiete bzw. Klassen mit denselben Eigenschaften übertragen. Die Validierung des Modells erfolgt durch die Übertragung der Parameter auf die

Teileinzugsgebiete, die nicht bei der Kalibrierung verwendet wurden (Lindström et al. 2010, Arheimer et al. 2012, Strömquist et al. 2012).

2.2.6. SWAT und SWIM

Das in den Vereinigten Staaten entwickelte Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool) ist eines der umfangreichsten Gewässergütemodelle, welches kontinuierlich weiterentwickelt wird. Es basiert auf Erfahrungen der vom USDA Agricultural Research Service (ARS) entwickelten Modellen CREAMS, GLEAMS und EPIC in Zusammenarbeit mit dem Nährstoffmodell SWRRB. Die älteste Komponente (SWRRB) wurde dabei schon Mitte der 80er Jahre entwickelt. SWAT ist eine Weiterentwicklung von SWRRB, welches die ehemalige Begrenzung der Gebietsfläche aufhebt und so die Modellierung großer Gebiete erlaubt. Es beschreibt alle Komponenten des hydrologischen Kreislaufs, des Nährstofftransports und des Abbaus sowie verschiedene Managementformen. Seit 2005 werden die Methoden des Modells QUAL2E genutzt, um die Stoffumsätze im Fluss zu beschreiben.

Das Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model) wurde am PIK Potsdam mit dem Ziel entwickelt, Klima und Landnutzungsänderungen zu untersuchen. Aufbauend auf SWAT bildet SWIM mit öffentlich zugänglichen Daten Prozesse auf der Meso- und Makroskala ab. Klimaänderungsszenarien können durch eine Kopplung mit Klimamodellen gerechnet werden, wobei SWIM damit die Änderung des Wasserhaushalts unter Berücksichtigung der Änderung in landwirtschaftlichen Erträgen transformiert. In den Studien mit SWIM wird Wert darauf gelegt, die Unsicherheiten der Szenarien zu quantifizieren (z.B. Hatterman et al. 2006, Huang et al. 2009, Hesse et al. 2012). Die hydrologischen als auch die biotischen Prozesse und Nährstoffumsetzungen sind in SWIM mit dem Modell SWAT identisch (Hesse et al. 2012).

Das Modell SWAT zeichnet sich durch die Entwicklung von zahlreichen Benutzeroberflächen und die enge Kopplung an Geografische Informationssysteme (GIS) aus, um die Dateneingabe und Modellimplementation zu verbessern. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang AVSWAT-X, welches Modelleingaben aus geografischen Karten über die ArcView Oberfläche generiert und automatische Kalibrierungen, Unsicherheitsanalysen und Sensitivitätsanalysen erlaubt.

SWAT und SWIM sind mechanistische, kontinuierliche Modelle, die Tageswerte simulieren, um den Einfluss von unterschiedlichen Managementoptionen auf den Wasserkreislauf und den Sediment- und Stofftransport in Einzugsgebieten zu beschreiben. Die beschreibenden Prozesse sind Wetter, Hydrologie, Pflanzenwachstum, Nährstofftransport und -umsatz und landwirtschaftliches Management. Abbildung 5 zeigt schematisch die im Modell SWIM implementierten Prozesse.

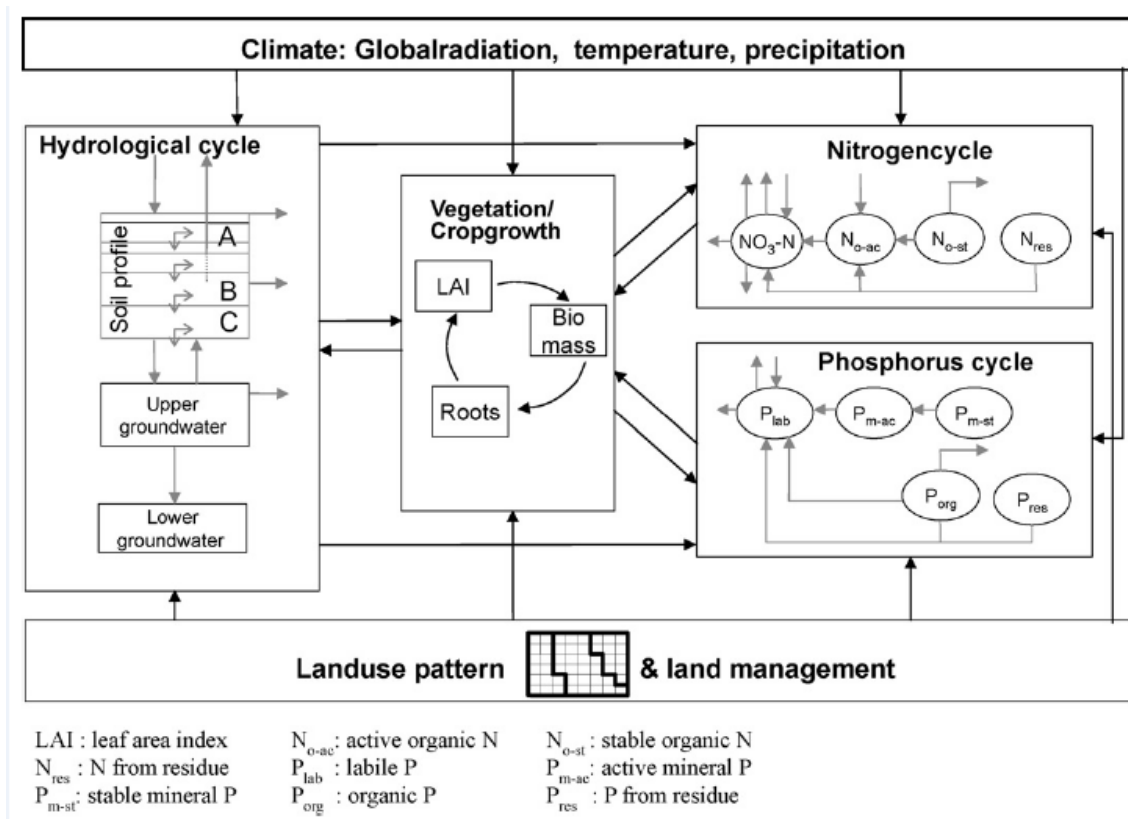


Abbildung 5: Übersicht über die implementierten Prozesse im Modell SWIM. Quelle: Huang et al. 2009.

Modellaufbau

Räumlich wird ein Einzugsgebiet in SWAT und SWIM in mehrere Teileinzugsgebiete unterteilt, welche weiter in hydrologische Einheiten (Hydrologic Response Unit, HRU) gegliedert sind. Diese HRUs bestehen aus homogener Landnutzung, dem dort durchgeführten Management und Bodeneigenschaften. Sie sind nicht räumlich zugeordnet und als Prozentsatz der Teileinzugsgebiete definiert. Sie entsprechen der kleinsten Modellrecheneinheit, wobei die Größe vom Anwender flexibel gewählt werden kann.

Die klimatischen Eingangsdaten sind täglicher Niederschlag, Maximum und Minimum der Temperatur, Sonneneinstrahlung, Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit. Die Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit werden benötigt, um Evapotranspiration nach Priestley-Taylor (1972) oder Penman-Monteith (1965) zu berechnen. Alternativ kann hierfür auch Hargreaves et al. (1985) genutzt werden. Die mittlere Lufttemperatur spezifiziert den Niederschlag als Regen oder Schnee, während die maximalen oder minimalen Lufttemperaturen zur Simulation von täglichen Boden und Wassertemperaturen verwendet werden.

Der hydrologische Kreislauf wird für jede HRU mit allen relevanten Prozessen simuliert: Niederschlag, Partitionierung, Schneeschmelze, Oberflächenabfluss und Infiltration, Neuverteilung im Bodenprofil, lateraler Abfluss und Fluss von oberflächennahen Aquiferen. Die Schneeverteilung wird nach Fontaine et al. (2002) beschrieben. Der Oberflächenabfluss kann über die CurveNumber-Methode des USDA National Research Conservation Service (NRCS) oder mit der Green-Ampt Methode berechnet werden (US SCS 1972, USDA-NRCS 2004). Der Abfluss über Dränagen wird auf Basis von Du et al. (2005) oder Green et al. (2006) berechnet. Der Verlust von Wasser, beispielsweise durch die Entnahme zur Bewässerung in der Landwirtschaft, kann zusätzlich integriert werden.

Der Stofftransport wird für Sediment, Stickstoff und Phosphor beschrieben. In SWAT sind zusätzlich Pestizide und Bakterien integriert. Die Sedimentfracht wird über die angepasste universelle Bodenverlustgleichung (MUSLE) bestimmt. Der Stickstoff wird in Ammonium und Nitrat unterschieden, wobei Nitrifizierung (Die Umwandlung von Ammonium in Nitrat) und Denitrifizierung (Umwandlung und Ausgasung von Ammonium in Ammoniak) die wesentlichen Prozesse darstellen. Hierbei sind die Beschreibungen von Neitsch et al. (2002) zu nennen, welche die Stoffumsetzungsprozesse und deren abhängige Variablen im Boden beschreiben. Die Nährstoffabgabe erfolgt aus dem System bzw. aus den HRUs durch Pflanzenaufnahme, Oberflächenabfluss (gelöst oder durch Erosion), Infiltration, lateraler Abfluss, Dränagen oder durch Denitrifizierung und Verflüchtigung in die Atmosphäre.

Die Abflüsse und der Stofffluss aus den HRUs werden für jedes Teileinzugsgebiet summiert und in das Flussnetz bis zum Outlet geleitet. Für den Transport kommt der kinematische Wellenansatz über die variable Storage Methode (Williams 1969) oder Muskingum Methode (Neitsch et al. 2005) zum Einsatz. Es können hierbei Einträge aus Punktquellen, urbanen Gebieten und Abbauprozesse berücksichtigt werden. Die Erosion im Fluss findet abhängig von einem Erosionsfaktor statt. Im Fluss werden der Nährstoffumsatz und die Retention abhängig von der Algenbildung und der Sauerstoffverfügbarkeit simuliert (Brown & Barnwell 1987).

Die Aufnahme und Abgabe von Nährstoffen durch Pflanzen kann in SWAT gezielt mit einem Pflanzenwuchs-Modell für verschiedene Anbaufrüchte berechnet und mit Daten für den kompletten Anbauzyklus simuliert werden, wie Aussaat, Ernte, Düngung und Pestizidausbringung. Alternativ können Wachstumsphasen durch Wärmeeinheiten (Heat Units) beschrieben werden.

Abbildung von Maßnahmen

Mit dem Modell SWAT werden verschiedene Maßnahmen abgebildet (Rode et al. 2008, Volk et al. 2009, Lam et al. 2011):

- Reduzierung von mineralischem und organischem Dünger,
- Landnutzungsänderung,
- Uferrandstreifen,
- erosionsmindernde Maßnahmen,
- Flussbettrestaurierung und
- Entfernen von Staustufen.

Basierend auf der Zielstellung von SWIM wurden vor allem Studien mit Klimawandelszenarien durchgeführt. Die dabei betrachteten Maßnahmen sind:

- Reduzierte organische und mineralische Düngung,
- ökologische Landwirtschaft,
- wechselnde Fruchtfolge,
- Flussrestauration,
- Einrichtung von Pflanzenkläranlagen und
- Verringerung von punktuellen Einträgen.

Kalibrierung / Validierung

Die Literatur zur Anwendung des Modells ist umfangreich. So kann eine Kalibrierung manuell und unterstützend dazu mit zahlreichen statistischen Tests durchgeführt werden (z.B. Coffey et al. 2004 zur Evaluierung des reproduzierten Abfluss Signals, Cao et al. 2006, Santhi et al. 2001). In der Literatur finden sich ebenfalls Vorschläge zur automatischen Kalibration mit Hilfe von Monte Carlo Techniken oder Toolboxes wie PEST (automatic Parameter ESTimation) oder SCE (Shuffled Complex Evolution).

2.2.7. INCA

Das Modell INCA (Integrated Nitrogen model for multiple source Assessment in Catchments) wurde in England an der University of Reading im Rahmen von zwei EU Projekten über einen Zeitraum von 12 Jahren entwickelt. Es ist ein prozessbasiertes Blockmodell, welches die Boden- und Pflanzeninteraktion und biogeochemische Prozesse im Fluss simuliert. Es wurde angewendet, um Managementfragen bezüglich Landnutzungsänderung und Klimawandel zu bewerten und zwischen Punkt- und diffusen Quellen zu differenzieren. Für das Modell sind Module über die Abflussprozesse, Nitrat, Ammonium, gelöster und partikulärer Phosphor, Makrophyten und Phytoplankton, Sedimente, Kohlenstoff und Schwermetalle verfügbar. Abbildung 6 zeigt eine Übersicht über die Prozesse, die im Modell INCA berücksichtigt und im Folgenden kurz erläutert werden.

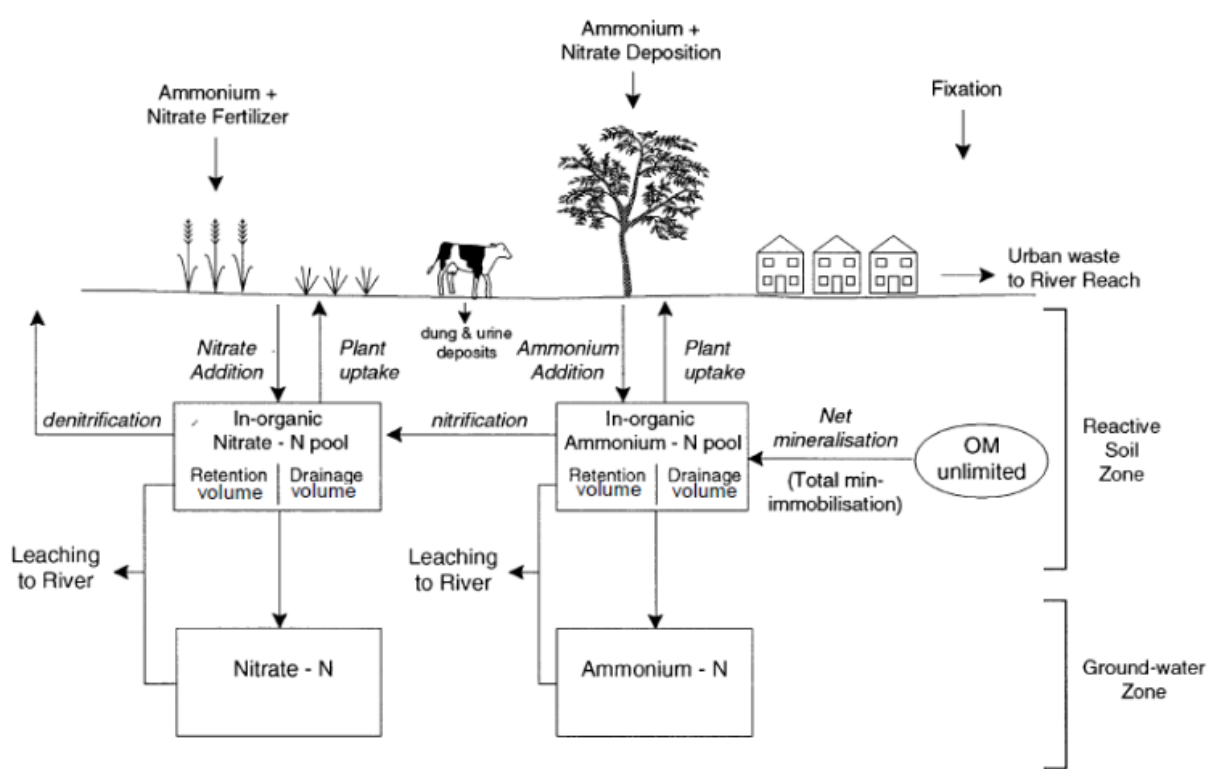


Abbildung 6: Schematische Übersicht über die berücksichtigten Prozesse des Modells INCA.
Quelle: Wade 2002a.

Modellaufbau

Das Modell INCA rechnet in drei Schritten (Ebenen). Auf der ersten Ebene werden rasterbasiert die Hydrologie von Flüssen und Stoffumsätzen berechnet. Auf der zweiten Ebene werden die daraus resultierenden Ergebnisse zu Teileinzugsgebieten aggregiert. Abschließend werden auf der dritten Ebene Teileinzugsgebiete zu einem Gesamteinzugsgebiet zusammengefügt.

In der ersten Ebene werden zellenweise (Größe 1 km²) Abflussprozesse, Umsetzungsprozesse von Stickstoff und Phosphor sowie die Aufnahme durch Pflanzen gerechnet. Im Modell werden sechs verschiedene Landnutzungstypen definiert, an Hand derer den Zellen Parametersets zugewiesen werden. Die Parametersets werden dabei über die Kalibrierung mit Messdaten bestimmt und beschreiben die Unterschiede der sechs Landnutzungsklassen in Bezug auf die Stoffumwandlungsprozesse.

Die hydrologischen Eingangsdaten für das Modell sind Zeitreihen des Niederschlags, welcher in den effektiven Niederschlag (Versickerungsmenge, berechnet nach Hough et al. 1997) sowie Bodenfeuchtedefizit umgewandelt wird. Letzteres ist dabei linear mit dem tatsächlichen Rückhaltevolumen verknüpft. Als Nährstoffeingangsdaten werden Düngemittelzugabe und die Zeitpunkte der Ausbringung, sowie die Ausgangsmenge an Nährstoffen im Boden benötigt. Diese werden als Tagesdaten ausgegeben. Weitere benötigte Daten sind Zeitreihen über die Lufttemperatur, Pflanzenbedeckung und Wachstumsphasen, atmosphärische Deposition und Messdaten von Nitrat, Ammonium und Phosphor zur Kalibration des Modells.

Der Boden ist äquivalent zur reaktiven Zone, in der die Prozesse Mineralisation, mikrobieller Abbau, Pflanzenaufnahme, Nitrifizierung und Denitrifizierung stattfinden. Hier sind jeweils Pools für organische und anorganische Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) vorgehalten. Aus der reaktiven Zone findet der Transport in das Grundwasser statt. Hier wird im Modell davon ausgegangen, dass im Grundwasser keine biogeochemischen Reaktionen bzw. kein Abbau stattfinden (Wade et al. 2002a, b). Die Unterteilung der Zellen in Bodenwasser und Grundwasser wird abhängig vom Base Flow Index bestimmt (Wade et al. 2002a).

Konzeptionell ist der reaktive Teil des Bodens unterteilt in den Abfluss und das Rückhaltevolumen, wobei der Abfluss als Makroporenfluss oder Zwischenabfluss gesehen werden kann und ab einem festgelegten Grenzwert als Oberflächenabfluss definiert ist. Die Verweilzeiten in allen drei Komponenten werden über die Modellkalibration festgelegt. Der Transport von Nährstoffen findet mit den berechneten Flüssen und den mobilen Stoffpools gekoppelt statt. Die Aufnahme von Nährstoffen durch Pflanzen ist abhängig von der Verfügbarkeit der Nährstoffe und einer maximalen Aufnahmekapazität der Pflanzen.

Die Flüsse aus den einzelnen Modellzellen werden in der zweiten Modellebene zu Teileinzugsgebieten zusammengefasst und über die zweite Ebene hierarchisch in ein Flussnetzwerk weitergeleitet. In der dritten Ebene – dem Gesamteinzugsgebiet – wird die Fließgeschwindigkeit über eine abflussabhängige Exponentialfunktion beschrieben (Whitehead et al. 1998).

Die Nährstoffkomponenten Ammonium und Nitrat haben unabhängige, aber temperaturabhängige Denitrifikations- und Nitrifikationsraten. Diese beschreiben den Abbau im Gewässer. Für Phosphor liegt im Gewässer eine Unterteilung in die drei Komponenten vor: (a) gelöst reaktiv, (b) gelöst, nicht reaktiv und (c) partikulär gebunden. Die Umwandlung zwischen diesen Komponenten erfolgt mit linearen Umwandlungsraten. Einträge aus Punktquellen wie z.B. Kläranlagen werden in das Flussnetz integriert.

Abbildung von Maßnahmen

Die Abbildung von Maßnahmen wird im Modell INCA durch den Benutzer selbst integriert. Diese umfassen:

- Reduzierung von mineralischem Dünger,
- Reduzierung von landwirtschaftlicher Fläche und Umwandlung in Waldgebiete,
- Einrichten von Uferrandstreifen und
- Pflanzenkläranlagen.

In Flynn et al. (2002) wird für den Uferrandstreifen ein Verhältnis der Fläche der Uferrandstreifen zur Gesamtfläche des Einzugsgebiets bestimmt. Für Maßnahmen wie Kläranlagenausbau, Minderung atmosphärischer Deposition oder Minderung von Düngeinsatz werden die jeweiligen Eingangsdaten direkt vom Benutzer angepasst.

Kalibrierung / Validierung

Das Modell wird in den betrachteten Publikationen manuell kalibriert, wobei zunächst Initialbedingungen für Wasserflüsse, Boden- und Grundwasser und Stoffkonzentrationen angenommen werden. Die Parameter werden schrittweise verändert, um mittlere Konzentrationen und saisonale Variationen an die gemessenen Werte anzupassen (Langusch und Matzner 2002).

2.2.8. MIKE SHE und DAISY

MIKE SHE (Système Hydrologique Européen) ist ein physikalisch basiertes Modell zur Simulation hydrologischer Prozesse im Untergrund. Im Modell werden alle wesentlichen hydrologischen Flüsse dreidimensional beschrieben und simuliert. Das Modell wurde basierend auf den Grundlagen der Arbeiten von Freeze und Harlan (1969) seit 1977 entwickelt und seit Mitte der 80er Jahre vom Institute of Hydrology in Großbritannien, dem SOGREAH in Frankreich und dem Danish Hydraulic Institute in Dänemark weiter ausgebaut (DHI Water & Environment, <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-she>). In Dänemark wurden mit MIKE SHE mehrere Arbeiten durchgeführt, um das Nitratreduktionspotenzial unter reduzierenden Bedingungen im Grundwasser abzuschätzen (Hansen et al. 2014a, Refsgaard et al. 2014). Für den Stofftransport im Boden findet eine Kopplung mit dem eindimensionalen Modell DAISY (simulated plant production and environmental effects) statt, welches den Nährstoffaustausch zwischen Pflanzen, Atmosphäre und Oberboden berechnet und somit die Eingangsdaten von Nitrat im Oberboden liefert. Der Stofftransport im Grundwasser wird über particle tracking und anteilig zu den Wasserflüssen berechnet.

Das Modell MIKE SHE wurde auf nationaler Ebene für ganz Dänemark implementiert (DK-model, Henrisken et al. 2003, Hojberg et al. 2013). Die Implementierung hat eine laterale räumliche Auflösung von 500 m und ist vertikal in sechs bis 12 Schichten unterteilt.

Modellaufbau

MIKE SHE beschreibt alle relevanten hydrologischen Fließwege: Oberflächenabfluss, Fluss in der ungesättigten Bodenzone oder Abfluss über das Oberflächen-Einzugsgebiet. Diese erfolgen prozessbezogen, physikalisch basiert, räumlich verteilt und dynamisch. Der Abfluss in der ungesättigten Zone und im Flusssystem wird dabei prozessbasiert eindimensional, der

Oberflächenabfluss zweidimensional und der Wasserfluss in der gesättigten Zone (Grundwasser) dreidimensional beschrieben (Abbildung 7).

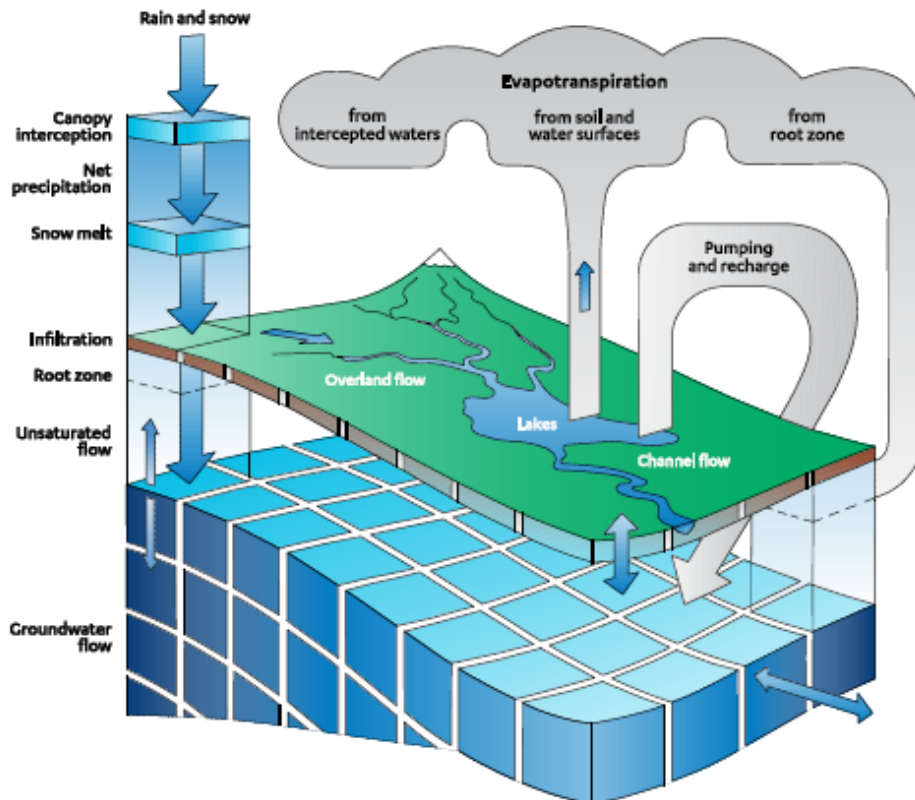


Abbildung 7: Schematischer Aufbau des Modells MIKE SHE. © DHI.²

Im Modell werden Seen und Grundwasser, Schleusen und Dämme gesondert berücksichtigt. Für die Beschreibung der Prozesse sind oftmals verschiedene Herangehensweisen implementiert.

Die Evapotranspiration bzw. der Austausch mit der Atmosphäre kann unterschiedlich beschrieben werden: (a) komplex über ein Zweischichtmodell (SVAT), in der Boden- und Pflanzenschicht mit zusätzlichem Wärmeaustausch berechnet werden, (b) über einen empirischen Ansatz nach Kristensen & Jensen (1975) oder (c) ein vereinfachtes Zweischichtmodell der Wurzel- und ungesättigte Zone.

Der Abfluss über die ungesättigte Zone wird in MIKE SHE nur vertikal berechnet. Als Beschreibung sind hierfür vier Methoden möglich:

(1) die Richards Gleichung mit Bodenfeuchte, Retentionskurve und effektiver hydraulischer Leitfähigkeit (Mualem van Genuchten),

² Quelle: <https://www.mikepoweredbydhi.com/download/mike-by-dhi-2014/mike-she?ref={CF5835F0-51C9-46F3-8134-57BE71954D19}>

- (2) ein vereinfachter, durch Gravitation getriebener Fluss, welcher einen gleichmäßigen Gradient über das gesamte Bodenprofil annimmt,
- (3) das oben genannte Zweischichtmodell und
- (4) ein aggregiertes Modell, welches die Abflussgleichungen ein Mal löst und die Ergebnisse auf alle Zellen mit gleichen Bodeneigenschaften überträgt (siehe dazu auch Modellpaket STONE, Kapitel 2.2.9).

Der Oberflächenabfluss kann über die Annäherung einer diffusiven Welle mit einem Finite-Differenzen-Schema beschrieben werden oder mit der Manning Gleichung, welche den Abfluss bei turbulentem Oberflächenabfluss beschreibt. Der Abfluss im Gewässernetz wird über die DHI-Komponente MIKE 11 beschrieben. Es werden hierbei Strömungen in offenen Gerinnen mit der Saint-Venant-Gleichung, vereinfacht mit einem diffusiven oder kinematischen Wellenansatz, oder für einen stationären Zustand beschrieben. Der Grundwasserabfluss wird mit der Darcy-Gleichung berechnet. Die Implementierung kann über die finite Differenzen Methode oder einen linearen Speicheransatz erfolgen. Zusätzlich können im Modell Dränagen konzeptionell implementiert werden. Der Transport von Nährstoffen wird über die Advektions- / Dispersionsgleichung beschrieben. Es werden Zerfall und Abbau von Stoffen abhängig von Temperatur und Bodenfeuchte, dem Abbau, der Pflanzenaufnahme und der Transpiration berechnet.

Für die Anwendung des Modells in Dänemark bzgl. des Stoffaustauschs zwischen Atmosphäre, Pflanzen und Oberboden wurde das Modell DAISY genutzt (<http://daisy.ku.dk/>). Das eindimensionale, physikalisch basierte Modell berechnet den Stickstoffüberschuss und die Versickerung im Oberboden. Der Stickstoffüberschuss wird hier als Bilanz aus Düngung, Gülle, Fixierung, Saatgut, atmosphärischer Deposition abzüglich der Abfuhr über Stickstoff in Ernte, Denitrifikation und Ausgasung von Ammoniak in die Atmosphäre bestimmt. Die Ergebnisse werden an das Modell MIKE SHE weitergeleitet. Die Eingangsdaten für das Modell DAISY sind Landnutzungsdaten, Düngezeitpläne, Bodentypen und Klimadaten (Niederschlag, Temperatur, Globalstrahlung).

Kalibrierung / Validierung

In den Arbeiten von Hansen et al. (2014a) und Refsgaard et al. (2014) wurde das hydrologische Modell zusammen mit DAISY zur Berechnung der Nitratverlagerung eingesetzt. Dabei wurde die Tiefe der Redoxfronten an Hand von vorkommenden Sedimenten mit reduzierenden Eigenschaften und über Kalibration mit gemessenem Abfluss und Konzentrationswerten am Gebietsauslass bestimmt (101 km² Einzugsgebiet). Das Modell DAISY wurde für landwirtschaftliche Flächen kalibriert und die Parametersätze als repräsentativ für das Einzugsgebiet angenommen (Thirup 2013). Das Grundwassermodell wurde basierend auf einem geologischen Modell mittels Bodenprofilen und Bohrlochdaten erstellt. Das hydrologische Modell, wurde basierend auf 108 Grundwasserpegeln im Umkreis des Einzugsgebiets über drei Jahre und täglichen Durchflussmessungen von drei Abflussmessstationen kalibriert, wobei eine automatische Kalibration mit PEST durchgeführt wurde (Doherty 2005).

2.2.9. Modellpaket STONE

Das Modellpaket STONE (CLEAN2-OPS/SRM-SWAP-GONAT/ANIMO-QUAD-MOD) wurde in den Niederlanden entwickelt, um auf nationaler Ebene die Auswirkungen von Änderungen in der Landwirtschaft und diesbezüglich auch die sich ändernden rechtlichen Rahmenbedingungen auf den Stickstoff- und Phosphoreintrag in Grundwasser und

Oberflächengewässer abzuschätzen. Das Modell beschreibt Bodenprozesse mechanistisch, ist räumlich hoch aufgelöst und Eingangsdaten wie Dünger oder Gülle können gezielt eingegeben und beschrieben werden. Die Struktur des Modells STONE nutzt mehrere Modelle zur abschließenden Berechnung des Stickstoff- und Phosphoreintrags. Räumlich ist das Modell in variable Gebiete mit gleichen Eigenschaftskombinationen für Bodentyp, Hydrologie, Landnutzung und klimatischen Bedingungen unterteilt (sogenannte Plots). STONE fasst dabei Einträge nicht auf Teileinzugsgebietsebene zusammen, sondern quantifiziert Einträge nur für die individuellen Modellplots. In den Niederlanden existieren insgesamt 6.405 Gebietseinheiten mit einer medianen Gebietsgröße von 288 Hektar. Die hier dargestellte Modellbeschreibung bezieht sich auf das für die Niederlande implementierte System (Wolf 2003, Wolf 2005a, b).

Modellaufbau

Das Modellpaket nutzt eine Kopplung von fünf Modellen, davon vier Modelle zur Nährstoffbilanzierung: (1) CLEAN2 (Verteilung Düngemittel), (2) OPS/SRM (Atmosphärische Deposition), (3) QUAD-MOD (Nährstoffentzug durch Pflanzen aus dem System) und (4) ANIMO (Nährstoffumsatz im Boden, Stickstoff und Phosphorkreislauf). Für die Hydrologie wird das Modell SWAP verwendet (vertikaler Wassertransport in der ungesättigten und gesättigten Zone des Bodens, Pflanzenaufnahme Wasser). Abbildung 8 zeigt schematisch eine Übersicht über die Eingangsdaten, Prozesse und den Output des Modellpakets.

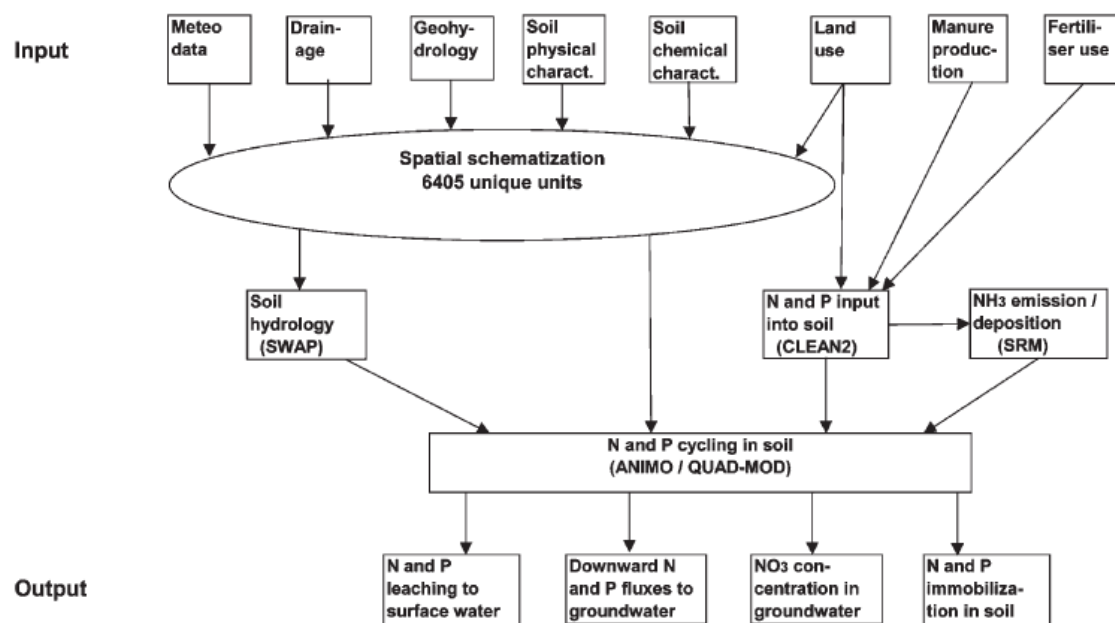


Abbildung 8: Übersicht über Eingangsdaten, modellierte Prozesse und die Ergebnisse (Output) des Modellpakets STONE. Quelle: Wolf et al. 2003.

CLEAN2 ist ein lineares Modell zur Berechnung der Emissionen von Ammoniak in die Atmosphäre und dem Düngereüberschuss. Eingangsdaten sind die Größe von landwirtschaftlichen Betrieben und die Anzahl und Zusammensetzung des Tierbestands.

Das Modell OPS/SRM wird verwendet, um auf einem fünf km Raster die atmosphärische Deposition zu berechnen (eine Implementierung von höher aufgelösten Daten ist möglich). Die SRM Komponente optimiert die Rechenzeit des Modells STONE, so dass ein Modelllauf etwa einen Tag benötigt.

Die Hydrologie und der Austausch mit Pflanzen und der Atmosphäre wird für Zeiträume von 15 Jahren mit dem Model SWAP separat berechnet (Kroes et al. 2000). Es ist ein eindimensionales, physikalisch basiertes Modell. Die Bodenprofile werden mit einer Tiefe von 13 Metern angegeben. Der hydrologische Fluss kann über den Niederschlag oder den Oberflächenabfluss, die Auswaschung, den Zwischenabfluss oder den Fluss zu tieferen Bodenschichten und der Verteilung über das Grundwasser im Modell stattfinden. Für SWAP werden Daten zu Niederschlag und Evapotranspiration in 10 Tagesschritten benötigt. Die Ergebnisse von SWAP werden für jeden der bestehenden Plots auf Tageswerte skaliert.

Die Nährstoffaufnahme durch Pflanzen wird durch das Modell QUAD-MOD berechnet. Dabei wird ein linearer Zusammenhang zwischen der Düngung und der Nährstoffaufnahme angenommen, welcher bei maximaler Biomasse in eine Sättigung übergeht. Der aufgebrachte Dünger wird über das Modell CLEAN2 gesteuert und durch die Pflanzenaufnahme reduziert.

Der Verbleib an Nährstoffen wird für die Berechnungen im Modell ANIMO (Agricultural Nutrient Model) genutzt. ANIMO simuliert in Abhängigkeit der Hydrologie die Kreisläufe von organischer Substanz, Stickstoff und Phosphor und deren Auswaschung in die Oberflächengewässer oder das Grundwasser.

Für den Stickstoffkreislauf wird zwischen organisch gebundenem (Bodensubstrat, Wurzelausscheidungen, lösliche organische Bodensubstanz, Humus) und anorganisch gebundenem Stickstoff unterschieden (Nitrat, Ammonium, adsorbiertem Ammonium, elementarer Stickstoff oder Ammoniak). Für die Stickstoffkomponenten werden die Prozesse Düngezugabe, Sorption, Denitrifizierung, Nitrifizierung, Pflanzenaufnahme und Mineralisierung beschrieben.

Für den Phosphorkreislauf wird zwischen organisch gebundenem (Bodensubstrat, Wurzelausscheidungen, lösliche organische Bodensubstanz, Humus) und anorganisch gebundenem Phosphor (reversibel adsorbiert, fixiert, gefällt und gelöst) unterschieden. Die Prozesse hierfür sind Düngung, Sorption und Pflanzenaufnahme. Detaillierte Beschreibungen hierzu finden sich in Groenendijk und Kroes (1999).

Die Ergebnisse des Modells STONE sind Stickstoff und Phosphor im Boden, im Oberflächenwasser und im Grundwasser. Weiterhin werden laterale und vertikale Wasserflüsse als jährlicher Durchschnitt für 15 Jahresperioden abgebildet; für die Niederlande für alle 31 Regionen.

Abbildung von Maßnahmen

Im Rahmen der Studien mit STONE wurden verschiedene Szenarien zur Reduzierung des Nährstoffeintrags in das Grundwasser bei Änderung des Düngeintrags und dem damit verbundenen geänderten Überschuss an Stickstoff und Phosphor im Boden gerechnet.

Kalibrierung / Validierung

Die Modelle in der Modellkette werden modellspezifisch kalibriert bzw. validiert. Für CLEAN2 wurden die Modellergebnisse von anderen Modellen als Vergleich herangezogen. Die Ergebnisse von OPS/SRM wurden mit den Messwerten des National Air Quality Monitoring verglichen und ANIMO wird anhand von spezifischen Messstationen kalibriert (Groenendijk und Kroes 1999).

2.3. Modellbewertung

2.3.1. MONERIS

Die Abflussberechnungen von MONERIS wurden deutschlandweit auf Basis von 155 Pegeln kalibriert und es wurden zusätzlich 513 Pegel zur Validierung genutzt (Fuchs et al. 2010). Aufgrund der ausgewerteten Langjahresmittel sind die Validierungsergebnisse für Abfluss und Stickstoff des Modells sehr gut (Fuchs et al. 2010: NS = 0.96 für Q, NS = 0.96 für N, NS = 0.89 für P, $R^2 = 0.98$ für Q, $R^2 = 0.95$ für N, $R^2 = 0.89$ für P).

Für die Jahreswerte werden geringfügig schlechtere Ergebnisse erzielt. So beispielsweise für Österreich $R^2 = 0.86$ für Stickstoff und $R^2 = 0.55$ für Phosphor (Zessner et al. 2011). Aktuelle Studien zeigen mit verbesserter Methodik gute Validierungsergebnisse für Stickstoff und Phosphor (Becker & Venohr 2015, Gericke & Venohr 2014, Heidecke et al. 2014) (siehe dazu auch Tabelle 1). Für die Elbe konnte eine geringe mittlere Abweichung von 3,3 % für Monatswerte betrachteter Abflusspegel erreicht werden (Becker & Venohr 2015). Stickstoff- und Phosphorfrachten für betrachtete Messpegel waren mit einer mittleren jährlichen Abweichung von 17 % und 19 % gut.

Bei der Kalibrierung für den Abfluss ergeben sich für mehrjährige Mittel mittlere Abweichungen von etwa 30 % (Fuchs et al. 2010). Die Modelleffizienz nach Nash-Sutcliffe ist vor allem für große Flussgebiete als gut zu bezeichnen. In den kleineren Einzugsgebieten treten höhere Streuungen auf, wodurch die mittlere Abweichung unter Umständen vergleichsweise groß sein kann. In Fuchs et al. 2010 liegen mittlere Abweichungen für Gesamtstickstoff bei 30 %, für gelösten Stickstoff bei 28 % und für Gesamtphosphor bei 38%. Hohe Abweichungen treten in den Zeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 auf, da neuere Daten in diese zurückliegenden Zeiträume extrapoliert wurden.

Eine abschließende Bewertung der Güte berechneter Monatsfrachten ist nicht möglich, da die hierzu nötigen Validierungswerte nur grafisch (Becker & Venohr 2015) oder mit unzureichenden Kriterien validiert wurden (Malagó et al. 2015).

Das Modell MONERIS wird stetig erweitert. Während in der ersten Version die Ergebnisse in fünf Jahresschritten berechnet wurden (Behrendt et al. 1999), liegt in der aktuellen Version eine Abbildung von Monaten einzelner Jahre vor. Weiterhin wurde die Zugänglichkeit verbessert. Die aktuellste Version (MONERIS 3.01) ist in C# geschrieben, hat einen interaktiven Map Viewer zur Darstellung der Ergebnisse und eine umfangreiche Dokumentation. Zusätzlich kann eine große Anzahl an Maßnahmen gerechnet, sowie eine Kosten Effizienz-Analyse durchgeführt werden.

Hinsichtlich der Abschätzung von Maßnahmenauswirkungen ist zu berücksichtigen, dass der Wasserhaushalt nicht explizit von MONERIS berechnet wird. Für Klimaszenarien ist daher zwingend eine Kopplung von MONERIS mit einem Wasserhaushaltsmodell notwendig. Dies wurde unter anderem für AGRUM+ mit GROWA (Ackermann et al. 2015) oder in Roers et al. (2016) durch eine Kopplung mit SWIM durchgeführt.

Positiv hervorzuheben sind die Möglichkeiten, einzelne Modellergebnisse in spezifischen Einzugsgebieten online einzusehen und zu exportieren.

Tabelle 1: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells MONERIS.

Quelle	Einzugs- gebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen K=Kalibrierung;V=Validierung; B=Kalibrierung & Validierung K(Anzahl St.) V(Anzahl St.)	Kalibrierung			Validierung		
					MJ = Mehrjahresmittel			J=Jahr	M=Monat	T=Tag
					N	R ²	A[%]	NS	R ²	A[%]
Fuchs et al. (2010)	Deutschland (357000)	Q N-Ges [F]	B 1983-2005	K(155)V(513)	1.0	1.0	m 8.9	0.96MJ	0.98MJ	m27.9
			V 1983-1987	K(155)V(6)				0.79MJ	0.99MJ	m46.2
			V 1993-1997	K(155)V(109)				0.95MJ	0.95MJ	m30.7
			V 1998-2002	K(155)V(232)				0.94MJ	0.96MJ	m26.5
		N-DIN [F]	V 2003-2005	K(155)V(251)				0.95MJ	0.97MJ	m28.7
			V Ges	K(155)V(332)				0.9 MJ	0.95MJ	m30
			V 1983-1987	K(155)V(125)				0.9MJ	0.97MJ	m34.7
			V 1993-1997	K(155)V(213)				0.97MJ	0.98MJ	m27.5
		P-Ges [F]	V 1998-2002	K(155)V(366)				0.95MJ	0.96MJ	m28.2
			V 2003-2005	K(155)V(304)				0.96MJ	0.96MJ	m31
			V Ges	K(155)V(413)				0.94MJ	0.97MJ	m28
			V 1983-1987	K(155)V(82)				0.91MJ	0.91MJ	m40.6
			V 1993-1997	K(155)V(199)				0.76MJ	0.80MJ	m42.2
			V 1998-2002	K(155)V(289)				0.92MJ	0.94MJ	m34
V 2003-2005	V Ges	K(155)V(229)	0.89MJ	0.86MJ	m35.6					
	V Ges	K(155)V(339)	0.89MJ	0.89MJ	m38.4					
	Q	B 1995-1999	K(30) V(37)			0.92J	23St<10 37St<25 8St>25			
		B 1995-1999				0.64J	24St<10 28St<25 16St>25			
N-Ges [F]	V 2000-2004	V(52)			0.99J	m22.41				
	P-Ges [F]	V 2000-2004	V(65)		0.98J	m29.29				
Zessner et al. (2011)	Österreich (84000)	Q N-Min [F] P-Ges [F]	B 2001-2006							
			B 2001-2006	K(29)V(101)	0.71J	40%St <30	0.86J		~30	
			B 2001-2006	K(26) V(98)	0.82J		0.55J		50%St>30	
Gericke & Venohr (2014)	Donau (817000)	N-Ges [F] P-Ges[F]		V(19) V(58) V(23) V(78)				0.99MJ 0.97J 0.93MJ 0.9J	m16.4 m15.7 m28.3 m27.1	
				V(15) V(15)				0.99J 0.96J	16.9 16.1	
Heidecke et al. (2014)	Weser (49000)	N-Ges[F] P-Ges[F]	V2006-2008	V(15)						
			V2006-2008	V(15)						
Becker & Venohr (2015)	Elbe-Deutschland (97175)	Q N-Ges [F] P-Ges [F]	V 2006-2010	V(14) V(14) V(14)				0.95J 0.95J	0.97M 0.97J 0.95J	m3.3 m17 m19

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient; A = Abweichung in Prozent; In Tabelle: mXX = mittlere Abweichung in XX Prozent; YYSt<> = Anzahl an YY Stationen kleiner oder größer der gegebenen Abweichung in Prozent.

Die Prognosefähigkeit hinsichtlich der Maßnahmenabbildung ist aufgrund des empirischen Ansatzes und der zeitlichen Auflösung von Jahren für sehr dynamische Prozesse, wie dem Eintrag diffuser Stoffeinträge, als eingeschränkt einzustufen.

Das Modell wird in Helm et al. (2013) als robust bewertet, um die relativen Zusammenhänge zwischen unterschiedlichen Eintragspfaden aufzuzeigen. Hier wird empfohlen, das Modell in Verbindung mit zusätzlichen Werkzeugen oder Modellen zu nutzen.

2.3.2. Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos

Auf Basis der ermittelten Regressionskoeffizienten als Maßgröße für die Güte des Modellpakets kann diese mit einer Spannweite von R² = 0,68 bis 0,98 über alle Studien als gut bewertet werden. Es wird hier eine ähnliche Güte wie bei MONERIS erreicht. Die Validierung für den Abfluss ist mit R² ≥ 0,92 sehr gut für Langjahresmittel, während die berechneten Regressionskoeffizienten für Stickstoff (R² ≥ 0,95) und Phosphor (R² ≥ 0,94)

geringfügig höher als bei MONERIS sind (Tetzlaff 2006, Wendland et al. 2010, Wendland et al. 2015). Für die Validierung werden die Werte über längere Zeiträume gemittelt. Ebenso wurde die Grundwasserneubildung mit gemessenen Grundwasserneubildungsraten mit ähnlichen Ergebnissen validiert.

Eine Kalibrierung mit Nährstoffdaten wird bewusst nicht durchgeführt. Das kann im Vergleich zu Modellen, bei denen alle Prozesse kalibriert und validiert werden, als Stärke gesehen werden.

Auffällig bei den Validierungsergebnissen ist die Abweichung der gemessenen zu den berechneten Werten in Abhängigkeit der Größe der Modellgebiete. Demnach ist die prozentuale Abweichung zwischen modellierten und berechneten Frachten in kleineren Gebieten deutlich größer als in größeren Gebieten.

Neben den für alle anderen Modelle genutzten Daten werden zur Bestimmung von urbanen Einträgen statistische Daten über das Forschungsdatenzentrum der statistischen Ämter erhoben und lokal höher aufgelöste Karten für Boden, Bodenbedeckung und Topografie genutzt.

Das Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos verfolgt konzeptionell einen ähnlichen Ansatz wie das Modell MONERIS, wobei durch den detaillierteren prozessbasierten Ansatz einzelner Pfade bessere Validierungsergebnisse und eine höhere räumliche Auflösung erzielt wird. Die Qualität der hohen räumlichen Auflösung ist schwer abschätzbar, da für räumliche Berechnungseinheiten von Rastern keine Validierungen vorliegen (Tabelle 2). Prinzipiell erlauben höhere räumliche Auflösungen eine genauere Berechnung des Bodenabtrags und hiermit verbundener Phosphoreinträge, da tendenziell mit zunehmender Rastergröße durch die Verringerung der räumlichen Variabilität geringere Bodenabträge ermittelt werden (Wu et al. 2005 in: Gebel et al. 2016). Unsicherheitsanalysen zu diesem Modellansatz sind in Tetzlaff et al. (2012) veröffentlicht.

Tabelle 2: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modellpakets GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss GW N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung					
					J=Jahr M=Monat T=Tag			NS	R ²	A[%]	NS	R ²	A[%]
					NS	R ²	A[%]						
Tetzlaff et al. (2006)	Ems / Rhein (12940/12160)	Q GW P-Ges [F]	K 1961-1990 V 1995-1999 K 1961-1990 V 1995-1999 V 1995-1999	V(119) V(119) V(58) K(52) für Export Koeff.					0.94 J	68St<10 33St<25 18St>25 33St<10 11St<25 39St>25 mA 5.2 9St<10 21St<20 18St<30 10St>30			
Wendland et al. (2010)	Nordrhein Westfalen (34084)	Q GW N-Ges P-Ges	B(1961-1990) B(1961-1990) V(1961-1990) V(1961-1990)	K(68) K(68) V(22) V(38)					0.92 J 0.72 J 0.97 J 0.98 J	mA 8.6			
Kuhr et al. (2013)	Nord-Rhein- Westfalen (34084)	Q N-Ges [K]		V (22) V (22)					0.97 J				
Kuhr et al. (2014)	Sachsen- Anhalt (20446)	Q GW N-Ges [F] P-Ges [F]	K(1971-2000) K(1971-2000) V(2000-2010)	K(48) K(48) V(31) V(47)					0.68 J 0.77 J	14St>30 21St>30 21St>30			
Wendland	Mecklenbur	Q	K(1971-2000)	K(53)V(60)					0.98 J	(Abb			

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss GW N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung		
					J=Jahr M=Monat T=Tag					
					NS	R ²	A[%]	NS	R ²	A[%]
et al. (2015)	g- Vorpommer n (23174)	GW N-Ges [F] P-Ges [F]	B(1971-2000) B(1971-2000)	V(53) V(92) V(86)					0.98 J 0.95 J 0.95 J	log)
Kunkel et al. (2017)	Mecklenbur g- Vorpommer n (23174)	Q GW N-Ges [F]	K(1971-2000) V(2000-2010)	V(92)					0.98 J 0.98 J 0.95 J	(Abb log)

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient; A = Abweichung in Prozent; In Tabelle: mXX = mittlere Abweichung in XX Prozent; YYSt<> = Anzahl an YY Stationen kleiner oder größer der gegebenen Abweichung in Prozent.

2.3.3. STOFFBILANZ

Das Modell STOFFBILANZ ist vergleichbar mit dem Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos. Pfade und Prozesse werden ähnlich beschrieben, wobei im Detail zusätzlich die Retention im Standgewässer betrachtet wird und die Retention im Fließgewässer angepasst ist. Die räumliche Auflösung ist variabel, wobei für Sachsen eine Auflösung von 500 m zum Einsatz kommt.

Die Validierungsergebnisse sind für den Abfluss und Stickstoff gut (Gebel et al. 2011: R² = 0.91 für Q und R² = 0.89 für N; Gebel et al. 2016: R² = 0.92 für Q und R² = 0.96 für N); etwas weniger gut für Phosphor (Gebel et al. 2011: R² = 0.71 für P; Gebel et al. 2016: R² = 0.94 für P) (Tabelle 3).

Im direkten Vergleich zu den beiden anderen aufgeführten empirischen Modellen hat STOFFBILANZ im Detail eine bessere Retentionsbeschreibung für Stickstoff durch eine zeitspezifische Aufnahme im Gewässer. Dies führt jedoch nicht zu besseren Validierungsergebnissen. Im Vergleich zu MONERIS und dem Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos können die Validierungsergebnisse als etwas schwächer bewertet werden. Auffällig ist zudem, dass die modellierten Frachten der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eher geringer als die tatsächlichen Frachten im Gewässer sind und bei der Berechnung des Bestimmtheitsmaßes R² geringere Werte erzielt werden. Dies ist unter anderem darin begründet, dass nur eine geringe Anzahl von Messstellen mit hoher Fracht in die Berechnung eingeht (z.B. Gebel et al. 2013). Weiterhin ist die unterschiedliche naturräumliche Ausstattung der Anwendungsgebiete zu berücksichtigen. So weist Sachsen deutlich komplexere Einzugsgebietscharakteristiken und höhere Variabilität der Gebietseigenschaften auf als beispielsweise Gebiete des norddeutschen Tieflands.

Die Ergebnisse werden zumeist in Form von Regressionskoeffizienten angegeben, was insbesondere bei der Verwendung von logarithmischen Werten für den Abfluss die Beurteilung erschwert (z.B. Gebel et al. 2013). Bei der Berechnung des Regressionskoeffizienten gehen hohe Werte überproportional in die Berechnung des Koeffizienten ein. Selbst hohe R² Werte von 0,91 erlauben Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten von teilweise mehr als 100 % insbesondere für kleinere Einzugsgebiete, was aus hydrologischer Sicht als nur sehr eingeschränkt akzeptabel gelten kann. Weicht die Steigung der Regressionsfunktion stark von 1 ab, sollte der Regressionskoeffizient nicht mehr als Gütemaß für den Vergleich von berechneten und gemessenen Werten herangezogen werden. Sowohl hinsichtlich der Abfluss- als auch der Stickstofffrachtberechnung zeigt sich, dass die Abweichungen zwischen gemessenen und

berechneten Werten mit abnehmender Gebietsgröße deutlich zunehmen. Eine exakte Quantifizierung kann hier nicht vorgenommen werden, da die entsprechenden Angaben in den Veröffentlichungen und Berichten nicht angegeben werden. Unsicherheitsanalysen liegen nach Kenntnis der Autoren für den Modellansatz nicht vor.

Tabelle 3: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells STOFFBILANZ.

Quelle	Einzugs-gebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss GW N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode K=Kalibrierung;V=Validierung; B=Kalibrierung & Validierung K(Anzahl St.) V(Anzahl St.)	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung		
					J=Jahr M=Monat		T=Tag	NS	R ²	A[%]
					NS	R ²	A[%]			
Gebel et al. (2011)	Sachsen (18419)	Q N-Ges [F] P-Ges [F]	K 1961-2005 V 2005 V 2005	V(39) V(26+) V(34+)					0.90 J 0.89 J 0.71 J	(Abb kein log)
Gebel et al. (2013)	Sachsen (18419)	Q N-Ges [F]	V 2000-2005 V 2005	V(39) V(36)					0.91 J 0.89 J	
Gebel et al. (2016)	Sachsen (18419)	Q N-Ges [F] P-Ges [F]	B 2007-2012 V 2007-2012 V 2007-2012	V(54)					0.92 J 0.96 J 0.94 J	(Abb kein log)

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient; A = Abweichung in Prozent; In Tabelle: mXX = mittlere Abweichung in XX Prozent; YYSt<> = Anzahl an YY Stationen kleiner oder größer der gegebenen Abweichung in Prozent.

Als positiv ist für das Modell STOFFBILANZ zu bewerten, dass es sich nicht um ein Modellpaket, sondern ein homogenes Modell handelt. Es ist möglich, einzelne Prozesse auch mit Tageszeitschritten zu berechnen (Studien innerhalb Deutschlands, unveröffentlicht). Die Modellergebnisse können über einen Viewer online eingesehen werden.

2.3.4. Modellvergleich MONERIS, GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHOS und STOFFBILANZ

Tabelle 4 zeigt vergleichend die Prozesse der drei in Kapitel 2.3.1 bis 2.3.3 aufgeführten Modelle.

Tabelle 4: Vergleich der Prozesse der drei empirischen Modelle MONERIS, Modellpaket und STOFFBILANZ.

Prozess	MONERIS	GROWA-DENUZ- WEKU-MEPHOS	STOFFBILANZ
Gesamtabfluss	Qges=N-k*V (Kalibrierung) Qges=Qgw,z + Qd + Qo	Qges=N – ET +Qdirekt Qges=Qgw + Qd + Qz + Qo	Qges=Qgw + Qd + Qz + Qo + Qs
Oberflächenabfluss	Qo=f(Qges)	Qo=Qges * f(N)	Modifiziertes Curve Number Verfahren
Sickerwasser	Qsw= Qges – Qo	Qsw=Qges – Qo	Wessolek 1997,2008 Adhoc AG Boden 2003
Grundwasser	Grundwasser und Zwischenabfluss gemeinsam betrachtet Qgw,z=Qges – Qo - Qd	Qgw=BFI Qges	Qgw=Qsw*% f(Topografie)
Zwischenabfluss	Siehe Grundwasser	Qz=Qges – Qgw – Qo - Qd	Qz=sw *(1- %f(Topografie))

Prozess	MONERIS	GROWA-DENUZ- WEKU-MEPHOS	STOFFBILANZ
Abfluss aus Dränagen	$Q_d=f(N_{\text{Monat}})$	Qd über GROWA- DENUZ-WEKU Qd über MEPHOS	$Q_d=Q_s + \text{kap. Aufstieg komp}$
Abfluss von Versiegelten Flächen	$A_{\text{seal}}=f(\text{POPdens}, A_{\text{urban}})$ $Q_{\text{seal}} = N \cdot f(A_{\text{seal}})$	Entspricht Oberflächenabfluss	Modifiziertes Curve Number Verfahren
Nitratabbau Boden und Grundwasser	N-Retention= $f(\text{SW Rate}, \text{Hydrogeologie})$	Boden (DENUZ): $N_{\text{sw}} = Q_{\text{sw}} \cdot \text{verl N}$ Denitrifikation mit Michaelis Menten Kinetic GW (WEKU): Reaktion 1. Ordnung in reduzierten Aquiferen, Wendland & Kunkel 1999; Kunkel & Wendland 1999	Boden und GW Denitrifikation mit Michaelis Menten Kinetic GW Verweilzeiten über Wendland & Kunkel 1999; Kunkel & Wendland 1999
Nitrateintrag in Boden	Bilanz + atmosphärisch	RAUMIS, Bilanz + atmosphärisch	Bilanz + atmosphärisch
Phosphoreintrag in Boden	$ER=f(A, \text{Tongehalt}, P\text{-Gehalt})$	$ER=f(A)$	$ER=f(A)$
Erosion	allg. Form ABAG (Schwertmann et al. 1990)	allg. Form ABAG (Schwertmann et al. 1990) für Flächen mit Gewässeranbindung	allg. Form ABAG (Schwertmann et al. 1990)
Sedimenteintrag	SDR	SDR	SDR
Fluss Retention N	$R=f(T, HL, c_1, c_2)$ Venohr 2005, Venohr et al. 2011	$R=f(T, HL, c_1, c_2)$ Behrendt & Opitz (2000), Behrendt et al. 1999	Stream Solute Workshop, 1990
Fluss Retention P	$R=f(c_1, HL)$ monatlich	$R=f(c_1, c_2, Q)$	Nutrient Spiraling, Newbold et al. 1983
Standgewässer Retention	Venohr et al. 2011	Nicht betrachtet	Maniak 2005, modifiziert
Frachtberechnung	OSPAR (1998)	OSPAR (1998)	Halbfaß et al. (2009)

Allen drei vorgestellten Bilanzmodellen ist gemeinsam, dass Nährstoffbilanzierungen in Jahresschritten berechnet und Modellergebnisse mit Messwerten entsprechend verglichen werden. In aktuellsten Studien werden Monatswerte berechnet, jedoch noch nicht hinreichend validiert.

Im Detail finden Berechnungen der Eintragspfade auf unterschiedlichen Wegen statt. MONERIS nutzt zur Beschreibung des Nährstoffabbaus im Boden und Grundwassers feste Koeffizienten und mittlere Verweilzeiten von fünf Jahren, während die anderen beiden Modelle hierfür eine Michaelis Menten Kinetik zu Grunde legen und Verweilzeiten über die Abflussmodellkomponenten berechnen. MONERIS führt eine Disaggregation von berechneten Jahreswerten auf Monatswerte durch. STOFFBILANZ beschreibt Oberflächenabfluss, Erosion, partikulären Phosphoreintrag und Versickerung auf Basis von Tagesdaten.

Sofern die Ansätze über die Beschreibung des Ist-Zustands hinaus für Prognosen oder Szenarien genutzt werden, muss aufgrund der vorliegenden Modellanalysen von einer eingeschränkten Prognosefähigkeit ausgegangen werden. Grund hierfür ist die zeitliche Berechnungsschrittweite von einem Jahr. Dies erlaubt nur eine sehr eingeschränkte Prüfung der Modelle hinsichtlich der prozesstreuen Abbildung von Transportprozessen. Zudem ist allen drei Modellen gemeinsam, dass die prozentuale Abweichung von Mess- und Rechenwerten mit abnehmender Gebietsgröße deutlich zunimmt (Fuchs et al. 2010, Gebel et al. 2013, Wendland et al. 2015). Es zeigt sich damit, dass die räumlich oft sehr detaillierte Darstellung der Rechenergebnisse nicht immer gerechtfertigt ist. Dieser Fehler beruht nicht auf einer zu geringen Messfrequenz oder den Abweichungen in berechneten Frachten (es wäre dann zu erwarten, dass die Modelle die berechneten Frachten systematisch überschätzen). Ebenso muss dies nicht zwingend am gewählten Rechenansatz liegen, sondern kann möglicherweise auf die verminderte Güte der Eingangsdaten zurückzuführen sein. Eine Priorisierung hinsichtlich der Ursachen für die Abweichung kann aufgrund der vorliegenden Berichte und Veröffentlichung jedoch nicht getroffen werden. Unsicherheitsanalysen und Sensitivitätsanalysen hinsichtlich der Eingangsdaten und der Modellparameter könnten hierzu Hinweise liefern.

Für MONERIS ist aufgrund der stark vereinfachten Abbildung der Hydrologie die Berechnung des Einflusses von Klimaszenarien auf den Stoffaustrag und die Maßnahmenumsetzung auf die externe Berechnung des Gebietsabflusses durch ein Niederschlags-Abfluss Modell angewiesen. Dieses wird in aktuellen Studien umgesetzt (Heidecke et al. 2014, Roers et al. 2016). Sofern Klimaszenarien untersucht werden sollen, sind aus Sicht der Autoren alle drei Modellsysteme nur sehr eingeschränkt nutzbar, da die Abbildung des hydrologischen Systems nicht in der hierfür erforderlichen zeitlichen Diskretisierung durchgeführt wird. Der Informationsgehalt und das Potenzial in den zum Teil hoch aufgelösten Daten wird durch die Aggregation zu Jahresmitteln vermindert. Für das Modellpaket GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos kann für Klimaszenarien das Modell mGROWA mit Tagesschritten genutzt werden (Herrmann et al. 2015, 2016).

Bisher wurden mit allen drei Modellen (bis auf wenige Ausnahmen, z.B. Teilmodell MEPhos) im Allgemeinen keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. Ein Grund hierfür kann in den fehlenden Aufgabenspezifikationen durch Auftraggeber bei Projektvergaben gesehen werden. Aus Sicht der Autoren sind Sensitivitätsstudien und Unsicherheitsanalysen ein notwendiger Bestandteil zukünftiger Berichterstattung, um die Qualität von Szenarien und Prognosen besser einordnen zu können und um das Modellverständnis zu verbessern.

Zum Teil werden auch die Modelle MONERIS, GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHOS und RAUMIS zum Modellverbund AGRUM / AGRUM+ gekoppelt, um die Stärken der Einzelmodelle besser zu nutzen (siehe Kapitel 2.2.4) (Kreins et al. 2010, Heidecke et al. 2015). Die Validierungsergebnisse fallen in AGRUM / AGRUM+ etwas besser im Vergleich der Einzelmodellanwendungen aus.

Ergänzend ist anzumerken, dass MoRE mit den derzeit implementierten Ansätzen erheblich niedrigere Nitratkonzentrationen im Grundwasser berechnet als tatsächlich gemessen werden (Bach et al. 2016). Das regionale Verteilungsmuster in Deutschland zeigt keine Kongruenz mit der Höhe der aktuellen N-Überschüsse (Regionalgliederung). Dies zeigt, dass MoRE derzeit nicht für die Ermittlung der Grundwasserbelastung in Deutschland geeignet ist.

2.3.5. HYPE

Der Fokus bei der Entwicklung von HYPE war die Bereitstellung eines flexiblen Modells für die Vorhersage valider Ergebnisse von Stoffkonzentrationen und -frachten auch für Gebiete ohne Gewässergütemessdaten. Es gibt unterschiedliche Modellgebiete (z.B. Gebiete in Schweden, Indien, Niger, La Plata Basin) die über die SMHI Website aufgerufen werden können. Das Modell für Schweden ist sowohl kalibriert als auch validiert. Da HYPE relativ aktuell ist, existieren derzeit noch wenige Kalibrierungs- und Validierungsstudien. In mehreren Studien wurden auch vertiefte Unsicherheitsanalysen durchgeführt. So wurden für Schweden relative Unsicherheiten für den Abfluss unter $\pm 10\%$ sowie für Gesamt Stickstoff- und Gesamt Phosphorkonzentration von unter $\pm 20\%$ bzw. $\pm 30\%$ im Median erzielt (Arheimer et al. 2011). Diese Ergebnisse sind im Vergleich zu den in der vorliegenden Vorstudie beschriebenen Bilanzmodellen als etwas besser einzustufen.

Zusammenfassend sind die Validierungsergebnisse für die aggregierten Jahresmittel des Abflusses und mittlerer Konzentration von Stickstoff und Phosphor sehr gut (NS für Q = 0.99, N = 0.88, P = 0.59; Strömquist et al. 2012) und die relativen Fehler verhältnismäßig klein (RE für Q < 10 %, N < 20 %, P < 30 %; Arheimer et al. 2011) (Tabelle 5). Für dieses Modell existieren jedoch vergleichsweise wenig Kalibrierungs- und Validierungsstudien. Weiterhin ist anzumerken, dass die Modellimplementierung mit hoher räumlicher Auflösung vorrangig für Schweden mit einem z.T. deutlich geringeren Anteil an landwirtschaftlichen Flächen als in Mitteleuropa durchgeführt wurde. Validierungsergebnisse zu anthropogen beeinflussten Flussläufen (z.B. durch Staudämme) zeigen gute Validierungsergebnisse (Strömquist et al. 2012). Zusätzlich ist es möglich, die hydrologischen Prozesse mit Messgrößen wie Schneehöhen und Grundwasserständen zu kalibrieren.

Tabelle 5: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells HYPE.

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung	
					J=Jahr	M=Monat	T=Tag	NS	A[%]
Arheimer et al. (2011)*	Schweden (476000)	Q	B 2000-05	K(30)V(318)					med<10
		GW	B 2000-05	V(19)					
		Schneehöhe	B 2000-05	V(14)					
		N-Ges [F] P-Ges [F]	B 2000-05 B 2000-05	K(90)V(582) K(90)V(582)					med<20 med<30
Strömquist Et al. (2012)*	Schweden (476000)	Q	B 1996-05	K(30)V(318)			0.92 J		med 8
		GW		V(19)					
		Schneehöhe		V(14)					
		N-Ges [C] P-Ges [C]	B 1996-05 B 1996-05	K(90)V(582) K(90)V(582)			0.88 J 0.59 J		med 19 med 32
Arheimer	Schweden	Q	B 1996-05	K(30)V(318)			med 0.74 J**	med<10	

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung		Validierung	
					J=Jahr M=Monat T=Tag			
					NS	A[%]	NS	A[%]
et al. (2012)*	(476000)	GW Schneehöhe N-Ges [C] P-Ges [C]	B 1996-05 B 1996-05	V(19) V(14) K(90)V(582) K(90)V(582)			med 0.55 J** (Für Einzelstationen und Tageswerte)	
Jiang et al. (2014)	Selke (463) Silberhütte Meisdorf Hausneindorf	Q IN [K] IN [F]	K 1994-98 V 1999-03 K 1994-98 V 1999-03 K 1994-98 V 1999-03	K(3) V(3) K(3) V(3) K(3) V(3)	0.88 T 0.88 T 0.86 T 0.63 T 0.54 T -0.39 T 0.88 T 0.80 T 0.70 T		0.91 T 0.90 T 0.87 T -0.227 T -0.114 T -0.315 T 0.83 T 0.89 T 0.46 T	

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient; A = Abweichung in Prozent; In Tabelle: medXX = median der Abweichung in XX Prozent; med< = Der Median der Abweichung aller Stationen ist kleiner oder gleich dem gegebenen Wert.

* Für Hype werden zusätzlich Messungen von Grundwasserpegeln und Schneehöhen für die Kalibrierung genutzt. Diese werden an 19 bzw. 14 Stationen validiert, wobei in den aufgeführten Veröffentlichungen nur die Güte von einzelnen Zeitreihen gezeigt wird aber keine Übersicht über alle hierfür genutzten Stationen gegeben wird.

** Es wurden hierbei Validierungsergebnisse für nicht Staumauer beeinflusste Gewässer und Staumauer beeinflusste Gewässer angegeben.

Die Dokumentation des Modells ist umfangreich. So werden beispielsweise Modellquelltexte transparent und detailliert beschrieben. Dokumentation, Quellcode und ein Modelviewer sind über eine Homepage verfügbar (<http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php>). Die Rechenzeit des Modells ist durch die Abstraktion in funktionelle Einheiten gering, so dass ein Modelllauf für ein mesoskaliges Einzugsgebiet mit 20 Jahren Modellzeit weniger als 10 Minuten benötigt (Lindström et al. 2010).

Im Vergleich zu den oben beschriebenen Bilanzmodellen weist das Modell eine geringe Flächendifferenzierung auf (HRU-Ansatz). Defizite werden in der Abbildung von spezifischen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen gesehen. Die Prozessbeschreibung hinsichtlich der Maßnahmenabbildung ist komplex und es konnten gute Validierungsergebnisse erzielt werden. Hinsichtlich der Berechnung von Managementmaßnahmen weist das Modell nur eingeschränkte Möglichkeiten auf, wie beispielsweise die Umsetzung einer geänderten Fruchtfolge.

Im Vergleich zu Nährstoffbilanzmodellen ist jedoch mit einem deutlich höheren Aufwand für die Modellimplementierung einschließlich der Kalibrierung, der Validierung und den Unsicherheitsanalysen zu rechnen.

2.3.6. SWAT und SWIM

Das Modell SWAT kommt wegen seiner Prozesstiefe und benötigten Datenmenge eher auf Einzugsgebieten kleiner als 5000 km² zum Einsatz, wurde jedoch auch bereits für weitaus größere Einzugsgebiete eingesetzt (Rode et al. 2008, Moriasi et al. 2007). Es rechnet in Tagesschritten und wird zumeist anhand von wenigen Stationen und verschiedenen Zeiträumen kalibriert und validiert. Mittlere Teileinzugsgebietsgrößen können dabei je nach Anwendung von unter 10 km² bis 300 km² schwanken.

Zahlreiche Validierungsstudien in deutschen Einzugsgebieten wurden mit SWAT durchgeführt (Tabelle 6). Weitere Validierungsstudien in europäischen Einzugsgebieten

finden sich beispielsweise in Gassman et al. (2007). Hier werden über 20 Studien zur Kalibrierung und Validierung für Stickstoff und Phosphorkomponenten sowie zahlreiche Szenarienrechnungen, beispielsweise über den Einfluss von Managementstrategien oder des Klimawandels auf die Gewässerqualität aufgeführt.

Die Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse liegen oft für Zeitreihen mit Tagesschritten niedriger im Vergleich zu anderen Modellen. Aus diesem Grund werden häufig die Daten auf Monatswerte aggregiert und liefern so bessere Ergebnisse. Im Modell werden die Teilkomponenten des Stickstoff- und Phosphorkreislaufs (Nitrat, Ammonium, Phosphat, mineralischer Phosphor) berechnet.

Eingangsdaten können zeitlich variable Bewirtschaftungsszenarien für organischen und mineralischen Dünger sein. Zusätzlich werden umfangreiche Klimadaten und Pflanzenparameter benötigt, da SWAT das Pflanzenwachstum und deren Nährstoffaufnahme dynamisch beschreibt. Diese hoch aufgelösten Eingangsdaten bilden einen deutlichen Vorteil gegenüber anderen Modellen.

SWAT ist ein sehr umfangreiches Modell mit einer hohen Prozesstiefe. Es setzt damit für die Anwendung Expertenwissen voraus. Das Modell liefert gute Validierungsergebnisse und ebenso eine valide Prognosefähigkeit. Im Gegensatz zu den bereits angeführten Modellen ist SWAT primär zur Anwendung in kleineren Einzugsgebieten konzipiert und benötigt aufgrund der Prozesstiefe einen hohen Rechen- und Datenaufwand. In SWAT weisen die Teilmodelle deutliche Unterschiede in ihrer Komplexität auf. So werden die Bodenprozesse nach Ansätzen des Standortmodells EPIC berechnet, welches eine hohe Anzahl von Modellparametern hinsichtlich der Stoffumsetzungsprozesse und des Pflanzenwachstums aufweist. Dem gegenüber werden hydrologische Prozesse, insbesondere Umsetzungs- und Transportprozesse im Grundwasser vergleichsweise einfach abgebildet.

Insgesamt weist das Modell eine sehr hohe Anzahl von Modellparametern auf, obwohl zumeist nur wenige Parameter sensitiv sind (Wellen et al. 2015). Daher kann das Modell als hochparametrisiert eingeschätzt werden, wobei die Bestimmung der Modellparameter aufgrund der Datenverfügbarkeit nicht immer gegeben ist und die Komplexität der Prozessabbildung insbesondere für die Bodenprozesse bei großskaliger Anwendung nicht immer gerechtfertigt erscheint. Tabelle 6 gibt eine Übersicht über die Modellcharakteristika sowie die Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse.

Tabelle 6: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells SWAT.

Quelle	Einzugsgebiet [km ²]	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung					
					K=Kalibrierung; V=Validierung; B=Kalibrierung & Validierung K(Anzahl St.) V(Anzahl St.)			J=Jahr	M=Monat	T=Tag	NS	R ²	A [%]
					NS	R ²	A [%]						
Lam et al. (2012)	Kielstau (50)	Q	K1998-2003	K(5)	0.75 T	0.78 T		0.78 T	0.84 T				
			V2004-2008	V(5)	0.68 T	0.70 T		0.75 T	0.81 T				
			V Mai2006-Dez2008	V(5)	0.44 T	0.61 T		0.46 T	0.69 T				
					0.71 T	0.81 T		0.75 T	0.83 T				
					0.42 T	0.58 T		0.45 T	0.58 T				
	Moreau (7.6)	Q	K Jul2007-Jun2008	B(1)	0.47 T	0.68 T		0.48 T	0.69 T				
			V Jul2008-Jun2009	V(1)	0.78 T	0.79 T		0.75 T	0.71 T				
				V(1)	0.78 T	0.78 T		0.79 T	0.71 T				
				V(1)	0.54 T	0.55 T		0.53 T	0.61 T				
				V(1)	0.49 T	0.60 T		0.45 T	0.63 T				
Lam et al. (2011)	Kielstau (50)	Q Sediment NO ₃ -N [F] NH ₄ -N [F]	K1998-2003	B(1)	0.75 T	0.78 T		0.78 T					
			V2004-2008	B(1)	0.57 T	0.63 T		0.58 T	0.65 T				
			K Mai2006-Okt2007		0.68 T	0.70 T		0.81 T	0.81 T				
			V Nov2007-Dez2008		0.44 T	0.61 T		0.69 T	0.69 T				

diskutiert. In Hesse et al. (2012) werden eine Sensitivitätsstudie für Modellparameter und ihre Auswirkung auf Nährstoffkonzentrationen gegeben. Hesse et al. (2013) führen eine Unsicherheitsanalyse mit der Methode PEST durch (Model Independent Parameter Estimation; Doherty 2005).

Vor dem Hintergrund der Abbildung von Klima und Landnutzungsänderungen existieren für das Modell SWIM umfangreiche Informationen über die Kalibrierung und Validierung, Unsicherheitsanalysen zur Prognosefähigkeit von Klimawandelszenarien sowie Sensitivitätsstudien (Hatterman et al. 2006, Hesse et al. 2013, Huang et al. 2009). Validierte Abflusswerte zeigen dabei sehr gute Ergebnisse (NS = 0.7 und höher; Huang et al. 2011, Hesse et al. 2012). Die Validierung der Konzentrationen von Nährstoffen sind eher heterogen, während die Validierung der Frachten vergleichsweise gute Ergebnisse aufweisen (Hesse et al. 2012, Hesse et al. 2013; Tabelle 7).

Aus wissenschaftlicher Perspektive ist SWIM durch die durchgeführten Unsicherheitsanalysen und Sensitivitätsstudien das für seine internen Prozesse insbesondere im Elbegebiet am besten dokumentierte Modell. Bezüglich der Validierungsstudien liefert es für Tageswerte des Abflusses und der Fracht sehr gute Ergebnisse. Berechnete Einzugsgebietsgrößen sind vergleichbar mit den nationalen empirischen Modellen. Hinsichtlich der Maßnahmen und der Einbindung von Klimaänderungsszenarien in den betrachteten Veröffentlichungen ist das Modell wissenschaftlich fundiert aufgebaut und ebenso geeignet für mittel- und langfristige Prognosen und Szenarien. Lediglich die Möglichkeit der Einträge aus versiegelten urbanen Flächen kann im Modell nicht berücksichtigt werden. Hinsichtlich der Einschätzung der Identifizierbarkeit von Modellparametern treffen die gleichen Aussagen wie für SWAT zu.

Tabelle 7: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells SWIM.

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitraum	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung			
					K=Kalibrierung; V=Validierung; B=Kalibrierung & Validierung K(Anzahl St.) V(Anzahl St.)	J=Jahr	M=Monat	T=Tag	NS	R ²	A[%]
						NS	R ²	A[%]			
Krysanova & Haberlandt (2002)	Saale (23687)	Q NO ₃ -N	V 1985-1988 V 1981-1991	V(1)				0.82 T k.A.	0.88 M k.A.		
Huang et al. (2009)	[Blankenstein (994)] [Stepenitz (556)] [Nuthe (1703)] [Wipper (519)] [Weiße Elster (1204)] [Mulde (1813)] [Unstrut (4174)] [Saale (23719)]	Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F] Q NO ₃ -N [F]	V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 V 1997-2002 K 1990-1993 V 1997-2002	V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) V(1) K(1) V(1) K(1) V(1)				0.84 T 0.52 T 0.78 T 0.64 T 0.70 T 0.70 T 0.78 T 0.72 T 0.82 T 0.58 T 0.80 T 0.70 T 0.79 T 0.59 T 0.84 T 0.70 T			3MJ 3MJ -3MJ 8MJ -2MJ -7MJ 0MJ 3MJ 0MJ 1MJ -1MJ -6MJ 1MJ 0MJ 3MJ -3MJ
Hesse et al. (2012)	Saale (24130)	Q NO ₃ -N [F] NO ₃ -N [C] NH ₄ -N [F] NH ₄ -N [F] PO ₄ -P [F] PO ₄ -P [C]	K 1996-1999 V 2000-2003		0.83M 0.56M -0.21M 0.71M -1.97M 0.42M -0.67M	0.84 M 0.59 M 0.19 M 0.72 M 0.71 M 0.48 M 0.05 M		0.94M 0.79M -0.79M 0.58M 0.01M 0.68M -0.01M	0.96 M 0.85 M 0.04 M 0.59 M 0.58 M 0.69 M 0.25 M		

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient; A = Abweichung in Prozent

2.3.7. INCA

Für das Modell INCA liegen nur vereinzelt Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse vor (z.B. Wade et al. 2002a; Lehstenbruch Einzugsgebiet, Langusch & Matzner 2002; Tabelle 8). Vergleiche über Abbildungen und Grafiken sind hingegen häufig (Flynn et al. 2002). Die Kalibrierung und Validierung wird an gleichen Stationen mit unterschiedlichen Zeiträumen durchgeführt. Im direkten Vergleich zu SWAT sind die Validierungsergebnisse als geringfügig schlechter einzustufen (Wade et al. 2002: NS für Q = 0.41-0.74, Nitratfracht = 0.42-0.71; Durand et al. 2004: NS für Q = 0.81, Nitratkonzentration = 0.0).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass das Modell INCA für die Nutzung auf deutscher, nationaler Ebene und bezogen auf die Prognosefähigkeit eher weniger geeignet ist. Gründe sind die Konzipierung für kleinere Einzugsgebiete sowie die vereinfachte Darstellung des Wassertransports in der Prozessbeschreibung. Fehlende oder nicht angegebene Validierungsergebnisse lassen den Schluss zu, dass die Prozessbeschreibung im Modell in Gebieten mit tieferen und mächtigeren Grundwasserleitern möglicherweise keine eindeutigen Ergebnisse liefert.

Tabelle 8: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse des Modells INCA.

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung	
					J=Jahr M=Monat T=Tag	NS	R ²	NS	R ²
Wade et al. (2002a)	Kenneth (1200)	Q NO ₃ -N [K]	V 1998 V 1998	V(4) V(23)			0.41-0.74 <0.00-0.71		
Durand et al. (2004)	Kervidy (4.9)	Q NO ₃ -N [K]	K Aug1993-Jul1995 V Aug1995-Aug2002	K(1) V(1)	0.84 0.0	0.86 0.3	0.81 0.0	0.80 0.3	

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient

2.3.8. MIKE SHE und DAISY

Die Bewertung des physikalisch basierten Modells MIKE SHE inklusive der Implementierung des Modells DAISY auf Basis der Kalibrierungsergebnisse liefern für das 101 km² große Norsmind-Einzugsgebiet einen NS für den Abfluss von 0.53 bis 0.71 (Hansen et al. 2014a). Das kann für ein Modell mit täglichen Zeitschritten und 100 m räumlicher Auflösung als sehr gut bewertet werden. Ein weiterer Vorteil dieses sehr komplexen Modells ist, dass der Untergrund mit einer hohen räumlichen Auflösung beschrieben wird und damit eine genaue Unterscheidung verschiedener Fließwege betrachtet werden kann. Allerdings werden die durch DAISY generierten Eingangsdaten und deren Validierung nur grafisch für aggregierte Jahreswerte belegt (Thirup 2013). Unsicherheitsanalysen und Sensitivitätsstudien zeigen typische Probleme der Equifinalität. Zur Implementierung des Modells werden zusätzlich zu den bereits aufgeführten Eingangsdaten umfangreiche Informationen über die geologischen Strukturen und Gesteine beispielsweise über Bohrlochdaten oder geophysikalische Messungen verwendet.

Auch wenn das Modell MIKE SHE lediglich die hydrologischen Komponenten beschreibt, wird es trotzdem in diesem Bericht erwähnt, um die Möglichkeiten von anderen Ansätzen zu demonstrieren. Die Implementierung eines landesweiten, dreidimensionalen Modells mit der Möglichkeit des Exports aus Teileinzugsgebieten kann für eine optimierte Umsetzung und Implementierung von Modellen sowie zukünftiger Szenarienberechnungen durchaus von Vorteil sein. Dies wird als Novum erachtet und es ist zu diskutieren, ob eine ähnliche Vorgehensweise der Modelle auch in Deutschland anzustreben ist.

Die Studien zur Beschreibung der Prozesse an den reduzierenden Grenzschichten sind ebenfalls als Vorteil zu betrachten und können für eine detailliertere Prozessbeschreibung bei der Weiterentwicklung von Modellen nützlich werden. Die Implementierung des Modellansatzes setzt detaillierte geologische Informationen voraus. Das bedeutet, dass für eine Anwendung in Deutschland ein entsprechendes geologisches Modell vorgehalten werden müsste – zumindest in Gebieten mit relevanter Aquifermächtigkeit. Vergleichbare Ansätze wurden in Deutschland nur in kleinen Untersuchungsgebieten mit vergleichsweise hoher räumlicher Auflösung eingesetzt (z.B. Wriedt und Rode 2006, Wriedt et al. 2007). So kam beispielsweise das Modell MIKE-SHE im Hessischen Ried zum Einsatz, um Verweilzeiten im Sickerwasser und Grundwasser abzuleiten und Risikogebiete zu lokalisieren (Weber et al. 2015). Weber et al. (2015) wiesen ausdrücklich darauf hin, dass durch die hohen Verweilzeiten im Grundwasser von mehreren Jahren bis Jahrzehnten die Zielerreichung der WRRL bis 2021 bzw. 2027 jedoch nur schwer zu erreichen ist.

Tabelle 9: Übersicht über ausgewählte Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse der Modelle MIKE SHE (+ DAISY).

Quelle	Einzugsgebiet (Größe [km ²])	Indikator Q=Abfluss N=Stickstoff P=Phosphor [F]=Fracht [K]=Konz.	Zeitperiode	Anzahl Stationen	Kalibrierung			Validierung	
					J=Jahr M=Monat T=Tag	NS	R ²	NS	R ²
Hansen et al. 2014a	Norsminde (101)	Q	V 2000-2003	V(3)				0.62, 0.71, 0.53	

NS = Nash Sutcliffe Effizienz; R² = Regressionskoeffizient

2.3.9. Modellpaket STONE

Die Modelle in der Modellkette werden modellspezifisch kalibriert bzw. validiert. So zeigt der Vergleich der Ergebnisse von OPS/SRM mit den Messwerten des National Air Quality Monitoring vergleichsweise hohe Korrelationen. Ebenso resultieren gute Kalibrierungsergebnisse für Nitrat- und Orthophosphatkonzentrationen, die Aufnahme von Stickstoff und Phosphor durch Pflanzen und die Auswaschung für das Modell ANIMO an den einzelnen Messstationen (Groenendijk und Kroes 1999). Eine Belegung dieser Ergebnisse mit statistischen Gütegrößen liegt jedoch nicht vor.

Das für die Niederlande eingesetzte Modell STONE beschreibt ausschließlich Einträge aus diffusen landwirtschaftlichen Quellen. Einträge aus Industrie, Kläranlagen und urbanen Gebieten werden nicht betrachtet. Da es sich um ein Modellpaket handelt, werden Daten verschiedenartig aggregiert und skaliert, um den Inputanforderungen der einzelnen Modelle gerecht zu werden. Zeitlich werden hydrologische Prozesse in zehn Tagesschritten gerechnet; der Stofftransport wird in Tagesschritten gerechnet, während die Endergebnisse als Jahresmittel ausgegeben werden.

Die landesweite Verwendung eines physikalisch basierten Modells ist in dieser Form einzigartig. Es ist anzumerken, dass deutlich mehr als fünf Stationen notwendig sind, um das Modell hinlänglich zu kalibrieren. Weiterhin ist die Modellstruktur durch viele Teilmodelle fragmentiert, was zu häufigem Aggregieren und Disaggregieren der Daten führt. Derzeit ist geplant, das Modell flächendeckend mit einem prozessbasierten Grundwassermodell (MODFLOW) zu koppeln, um eine kontinuierlich prozessbasierte Modellierung für die gesamten Niederlande durchführen zu können (nach Angaben von DELTARES, mündliche Mitteilung).

3. Fragebogen zu Nährstoffbilanzmodellen

3.1. Einleitung

Die wesentlichen Ziele des Fragebogens zu den derzeit in den Ländern verwendeten Nährstoffmodellen³ waren:

- Detaillierte Informationen und Unterschiede zu derzeit angewandten oder geplanten Methoden der Nährstoffbilanzierung und -modellierung in den Flussgebieten und Bundesländern herauszuarbeiten,
- ein umfassendes Meinungsbild über die derzeit verwendeten Nährstoffmodelle zu erhalten,
- den Stand der Erfahrungen zu den Modellen einzuschätzen beispielsweise zu Prognosefähigkeit, Validität oder Stärken und Schwächen,
- die Anforderungen an ein Nährstoffmodell für die verschiedenen Fragestellungen wie Maßnahmenabbildung oder Bewirtschaftungsstrategien zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu identifizieren und
- ein dezidiertes Anforderungsprofil aus den Ergebnissen der Befragung abzuleiten, um daraus Handlungserfordernisse für die Neu- oder Weiterentwicklung von Nährstoffmodellen zu geben.

Der Fragebogen wurde als Online-Tool entwickelt und umfasste insgesamt 52 Fragen, die sich in fünf unterschiedlichen Themenblöcken und einer abschließenden Betrachtung differenzierten:

1. **Allgemeine Informationen:** Umfasst grundlegende Informationen über die Institution, Fachrichtung sowie Berührungspunkte der Teilnehmenden mit Nährstoffmodellen (9 Fragen).
2. **Modell und Modellkriterien:** Umfasst Fragen zu genutzten Nährstoffmodellen für die Anwendung auf Einzugsgebiets- und auf Bundeslandebene (17 Fragen).
3. **Datenbestand und Datenbedarf:** Umfasst Fragen zur Einschätzung der Güte des Datenbestandes und die Höhe des Datenbedarfs für die eingesetzten Modelle bezüglich Eingangsdaten Messdaten und Daten zur Modellüberprüfung (5 Fragen).
4. **Stärken und Schwächen genutzter Modelle:** Umfasst persönliche Erfahrungen der Teilnehmenden über spezifische Stärken und Schwächen der genutzten Modelle (4 Fragen).

³ Unter dem im Fragebogen verwendeten Begriff „Modell“ ist dabei ein Programm oder eine Berechnung zu verstehen, welche(s) nährstoffrelevante Zustände, wie Konzentrationen im Grundwasser oder Frachten im Oberflächenwasser beschreibt und prognostiziert. Der Fokus liegt dabei auf den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor.

5. **Anforderungen an das Modell:** Umfasst Fragen zu den gewünschten Anforderungen an ein Nährstoffmodell. Hierbei können die Anforderungen auch höher sein, als die bisherig genutzten Modelle aufweisen (16 Fragen).

Abschlusskommentar: umfasst eine Frage zu weiteren relevanten Aspekten der Teilnehmenden, die im Fragebogen zuvor nicht abgefragt wurden.

Der Start der Befragung erfolgte am 16. Dezember 2016 an die Mitglieder der Ad hoc Arbeitsgemeinschaft „Nährstoffe“ der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und weiterer Vertreter aus der wasserwirtschaftlichen Praxis. Am 25. Januar 2017 erfolgte die letzte Beantwortung des Fragebogens.

Nach der Sichtung aller vorliegenden 27 Rückantworten wurden insgesamt 19 ausgefüllte Fragebögen für die Auswertung verwendet.⁴ Kriterien für die Auswahl waren Vollständigkeit oder das Vorliegen von doppelten Antwortbögen (bedingt durch die technischen Rahmenbedingungen des Online-Tools nach erneuter Anmeldung der Befragten). Die durchschnittliche Beantwortung eines Fragebogens pro Teilnehmer hatte einen zeitlichen Umfang von 55 Minuten.

Die Auswertung der Fragebögen erfolgte auf Grund des vergleichsweise geringen Umfangs von 19 Fragebögen rein deskriptiv ohne weitere statistische Auswertungen. Bei einigen Fragen standen mehrere Antwortmöglichkeiten zur Verfügung. Die Auswertung zu diesen Fragen sind mit unten aufgeführten Zeichen versehen (die grafische Auswertung aller Fragen ist in Anhang II detailliert ausgeführt).



Mehrfachnennung möglich

Die im Folgenden aufgeführten Beschreibungen orientieren sich an den Ergebnissen der Umfrage und können von den eigentlichen Modelleigenschaften abweichen. Weiterhin ist die Häufigkeit, mit der einzelne Modelle durch die Fragebögen berücksichtigt wurden, unterschiedlich..

3.2. Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse

Block 1: Allgemeine Informationen

Insgesamt konnten 19 vollständig ausgefüllte Fragebögen von Experten mit sehr viel und teilweise Modellerfahrung aus der wasserwirtschaftlichen Praxis der Bundesländer und Flussgebiete für die weiteren Auswertungen verwendet werden.

Modelle werden vorrangig für die Festlegung von Eintragspfaden und Maßnahmen (Beurteilung, weniger Bewertung) genutzt. Weitere Nennungen waren die Ermittlung von Kulissen und Schwerpunktgebieten. Die Modelle werden weniger für die Zustandsbewertung gemäß EG-WRRL verwendet.

⁴ Die genaue Zahl der für die Befragung eingeladenen Personen kann hier nicht genannt werden, da eine Aufforderung zur Weiterleitung an interne oder externe Experten bestand.

Die Modellfunktionen sind weitgehend, Modellunsicherheiten hingegen am wenigsten bekannt.

Block 2: Modell und Modellkriterien

Grundsätzlich werden MONERIS, das Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos und AGRUM sowie in Sachsen das Modell STOFFBILANZ verwendet.

Während MONERIS allein vorrangig für die Modellierung in Oberflächengewässern angewendet wird, werden das Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos und das Modellpaket AGRUM sowohl für die Oberflächengewässer als auch das Grundwasser verwendet.

Aus allen Modellen werden die Eintragspfade (z.B. atmosphärische Deposition, Grundwassereintrag) nahezu vollständig verwendet. Etwas geringer ist die Zahl der Nennungen zu urbanen Systemen (Kläranlagen).

Hinsichtlich der Gewässergütekriterien spielen vor allem Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor eine Rolle, hingegen ist die Anzahl der Nennungen zu den gelösten N und P Bestandteilen deutlich geringer.

Im Oberflächenwasser dominiert eine rasterbasierte (100 m x 100 m) räumliche Ausdehnung, im Grundwasser wird am häufigsten eine Fläche von < 50 km² verwendet.

Alle Befragten nutzen die Modelle für die Beschreibung des Ist-Zustands. Für eine Prognose von sechs Jahren und mehr votiert nur etwa die Hälfte der Teilnehmer. Die Validierung der Modelle erfolgte vorrangig auf Jahresbasis.

75 Prozent der Teilnehmer sagten aus, dass Modellunsicherheiten nur eingeschränkt oder überhaupt nicht berücksichtigt werden.

Block 3: Stärken und Schwächen genutzter Modelle

Als wesentliche Schwächen der genutzten Modelle wurden vorrangig die zeitliche Auflösung als auch die Prognosesicherheit genannt, die von zehn Teilnehmenden mit „weiß nicht“ beantwortet wurden. Obwohl Unsicherheiten in den Eingangsdaten und die zeitliche Auflösung offensichtlich eine Schwäche der Modelle darstellen, werden von 10 Teilnehmern die Modelle für die Prognose von sechs Jahren und mehr verwendet.

In diesem Zusammenhang sind weitere Schwächen spezifischer Modelle ein zu hoher Daten- und Zeitbedarf, die fehlende Spezifizierung von Einzelstoffen, die räumliche Auflösung als auch die fehlende Berücksichtigung landwirtschaftlicher Maßnahmen.

Als Stärke der Modelle wurde unter anderem hervorgehoben, dass diese grundsätzlich akzeptiert sind und in vielen Bundesländern Anwendung finden.

Block 4: Datenbestand und Datenbedarf

Ein Großteil der Befragten geht davon aus, dass die derzeit bestehenden Daten in einem ausreichenden Maß für die Modellierung genutzt werden. Ebenso wird von einem Großteil der Befragten ausgesagt, dass eine Verbesserung der Datenlage zu einer Optimierung der Modellergebnisse führt. Insbesondere Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung und zu dränierten Flächen werden als verbesserungswürdig angesehen. Bei den dränierten Flächen wird vor allem für die Bundesländer mit einem hohen Anteil an Tieflandgewässern eine Verbesserung der Datenlage gefordert. Weiterhin wurde der Aufbau einer zentralen Datenbank mit allen verfügbaren und notwendigen Daten erwünscht.

Block 5: Anforderungen an das Modell

Alle Beteiligten befürworten eine Kopplung von Grundwasser und Oberflächengewässern und demnach eine integrative Betrachtung der unterschiedlichen Gewässerkategorien.

Die kleinste zu betrachtende räumliche Einheit sollte mindestens 20-50 km² betragen bei einer zeitlichen Auflösung von einem Jahr (50 % der Antworten) oder einem Monat (50 % der Antworten).

Neben dem Ist-Zustand von Wassergüteparametern sollte das Modell bei einer durchschnittlichen Unsicherheit von 30 % (1/3 der Antworten wünschen Unsicherheiten von lediglich 10 % bei Jahresstickstofffrachten) auch Prognosen von sechs bis 18 Jahren abbilden können. Zudem wird von nahezu allen Befragten eine Prognose der Zeitspanne zwischen der Implementierung und der Wirkung einer Maßnahme erwartet.

Bei der Abbildung von Maßnahmen liegt der Fokus deutlich bei Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft, beispielsweise Düngung, Zwischenfruchtanbau oder Dränagen. Als prioritäre Maßnahmen im Bereich Punktquellen werden der Ausbau von Kläranlagen und Regenüberlaufbecken als „wichtig“ angesehen. Für eine Erhöhung des Anschlussgrads an Kläranlagen zeigt sich ein deutliches Votum in den östlichen Bundesländern.

Als wichtiger Aspekt wurde zudem eine hohe Modellsicherheit genannt. Weniger wichtig scheint hingegen die Visualisierung von Modellergebnissen zu sein.

Hinsichtlich der hydromorphologischen Maßnahmen werden die Abbildung von Uferrandstreifen und die Ermittlung des Einflusses von Renaturierungen auf den Stoffhaushalt als prioritär definiert.

Abschließende Kommentare

Hierbei wurde eine Reihe von Kommentaren mit den folgenden wichtigsten Stichpunkten aufgeführt:

- Modelle sollten auf spezifische wasserwirtschaftliche Fragestellungen abgestimmt sein (Flussgebietsmodellierung einerseits und Maßnahmenabbildung andererseits).
- Wichtig ist die Erarbeitung von Schnittstellen zwischen unterschiedlichen Modellen.
- Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung sollte stärker fokussiert sein (z.B. Düngeüberschüsse berücksichtigen).
- Regionalspezifika, wie die dezentrale Abwasserentsorgung in ländlichen Räumen sollten berücksichtigt werden.
- Wichtig ist ein bundesweit einheitlicher Ansatz zu N und P Bilanzüberschüssen.
- Modelle sollten transparent und verständlich bei hoher Akzeptanz der Ergebnisse sein.
- Ein hoher Daten- und Rechenbedarf führt nicht unbedingt zu besseren Ergebnissen.

3.3. Ableitung eines Anforderungsprofils

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse zum Fragebogen als auch in Abstimmung mit dem Auftraggeber zeigt Tabelle 10 die an Nährstoffmodelle bestehenden Anforderungen sowie einige Erläuterungen zu den spezifischen Zielen. Die in Tabelle 10 aufgeführten Anforderungen übersteigen zum Teil die durch die Länder an die bestehenden Modelle gestellten Anforderungen.

Tabelle 10: Übersicht über die Ziele, die Anforderungen und Zusatzinformationen an Nährstoffmodelle auf Basis einer Abfrage und Expertenwissen.

Ziel	Anforderung	Zusatzinformation
Welche Gewässerkategorien sollen abgebildet werden?	Integrative Betrachtung (Oberflächengewässer und Grundwasser)	<ul style="list-style-type: none"> - Abbildung der zeitlichen und räumlichen Verzögerung im Wasserhaushalt, das heißt Berücksichtigung der unterschiedlichen Verweilzeiten (instationäre Betrachtung) des Wassers in Flüssen, Seen, Grundwasser und der Bodenzone. - Auch bei der Anwendung verschiedener Modelle oder Modellansätze für Oberflächengewässer und Grundwasser muss eine einheitliche Berechnungsgrundlage sowie eine Einheitlichkeit der Eingangsdaten vorliegen.
Welche <ul style="list-style-type: none"> • kleinste räumliche Modelleinheit • Kleinste validierbare Einzugsgebietsgröße • Gesamteinzugsgebietsgröße sollte abgebildet werden?	<ul style="list-style-type: none"> 50 - 100 km² 1.000 km² 100.000 km² 	<ul style="list-style-type: none"> - Zur Vereinfachung und Kompatibilität gemäß den Berichtspflichten nach WRRL sollte bei der kleinsten räumlichen Modelleinheit auf das Flächenverzeichnis der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zurückgegriffen werden (z.B. sechste oder siebte Stelle, die der Gewässerkennzahl entspricht; ca. 50 km²).
Welche zeitliche Auflösung sollte bei der Modellberechnung abgebildet werden?	Monat	<ul style="list-style-type: none"> - Für die Berichterstattung können höher aufgelöste Modellberechnungen und Ergebnisse auf Jahreswerte aggregiert werden.
Welche Vorhersagen sollten abgebildet werden?	Ist-Zustand und Prognose von sechs Jahren	<ul style="list-style-type: none"> - Die Festlegung spezifischer Zeitintervalle ist nicht erforderlich. - Die Prognose sollte eine längerfristige Entwicklung abbilden (z.B. Baseline Szenarien).

Ziel	Anforderung	Zusatzinformation
Welche Unsicherheiten sind noch akzeptabel für:		- Eine Differenzierung der Unsicherheiten nach Gebietsgröße ist anzustreben (z.B. große Einzugsgebiete: 10 %; kleinere Teileinzugsgebiete: 30 %).
<ul style="list-style-type: none"> • Jahresdurchfluss • Jahresfrachten (Stickstoff, Phosphor) 	10 - 30 % 30 %	
Welche Maßnahmen sollten abgebildet werden?	Maßnahmen zu:	- Landwirtschaftliche Maßnahmen könnten mit einem prozessbasierten, eindimensionalen Modell oder einem Extramodul berechnet werden.
<ul style="list-style-type: none"> • Diffuse Quellen (Landwirtschaft) • Punktquellen • Hydromorphologie 	(a) Düngung (Optimierung, Reduktion, Ausbringung) (b) Fruchtfolge (c) Dränage (d) Landnutzungsänderung (a) Ausbau großer und kleiner Kläranlagen (b) Verminderung der Einträge durch RÜB (a) Uferrandstreifen	- Viele Maßnahmen können noch nicht oder bislang nur sehr vereinfacht berechnet werden; hier besteht noch Forschungsbedarf.
Welche weiteren Modellanforderungen sind zu beachten?	Hohe Modellsicherheit	- Hierfür sollten umfängliche Validierungen und Kalibrierungen geliefert werden, welche zur Erhöhung der Prognosesicherheit und damit auch der Akzeptanz bei den Nutzern notwendig sind.

3.4. Beurteilung der Modelleigenschaften gemäß dem Anforderungsprofil

Im folgenden Kapitel wird dargelegt, inwieweit die bestehenden Nährstoffmodelle die aufgeführten Eigenschaften aus dem Anforderungsprofil bereits erfüllen.

Die Beurteilung der Modelle hinsichtlich des Anforderungsprofils erfolgt dabei für die verschiedenen Anforderungen mit der Einstufung: (-), (0), (+) und (++) , wobei die Einstufung „+“ der in Tabelle 10 dargelegten Anforderung entspricht. Die Kriterien für die Einstufung für jede Anforderung sind in Tabelle 11 aufgeführt. Während das Anforderungsprofil über die Umfrage abgeleitet wurde, erfolgt die eigentliche Beurteilung auf Basis der vorhandenen Literatur.

Tabelle 12 zeigt die Beurteilung der Modelle unter Berücksichtigung des Anforderungsprofils.

Tabelle 11: Kriterien für die Beurteilung der Nährstoffmodelle unter Berücksichtigung des Anforderungsprofils.

Einstufung	Kriterium
	Integrative Betrachtung der Gewässerkategorien
(-)	Getrennte Berechnung der Gewässerkategorien
(0)	„Kein Kriterium vorhanden“

Einstufung	Kriterium
(+)	Gewässerkategorien werden als direkte Folgekette über die im Modell verknüpften Prozesse beschrieben
(++)	Zusätzlich zum vorangegangenen Punkt werden beidseitige Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Gewässerkategorien abgebildet
Kleinste räumliche Modelleinheit (50-100 km²)	
(-)	> 1000 km ²
(0)	100 km ² – 1000 km ²
(+)	50 – 100 km ²
(++)	Rasterzellen (\leq 1 km ²)
Kleinstes validiertes Einzugsgebiet (1000 km²)	
(-)	> 2000 km ²
(0)	1200 km ² – 2000 km ²
(+)	800 km ² – 1200 km ²
(++)	< 800 km ²
Einzugsgebiet Gesamt (100.000 km²)	
(-)	< 10.000 km ²
(0)	10.000 km ² – 75.000 km ²
(+)	75.000 km ² – 150.000 km ²
(++)	> 150.000 km ²
Zeitliche Auflösung des Modells (1 Monat)	
(-)	größer als Jahresschritte
(0)	Jahresschritte
(+)	Monatsschritte und/oder erlaubt die Berechnung einzelner Prozesse in Tagesschritten
(++)	Tagesschritte
Abbildung Ist-Zustand	
(-)	Keine Abbildung Ist-Zustand
(0)	Das Modell bildet Ist-Zustand ab, wobei wichtige Eintragspfade fehlen (z.B. Punktquellen)
(+)	Das Modell bildet Ist-Zustand ab (beruhen hauptsächlich auf Eingangsdaten)
(++)	Das Modell bildet Ist-Zustand ab (monatliche Nährstoffeinträge und sehr gute Validierungsergebnisse)
Prognose⁵ 6 Jahre	
(-)	Keine Abbildung von Prognosen
(0)	Prognosen von 6 oder mehr Jahren auf Basis von Jahresschritten
(+)	Prognosen von 6 oder mehr Jahren unter Berücksichtigung innerjähriger Variabilität
(++)	Valide, langjährige Prognosen auf unterschiedlichen Skalen
Mittlere Abweichung Jahresdurchfluss: 10-30 %	
(-)	> 50 %
(0)	10 – 30 % (zusätzlich viele Stationen mit > 30 %)

⁵ Zur Definition „Prognose“ siehe Kapitel 2.1, Seite 4

Einstufung	Kriterium
(+)	10 – 30 % (zusätzlich wenige Stationen mit > 30 %)
(++)	< 10 % (große EZG); < 30 % (kleine EZG)
Mittlere Abweichung bis 30% für Jahresstickstoff- und Jahresphosphorfracht	
(-)	> 70 %
(0)	30 – 50 % (zusätzlich viele Stationen mit > 50 %)
(+)	20 – 30 % (zusätzlich wenige Stationen mit > 30 %)
(++)	< 20 %
Maßnahmenabbildung diffuse Quellen. Gruppen: 1. Dünger⁶, 2. Dränung, 3. Fruchtfolge⁷, 4. Landnutzungsänderung	
(-)	Keine Maßnahmen
(0)	Maßnahmen aus 2 Gruppen
(+)	Maßnahmen aus allen 4 Gruppen
(++)	Weitere Maßnahmen diffuse Quellen (z.B. diffuser Eintrag aus urbanen Gebieten)
Maßnahmenabbildung punktuelle Quellen Gruppen: 1. Ausbau (kleiner und/oder großer) Kläranlagen, 2. Verminderung Einträge aus Regenüberläufen)	
(-)	Keine Maßnahmen
(0)	Maßnahmen aus 1 Gruppe
(+)	Maßnahmen aus 2 Gruppen
(++)	Maßnahmen aus mehr als 2 Gruppen
Maßnahmenabbildung Hydromorphologie: Errichtung eines Uferrandstreifens	
(-)	Keine Maßnahme
(0)	Andere hydromorphologische Maßnahme
(+)	Maßnahme Uferrandstreifen
(++)	Weitere hydromorphologische Maßnahmen
Hohe Modellsicherheit	
(-)	Modell basiert vorrangig auf Datenzerlegung und starker Datenmittelung
(0)	Validierung wird auf Basis von Mittelwerten durchgeführt, hohe Streuung der Ergebnisse
(+)	Validierung auf Basis von mehreren Kriterien, geringe Unsicherheiten
(++)	Zusätzliche Unsicherheitsanalysen, Sensitivitätsanalysen für zahlreiche Stationen
Prozessbeschreibung⁸	
(-)	Empirische Zusammenhänge, Aggregation der Daten und datengetriebene Analysen
(0)	Zahlreiche empirische Prozesse und starke Aggregation der Daten
(+)	Hydrologischer- und Stoffkreislauf werden umfänglich beschrieben
(++)	Prozesse sind in ihrer Beschreibung mit einer überschaubaren Anzahl an Parametern umfänglich beschrieben und ausgeglichen

⁶ Umfasst die Veränderung der Düngung ohne Änderung der Fruchtfolge

⁷ Umfasst die Änderung der Fruchtfolge mit einer Veränderung der Düngung

⁸ Die Prozessbeschreibung wurde im Rahmen des Fragebogens nicht abgefragt und ist im Anforderungsprofil nicht enthalten. Sie wurde für die Beurteilung integriert, da die Prozessbeschreibung für die Abbildung von Maßnahmen und die Prognosefähigkeit, insbesondere vor dem Hintergrund von Landnutzungsänderung und Klimawandel eine wichtige Modelleigenschaft darstellt.

Tabelle 12: Zusammenfassende Beurteilung der Modelle hinsichtlich den aus dem Anforderungsprofil abgeleiteten Forderungen.⁹

Anforderung	MONERIS	GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos	STOFFBILANZ	HYPE	SWAT	SWIM
Integrative Betrachtung der Gewässerkategorien	-	+	+	+	+	+
kleinste räumliche Modelleinheit (50-100 km ²)	+	++	++	+	+	+
kleinstes validiertes EZG (1.000 km ²) Einheit	++	++	++	+	++	+
EZG Gesamt (100.000 km ²)	++	0	0	++	++	++
Zeitliche Auflösung (1 Monat)	0	0 ¹⁰	0	++	++	++
Abbildung Ist-Zustand	+	+	+	+	+	0
Prognose 6 Jahre	0	0	0	+	+	+
Mittlere Abweichung 10-30 % Jahresdurchfluss	0 ¹¹	0	0	+	0 (+ ¹²)	+ ¹²
Mittlere Abweichung bis 30 % bei N	0	0	0	0	0 (+ ¹²)	+ ¹²
Mittlere Abweichung bis 30 % bei P	0	0	0	0	0 (+ ¹²)	+ ¹³
Maßnahmenabbildung diffus (Landwirtschaft)	++	++	++	-	0	0
Maßnahmenabbildung punktuell	+	+	+	+	0	0
Maßnahmenabbildung hydromorphologisch	++	+	+	+	++	0
Hohe Modellsicherheit	0	0	0	++	+	++
Prozessbeschreibung	-	0	0	++	+	+

Abbildung 9 zeigt zusammenfassend für die einzelnen Modelle die Anzahl der Einstufungen „+“ und „++“ für die insgesamt 15 Anforderungen.

Demnach erfüllt das Modell HYPE am nächsten das Profil mit 12 von insgesamt 15 erfüllten bzw. übererfüllten Anforderungen. Die derzeit in Deutschland verwendeten Modelle MONERIS, das Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos und das Modell STOFFBILANZ erfüllen hingegen weniger als 50 % des Anforderungsprofils. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass keine Wichtung der 15 Anforderungen durchgeführt wurde. Eine Wichtung der Anforderungen kann zu Verschiebungen bei der Beurteilung führen.

⁹ Die Modelle INCA (vorrangig für kleine Einzugsgebiete und zu starke Prozessvereinfachung), MIKE SHE/DAISY (Simulation Nährstofftransport nur in der Bodensäule; im Grundwasser auf Basis von Partikeltracking) und STONE (keine Zusammenführung verschiedener Eintragspfade zu Teileinzugsgebieten und Flüssen) wurden bei der Bewertung nicht berücksichtigt.

¹⁰ Durch Nutzung von mGROWA ist eine Steigerung möglich was im Moment nur für den Wasserhaushalt gilt

¹¹ Kann durch Kopplung mit Wasserhaushaltsmodellen vermindert werden

¹² Geringe Abweichungen bei auf Tagesbasis validierten Studien, allerdings nur für wenige Stationen

¹³ Geringe Abweichungen für Validierung für große Einzugsgebiete und langjährige Mittel

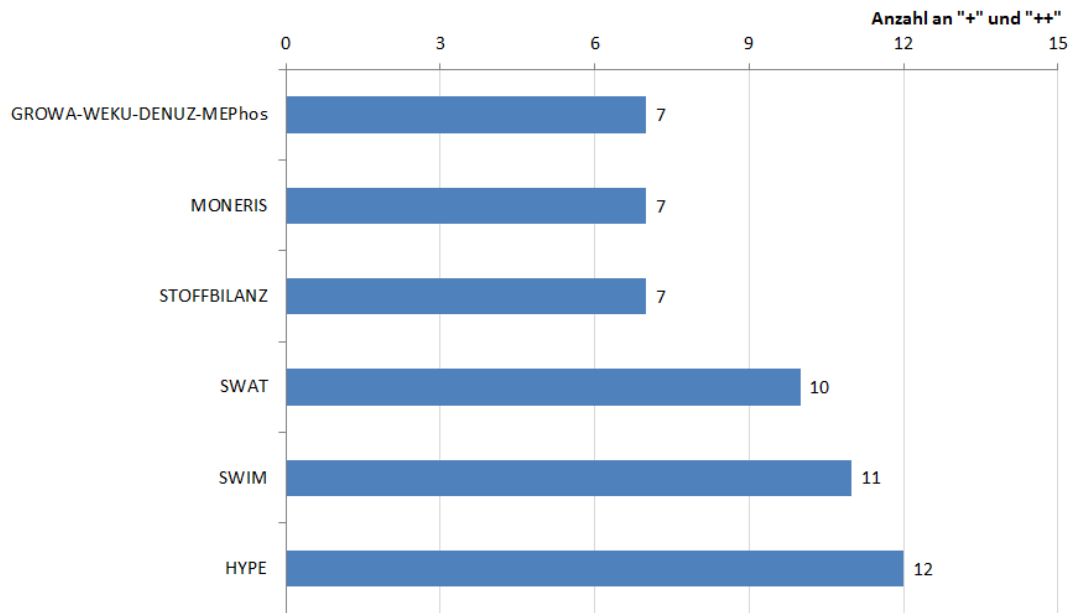


Abbildung 9: Zusammenfassende Darstellung der Anzahl (Summe) an „+“ (Anforderung erfüllt) und „++“ (Anforderung übererfüllt) der beurteilten Modelle.

Zusatzinformationen: Stärken und Schwächen der beurteilten Modelle

MONERIS

- Stärken**
- Innerhalb der vorgestellten Modelle die meisten abgebildeten Maßnahmen
 - Kopplungen mit anderem Abflussmodell
- Schwächen**
- Keine im Modell enthaltene dynamische Abflussmodellierung
 - Derzeit keine monatlichen Validierungen für exportierte Frachten verfügbar

GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos

- Stärken**
- Hohe räumliche Auflösung
 - Sehr gute Abbildung von Stickstoffabbauprozessen in Boden und Grundwasser
- Schwächen**
- Hohe räumliche Auflösung (Raster) bisher nicht validiert
 - Noch keine Validierungsstudien für Tagesschritte und Nährstoffe verfügbar

STOFFBILANZ

- Stärken**
- Einzelne Prozesse sind in STOFFBILANZ mit einer täglichen Zeitschrittweite abgebildet (siehe z.B. Erosion, Abbildung von Seen und verbesserte Konzepte für Retention)
 - Verhältnismäßig viele Maßnahmen abgebildet
- Schwächen**
- Validierungsergebnisse streuen recht stark, keine Angaben zu Unsicherheitsintervallen

- Validierung nur für kleine Einzugsgebiete verfügbar (Studien innerhalb Deutschlands für Sachsen, Sachsen-Anhalt und Baden Württemberg)

HYPE

- Stärken**
- Geringe Rechenzeit im Vergleich zur räumlichen Ausdehnung.
 - Ausgeglichene Komplexität der Prozessbeschreibung mit guter Prognosefähigkeit
- Schwächen**
- Eingeschränkte Maßnahmenabbildung speziell im Bereich Landwirtschaft
 - Modell noch nicht für große deutsche Einzugsgebiete getestet

SWAT

- Stärken**
- Bildet hydrologische und Stofftransportprozesse mit höher zeitlicher Auflösung kontinuierlich ab
 - Viele detaillierte zusätzlich implementierte Prozesse für kleinräumige Fallstudien
- Schwächen**
- Modell ist hochparametrisiert und hat damit viele Freiheitsgrade
 - Große Eingangsdatenmenge erforderlich

SWIM

- Stärken**
- Nutzung mit öffentlich verfügbaren Daten
 - Spezifisch entwickelt für die Betrachtung von Klimawandelszenarien mit im Vergleich zu SWAT verbesserter Grundwasserberechnung
- Schwächen**
- Punktquellen werden genannt, jedoch nicht eindeutig abgebildet.
 - Konzeptionell ähnliche Schwächen wie SWAT

3.5. Beurteilung der Modelle hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen

In diesem Abschnitt werden die Modelle hinsichtlich der in Kapitel 2.1 dargestellten Fragestellungen und ihrer Eignung eingestuft. Die Fragestellungen werden folgend beschrieben:

- Modelle zur Quantifizierung von Eintragspfaden

Die Modelle betrachten die Beschreibung der verschiedenen, durch Fließwege entstehenden Eintragspfade. Wichtige Modelleigenschaften sind eine hohe Modellsicherheit, geringe Unsicherheiten, sowie die Abbildung aller wesentlichen Eintragspfade.

- Modelle zur Abbildung der räumlichen Belastung (Hotspots)

Die Modelle dienen der Identifizierung von stark nährstoffbelasteten- und/oder sensiblen Gebieten. Die Bewertung erfolgt zumeist auf Basis der kleinsten räumlichen Modelleinheit. Modelleigenschaften sind ein räumlich differenzierter Ansatz (Raster), aber auch die räumliche Auflösung der Eingangsdaten (z.B. Boden- und Geologie-, sowie Landnutzungsdaten).

- Modelle zur Abbildung des Ist-Zustands und der Entwicklung von Nährstofffrachten

Die Modelle beschreiben die Entstehung der Nährstoffbelastung vergangener Jahre (keine Prognosen!). Die Ergebnisse sind damit auf Basis von Messwerten validierbar. Modelleigenschaften sind eine hohe Modellsicherheit und geringe Unsicherheiten.

- Modelle zur Abbildung von Nährstoffprognosen

Im Gegensatz zum Ist-Zustand bilden diese Modelle die zukünftige Entwicklung von Nährstoffkonzentrationen ab mit dem Fokus auf der Prognosesicherheit. Dementsprechend sind wichtige Modelleigenschaften eine hohe Modellsicherheit, geringe Unsicherheiten und tägliche Zeitschritte. Eine gute Umsetzung von Maßnahmen und Basisszenarien wird durch die Sicherheit bei Prognosen begünstigt. Sichere Nährstoffprognosen sind mit gegenwärtig vorliegenden Daten nicht validierbar.

- Modelle zur Abbildung von Maßnahmen (Maßnahmenumfang)

Bei dieser Kategorie geht es um die die Anzahl (Quantität) der abgebildeten Maßnahmen. Wichtige Modelleigenschaften ist die Abbildung von Maßnahmen aus unterschiedlichen Belastungsbereichen (diffuse Quellen, Punktquellen, Hydromorphologie).

Die Eignungsbeurteilung erfolgt mit folgender Einstufung:

- (-) für die Fragestellung ungeeignet
- (0) für die Fragestellung eingeschränkt geeignet (z.B. Anforderungen teilweise nicht erfüllt oder durch geringe Prozessbeschreibung innerhalb des Modells nicht valide)
- (+) für die Fragestellung geeignet
- (++) für die Fragestellung uneingeschränkt geeignet

Tabelle 13: Beurteilung der Modelle hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen.

Modell	Quantifizierung der Eintragspfade	Abbildung räumlicher Belastung (Hotspots)	Ist-Zustand und Entwicklung von jährlichen Nährstofffrachten	Abbildung von Nährstoffprognosen	Umfang abgebildeter Maßnahmen
MONERIS	+	-	+	0	++
GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos	+	+	+	0	+
STOFFBILANZ	+	+	+	0	+
HYPE	0	0	+	++	0
SWAT	0	0	+	+	+
SWIM	-	0	+	++	0

Abbildung 10 stellt die Ergebnisse zur Beurteilung der Modelle hinsichtlich der anwendungsspezifischen Fragestellungen grafisch dar.

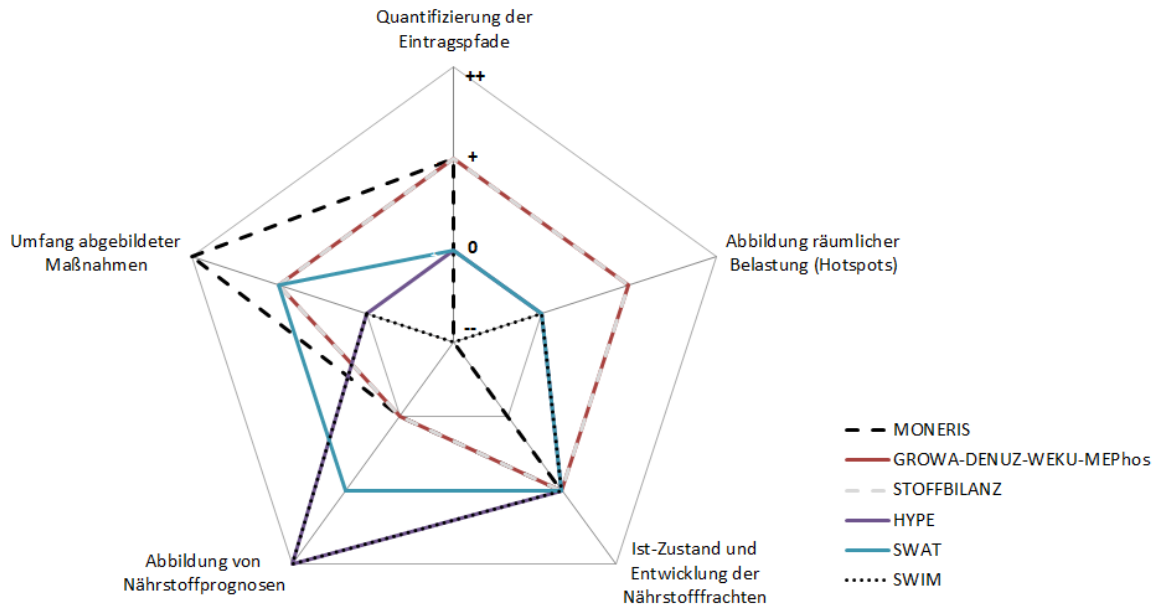


Abbildung 10: Beurteilung von Nährstoffmodellen hinsichtlich anwendungsspezifischer Fragestellungen.

Wie aus Abbildung 10 ersichtlich, erreicht keines der beurteilten Modelle alle Anforderungen an die fünf Fragestellungen.

Für die Fragestellung hinsichtlich der Quantifizierung von Eintragspfaden wurden die Modelle MONERIS, STOFFBILANZ sowie GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos mit einem „+“ beurteilt, während HYPE, SWAT und SWIM eher für die Abbildung von Nährstoffprognosen und Szenarien geeignet sind.

Das Modell STOFFBILANZ sowie GROWA-WEKU-DENUZ-MEPHos sind zudem für die Abbildung der räumlichen Belastungen (Hotspots) mit „geeignet“ eingestuft.

Alle fünf betrachteten Modelle sind für die Abbildung des Ist-Zustands und die Entwicklung der Nährstofffrachten geeignet.

Für den Umfang an abgebildeten Maßnahmen ist MONERIS als besonders geeignet beurteilt worden. Aber auch die Modelle STOFFBILANZ, GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos und SWAT beinhalten einen angemessenen Maßnahmenumfang.

Es wird argumentiert, dass bei einer guten Modellsicherheit Maßnahmen automatisch besser abgebildet werden. Die Implementierung von Maßnahmen in ein Modell kann bei der Anwendung durchgeführt werden, da es sich meist um zeitliches anpassen von Randbedingungen handelt. Im Gegensatz dazu ist es problematischer in ein Modell zusätzlich Prozesse zu integrieren, um die Prognosesicherheit zu erhöhen.

4. Modellempfehlung

4.1. Erläuterungen

Grundlage für die Modellempfehlung bildet das in Kapitel 3.3 formulierte Anforderungsprofil. Aufgrund dessen ergeben sich spezifische Erfordernisse für die Abbildung von Stofftransportprozessen hinsichtlich der räumlichen Diskretisierung, des zeitlichen Berechnungsschritts sowie der Prozesstiefe bei der Modellierung. Die Empfehlungen können insbesondere bei der zeitlichen Diskretisierung (Ist-Zustandsmodellierung) über den im Anforderungsprofil formulierten Bedarf hinausgehen, wenn dies aus modelltechnischen Gründen angezeigt erscheint.

In den folgenden Kapiteln werden die im Modell zu berücksichtigenden Prozesse nicht im Detail mit ihren numerischen Ansätzen beschrieben, sondern lediglich die Prozesse benannt. Aufgrund der empfohlenen zeitlichen und räumlichen Auflösung der Nährstoffmodellierung stehen für die Abbildung der Einzelprozesse jeweils eine überschaubare Anzahl konzeptioneller und empirischer Prozessbeschreibungen aus der wissenschaftlichen Literatur zur Verfügung. Grundsätzlich sind für die Nährstofftransportmodellierung aufgrund der Größe der zu modellierenden Einzugsgebiete ausschließlich konzeptionelle Modellansätze einsetzbar.

Hinsichtlich der Modellempfehlungen und Prozessbeschreibung werden aufgrund der unterschiedlichen Modellanforderungen folgende Modellierungsziele unterschieden.

- I Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade
- II Maßnahmenabbildung und Prognose zukünftiger Zustände

Sofern das primäre Ziel der Nährstofftransportmodellierung die Maßnahmenabbildung darstellt, werden in der Praxis sehr wahrscheinlich keine unterschiedlichen Ansätze für die beiden Modellierungsziele verwendet, sodass eine methodische Trennung der beiden Zielszenarien für eine großräumige Anwendung nur eingeschränkt von Relevanz sein dürfte.

4.2. Modell zur Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade

4.2.1. Zeitliche Auflösung

Um eine hinreichende Prozessbeschreibung und Dynamik der sich im Jahresverlauf verändernden Rahmenbedingungen sowie die Maßnahmenimplementierung insbesondere im Bereich der diffusen Einträge im Modell zu gewährleisten (z.B. veränderte Düngung bei veränderten Fruchtfolgen), ist ein Berechnungszeitschritt von einem Tag sinnvoll. Die Wahl eines größeren Rechenzeitschrittes (z.B. Monat gemäß dem Anforderungsprofil) bedeutet für die Datenaufbereitung einen Mehraufwand, da im Bundesgebiet nahezu alle relevanten meteorologischen und hydrologischen Daten auf Tagesbasis vorliegen und diese für eine Simulation mit größeren Zeitschritten aggregiert werden müssten. Zudem ist bei der Aggregation von Messdaten von einem Informationsverlust auszugehen. Dies gilt sowohl für kleinere als auch für größere Einzugsgebiete, da die Rechenzeit bzw. die Simulationszeit nicht mehr als kritisch anzusehen ist, sofern auf sehr aufwendige Unsicherheitsanalysen verzichtet wird.

4.2.2. Räumliche Auflösung

Die räumliche Auflösung des zu simulierenden Einzugsgebietes sollte auf Rasterbasis erfolgen. Dies ermöglicht eine sehr flexible räumliche Abbildung des Einzugsgebietes entsprechend der spezifischen Fragestellung. Die Rastergröße kann entsprechend der Größe des Einzugsgebietes variiert werden und sollte zwischen 500 und 2000 Metern Rasterlänge liegen. Eine deutlich geringere räumliche Auflösung ist gemäß dem Anforderungsprofil für das Flussgebiet Elbe nicht erforderlich. Mit diesen Rastergrößen können Gebiete von 50 km² hinreichend genau abgebildet werden. Die Lagedaten zu Böden, Landnutzung und Topographie liegen bereits überwiegend in Rasterformaten vor oder können in solche überführt werden. Die räumliche Diskretisierung des Einzugsgebietes in Raster hat den Vorteil, dass vertikale und laterale Fließprozesse in der Landschaft sowohl im terrestrischen wie im aquatischen Bereich mit vorgegebenen Routingprozeduren mit vergleichsweise geringem Aufwand nachgebildet werden können.

Andere räumliche Diskretisierungen sind vergleichsweise aufwendiger zu berechnen, da Rechenzeiterparnisse durch die Verwendung räumlich größerer Recheneinheiten mittlerweile bei der Verwendung konzeptioneller Modelle nicht mehr von Belang und komplexere Aggregationen mit einem Mehraufwand bei der Datenbereitstellung verbunden sind.

4.2.3. Hydrologie

Abflussbildung

Bei der Berechnung der Abflusskomponenten Oberflächen-, Zwischen-, Drainage- und Grundwasserabfluss ist zusätzlich zwischen schnellem und langsamem Grundwasserabfluss zu unterscheiden. Die Abflusskomponenten sind in der Regel sehr unterschiedlich mit den Nährstoffen Stickstoff als auch Phosphor befrachtet. Bereits eine monatliche Ermittlung der Stofffrachten erfordert die Bestimmung der aufgeführten Abflusskomponenten. Die Bestimmung des Oberflächenabflussanteils ist besonders für diffuse Phosphoreinträge relevant. Ebenso ist die Bestimmung des Oberflächenabflusses von befestigten Flächen zu berücksichtigen.

Für die Berechnung der Evapotranspiration und der Wasserbilanz einschließlich der Grundwasserneubildung ist die Berechnung der Bodenfeuchte erforderlich, um Abflusskomponenten einschließlich der Drainageabflüsse zu berechnen.

Abflusskonzentration

Die Abflusskonzentration hat getrennt für die oben ausgewiesenen Abflusskomponenten zu erfolgen. Die Bestimmung der Verweilzeiten ist erforderlich, um zeitabhängige Abbauprozesse besonders für Stickstoff (Denitrifikation) im Grundwasser zu ermitteln und Verzögerungszeiten zwischen Maßnahmen und Effekten im Grund- und Oberflächengewässer zu bestimmen.

4.2.4. Nährstofftransport und Nährstoffeintrag

Stickstoff

Der Stickstoffüberschuss ist pro Flächeneinheit unter Berücksichtigung aller wichtigen Eintragsquellen zu ermitteln (atmosphärische Deposition, mineralischer und organischer Dünger, Saatgut, Fixierung über Leguminosen für Futteranbau und Grünland, wie Klee). Die

Nährstoffausträge sind entsprechend den Anbaupflanzen und Ertragserwartungen sowie den Entzügen auch für nicht landwirtschaftliche Bestände (Forst) zu berechnen.

Der Stickstoffabbau (Denitrifikation) im Boden kann vereinfacht abgebildet werden. Die Stickstoffverlagerung sollte getrennt für Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss durchgeführt werden, um eine hinreichend genaue Berechnung der Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen. Die autotrophe Denitrifikation im Grundwasser insbesondere durch Pyritoxidation kann unter Berücksichtigung der Reduktionskapazitäten der Grundwasserleiter als stationärer Umsatz- und Transportprozess abgebildet werden.

Für Tieflandgebiete spielt der Stickstoffeintrag aus Dränagen eine bedeutsame Rolle und bestimmt oftmals den Eintrag in die Oberflächengewässer. Aus diesem Grund ist der Anteil des Dränageabflusses zu ermitteln.

Alle in diesem Abschnitt aufgeführten Stickstoffbilanzierungen erfolgen auf Jahresbasis. Sofern für kleinere Gebietsausschnitte genauere Eingangsdaten verfügbar sind, ist entsprechend eine höhere zeitliche Auflösung sinnvoll.

Der Stickstoffeintrag aus Punktquellen, wie Kläranlagen, Mischwassereinleitungen und Trennkanalisationen, ist getrennt auf Basis von Messdaten der Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber und von statistischen Annahmen als Jahresfrachten zu ermitteln. Optional können zudem Berechnungen der Einträge durch Hochwasserabschläge oder der Eintrag aus versiegelten Flächen durchgeführt werden.

Die Berechnung der Stickstoffretention ist auf Basis von statischen Jahresbilanzierungen der gewässerinternen N-Retention durch Denitrifikation anhand empirischer Ansätze (z.B. Hydraulic load-Ansatz) zu berechnen. Die Primärproduktion ist hierbei zu vernachlässigen, da im Jahresverlauf von einer nahezu vollständigen Umsetzung und Wiederfreisetzung durch Respiration im Gewässer auszugehen ist.

Phosphor

Der Phosphoreintrag kann über eine vereinfachte Abschätzung speziell durch Bodenerosion anhand empirischer Abtragsberechnungen mit Jahresmittelwerten ermittelt werden. Erosive Gesamtphosphoreinträge basieren auf dem TP Gehalt im Oberboden (z.B. nach P-Bilanzen oder nach Messwerten der Agrarverwaltung).

Der Eintrag des Gesamtphosphors ist über eine Bodenabtragsberechnung beispielsweise nach ABAG Ansatz mit zeitlich veränderlichen C- und K-Faktoren nach RUSLE und dem Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio; SDR) durchzuführen, wobei hierfür ein Rasteransatz zu nutzen ist.

Gelöste Phosphoreinträge können über die tägliche Oberflächenabflussberechnung mit einfachen Ansätzen in Abhängigkeit vom P-Gehalt im Oberboden, der Bodenart und dem Düngungsniveau getrennt für die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Grundwasser- und Dränageabfluss berechnet werden.

Für eine Bewertung der erosionsmindernden Maßnahmen ist der Gesamtphosphortransport in das Gewässer unter Berücksichtigung des P-Anreicherungsverhältnisses in Abhängigkeit vom Bodenabtrag zu ermitteln.

Analog zum Stickstoff ist der Eintrag von Phosphor aus Kläranlagen, Mischwassereinleitungen und Trennkanalisationen getrennt auf Basis von Messdaten der

Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber und statistischer Annahmen als Jahresfrachten zu ermitteln. Auch für den Phosphor können optional Berechnungen der Einträge durch Hochwasserabschläge oder der Eintrag aus versiegelten Flächen durchgeführt werden.

Für die Berechnung der Phosphorretention im Gewässer treffen hinsichtlich der Berechnungsansätze die gleichen Aussagen wie für die Retention von Stickstoff zu (siehe oben).

4.3. Modell für die Abbildung von Maßnahmen und die Prognose zukünftiger Zustände

4.3.1. Zeitliche und räumliche Auflösung, Hydrologie

Die Modellempfehlung zur Abbildung von Maßnahmen und der Prognose zukünftiger Zustände (Definition von Prognose, siehe Kapitel 2.1, Seite 4) zur räumlichen und zeitlichen Auflösung und zur Hydrologie ist identisch mit den Empfehlungen für die Ermittlung des Ist-Zustands in den Kapiteln 4.2.1, 4.2.2 und 4.2.3 (Modellempfehlung zur Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade).

4.3.2. Nährstofftransport und Nährstoffeintrag

Stickstoff

Nährstoffaustragsprozesse unterliegen einer hohen zeitlichen Dynamik, wobei die treibenden hydrologischen Prozesse häufig einer großen räumlichen Ausprägung unterliegen und mit Jahresbilanzen nur sehr eingeschränkt erfasst werden können. Diese großräumigen Ausprägungen bleiben im Elbegebiet zunehmend nicht mehr auf das hydrologische Winterhalbjahr beschränkt.

Hinsichtlich der Maßnahmenabbildung können Landnutzungsänderungen und ein verändertes Düngeregime einschließlich veränderter Fruchtfolgegestaltung entsprechend den Erfordernissen zur Eintragsreduzierung vorgegeben werden. Dies gilt auch für die Angabe typischer Düngeausbringungszeiten für mineralische und organische Dünger und Erntezeitpunkte. Die landwirtschaftlichen Maßnahmen Szenarien sind gemäß den Erfordernissen daher mit einer höheren zeitlichen Auflösung (siehe oben) zu berechnen.

Die Verweilzeiten im Grundwasser sind für die Ermittlung der Verzögerungszeit zwischen der Implementierung einer Maßnahme und deren Wirkung als auch für die Bestimmung des Nitratabbaus im Grundwasser bedeutsam. Hydrologisch determinierte Verzögerungen, insbesondere für die langsamen Abflusskomponenten, sind mit konzeptionellen Modellansätzen (Speicheransätzen) und täglicher zeitlicher Auflösung abzubilden.

Sowohl die permanente als auch die temporäre Retention von Stickstoff im Fließgewässer speziell während der Vegetationszeit hat Einfluss auf die Stickstoffkonzentration im Oberflächengewässer im Jahresverlauf. Diese kann potenziell z.B. durch Renaturierungsmaßnahmen im Fließgewässer beeinflusst werden. Daher ist für die Maßnahmenabbildung eine zeitlich variable, vereinfachte Berechnung der N-Retention mit Berücksichtigung von Temperatur, Licht und hiervon abhängigen Prozessen erforderlich, welche die Stickstoffkonzentrationen im Gewässer beeinflussen:

- Primärproduktion aufgrund des Lichteinflusses getrennt nach dominierenden Landnutzungen (z.B. Wald und Offenlandvegetation) und

- Denitrifikation anhand von Aufnahmezeiten in Abhängigkeit der Fläche der Bachbettssole. Dies ermöglicht die Bewertung des Einflusses der Laufveränderungen beispielsweise durch Renaturierungsmaßnahmen.

Phosphor

Um die jahreszeitliche Variabilität der Prozesse für partikulären und gelösten Phosphor abzubilden, ist eine über die vereinfachte Abschätzung des Phosphoreintrags für die Ist-Zustandsermittlung hinausgehende zeitlich variable Abbildung des Phosphoreintrags erforderlich.

Für die Abbildung der jahreszeitlichen Variabilität des Eintragsgeschehens ist eine zeitlich veränderliche Parametrisierung der Bodenabtragsberechnung sinnvoll (insbesondere C und K Faktoren der RUSLE in Verbindung mit täglichen Abflussberechnungen, z.B. MUSLE-Ansatz). Weiterhin ist die Nähe der Abtragsflächen zum Gewässer zu berücksichtigen. Der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächen-, Zwischen-, Grund- und Drainageabfluss ist in Abhängigkeit der Bodenart, der Bodenfeuchte und dem Phosphorgehalt im Boden zu berechnen.

Während bei der Modellempfehlung zur Beschreibung des Ist-Zustands die Biomasseproduktion und der Abbau vernachlässigt werden können, ist der Phosphorentzug durch Biomasseproduktion bei der Abbildung von Maßnahmen ein zu berücksichtigender Aspekt (Berechnung beispielsweise auf Basis des Nutrient Spiraling Ansatz) ebenso wie die Phosphorretention durch die Adsorption an Gewässersedimente. Die Phosphorretention im See kann beispielsweise durch den Ansatz nach Vollenweider ermittelt werden.

Ein weiterer Aspekt ist die Berücksichtigung des Schwebstofftransports im Gerinne einschließlich der Sedimentation und der Resuspension. Die Phosphordeposition kann hier mit einfachen empirischen Ansätzen in Abhängigkeit der Abflusshöhe und der Fließlänge berechnet werden. Informationen hierzu liegen bereits in dem hydrologischen Modell vor und können von dort verwendet werden.

Alle relevanten Maßnahmen können bei der Verwendung der oben beschriebenen Ansätze flächendifferenziert berechnet werden. Die räumliche Diskretisierung sollte sich im oben beschriebenen Rahmen an der zu berechnenden Einzugsgebietsgröße mit maximalen Rasterlängen von 2 km (z.B. Gesamtelbe) orientieren.

4.4. Modellüberprüfung

Für den Ist-Zustand sind wesentliche Ein- und Ausgangsdaten bzw. Validierungsdaten (Abfluss-, Konzentrationsmessungen) für das Modell und die gegebene Fragestellung vorhanden, wodurch Modellbilanzfehler zumeist gut eingegrenzt werden können.

Für Prognosen oder Szenarien hingegen ist das Modellsystem nicht abgeschlossen und es wird eine starke Projektion vorgenommen. Dadurch müssen höhere Anforderungen an die Modellüberprüfung gestellt werden.

4.4.1. Modell zur Bestimmung des Ist-Zustands einschließlich der Eintragspfade

- Modellvalidierung anhand geeigneter Zielfunktionen wie NSE und NSE-log für Wasserbilanz; Nährstoffmonats- und Jahresbilanzen mit hinreichend langen Datenreihen und räumlicher Diskretisierung.

- Angabe mittlerer Abweichung für Wasser- und Nährstoffbilanz aller Stationen und Standardabweichung.
- Keine modifizierten Zielfunktionen, um Vergleichbarkeit zu gewährleisten.
- Für jede Modellstudie sollten die Ergebnisse für alle hier genannten Zielfunktionen und Abweichungskriterien angegeben werden, um Modelle und Modellergebnisse vergleichbar zu machen, besser einzuschätzen und langfristig Verständnis über das Einzelergebnis hinaus zu generieren.

4.4.2. Modell für die Abbildung von Maßnahmen und die Prognose zukünftiger Zustände

Es sollten alle Anforderungen der Modellüberprüfung zum oben aufgeführten Ist-Zustand erfüllt werden. Hinsichtlich der zeitlichen Diskretisierung der Gewässergütedaten können für die Modellüberprüfung für Stickstoff je nach Gebietsgröße zweiwöchentliche oder monatliche Messdaten ausreichend sein, sofern die Datenreihen lang genug sind, um die Variabilität der Stoffkonzentrationen hinreichend abzudecken, und tägliche Abflussmessungen vorliegen (z.B. Jiang et al. 2014). Hinsichtlich gelöstem Phosphor und Gesamtphosphor sind allein für die korrekte Frachtermittlung für mesoskalige oder kleinere Einzugsgebiete oftmals höhere Messfrequenzen erforderlich. Dies gilt somit auch für die Überprüfung der Modellansätze (siehe hierzu auch Kapitel 4.5, Monitoringempfehlung).

Für die modelltechnische Umsetzung der Modellüberprüfung sind zusätzlich die folgenden Untersuchungen durchzuführen:

- Für alle Stationen sind Zeitreihen bzw. der zeitliche Verlauf von Modellergebnissen anhand von Messdaten unabhängiger Zeitintervalle zu validieren; sinnvoll sind sowohl für Kalibrierung wie Validierung Intervalle von mindestens drei Jahren.
- *Parametersensitivitätsanalyse*: Analyse der Abhängigkeit von Rechenergebnissen von einzelnen Modellparametern oder Eingangsdaten. Hierdurch können die Robustheit des Modells und die Unsicherheit der Vorhersage in Abhängigkeit von Modellparametern bewertet werden. Dies kann durch schrittweise und strukturierte Veränderung der Parameter erfolgen und an Hand der zeitlichen Validierungsintervalle oder sich ändernder Zielfunktionen aufgezeigt werden. Je nach Rechenzeit Wahl einfacher oder komplexerer Parametersensitivitätsanalysen (Schrittweise Sensitivitätsanalyse einzelner Modellparameter, Monte Carlo Analysen, Latin Hypercube Verfahren); Analyse von Kollinearitäten zwischen Modellparametern.
- *Unsicherheitsanalysen*: Ermittlung von Vertrauensbereichen der Modelleingangsparameter; Ermittlung von Vertrauensbereichen der Simulationsergebnisse (z.B. 95 % Vertrauensbereiche); Bewertung der Unsicherheiten der Modelleingangsdaten (Messfehler, Bestimmungsgrenze, zeitlicher oder räumlicher Auflösung) sowie der Modellkalibrierungs- und Validierungsdaten und deren zeitlicher Auflösung bei Zeitreihendaten (z.B. hinsichtlich von Frachtberechnungen).
- Die Nutzung verschiedener Modelle mit gleichen Eingangsdaten für einen Vergleich der Ergebnisse; Ensemble Analyse (*optional*).

Weiterhin ist zu empfehlen, umfangreiche räumlich und zum Teil auch zeitlich hoch aufgelöste Datensätze (z.B. Landnutzung, Geohydrologie, Boden, Kläranlagenablauf, Abfluss- u. Nährstoffzeitreihen) für große Flusseinzugsgebiete zur Verfügung zu stellen und

möglicherweise zentral zu verwalten, um zukünftig verstärkt Vergleichsstudien durchführen zu können.

4.5. Monitoringempfehlung

Das Gewässergütemonitoring seitens der Bundesländer wird mit einer hohen Anzahl an Messstellen und Wassergüteparametern jedoch mit vergleichsweise geringer Messfrequenz durchgeführt. Hierdurch können insbesondere bei Wassergüteparametern mit hoher zeitlicher Variabilität große Unsicherheiten hinsichtlich der Frachtermittlung entstehen (siehe auch Kapitel 2.1, Datenqualität und -quantität). Darüber hinaus bestehen Wissensdefizite zu spezifischen Eintragspfaden wie z.B. Erosion oder Dränagen. Diese Wissensdefizite können nur eingeschränkt mit dem derzeit bestehenden Gewässergütemonitoring mit vergleichsweise geringer Messfrequenz und unspezifischer Eintragspfadausrichtung erfasst werden. So lassen sich spezifische Eintragspfade nur in sehr kleinen Einzugsgebieten (Gewässer 1. Ordnung) mit entsprechend hoher Messfrequenz und Erfassung von Einzelereignissen bestimmen, da mit zunehmender Gebietsgröße der Einfluss gewässerinterner Transport- und Umsetzungsprozesse zunimmt und sich somit Eintragspfade anhand von Messungen am Gebietsauslass größerer Einzugsgebiete nur noch unsicher bestimmen lassen.

Bei hinreichender Kenntnis der Eintragspfade lassen sich Einflüsse des Gewässersystems auf den Stofftransport und -umsatz mit einem genesteten Gewässergütemonitoring insbesondere für mesoskalige Gewässereinzugsgebiete erfassen (< 7. Ordnung), die der gebietsspezifischen zeitlichen Variabilität der Wassergüteparameter mit einer angepassten Messfrequenz Rechnung tragen.

Ein genesteter Monitoringansatz bietet günstige Voraussetzungen für eine enge Kopplung von Monitoring und Nährstofftransportmodellierung, welche eine hinreichende Bestimmung der Modellparameter zulässt und somit eine entsprechende Eingrenzung der Modellunsicherheiten ermöglicht (Ulrich und Volk 2010). Die Modellierung ermöglicht die notwendige Extrapolation der Frachtab-schätzungen in die Fläche. Optimierungsmöglichkeiten hinsichtlich der zeitlichen Frequenz des Monitorings können sich anhand der Wahl unterschiedlicher Frachtberechnungsansätze ergeben (z.B. Bende-Michel et al. 2011).

Die Festlegung von Einzugsgebieten mit einem genesteten Monitoringansatz sollte problemorientiert und repräsentativ erfolgen. Entsprechend der bereits vorliegenden Kenntnisse zu Belastungsschwerpunkten, sind hierzu gezielt Einzugsgebiete auszuwählen, die eine hinreichende Repräsentanz der dominierenden belastenden Landschaftsausschnitte aufweisen. Auf Länderebene sollten spezifische Landschaftskulissen ausgewählt werden, welche eine hohe Relevanz für die Nährstoffbefruchtung der Gewässer aufweisen. Aus Kostengründen sollte dieses Monitoring auf wenige ausgewählte Einzugsgebiete beschränkt bleiben. Um ein möglichst komplementäres Monitoring sicherzustellen, erscheint es sinnvoll, eine zwischen den Bundesländern abgestimmte Vorgehensweise zu wählen.

Eine Beschränkung auf mesoskalige Einzugsgebiete erscheint sinnvoll, da das derzeit durchgeführte Monitoring für große Einzugsgebiete bereits Frachtberechnungen mit Unsicherheiten kleiner 10 % sowohl für Stickstoff als auch zum Teil für Phosphor bei wöchentlicher Probenahme ermöglicht (siehe Kapitel 2.1). Derzeitige Untersuchungen des UFZ im Einzugsgebiet der Bode zeigen, dass die Berechnung von Jahresfrachten in Abhängigkeit von der Messfrequenz großen Unsicherheiten unterliegen kann.

Schwebstofffrachten werden mit abnehmender Messfrequenz zunehmend unterschätzt. Schwebstofffrachten bestimmen in der Regel die Gesamtposphorfrachten, speziell die partikulären Frachten eines Einzugsgebietes. So lagen in einem kleinen Einzugsgebiet (Selke, 456 km²) diese Unterschätzungen der Schwebstoffjahresfrachten im Vergleich zu kontinuierlichen Messungen zwischen 99 % bei täglicher Probenahme und 47 % bzw. 44 % bei 14-tägiger bzw. monatlicher Probenahme. Es stellte sich weiterhin heraus, dass selbst im gesamten Einzugsgebiet der Bode (3.200 km²) bei monatlicher Messung nur 61 % bzw. 76 % der tatsächlichen Jahresschwebstofffracht berechnet wurden, obwohl die Bode in ihrem Abflussregime durch die Rappbodetalsperre reguliert wird. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere die Phosphorfrachtberechnungen in mesoskaligen Einzugsgebieten mit den derzeit durchgeführten Messfrequenzen deutlich unterschätzt werden. Aufgrund der geringeren Variabilität der Stickstoffkonzentrationen, speziell des Nitrats, ist von deutlich geringeren Unterschätzungen bei abnehmender Messfrequenz auszugehen (Rode und Suhr 2007).

Beim Monitoring ausgewählter Einzugsgebiete sollte der gezielte Einsatz neuer Sensortechnik berücksichtigt werden, da diese einerseits mittel- und langfristig kostengünstiger und andererseits eine hinreichende zeitliche Auflösung der Messfrequenz ermöglicht. Ergebnisse des Einsatzes von Sensortechnik am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung zeigen, dass Sensordaten, insbesondere Trübung, Nitrat, elektrische Leitfähigkeit und spezifischer Absorptionskoeffizient (SAK) als Proxies für Nährstoffe wie TP, PP, TN, PN und Schwebstoffe verwendet werden können.

Darüber hinaus erscheint eine deutlich bessere Integration von Modellierung und Monitoring sinnvoll und notwendig. Sofern eine flächendeckende Nährstoffmodellierung mit vergleichsweise hohem zeitlichen Berechnungsschritt (Tag) vorliegt, können alle Monitoringdaten zur Validierung der Modelle genutzt und evtl. auch gezielte Einzelmessungen oder Kampagnenmessungen mit hohem Informationsgehalt zur sukzessiven Reduzierung der Modellunsicherheiten verwendet werden. Dies gilt speziell für Gebiete mit hohem Belastungspotenzial.

Derzeit werden in Deutschland zeitlich hoch auflösende Wassergüteparameter nicht nur in sensitiven Einzugsgebieten, wie z.B. Trinkwassertalsperren eingesetzt. Zunehmend wird auch Sensortechnik für die Messung von Nitratkonzentrationen von Landesbehörden (z.B. Hessen) zur Präzisierung von Nährstoffkonzentrationen und -frachten in mesoskaligen Einzugsgebieten verwendet. In den USA sind derzeit bereits etwa 500 Gewässergütemessstationen mit Sensortechnik und rund 100 Stationen mit optischen Nitratsensoren ausgestattet und ermöglichen ein Messnetz, dessen Ergebnisse digital und in Echtzeit abgerufen werden können (Rode et al. 2016; <http://waterdata.usgs.gov/nwis>). Sensoren können weiterhin zeitlich befristet zur Erfassung der Variabilität von ausgewählten Güteparametern oder zur Festlegung der notwendigen Messfrequenz beispielsweise für Frachtermittlungen verwendet werden.

Aufbauend auf einem Set von sehr gut untersuchten genesteten Einzugsgebieten könnten gezielt zeitlich befristete Sondermessprogramme beispielsweise zu Dränageeinträgen (z.B. Nährstoffe, PSM) oder auch zur Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen (z.B. landwirtschaftliche Maßnahmen, Renaturierungsmaßnahmen) eingebunden werden. Hierzu können auch Sondermessprogramme zu speziellen punktuellen Einleitungen, wie Hochwasserabschläge aus Kanalsystemen gezählt werden.

Durch eine insgesamt verstärkte Konzentration des Monitorings auf repräsentative Belastungsschwerpunkte, kann eine deutlich verbesserte Ableitung der Belastungspfade als

auch eine verbesserte und gesichere Modellierung für die Regionalisierung in die Fläche erwartet werden. Dies führt insgesamt nicht zu einem höheren Kostenaufwand, wenn in Teilen auf Messungen mit geringer Messfrequenz verzichtet wird ohne die rechtlich bindenden Monitoringanforderungen der Wasserrahmenrichtlinie zu verletzen.

5. Ausblick

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die bisher im Flussgebiet der Elbe und weiterer Flussgebiete eingesetzten Nährstoffbilanzmodelle beschrieben, bewertet und hinsichtlich eines identifizierten Anforderungsprofils auf deren Eignung untersucht.

Für eine differenzierte Betrachtung wurden zunächst unterschiedliche Nährstoffbilanzansätze hinsichtlich ihres Modellaufbaus, der Bewertung von Nährstoffeintragspfaden und der Prognosefähigkeit von Maßnahmeneffekten insbesondere im Bereich von diffusen und punktuellen Quellen zur Verminderung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten analysiert. Es zeigte sich, dass die derzeit in der Praxis im Elbegebiet eingesetzten Modelle den Ist-Zustand hinsichtlich der Nährstoffeintragspfade für große Einzugsgebiete zufriedenstellend anhand von Jahresbilanzen abbilden können. Bezüglich von Szenarien für die Abbildung von Maßnahmeneffekten und längerfristigen Prognosen zeigen sich jedoch Defizite, die wesentlich auf eine stark vereinfachte Berechnung des hydrologischen Kreislaufs zurückzuführen sind. Da sowohl der Nährstofftransport als auch der Nährstoffumsatz im Fließkontinuum von der Landfläche über das Gewässernetz bis in die Randmeere entscheidend von der quantitativen Hydrologie geprägt wird, ist eine möglichst genaue Abbildung des Abflusses und seiner zeitlichen Variabilität für die Quantifizierung der Nährstoffflüsse erforderlich. Aufgrund der starken Aggregation insbesondere von Zeitreihendaten werden aus Sicht der Autoren die Informationsgehalte der vorhandenen Daten bisher nicht immer vollständig ausgeschöpft. Den in der Praxis eingesetzten Modellen ist gemein, dass bei der Status quo-Analyse Modellunsicherheiten mit abnehmender Gebietsgröße deutlich zunehmen, was bei der Bewertung räumlich hoch aufgelöster Ergebnisse berücksichtigt werden muss.

Neben der wissenschaftlichen Modellanalyse und -bewertung fokussierte sich die vorliegende Studie auf die praxisorientierte Bewertung der Nährstoffbilanzmodelle. Anhand eines erarbeiteten Fragebogens konnte, basierend auf einer Erhebung mit Vertretern aus der wasserwirtschaftlichen Praxis, eine Bewertung der Modelle durchgeführt und ein dezidiertes Anforderungsprofil für Nährstoffbilanzierungsmodelle erstellt werden.

Demnach umfassen die zentralen Anforderungen eine hinreichende zeitliche als auch räumliche Diskretisierung der Modellprozesse, eine umfassende Abbildung von Managementmaßnahmen und eine hohe Modellsicherheit bei der Erstellung von Strategien zur Maßnahmenplanung und -umsetzung zur Verringerung der Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen und zur Erhöhung der natürlichen Nährstoffretention in den Flussgebieten.

Die Maßnahmenplanung und Umsetzung sind zentrale Elemente zur Erreichung der Wasserbewirtschaftungsziele. Schwierigkeiten bei der Umsetzung von Maßnahmen bestehen insbesondere dann, wenn bereits bei der Planung keine eindeutige Aussage über die Maßnahmenwirkung getroffen werden kann, beispielsweise aufgrund unsicherer Modellergebnisse. Die Folgen sind vielfältig. So ist beispielsweise eine dezidierte Kosten-Nutzen Analyse nur sehr eingeschränkt möglich, was zusätzlich zu einer geringen Akzeptanz bei den Maßnahmenträgern führt insbesondere dann, wenn es sich um freiwillige Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft handelt.

Ein weiteres Anforderungsprofil an Nährstoffbilanzmodelle ist eine stringente zeitliche Anlehnung an die nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten Berichtspflichten in einem 6-Jahres Zyklus. Das bedeutet, dass sichere Modellprognosen für mindestens sechs oder auch 12 Jahre zukünftig möglich sein sollen. Das ist insbesondere für die Ableitung von Umweltzielen und die Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen von großer Bedeutung, denn eine Zielerreichung für alle Wasserkörper wird bis zum Jahr 2027 kaum erreichbar

sein. Derzeit ist nicht klar, ob eine Revision der WRRL zu veränderten oder weniger strengen Umweltzielen für Wasserkörper zutrifft, welche die Ziele langfristig nicht erreichen. Es ist nicht auszuschließen, dass dies unter Umständen zu großen ökologischen und ökonomischen Konsequenzen führt. Hier werden Nährstofftransportmodelle für die Entscheidungsunterstützung notwendig sein.

Weiterhin ist eine Ableitung von Modellergebnissen auf Wasserkörperebene sinnvoll. Der Wasserkörper ist gemäß WRRL die räumliche Einheit und Grundlage für die Zustandsbewertung und die Berichterstattung. Das bedeutet, dass eine hohe Validität der Ergebnisse auch auf kleineren räumlichen Skalen gegeben sein muss. Das bedeutet jedoch auch eine hohe Datenverfügbarkeit. In der vorliegenden Studie wurden in der Modellempfehlung bereits Hinweise zu einem strategisch ausgerichteten Monitoring gegeben.

Gemäß Oberflächengewässerverordnung ist eine Vielzahl von Daten zu erheben, um die Belange der WRRL zu erfüllen. Zurückblickend lässt sich jedoch festhalten, dass ein Großteil dieser Daten für eine dezidierte Belastungsanalyse derzeit nicht verwendbar ist. Dies ist häufig auf eine zu geringe Probenahmefrequenz zurückzuführen. Eine höhere Messhäufigkeit ist jedoch aus Sicht der wasserwirtschaftlichen Praxis für alle geforderten Wassergüteparameter nicht möglich. In einer stringenten Abstimmung von kontinuierlicher Nährstoffmodellierung und gezieltem Gewässermonitoring werden erhebliche Potenziale zur Verbesserung der Datengrundlage und Modellvalidität gesehen. Beispielsweise kann durch die Aufnahme ergebnisorientierter, langfristiger und kontinuierlicher Messreihen ausgewählter Güteparameter an strategisch festgelegten Monitoringstationen eine sicherere Modellierung und somit auch fundiertere Belastungsanalysen und Zustandsbewertungen gewährleistet werden. In der quantitativen Hydrologie ist ein ereignisorientiertes und kontinuierliches Monitoring gängige Praxis. Durch die abgesicherte Modellierung ließen sich zudem kontinuierliche Zeitreihen erzeugen, welche die Bestimmung von für die ökologische Zustandsermittlung wichtigen statistischen Kenngrößen erlaubt, wie beispielsweise Perzentilangaben zu Nährstoffkonzentrationen.

Eine Anforderung an die Nährstoffbilanzmodellierung ist die integrale Betrachtung von Oberflächengewässern und Grundwasser. Bei der Erörterung und Bewertung der in der vorliegenden Studie betrachteten Modelle hat sich gezeigt, dass Nährstoffeinträge zwar in den Oberflächengewässern und im Grundwasser abgebildet werden, jedoch nicht alle Ansätze beide Gewässerkategorien vergleichbar modellieren. Eine integrale Betrachtung ist jedoch auf größeren räumlichen Ebenen (z.B. Flussgebiet) unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Nährstoffeintragspfade in die Oberflächengewässer und das Grundwasser erforderlich. So hat sich beispielsweise gezeigt, dass trotz zahlreicher Maßnahmen zur Verringerung der Nährstofffrachten in den Oberflächengewässern keine Änderung in den Nährstoffkonzentrationen einstellt, bzw. die Nährstofffrachten sogar ansteigen, da das durch die Landwirtschaft belastete Grundwasser die Oberflächengewässer weiter mit Nährstoffen belastet (Völker et al. 2015). Auch vor dem Hintergrund des laufenden Vertragsverletzungsverfahrens der EU zur nicht konformen Umsetzung der Nitratrichtlinie in Deutschland werden zukünftig die Belastungen der Oberflächengewässer und des Grundwassers aus der Landwirtschaft immer mehr in den Fokus rücken. Zudem ist eine integrale Betrachtung der Nährstoffflüsse zwischen Binnenland und Randmeeren für Prognosen zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie notwendig, um langfristig die Schutzziele der Meere zu sichern.

Mittelfristig sollte für ein effizientes Gewässermanagement die Entwicklung eines flächendeckenden, einheitlichen Nährstoffmodellsystems für Flussgebiete bzw.

deutschlandweit angestrebt werden. Eine zentrale Innovation eines solchen Ansatzes gegenüber den derzeit verwendeten Nährstoffbilanzmodellen besteht unter anderem in einer deutlich verbesserten Abbildung der Wasserflüsse. Derzeit bestehen Bestrebungen durch die Modellentwickler, die hydrologische Modellierung in den im Bericht untersuchten deutschen Praxismodellen zu optimieren.

6. Literatur

- Ackermann A., Heidecke C., Hirt U., Kreins P., Kuhr P., Kunkel R., Mahnkopf J., Schott M., Tetzlaff B., Venohr M., Wendland F. (2015) Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen; Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 314S, Thünen Rep 37,
- Ad-hoc-AG Boden (2003): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsverfahren zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Ergänzungsblatt zu Kennwert 4.6 Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover
- Andersson L., Rosberg J., Pers B.C, Olsson, J., Arheimer B. (2005): Estimating Catchment Nutrient Flow with the HBV-NP Model: Sensitivity To Input Data; *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34(7), 521-532.
- Arheimer B., Nilsson J., Lindström G. (2015): Experimenting with coupled Hydro-Ecological Models to explore measure plans and water quality goals in a semi enclosed swedish bay; *Water* 2015, 7, 3906-3924.
- Arheimer B., Dahné J., Donnelly C., Lindström G. (2012): Water and nutrient simulations using the HYPE model for Sweden vs. the Baltic Sea basin – influence of input-data quality and scale and Johan Strömquist; *Hydrology Research* 43.4, 315-329
- Arheimer B., Dahné J., Lindström G., Marklund L., Strömquist J. (2011): Multi-variable evaluation of an integrated model system covering Sweden (S-Hype); *IAHS Publ.* 345, 2011.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen; DWA, 50S
- Auerswald K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss, *Soil Technology*, 2, p.271-277
- Bach M., Klement L., Häußermann U. (2016): Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung von Nitrateinträgen in die Gewässer auf Basis regionalisierter Stickstoffüberschüsse Teil I: Beitrag zur Entwicklung einer ressortübergreifenden Stickstoffstrategie Zwischenbericht
- Becker A., Venohr M. (2015): Anwendung des Nährstoffbilanzierungsmodells MONERIS Gesamtbericht zum Projekt; Unveröffentlicht
- Behrendt H., Huber P., Ley M., Opitz D., Schmoll, O., Scholz G.U., Uebe R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands.- UBA-Texte, BD. 75/99, Berlin, 289 S.
- Behrendt H., Huber P., Kornmilch M, Opitz D., Schmoll O., Scholz G. & Uebe R. (2000): Nutrient Emissions into river basins of Germany. UBA-Texte 23/00, p. 266.
- Behrendt H., Opitz D. (2000): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load; *Hydrobiologia* 410, 111–122.
- Bende-Michl, U; Volk, M; Harmel, D; Newham, L; Dalgaard, T, 2011, Monitoring strategies and scale-appropriate hydrologic and biogeochemical modelling for natural resource management: Conclusions and recommendations from a session held at the iEMSs 2008. *Environmental Modelling & Software*, 26, 4, 538-542

- Beven K. (1989) Changing ideas in hydrology – the case of physically based models; *Journal of Hydrology*, 105, 157-172.
- Brown L.C., Barnwell T.O. (1987). The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. Athens: USEPA. EPA/600/3-87/007
- Cao W., Bowden W.B., Davie T., Fenemor A. (2006): Multi-variable and multi-site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability; *Hydrological Processes* 20(5), 1057-1073
- Carl P., Behrendt H. (2008): Regularity Based Functional Streamflow Disaggregation. I. Comprehensive Foundation, *Water Resources Research*, 44, W03426.
- Carl P., Gerlinger K., Hattermann K.K., Krysanova V., Schilling C., Behrendt, H. (2008): Regularity Based Functional Streamflow Disaggregation. II. Extended Demonstration. *Water Resources Research*, 44, W02420.
- Coffey, M. E., S. R. Workman, J. L. Taraba, and A. W. Fogle. (2004). Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions. *Trans. ASAE* 47(1): 59-68.
- Doherty J., (2005). Model Independent Parameter Estimation: Fifth Edition of UserManual; Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia
- Du B., Arnold J.G., Saleh A., Jaynes D.B. (2005): Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes; *Trans. ASAE* 48(3), 1121-1133.
- Durand P. (2004): Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France); *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4), 793-802.
- Europäische Kommission (2000). Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Fischer P., Pöthig R., Venohr M. (2017): The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe; *Science of the Total Environment*, 599-600, 1130-1139
- Flynn N.J., Paddison T., Whitehead P.G. (2002): INCA modelling of the Lee System: strategies for the reduction of nitrogen loads; *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 467–483.
- Fontaine T.A., Cruickshank T.S., Arnold J.G., Hotchkiss R.H. (2002): Development of a snowfall-snowmelt routine for mountainous terrain for the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Journal of Hydrology* 262(1-4): 209-223.
- Freeze R.A., Harlan R.L. (1969): Blueprint for a physically-based, digitally-simulated hydrologic response model, *Journal of Hydrology*, 9(3), 237–258
- Fuchs S., Scherer U., Wander R., Behrendt H., Venohr M., Opitz D., Hillenbrand T., Marscheider- Weidemann F., Götz T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS; Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische; Umweltbundesamt.

- Fuchs, S.; Dimitrova, S.; Kittlaus, S.; Tettenborn, F.; Hillenbrand, T. (2013): Methodenpapier Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE; Entwicklung europäischer Leitlinien für die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste gemäß Art.5(1) und 5(6) der Tochterrichtlinie zu prioritären Stoffen.
- Funtowicz S.O., Ravetz J.R. (1990): Uncertainty and quality in science for policy; Dordrecht: Kluwer, 229 Seiten.
- Gassmann P.W., Reyes M.R., Green C.H., J.G. Arnold (2007): The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and future research directions; American Society of Agricultural and Biological Engineers 50(4): 1211-1250
- Gebel M., Bürger S., Wallace M., Malherbe H., Vogt H., Lorz C. (2017): Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa; Change Adaption Socioecological Systems 3; 1-17
- Gebel M., Bürger S., Halbfaß S., Uhlig M. (2016): Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).
- Gebel M., Halbfaß S., Bürger S., Grunewald K., Lorz C. (2011): Erfassung und Bewertung der im Zusammenhang mit dem Anbau nachwachsender Rohstoffe stehenden Wirkungen auf Wasserhaushalt und Gewässerschutz sowie Ableitung von Maßnahmen für eine gewässerschutzverträgliche Realisierung und Entwicklung des künftigen Anbaus nachwachsender Rohstoffe; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Gebel M., Halbfaß S., Bürger S., Lorz Carsten (2013): Long-term simulation of effects of energy crop cultivation on nitrogen leaching and surface water quality in Saxony/Germany; Regional Environmental Change 13; 249-261.
- Gebel M., Halbfaß S., Bürger S., Uhlig M. (2012): STOFFBILANZ – Modellerläuterung; Gesellschaft für angewandte Landschaftsforschung bR
- Gericke A., Venohr M. (2015): Further Development of the MONERIS Model with Particular Focus on the Application in the Danube Basin; Final Report for International Commission for the Protection of the Danube River
- Grayson, R. and Blöschl G. (2000): Spatial patterns in catchment hydrology—observations and modelling. Cambridge University Press, 423 pp, 2000, ISBN 0-521-63316-8.
- Green, C.H., Tomer M.D, Di Luzio M., Arnold J.G. (2006): Hydrologic evaluation of the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa; Trans. ASABE 49(2), 413-422
- Groenendijk P., Kroes J.G. (1999): Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5, Wageningen, Winand Staring Centre Report 144
- Gupta H.V., Kling H., Yilmaz K.K., Martinez G.F. (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modeling; Journal of Hydrology, 377 (2009) 80-91.
- Guse B., Pfannerstil M., Fohrer N. (2015): Dynamic Modelling of Land Use Change Impacts on Nitrate Loads in Rivers; Environmental Processes, 2, 575-592

- Haas M., Guse B., Fohrer N. (2017): Assessing the impacts of Best Management Practices on nitrate pollution in an agricultural dominated lowland catchment considering environmental protection versus economic development; *Journal of Environmental Management* 196, 347-364
- Halbfass S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss., Rhombos-Verlag, Bd. 1, Berlin
- Halbfaß S., Gebel M., Friese, H., Grunewald K., Mannsfeld K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11725>).
- Hansen A.L., Christensen B., Ernstsén V., He X., Refsgaard J.C. (2014a): A concept for estimating depth of the redox interface for catchment-scale nitrate modelling in a till area in Denmark; *Hydrogeology Journal* (2014) 22: 1639–1655.
- Hansen A.L., Gundeman D., He X., Refsgaard J.C. (2014b): Uncertainty Assessment of spatially distributed nitrate reduction potential in groundwater using multiple geological realizations; *Journal of Hydrology* 519 (2014) 225–237.
- Hargreaves, G.L., Hargreaves, G.H., Riley, J.P. (1985): Irrigation water requirements for Senegal River Basin; *Journal Irrigation Drainage*, 111(3), 265–275.
- Hattermann F., Krysanova V., Wechsung F., Wattenbach M. (2005): Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the ELBE catchment – validation and uncertainty analysis;
- Hattermann F.F., Krysanova V., Habeck A., Bronstert A. (2006): Integrating wetlands and riparian zones in river basin modeling; *Ecologic modeling*, 199, 379-392
- Hawkins R.H., Ward T.J., Woodward D.E., Van Mullem J.A. (2009): *Curve Number Hydrology: State of the Practice*, American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia
- Heidecke C., Hirt U., Kreins P., Kuhr P., Kunkel R., Mahnkopf J., Schott M., Tetzlaff B., Venohr M., Wagner A., Wendland F. (2014) „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser; Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 21
- Helm B., Terekhanova T., Tränckner J., Venohr M., Krebs P. (2013): Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions; *Water Science and Technology*, 67(2), 261-270
- Hennings, V. (Ed.), (2000): *Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, Germany.
- Henrichsmeyer W., Cypris C., Löhe W., Meudt M., Sander R., von Sothen F., Isermeyer F., Schefski A., Schleef K.H., Neander E., Fasterding F., Helmcke B., Neumann M., Nieberg H., Manegold D., Meier T. (1996): Entwicklung eines gesamt-deutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML

- Henriksen H.J., Trolborg L., Nyegaard P., Sonnenborg T.O. (2003): Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark; *Journal of Hydrology* 280 (2003) 52–71.
- Herrmann F., Keller L., Kunkel R., Vereecken H., Wendland F. (2015): Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level – A case study using the mGROWA model in North-Rhine-Westphalia (Germany); *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4, 294-312
- Herrmann F., Kunkel R., Ostermann U., Vereecken H., Wendland F. (2016): Projected impact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropolitan area of Hamburg (Germany); *Environmental Earth Science* 75, 1104
- Hesse C., Krysanova V., Vetter T., Reinhardt J. (2013): Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream retention and decomposition in watershed modeling; *Ecological Modelling* 269 (2013) 70– 85.
- Hesse C., Krysanova V., Voß A. (2012): Implementing In-Stream Nutrient processes in Large-Scale Landscape Modeling for the Impact Assessment on Water quality; *Environmental Model Assessment*, 17, 589-611
- Hirt U., Burghard C.M., Hammann T. (2005): Proportions of subsurface drainage areas - methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany), *Journal of Plant Nutrients and Soil Science*, 168, 375-385
- Hirt U., Wetzig A., Amatya D., Matranga M. (2011): Impact of Seasonality on Artificial Drainage Discharge under Temperate Climate Conditions; *International Review Hydrobiology*, 96(5), 561-577
- Højberg A.L., Refsgaard J.C. (2005): Model uncertainty – parameter uncertainty versus conceptual models; *Water Science Technology* 52 (6), 77-86
- Højberg A.L., Trolborg L., Stisen S., Christensen B.B.S., Henriksen H.J. (2013): Stakeholder driven update and improvement of a national water resources model; *Environmental Modelling & Software* 40 (2013) 202-213.
- Hough M., Palmer S., Weir A., Lee M., Barrie I., (1997): The Meteorological Office Rainfall and Evaporation Calculation System: MORECS Version 2.0 An update to Hydrological Memorandum 45, Meteorological Office, Bracknell
- Huang S. (2011): Modelling the Environmental Change Impacts on Water Resources and Hydrological Extremes in Germany; Dissertation Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam.
- Huang S., Hesse C., Krysanova V., Hattermann F (2009): From meso- to macro-scale dynamic water quality modelling for the assessment of land use change scenarios; *Ecological Modelling*, 220, 2543-2558,
- Jiang S., Jomaa S., Rode M. (2014): Modelling inorganic nitrogen leaching in nested mesoscale catchments in central Germany; *Ecohydrology*, 7(5)
- Johnes P.J. (2007): Uncertainties in annual riverine phosphorous load estimation: Impact of load estimation methodology, sampling frequency, baseflow index and catchment population density; *Journal of Hydrology* 332, 241-258
- Kaiser M., Gebel M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge, *Geoökologie*, 24 (3-4), p.262-269.

- Kiemle L., Fuchs S. (2015): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 108S
- Kinnell P.I.A. (2001) The USLE-M and Modeling Erosion Within Catchments, In: Stott D.E., Mohtar R.H., Steinhardt G.C. (Eds.), Sustaining the Global Farm, Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization on Meeting held May 24-29, 1999 at Perdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory
- Krämer I., Hürdler J., Hirschfeld J., Venohr M., Schernewski G. (2011): Nutrient Fluxes from Land to Sea: Consequences of Future Scenarios on the Oder River Basin - Lagoon - Coastal Sea System; International Review Hydrobiology, 96, 5, 520-540
- Kreins P., Behrendt H., Gömann H., Heidecke C., Hirt U., Kunkel R., Seidel K., Tetzlaff B., Wendland F. (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser; Johann Heinrich von Thünen Institut.
- Kristensen K.J., Jensen S.E. (1975): A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration; IWA Publishing, 6(3), 170-188
- Kroes J.G., Wesseling J.G., Van Dam J.C. (2000): Integrated modeling of the soil-water-atmosphere-plant system using the model SWAP 2.0 an overview of theory and an application; Hydrological Processes 14, 1993-2002
- Krysanova V., Haberland U. (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part I. Simulation experiments using a process-based model; Ecological Modelling, 150, 255-275
- Krysanova V., Hattermann F., Huang S., Hesse C., Vetter T., Liersch S., Koch H., Kundzewicz Z. (2015): Modelling climate and land-use change impacts with SWIM: lessons learnt from multiple applications; Hydrological Sciences Journal, 60(4), 606-635
- Kuhr P., Haider J., Kreins P., Kunkel R., Tetzlaff B., Vereecken H., Wendland F. (2013): Model Based Assessment of Nitrate Pollution of Water Resources on a Federal State Level for the Dimensioning of Agro-environmental Reduction Strategies - The North Rhine-Westphalia (Germany) Case Study; Water Resource Management 27, 885-909
- Kuhr P., Kunkel R., Tetzlaff B., Wendland F. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHos; Schriften des Forschungszentrums Jülich
- Kunkel R. U. Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten degrundwasserbürtigen Abflussanteils im Flusseinzugsgebiet der Elbe, Schriften des Forschungszentrum Jülich, Reihe: Umwelt, Bd. 19.
- Kunkel R., Montzka C. & Wendland, F. (2007): Anwendung des im Forschungszentrum Jülich entwickelten Modells WEKU zur Ableitung flussgebietsbezogener Aufenthaltszeiten des Grundwassers in Deutschland. – Auftrag im Rahmen des UFOPLAN-Projektes 205 24 204: Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen internationaler Berichtspflichten. Endbericht des Teilvorhabens; Forschungszentrum Jülich, Jülich, 89 S.

- Kunkel R., Herrmann F., Kape H.E., Keller L., Koch F., Tetzlaff B., Wendland, F. (2017): Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters; *Environmental Earth Science* 76, 146
- Lam Q.D., Schmalz B., Fohrer N. (2011): The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment; *Environmental Monitoring Assessment* (2011) 183:351–379.
- Lam Q.D., Schmalz B., Fohrer N. (2012): Assessing the spatial and temporal variations of water quality in lowland areas, Northern Germany; *Journal of Hydrology* 438-439, 137-147
- Langusch J.J., Matzner E. (2002): Long-term modelling of nitrogen turnover and critical loads in a forested catchment using the INCA model; *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 395–402.
- Lautenbach S., Berlekamp J., Graf N., Seppelt R., Matthies M. (2009): Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: Application of the Elbe DSS; *Environmental Modelling & Software* 24 (2009) 26–43.
- Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömqvist J., Arheimer B. (2010): Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales; *Hydrology Research*, 41(3–4) 295-319
- Malagó A., Venohr M., Gericke A., Vigiak O., Bouraoui F., Grizzetti B., Kovacs A. (2015): Modelling nutrient pollution in the Danube River Basin: a comparative study of SWAT, MONERIS and GREEN models; Technical Report Joint Research Centre of the European Commission; 60p
- Maniak U. (2005): *Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Marsh N., Waters D. (2009): Comparison of load estimation methods and their associated errors; In: Anderssen, R.S., Braddock, R.D., Newham, L.T.H. (Eds.), 18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand and International Association for Mathematics and Computers in Simulation, 3322–3328.
- Moatar F., Meybeck M. (2006): The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates; *Science of the Total Environment*, 370, 515–531
- Monteith J. L. (1965): Evaporation and the environment. In *The State and Movement of Water in Living Organisms*; Proc. 19th Symposium Swansea, U.K.: Society of Experimental Biology, Cambridge University Press.
- Morgan, R. P. C. 2001 A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. *Catena* 44, 305–322
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, and T. L. Veith. (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the Asabe* 50:885-900.
- Müller U.U., Raissi F. (2002): *Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung*; Boden 2, Hannover

- Nagel H.D., Gregor H.D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & levels), Springer, Berlin Heidelberg
- Nash, J.L. and Sutcliffe J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles; *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., King K.W. (2002). Soil and Water Assessment Tool theoretical documentation: version 2000. Report TR-191. Temple: TWRI.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G. Kiniry J.R., Williams J.R., (2005): Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2005. Temple, Tex.: USDA-ARS Grassland, Soil and Water Research Laboratory; online unter: <http://swat.tamu.edu/media/1292/swat2005theory.pdf>; 30.11.2017
- Newbold, J.D.; Elwood, J.W.; O'Neill, R.V.; Sheldon, A.L. (1983): Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem – A study of nutrient spiralling. *Ecol.* 64, 1249-1265
- OSPAR Commission (1998): Principles of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID); REFERENCE 1998-05, 16 S.
- Priestly C.H.B., Taylor R.J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters; *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92
- Pohlert T., Breuer L., Huisman J.A., Frede H.G. (2007): Assessing the model performance of an integrated hydrological and biogeochemical model for discharge and nitrate load predictions; *Hydrologic Earth and System Science*, 11, 997-1011
- Refsgaard J.C. (1996): Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes; In Abott M.B., Refsgaard J.C. (Eds): *Distributed Hydrological Modelling*, Kluwer Academic Publishers 17-39.
- Refsgaard J.C., van der Sluijs J.P., Brown J., van der Keur P. (2006): A framework for dealing with uncertainty due to model structure error; *Advances in Water Resources*, 29, 1586-1597.
- Refsgaard J.C., Auken E., Bamberg C.A., Christensen B.S.B., Clausen T., Dalgaard E., Efferso F., Ernsten V., Gertz F., Lausten Hansen A., He X., Jacobsen B.H., Høgh Jensen K., Jørgensen F., Flindt Jørgensen L., Koch J., Nilsson B., Petersen C., De Schepper G., Schamper C., Soresen K., Therrien R., Thirup C., Viezzoli A. (2014): Nitrate reduction in geologically heterogeneous catchments — A framework for assessing the scale of predictive capability of hydrological models; *Science of the Total Environment*, 468-469, 1278-1288
- Rode M. (1995): Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung; Dissertation; *Boden und Landschaft*; 167S
- Rode M., Suhr U. (2007): Uncertainties in selected river water quality data; *Hydrology and Earth System Science*, 11, 863-874
- Rode M., Klauer B., Petry D., Volk M., Wenk G., Wagenschein D. (2008): Integrated Nutrient transport Modelling with Respect to the Implementation of the European WFD: The Weiße Elster Case Study, Germany; *Water SA* Vol. 34 No. 4.
- Rode, M., A. J. Wade , M. J. Cohen , R. T. Hensley , M. J. Bowes , J. W. Kirchner , G. B. Arhonditsis , P. Jordan , B. Kronvang , S. J. Halliday , R. A. Skeffington, J. C. Rozemeijer , A.H. Aubert , K. Rinke, S. Jomaa (2016): Sensors in the stream: the high-frequency wave of the present. *Environ. Sci. Technol.* 50 (19), 10297-10307.

- Röder M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes - dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz; Dissertation, TU Dresden.
- Roers M., Venohr M., Wechsung F., Paton E.N. (2016): Effekte des Klimawandels und von Reduktionsmaßnahmen auf die Nährstoffeinträge und -frachten im Elbegebiet bis zur Jahrhundertmitte; *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 60, 196-212
- Santhi C., Arnold J.G., Williams J.R., Dugas W.A., Srinivasan R., Hauck L.M. (2001): Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources; *J. American Water Resources Association* 37(5), 1169-1188
- SMUL (2007): Umsetzung der Düngeverordnung - Hinweise und Richtwerte für die Praxis; Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, 166S
- Schwertmann, U., Vogl, W. U., Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen; 2. Auflage, Stuttgart, 64 S.
- Strömqvist J., Arheimer B., Dahné J., Donnelly C., Lindström L. (2012): Water and nutrient predictions in ungauged basins: set-up and evaluation of a model at the national scale; *Hydrological Sciences Journal*, 57(2) 2012.
- Tetzlaff B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen; *Schriften des Forschungszentrums Jülich; Reihe Umwelt / Environment Band / Volume 65*.
- Tetzlaff B., Wendland F. (2012): Modelling sediment input to surface waters for German states with MEPhos: Methodology, sensitivity and uncertainty; *Water Resources Management*, 26, 165-184.
- Thirup C. (2013): Nitrate Leaching in the Norsminde Catchment; NiCA Technical Note, December 2013.
- Uhlig M. (2008): Mesoskalige Modellierung von Verweilzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter in einem Testgebiet in Nordsachsen; Diplomarbeit, TU Dresden
- Ulrich A., Volk M. (2010): Influence of different nitrate-N monitoring strategies on load estimation as a base for model calibration and evaluation; *Environmental Monitoring Assessment*
- US SCS (1972): National engineering handbook (Chap 4: Hydrology, 2nd reprint), US Dept. Agriculture, Washington
- USDA-NRCS (2004). Part 630: Hydrology. Chapter 10: Estimation of direct runoff from storm rainfall: Hydraulics and hydrology: Technical references. In NRCS National Engineering Handbook. Washington, D.C.: USDA National Resources Conservation Service.
- Venohr M., Donohue I., Fogelberg S., Arheimer B., Irvine K., Behrendt H. (2005): Nitrogen Retention in a river system and the effects of river morphology and lakes; *Water Science and Technology*, 51(3-4), 19-29
- Venohr M., Hirt U., Hofmann J., Opitz D., Gericke A., Wetzig A., Natho S., Neumann F., Hürdler J., Matranga M., Mahnkopf J., Gadegast M., Behrendt H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background; *International Review of Hydrobiology*, 96 (5), 435-483

- Venohr M., Gadegast M., Kulb I., Mahnkopf J., Wetzig A. (2014): Modellierung von Nährstoffflüssen für die deutschen Flusseinzugsgebiete mit MONERIS auf Basis aktualisierter Daten für den Zeitraum 2006-2008 und Berechnung von Szenarien; Bericht für Umweltbundesamt im Rahmen „des Vorhabens Eutrophierungsbewertung von Ökosystemen in Nord- und Ostsee im Rahmen von Oslo-Paris-Konvention, Helsinki-Konvention, EG-Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“.
- Völker, J., Dietrich, D., Richter, S., Borchardt, D. (2015). Analyse und Bewertung der Instrumente zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie Verknüpfung zu den institutionellen Rahmenbedingungen – Wasserfachliche Aspekte. Im Auftrag des Sachverständigenrats für Umweltfragen. Materialien zur Umweltforschung 46. SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin, 117 S.
- Volk M., Liersch S., Schmidt G. (2009): Towards the implementation of the European Water Framework Directive? Lessons learned from water quality simulations in an agricultural watershed; *Land Use Policy* 26,580–588
- Wade A.J., Durand P., Beaujouan V., Wessel W.W., Raat K.J., Whitehead P.G., Butterfield D., Rankinen K., Lepisto A. (2002a): A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations; *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), 559–582
- Wade A.J., Durand P., Beaujouan V., Wessel W.W., Raat K.J., Whitehead P. G., Butterfield D., Rankinen K., Lepisto, A., (2002b): A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Science*, 6, 559–582
- Weber F.A., Bergmann A., Kämpf M., Spinola A., Gerdes H., Kludt C., Schüth C., Allendorf A., Mikat H., Berthold G. (2015): Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten; Hessisches Landesamt für Geologie, Wiesbaden
- Wellen C., Kamran-Disfani A.R., Arhonditsis G.B. (2015): Evaluation of the Current State of Distributed Watershed Nutrient Water Quality Modeling; *Environmental Science & Technology*, 49 (2015) 3278-3290.
- Wendland F. U., Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe: Umwelt*, Bd. 13, Jülich, 166 S.
- Wendland F., Keller L., Kuhr P., Kunkel R., Tetzlaff B. (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos; *Forschungszentrum Jülich*.
- Wendland F., Kreins P., Kuhr P., Kunkel R., Tetzlaff B., Vereecken H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen; *Schriften des Forschungszentrums Jülich; Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment Band / Volume 88*.
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD), *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Bd. 8

- Wessolek G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, unveröff., Hannover
- Wessolek G., Duijnisveld W.H.M., Trinks S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology* 356, 17–27.
- Williams J.R. (1969): Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Trans. ASAE* 12(1), 100-103
- Whitehead P.G. Wilson E.J., Butterfield, D. (1998): A semidistributed nitrogen model for multiple source assessments in catchments (INCA): Part 1 - model structure and process equations; *Science of Total Environment*, 210/211, 547–558
- Witing F., Franko U., Gebel M. (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik; Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie, 20, 99S
- Wolf J., Beusen A.H.W., Groenendijk P., Kroon T., Rötter R., van Zeijts H. (2003): The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands; *Environmental Modelling & Software* 18 (2003) 597–617.
- Wolf J., Rötter R., Oenema O. (2005a): Nutrient emission models in environmental policy evaluation at different scales—experience from the Netherlands; *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 291-306
- Wolf J., Hack-ten Broeke M.J.D., Rötter R. (2005b): Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in The Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE; *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 523-540
- Wriedt, G. & Rode, M. (2006): Modelling the Fate of nitrate in a lowland catchment system. *J. of Hydrol.*, 328 (1-2) 157-176.
- Wriedt, G., Spindler, J., Neef, T., Meissner, R., & M. Rode (2007): Modelling nitrate export of a lowland catchment system – the influence of groundwater dynamics. *J. of Hydrol.*, 343, 154-168.
- Wu S., Li J., Huang G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modelling with digital elevation models, *Environmental Modelling and Assessment*, 10 (1), 33-42
- Zessner M., Kovacs A., Schilling C., Hochedlinger G., Gabriel O., Natho S., Thaler S., Windhofer G. (2011): Enhancement of the MONERIS Model for Application in Alpine Catchments in Austria Anpassung der Schneeschmelze, des Nährstoffabbaus für Gebirgsregionen, Höhere Erosion, Höhere P Konzentration in Oberflächenabfluss; *International Review Hydrobiology* 96 (2011) 5, 541–560.

7. Anhang

7.1. Anhang I: Zusammenfassende, tabellarische Darstellung der Modelle

Tabelle 14: Zusammenfassende Darstellung der Modelle zu Eintragspfaden und Prozessen.

		MONERIS			GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos			STOFFBILANZ			AGRUM(+)		HYPE		SWAT						SWIM				INCA			MIKESHE&D		STONE 2.0																		
Publikation		Becker & Venohr (2015)	Gericke & Venohr (2015)	Fuchs et al. (2010)	Zesner et al. (2011)	Lautenbacher et al. (2009)	Kunkel et al. (2017)	Wendland et al. (2015)	Kuhr et al. (2013)	Wendland et al. (2010)	Teitzeloff (2006)	Gebel et al. (2016)	Gebel et al. (2013)	Gebel et al. (2011)	Heidecke et al. (2014)	Kreins et al. (2010)	Arheimer et al. (2015)	Jiang et al. (2015)	Strömqvist et al. (2012)	Arheimer et al. (2012)	Arheimer et al. (2011)	B.Haas et al. (2017)	Koch et al. (2012)	Lam et al. (2012)	Lam et al. (2011)	Volk et al. (2009)	Ulrich & Volk (2009)	Rode et al. (2008)	Pohlert et al. (2007)	Krysanova et al. (2015)	Hesse et al. (2013)	Hesse et al. (2012)	Huang (2011)	Huang et al. (2009)	Hattermann et al. (2006)	Hatterman (2005)	Krysanova & Haberlandt (2002)	Bastrup-Birk & Gundersen (2004)	Durand (2004)	Flynn et al. (2002)	Waide et al. (2002a & 2002b)	Langusch & Matzner (2002)	Hansen et al. (2014)	Hansen et al. (2014)	Wolf et al. (2005)	Wolf et al. (2003)		
Ort / Einzugsgebiet		Elbe	Donau	Deutschland	Österreich	Elbe	MV	MV	NRW	NRW	Ems / Rhein	Sachsen	Sachsen	Sachsen	Weser	Weser	Söderköpingsån	Seike	Schweden	Schweden	Schweden	Treene	Warnow	Kieltau (Moreau)	Kieltau	Upper Ems	Parthe	weiße Elster	Dill	Ems, Weser, Donau, RI	Saale	Saale	Elbe (Teileinzugsgeb.)	Saale	Nurthe	Nurthe	Saale	Hornstrup	Kervidy	Lee	Kenner (UK)	Leibsterbruch	Norsminde fjord	Norsminde fjord	Niederlande	Niederlande		
Gesamt Größe EZG [km²]		97175	817000	357000	84000	97155	23174	23174	34084	34084	12500	18419	18419	18419	49000	49000	880	463	450000	450000	450000	481	3038	50	50	3740	315	5300	692	159000	24167	24130	148268	24167	1938	1938	23687	5,5	4,9	1420	1200	4,19	101	101	41543	41543		
Räuml. Verteilung		TEZG	TEZG	TEZG	TEZG	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	MIX	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	HRU	Raster	Raster						
Eintragspfade		Erosion	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
		Abschwemmung	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Grundwasser	(x)	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*
		Dränagen	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Interflow	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*	(x)*
		Atmosphärisch Dep.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		vers. urban F Trennkanalesation	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		vers. urban F Mischkanalesation	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		vers. urban F Kanalesation, keine Kläranlage	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		vers. urban F nicht an Kanalesation ang.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		punktueller Einträge (kom. u. Ind.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Prozesse																																														
		Evapotranspiration										(x)	(x)	(x)			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Pflanzenaufn./Wurzelzone										(x)	(x)	(x)			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Stoffumsatz in Boden und Fluss	(x)	(x)								(x)	(x)	(x)			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	

(x): Stark vereinfacht; * Eintragspfade GW und Interflow zusammengefasst; Restglied aus Abflussseparation

- TEZG Teileinzugsgebiete
- Raster Rasterbasis
- MIX Raster und Teileinzugsgebiete
- HRU Hydrologic Response Units

7.2. Anhang II: Detaillierte Ergebnisse zum Fragebogen

7.2.1. Block 1: Allgemeine Informationen

Fragenübersicht

-
- 1 Wie ist der Name ihrer Institution / Behörde?
 - 2 Was ist ihr Fachgebiet?
 - 3 Welche Funktion haben Sie in ihrer Institution / Behörde?
 - 4 Haben Sie in ihrer Funktion Erfahrung mit Nährstoffmodellen gesammelt?
 - 5 Ich weiß, welches Nährstoffmodell / welche Modelle in unserer Institution / Behörde genutzt werden.
 - 6 Über die Ergebnisse einer Modellierung wird im Team / Arbeitsgruppe/Gremium beraten.
 - 7 Das Team / Arbeitsgruppe / Gremium umfasst folgende Anzahl von Mitarbeitern.
 - 8 Ich nutze Ergebnisse aus Nährstoffmodellen für:
 - Zustandsbewertung (Oberflächengewässer, Grundwasser, ökologischer/ chemischer Zustand)
 - Bewertung von Eintragspfaden
 - Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffeinträgen
 - Festlegung von Maßnahmen
 - Sonstige
 - 9 Beurteilen Sie folgende Aussagen über ihre Modellerfahrung:
 - Ich weiß, welche Daten für das Modell genutzt werden
 - Ich verstehe die Funktionsweise des Modells
 - Ich kenne die Unsicherheiten des Modells
-

Ergebnisse

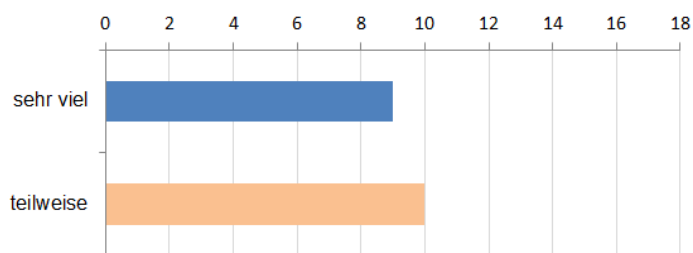
Anmerkung: Innerhalb dieses Blocks sind nicht alle Fragen und Antworten als Ergebnis dargestellt.

Übersicht Teilnehmer

Nr.	BL/FGG	Fachgebiet
1	BY	Gewässerschutz, Limnologie
2	BY	Grundwasserbeschaffenheit
3	FGG Elbe	Oberflächengewässer
4	FGG Ems	Flussgebietsmanagement WRRL
5	FGG Oder	Umsetzung WRRL und HWRM-RL
6	FGG Weser	Umsetzung WRRL und HWRM-RL
7	HH	Wasserwirtschaft - Grundwasser
8	HH	Vorsorgender Oberflächengewässerschutz
9	NRW	Stoffeintragsmodellierung, Bodenkunde
10	MV	Diffuse Nährstoffeinträge, Wasserbau
11	NI	Wasserrahmenrichtlinie
12	SH	Nährstoffmanagement

Nr.	BL/FGG	Fachgebiet
13	SH	Hydrogeologie
14	SH	Boden, Düngung, Pflanzenbau, Klimaschutz
15	SN	WRRL, OW- Beschaffenheit, Hydrologie, Wasserhaushalt
16	SN	Landwirtschaft
17	ST	Gewässerschutz und Wasserbewirtschaftung
18	TH	Stofflicher Gewässerschutz
19	TH	Hydrobiologie Gewässerschutz

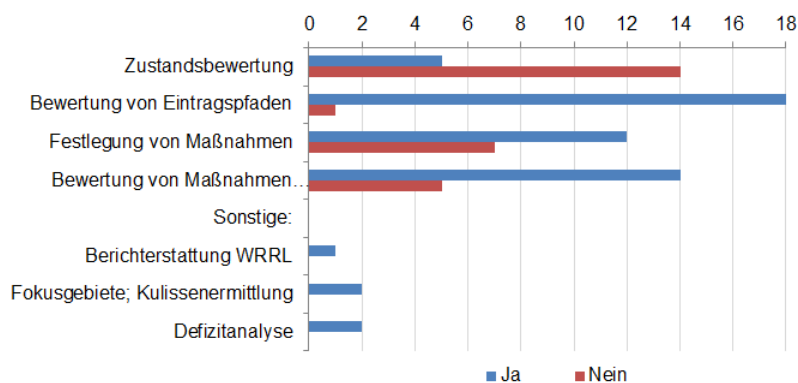
Fragestellung: Haben Sie Erfahrung mit Nährstoffmodellen?



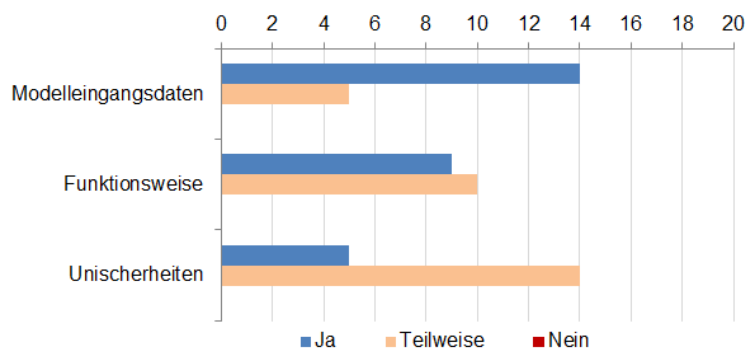
Zusatzinformation:

- Alle Teilnehmer wissen, welches Modell genutzt wird und es wird über die Ergebnisse des Modells im Team beraten

Fragestellung: Für welche Bereiche werden die Modellergebnisse genutzt?



Fragestellung: Beurteilung der eigenen Modellerfahrung



7.2.2. Block 2: Modell und Modellkriterien

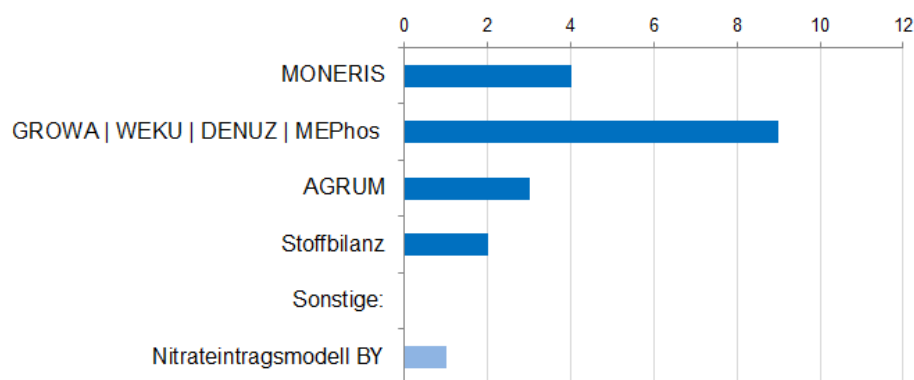
Fragenübersicht

-
- 1 Welche Modelle oder Methoden nutzen Sie derzeit zur Abschätzung von Frachten?
 - MONERIS,
 - Modellpaket GROWA | WEKU | DENUZ | MEPhos,
 - MoRE,
 - AGRUM,
 - Stoffbilanz,
 - Frachtberechnung,
 - Sonstige
 - 2 Nutzen Sie das Modell flächendeckend für das gesamte Bundesland?
 - 3 Für welche Gewässertypen nutzen sie das Modell?
Grundwasser, Fließgewässer, Standgewässer
 - 4 Für welche Eintragspfade nutzen sie das Modell?
 - Atmosphärische Deposition,
 - Grundwasser,
 - Zwischenabfluss,
 - Abschwemmung –Oberflächenabfluss,
 - Erosion,
 - Dränagen,
 - Urbane Systeme-Kläranlagenabschläge bei Regenüberläufen,
 - Kommunale Kläranlageneinleitungen,
 - Industrieinleitungen,
 - Sonstige
 - 5 Welche Wassergüteparameter bzw. andere Komponenten nutzen sie von ihrem Modell?
 - Nitrat Stickstoff,
 - Gesamt Stickstoff,
 - Orthophosphat,
 - Gesamt Phosphor,
 - Schwebstoffe,
 - Schwermetalle,
 - Pflanzenschutzmittel,
 - Sonstige
 - 6 Wie groß ist die kleinste (a) und durchschnittliche (b) räumlich Einheit, die Sie für die Modellierung von Grundwasserkörpern verwenden?
 - 7 Wie groß ist die kleinste (a) und durchschnittliche (b) räumlich Einheit, die Sie für die Modellierung von Oberflächengewässer verwendet?
 - 8 Für welche zeitlichen Vorhersagen verwenden Sie das Modell?
 - Ist-Zustand,
 - Prognose für die kommenden 6 Jahre,
 - Prognose für die kommenden 12 - 18 Jahre,
 - Prognose mehr als 18 Jahre,
 - keine Angabe,
-

- Sonstige	
9	Wurde das Modell validiert?
10	Wurde das Modell für Wasserhaushalt validiert?
11	Für welchen Zeitschritt wurde das Modell validiert?
12	Wurde das Modell für Stoffhaushalt validiert?
13	Für welchen Zeitschritt wurde das Modell validiert?
14	Werden von ihnen vom Modell berechnete Unsicherheiten berücksichtigt?
15	Ist für den derzeitigen (2015-2021) oder den nächsten (2021-2027) Bewirtschaftungszyklus ein Modellwechsel geplant?
16	Welches Modell soll implementiert werden?
17	Ist für den derzeitigen(2015-2021) oder den nächsten (2021-2027) Bewirtschaftungszyklus die Entwicklung eines neuen Modells geplant?

Ergebnisse

Fragestellung: Welche Modelle werden derzeit verwendet?¹⁴



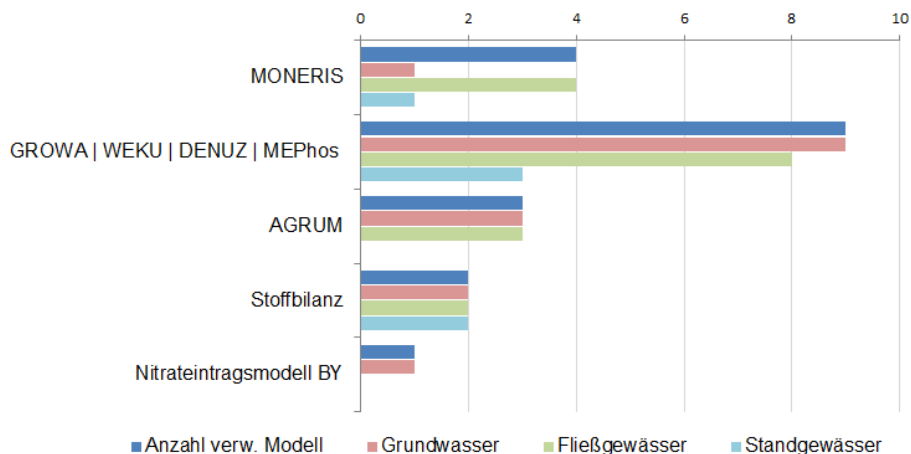
Zusatzinformation:

- Alle Modelle werden mit Ausnahme einer Nennung (Agrum) flächendeckend verwendet.

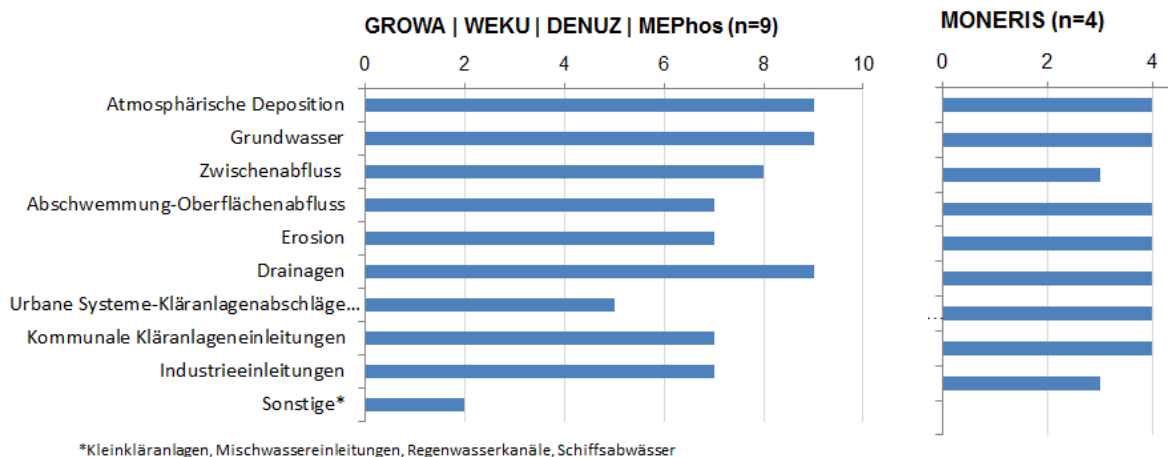
¹⁴ Grundsätzlich sollte hier nur eine Antwortmöglichkeit gegeben werden. 25 % der Teilnehmer haben hier jedoch mehrere Modelle benannt. Auf Basis einer Expertendiskussion wurde, um die weiteren Auswertungen modellspezifisch durchführen zu können, folgende Entscheidung zu den Mehrfachnennungen getroffen:

- Die Frachtberechnung wurde grundsätzlich ergänzend gesehen. Hier wurde das angegebene Modell als primäre Nennung verwendet.
- MoRE wurde grundsätzlich gemeinsam mit Moneris genannt (da Zusatzmodul zu Moneris). Hier wird Moneris als primäres Modell verwendet.
- Zusätzlich genannte Modelle wie Nitrateintragsmodell für GW oder Modell Leibniz Universität Hannover wurden ebenso als unterstützende Modelle und nicht in der Auswertung berücksichtigt. Primäre Modelle waren hier Agrum oder Moneris.

Fragestellung: Für welchen Gewässertyp werden die Modelle genutzt?

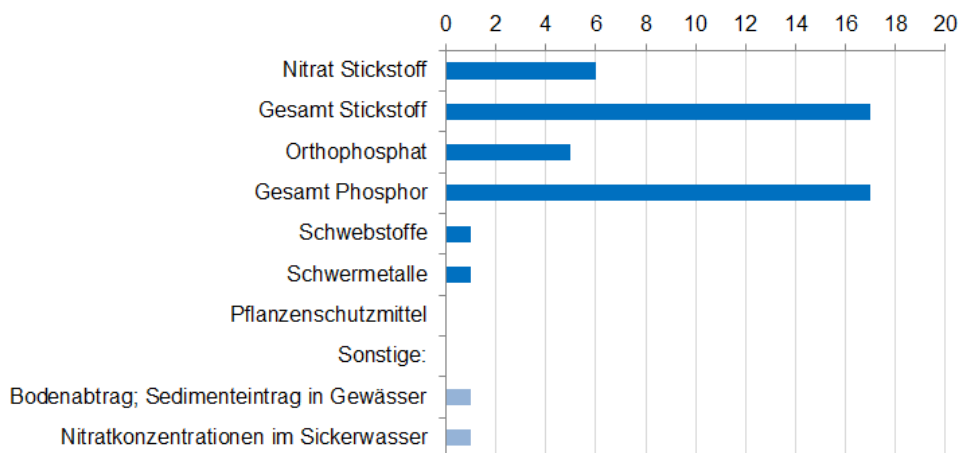


Fragestellung: Für welche Eintragspfade wird das Modell genutzt?



*Kleinkläranlagen, Mischwassereinleitungen, Regenwasserkanäle, Schiffsabwässer

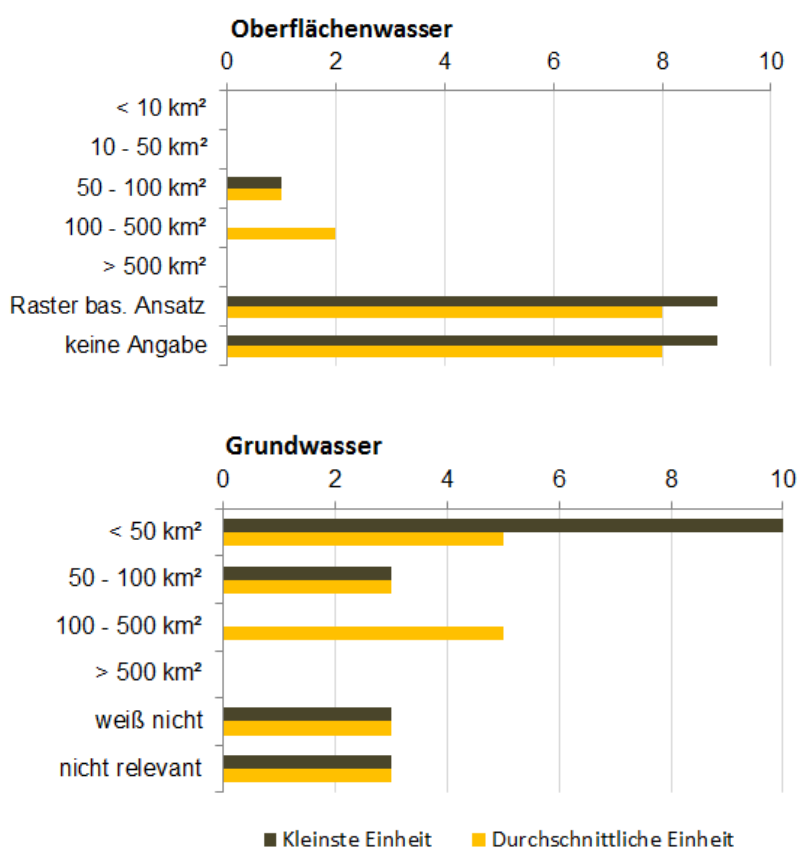
Fragestellung: Welche Wassergüteparameter werden von dem Modell genutzt?



Zusatzinformationen:

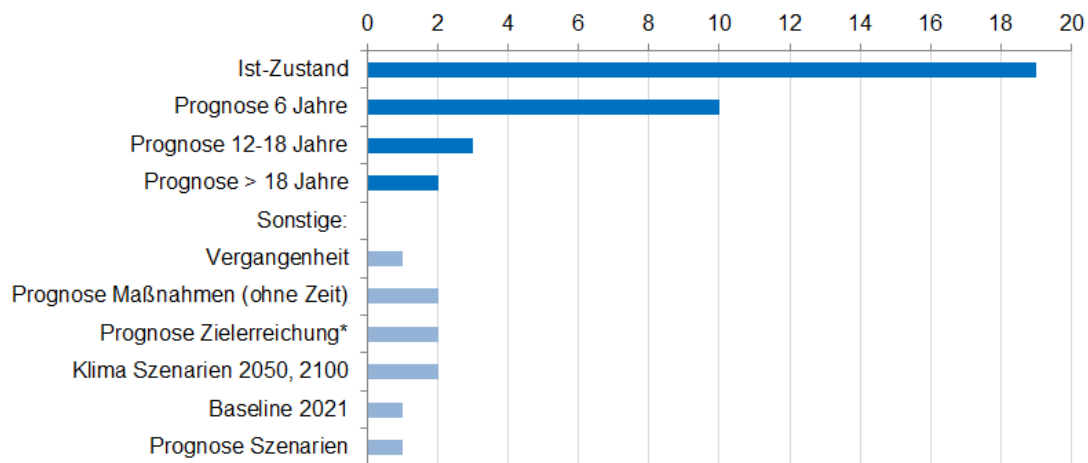
- Nitrat-Stickstoff: vorrangig aus Stoffbilanzierung und dem Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos
- Gesamt-Stickstoff: aus allen angegebenen Modellen
- Orthophosphat: aus allen angegebenen Modellen
- Gesamt-Phosphor: aus nahezu allen angegebenen Modellen¹⁵
- Schwebstoffe: Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos
- Schwermetalle: Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos
- Bodenabtrag: Stoffbilanz
- Nitrat im Sickerwasser: Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos

Fragestellung: Welche räumliche Einheit wird vom Modell verwendet?



¹⁵ Gesamtphosphor ist als Messgröße in großen Einzugsgebieten vorhanden, jedoch ist die Variabilität der Stoffkonzentrationen gering. Die Nutzung von Gesamtphosphor als Messgröße und zur Validierung der Modelle in kleinen Einzugsgebieten ist wiederum auf Grund der geringen Messfrequenz (zumeist 14-tägig) unter Berücksichtigung der hohen Stoffumsetzungsprozesse nur unzulänglich.

Fragestellung: Für welche zeitlichen Vorhersagen wird das Modell verwendet?

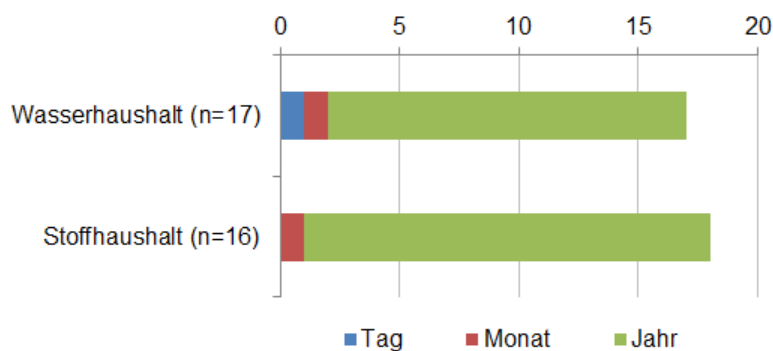


*37,5 und 50mg/l Nitrat im Sickerwasser und zur Darstellung des Minderungspotenzials in der Fläche

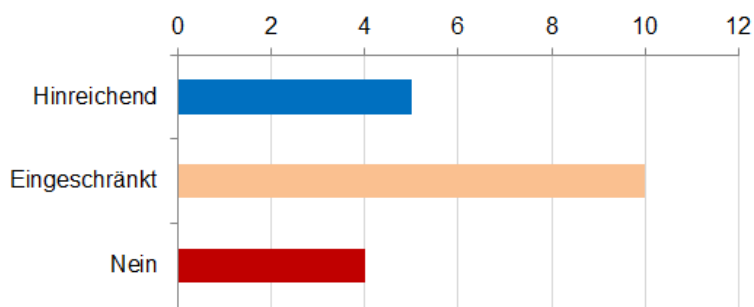
Zusatzinformationen:

- Prognose 12-18 Jahre: Stoffbilanzierung
- Prognose > 18 Jahre: Stoffbilanzierung und Modellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos
- Sonstige: hierbei werden nahezu alle Modelle genannt

Fragestellung: Wurde das Modell für Wasserhaushalt und/oder Stoffhaushalt validiert und wenn ja, für welchen Zeitschritt?



Fragestellung: Werden Unsicherheiten des Modells berücksichtigt?



Zusatzinformationen:

- In keinem der Fälle ist für den jetzigen oder den nächsten Bewirtschaftungszyklus die Entwicklung eines neuen Modells geplant
- In 4 Fällen ist ein Modellwechsel im jetzigen oder nächsten Bewirtschaftungszyklus geplant. 2x More statt MONERIS und 2x ist noch unklar, welches Modell zum Einsatz kommen soll

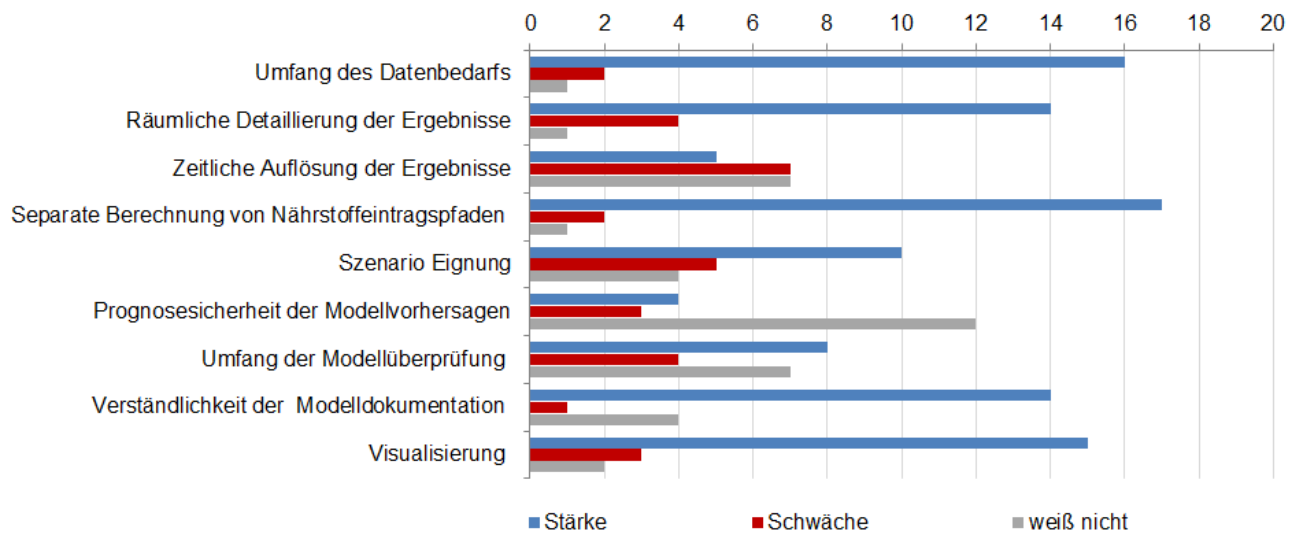
7.2.3. Block 3: Stärken und Schwächen genutzter Modelle

Fragenübersicht

- Ordnen Sie das von ihnen genutzte Modell für die folgenden Eigenschaften ein:
 - Umfang des Datenbedarfs
 - Räumliche Detaillierung der Ergebnisse
 - Zeitliche Auflösung der Ergebnisse
 - Separate Berechnung von Nährstoffeintragungspfadern
 - Szenario Eignung (Flexibilität bei Maßnahmenabbildung; z.B. räumlich)
 - Prognosesicherheit der Modellvorhersagen
 - Umfang der Modellüberprüfung (z.B. in unterschiedlichen Landschaftsräumen)
 - Verständlichkeit der schriftlichen Modelldokumentation (z.B. Handbuch)
 - Visualisierung (z.B. Darstellung der Ergebnisse in Karten etc.)
- Welche weiteren Stärken hat das von ihnen genutzte Modell?
- Welche weiteren Schwächen hat das von ihnen genutzte Modell?
- Erfüllt das Modell Ihre Anforderungen?

Ergebnisse

Fragestellung: Welche Stärken und Schwächen hat das Modell?

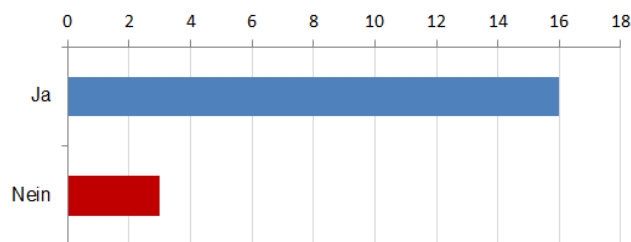


„Sonstige“ Angaben zu Stärken und Schwächen der Modelle

Modelle	Stärken	Schwächen
MONERIS	<ul style="list-style-type: none"> - relativ hohe Akzeptanz - eigene Verwendung des Modells möglich; eigene Anpassungen der Berechnungsformeln möglich; Validierungs- und Maßnahmenwerkzeug vorhanden 	<ul style="list-style-type: none"> - Berechnung eines Nährstoffreduzierungsbedarfs weder für Wasserkörper noch für Raumeinheiten möglich; keine Aussagen zur Nährstoffsituation im Grundwasser möglich
GROWA-WEKU-DENUZ-MEPhos	<ul style="list-style-type: none"> - wird in zahlreichen Bundesländern Norddeutschlands genutzt; enge Zusammenarbeit mit Modellentwicklern - kann fortgeschrieben und optimiert werden - Berücksichtigung von geomorphologischen Besonderheiten (z.B. Dränagen in der Marsch) 	<ul style="list-style-type: none"> - keine Differenzierung in Stoffspezies (z.B. o-PO4-P) - die erforderlichen landwirtschaftlichen Daten haben nicht die notwendige räumliche Auflösung, so dass die Modellergebnisse unscharf werden - hoher Datenbedarf für gute Ergebnisse - keine aktuelle Dokumentation; keine Nachvollziehbarkeit der Berechnung
AGRUM	<ul style="list-style-type: none"> - landesweite Pfadermittlung - Verknüpfung landwirtschaftliche Daten und Einschätzungen mit Grund- und Oberflächengewässer - detaillierte Abbildung der landwirtschaftlichen Nutzung durch das Modell RAUMIS, 	<ul style="list-style-type: none"> - nicht für kleinräumige, stark lokal orientierte Fragestellungen z.B. betriebsstarke Aussagen geeignet - geht zum Teil nur auf Kreisebene - hoher Zeitbedarf

Modelle	Stärken	Schwächen
	Berücksichtigung sozioökonomischer Aspekte aus der Landwirtschaft; enge Begleitung; Förderung und Akzeptanz durch Vertreter der Landwirtschaft in der begleitenden Projektarbeitsgruppe	
Stoffbilanz	- differenzierte Betrachtung sowohl von Eintragsquellen und -pfaden möglich; OW-GW-übergreifender Modell-Bilanzierungs-Ansatz; interaktive Auswertung von Ergebnissen	
Nitrat Eintragsmodell	- gut anpassbar, da Modellcode vorhanden	- generalisierte Annahmen empirischer Beziehungen

Fragestellung: Erfüllt das verwendete Modell die Anforderungen?



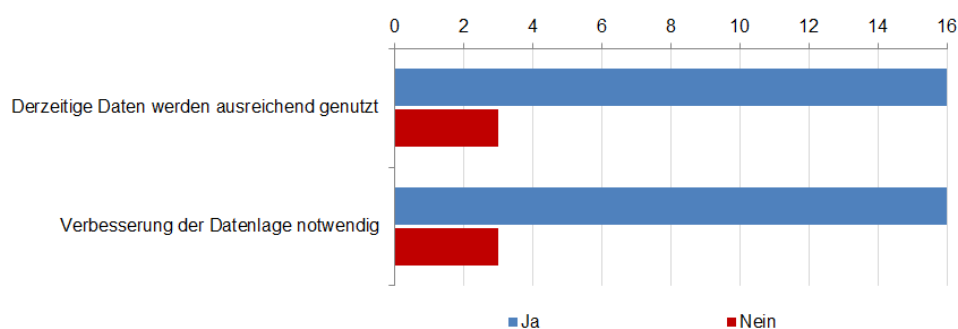
7.2.4. Block 4: Datenbestand und Datenbedarf

Fragenübersicht

- 1 Werden die bereits bestehenden Daten ausreichend für die Modellierung genutzt?
- 2 Welche Daten werden nicht ausreichend für die Modellierung genutzt?
- 3 Halten sie es für notwendig, die Datengrundlage für das von Ihnen genutzte Modell zu verbessern, um die Sicherheit der Ergebnisse zu erhöhen? (Dies umfasst die Eingangsdaten ebenso wie die Daten zur Modellvalidierung, z.B. Messung von Stofffrachten)
- 4 Welche Datengrundlage würden Sie verbessern und wie?
 - Anzahl von Grundwassermessstellen
 - Punktuell gezielte Erhöhung der zeitlichen Messfrequenz ausgewählter Grundwassergütemessstellen
 - Anzahl von Oberflächengewässergütemessstellen
 - Verstärkter Einsatz von Sensortechnik zur Gewässerbeschaffenheit nach dem Stand der Technik (z.B. Trübung als Proxy für partikulären Phosphor, Nitrat-N mit optischen Sensoren)
 - Einsatz eines mobilen Monitorings zur Gewässerbeschaffenheit, um z.B. Hochwasserfrachten genauer zu bestimmen (wie dies beispielsweise in der quantitativen Hydrologie durchgeführt wird)
 - Geologische Daten und geologische Modelle
 - Einheitliche Bodendaten im Maßstab 1:25,000
 - Umfang dränierter Flächen (z.B. auf Gemeinde- oder Rasterebene)
 - Umfang konservierender Bodenbearbeitung (z.B. auf Gemeinde- oder Rasterebene)
 - Detaillierte Informationen über Kanalisation, Kläranlagen und Anschlussgrade
 - Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung (Fruchtfolge, Düngungsniveaus etc. z.B. auf Gemeinde- oder Rasterebene)
- 5 Bitte teilen Sie uns weitere Vorschläge für die Verbesserung der Datengrundlagen mit (z.B. Vereinheitlichung des Bearbeitungsmaßstabes, zentrale Verfügbarkeit von Daten)

Ergebnisse

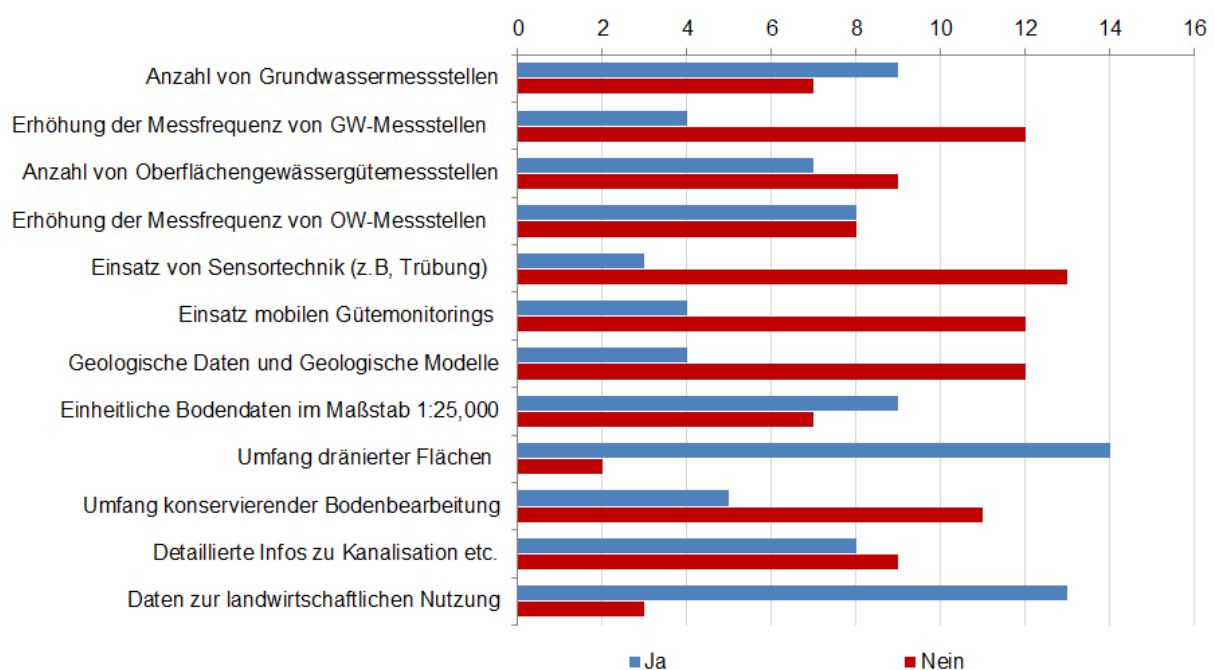
Fragestellung: Werden die derzeit bestehenden Daten ausreichend für die Modellierung genutzt und besteht eine Notwendigkeit zur Verbesserung der Datenlage für die Modellierung?



Zusatzinformation

- Von den drei „Nein“ Antworten wurde aufgeführt, welche Daten nicht ausreichend genutzt werden:
 - Die in den Laboren der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (LUFA) ermittelten Bodengehalt (insbesondere P) werden den Behörden nicht zur Verfügung gestellt. Sie würden die P-Modellierung verfeinern. Die landwirtschaftlichen N-Überschüsse aus den Betrieben werden ebenfalls nicht zur Verfügung gestellt. So müssen in umfangreichen Sonderprojekten regionalisierte Bilanzen berechnet werden, die letztlich kein realitätsnahes Bild abgeben.
 - Differenzierte Auswertung der Nährstoffspezies in Hinblick auf Eintragspfade
 - Dränagedaten, niederländische Daten

Fragestellung: Welche Daten(-grundlage) sollten verbessert werden?



Zusatzinformationen:

- *Bezüglich der Daten zum Umfang von dränkten Flächen existieren deutliche Unterschiede. In den Bundesländern mit einem hohen Anteil an Tieflandgewässern (z.B. BB, MV, SH) Hier wird die Verbesserung der Datenlage zu Dränagen als besonders wichtig eingestuft.*

Weitere Vorschläge zur Verbesserung der Datengrundlage

Zentrale Verfügbarkeit der jährlichen N- und P-Überschüsse (Nährstoffvergleich nach DüV); alternativ: Zugriff auf die Daten des INVEKOS-Systems (erfordert aber weiterhin eine gesonderte Berechnung der Überschüsse)

Aktuelle und regionalisierte Daten zur atmosphärischen N- und P-Deposition

Regelmäßige Aktualisierung der Eingangsdaten für N-Überschüsse

Für andere Pfade (u.a. Erosion, Dränagen) liegen kaum Daten vor; insbesondere für die

Stickstoffbilanzen können die Daten nicht auf Gemeindeebene bereitgestellt werden

Pegelbezogene Abflussvalidierung ist flächendeckend wegen der Ausrichtung des Pegelsystems auf hochwasserführende Gewässer nicht ausreichend und kann nicht an die räumlichen Anforderungen einer Abflussvalidierung der Gewässer eines Modells angewendet werden

Die digitalen HK50-Daten sind bisher nicht ausreichend validiert; Unterstützung durch Landesbohrdatenbank wäre hilfreich

Verbesserung zentraler Verfügbarkeiten von Daten unterschiedlicher Fachbereichs- und Themen-Ebenen, insbesondere landwirtschaftliche Daten (z.B. InVeKoS); auch Daten aus benachbarten Bundesländern

Vereinheitlichung der Eingangsdaten für die verschiedenen Modelle (z.B. Mineraldüngereinsatz), um Vergleichbarkeit zwischen den Modellen zu gewährleisten

Zur besseren Abbildung der Landwirtschaft wurden in AGRUM Weser die Daten in Verbindung mit ATKIS-Landnutzungsdaten herangezogen

7.2.5. Block 5: Anforderungen an Modellprognosen und Modellanwendungen

Fragenübersicht

Welche Gewässerkörper sollte ein Modell abbilden können?

Grundwasser, Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer

Soll das Modell die Wasserkörper nach Möglichkeit integrativ abbilden?

Welche Wasserkörper soll das Modell integrativ abbilden?

Wie groß sollte die kleinste räumliche Einheit für Grundwasser und Oberflächengewässer sein, die abgebildet werden kann?

Welche Einzugsgebietsgröße sollte ein Modell mindestens abbilden können?

Welche zeitliche Auflösung sollte das Modell abbilden?

Welche zeitlichen Vorhersagen sollte das Modell abbilden?

Ist-Zustand, Prognose für die kommenden 6 Jahre, Prognose für die kommenden 12 - 18 Jahre, Prognose für mehr als 18 Jahre, k.A., Sonstige

Was wäre für Sie eine akzeptable Unsicherheit für den berechneten im Vergleich zum gemessenen Wert folgender Größen?

Jahresdurchfluss, Jahresstickstofffracht, Gesamtphosphor, gelösten Jahresphosphorfracht, Nährstoffkonzentrationen bei niedrigen Abflusszuständen,

Bewerten Sie die Bedeutung von Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffausträgen aus diffusen Quellen, deren Wirksamkeit das Modell berechnen soll:

- Minderung atmosphärischer Deposition
- Standortgerechte Düngung
- Absenkung der Nährstoffüberschüsse auf das Niveau der Düngeverordnung
- Begrenzung des Wirtschaftsdüngereinsatzes
- Optimierung Düngerausbringung nach Stand der Technik (räumlich, zeitlich)
- Düngereduktion (bedingt Ertragsreduktion)
- Reduzierte / konservierende Bodenbearbeitung (Erosionsvermeidung; für N und P)
- Fruchtfolgegestaltung (z.B. Zwischenfrüchte zur Erhöhung der Dauer der Bodenbedeckung, verbesserter Nährstoffentzug)

- Querbewirtschaftung beim Ackerbau
- Anteiliger ökologischer Landbau
- Zwischenfruchtanbau (z.B. zur Reduzierung von Erosion)
- Landnutzungsänderung (z.B. Grünland zu Forst)
- Veränderung der landwirtschaftlichen Dränung
- Grundwasserstandregulierung
- Erhöhung des Anschlussgrades von Haushalten an die Kanalisation und Kläranlagen
- Verminderung von Einträgen bei Regenentlastung aus Mischwasserkanalisation

Bewerten Sie die Bedeutung von Maßnahmen zur Reduzierung von Stoffausträgen aus punktuellen Quellen, deren Wirksamkeit das Modell berechnen soll:

- Kläranlagenausbau, Verbesserung der Reinigungsleistung großer Kläranlagen
- Kläranlagenausbau, Verbesserung der Reinigungsleistung kleiner Kläranlagen
- Verminderung von Einträgen durch Regenüberläufe – getrennt nach Kläranlagengrößenklassen

Bewerten Sie die Bedeutung von Maßnahmen im Bereich Gewässerhydromorphologie zur Erhöhung der Nährstoffretention, deren Wirksamkeit das Modell berechnen soll:

- Uferrandstreifen
- Renaturierung von Fließgewässern
- Erhöhung des Anteils von Feuchtflecken am Gewässer
- Wiedervernässung ehemaliger Feuchtflecken
- Verbesserung des Nährstoffrückhaltes in dränierten Flächen

Halten Sie es für wichtig, die Zeitspanne zwischen Implementierung einer Maßnahme und der Wirkung der Maßnahme zu ermitteln für Grundwasser und Oberflächengewässer?

Bewerten sie die Untersuchung von Wechselwirkungen der oben skizzierten Maßnahmen mit Klimaänderungsszenarien

Bewerten sie die Untersuchung von Wechselwirkungen der oben skizzierten Maßnahmen mit Landnutzungsänderungen

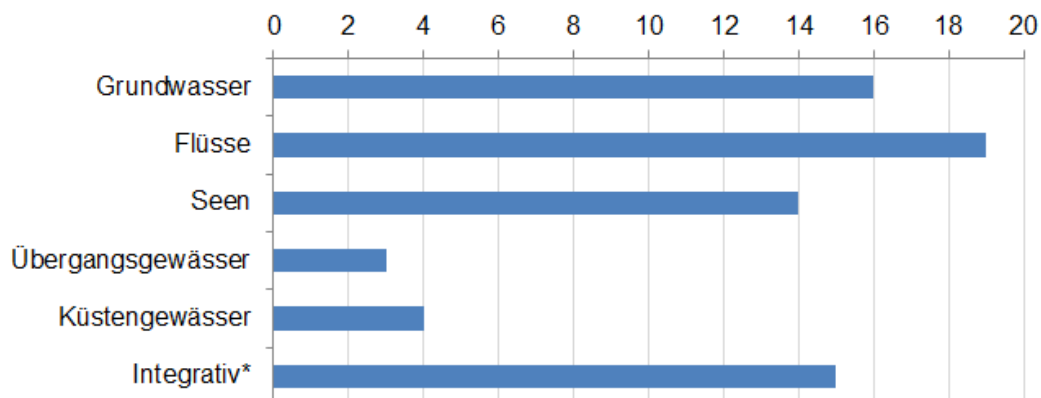
Welche weiteren Informationen sind Ihnen bei der Nutzung von Modellen bzw. von Modellergebnissen wichtig?

- Visualisierung von Modellergebnissen (z.B. Karten, Abbildungen für Prognosen, Trends etc.)
- Eigene Verwendung des Modells (z.B. Eingabe von Maßnahmen oder Parametern)
- Umfangreiche Dokumentation (z.B. Handbuch)
- Verständlichkeit des Modells
- Stetiger Ansprechpartner für Modellfragen vorhanden
- Einfachheit des Modells (mit evtl. größeren Modellunsicherheiten)
- Hohe Modellsicherheit (was mit komplexeren Modellen und höherem Datenbedarf verbunden ist)
- Weiterentwicklung bestehender Nährstoffmodelle

Welche anderen Informationen zur Modellnutzung sind Ihnen wichtig?

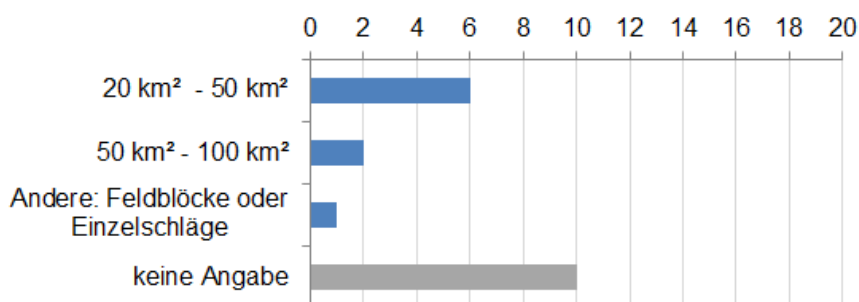
Ergebnisse

Fragestellung: Welche Gewässerkategorien sollte ein Modell abbilden können?

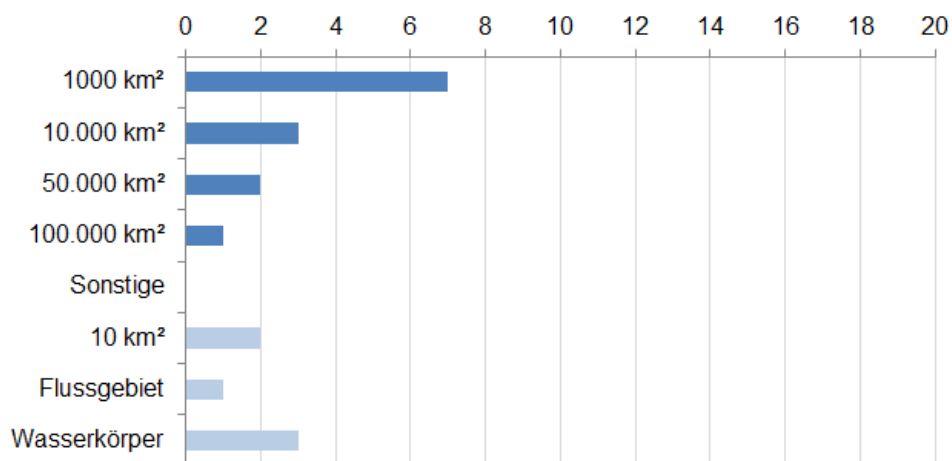


*Grundwasser und Oberflächengewässer; Grundwasser und Fließgewässer; Oberflächengewässerkategorien; Pfad Grundwasser - Oberflächengewässer - Küstengewässer

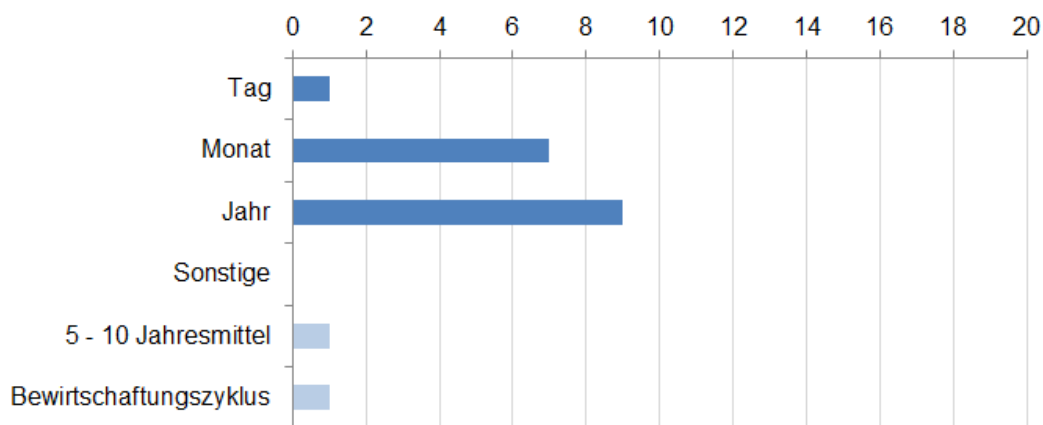
Fragestellung: Welche kleinste räumliche Einheit sollte ein Modell abbilden können?



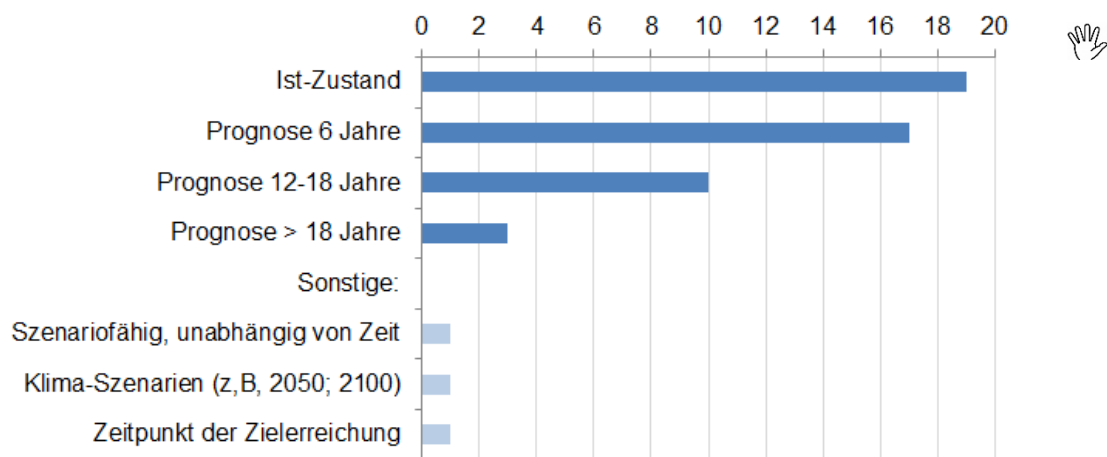
Fragestellung: Welche Einzugsgebietsgröße sollte ein Modell abbilden können?



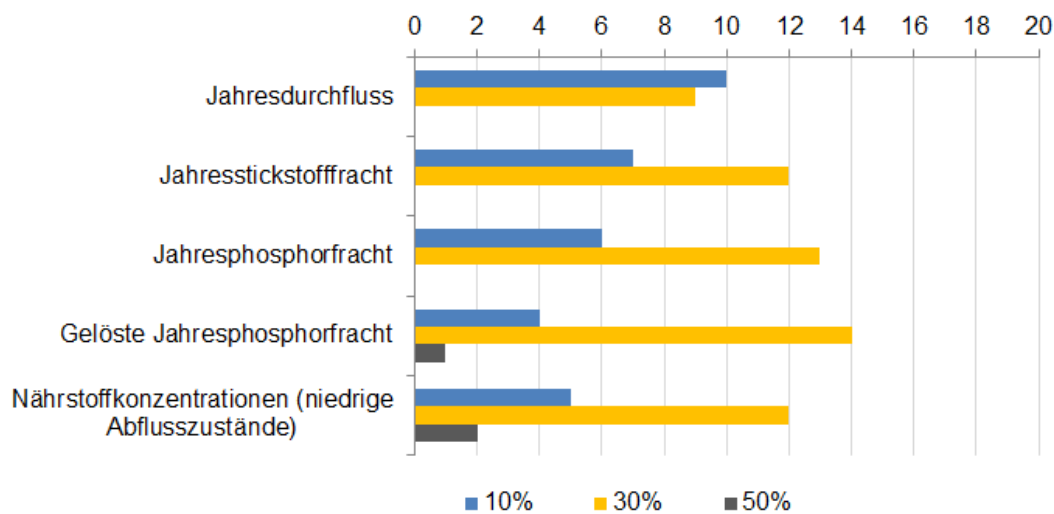
Fragestellung: Welche zeitliche Auflösung sollte ein Modell abbilden können?



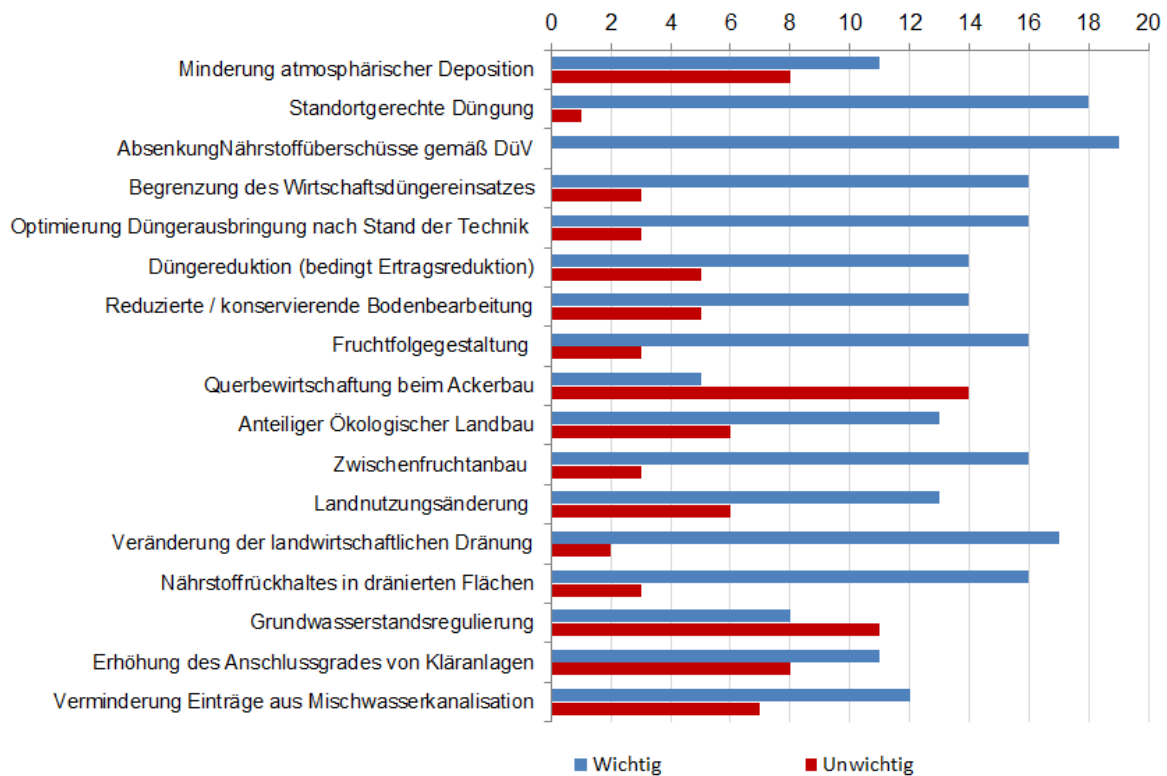
Fragestellung: Welche zeitlichen Vorhersagen sollte ein Modell abbilden können?



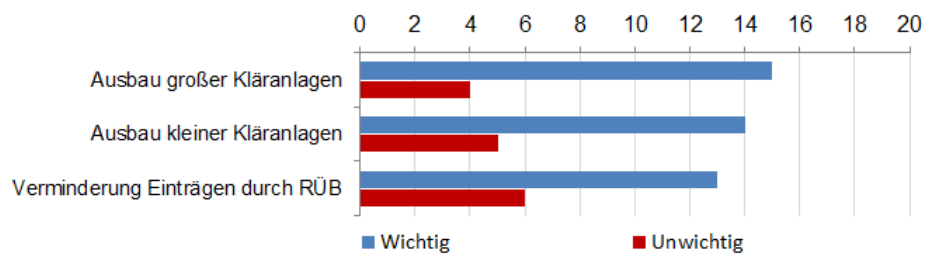
Fragestellung: Welches sind akzeptable Unsicherheiten vom berechneten Wert im Vergleich zum Messwert im Gewässer?



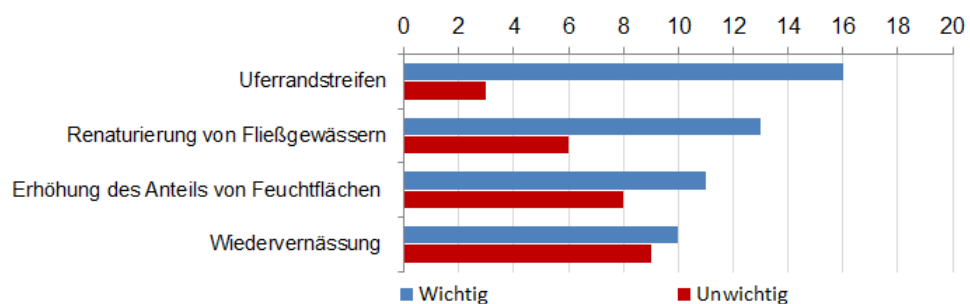
Fragestellung: Welche Maßnahmen sollten durch das Modell abgebildet werden hinsichtlich der diffusen Quellen?



Fragestellung: Welche Maßnahmen sollten durch das Modell abgebildet werden hinsichtlich der Punktquellen?

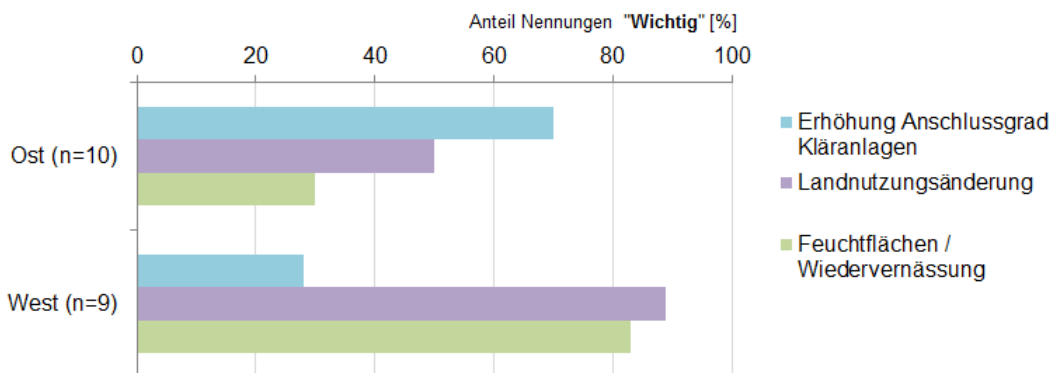


Fragestellung: Welche Maßnahmen sollten durch das Modell abgebildet werden hinsichtlich der Hydromorphologie?

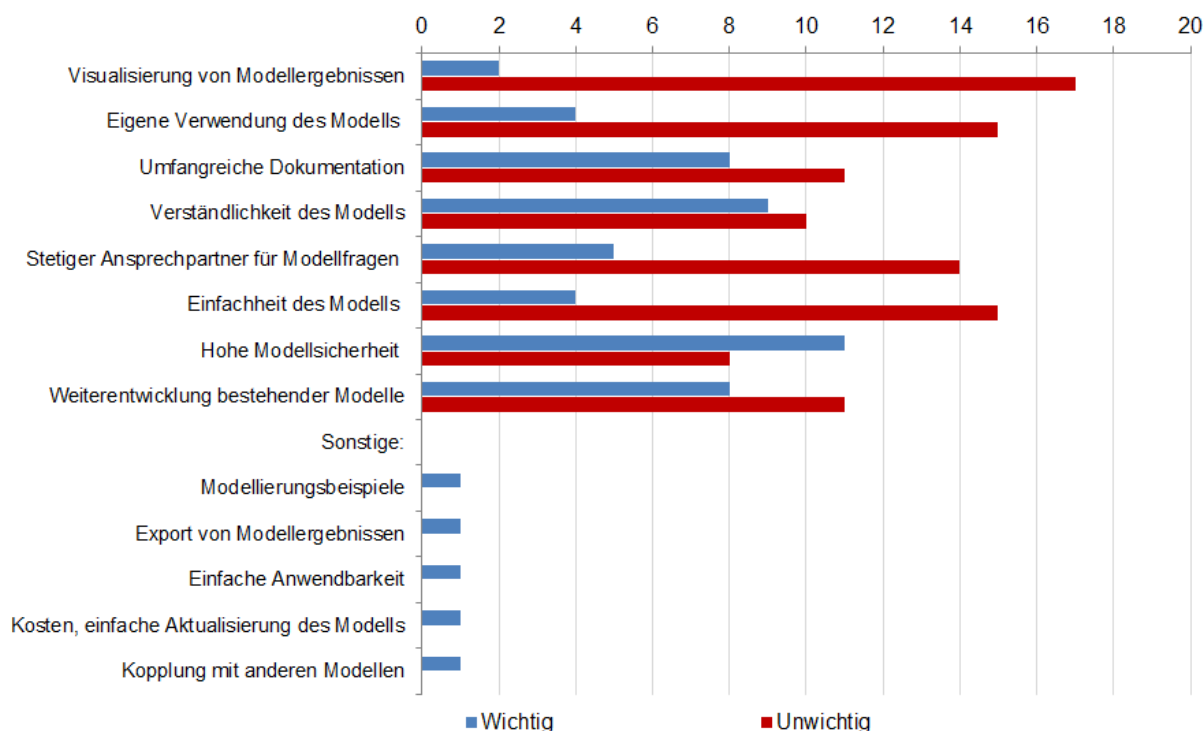


Zusatzinformation

- Alle Teilnehmenden halten es für wichtig, die Zeitspanne zwischen Implementierung einer Maßnahme und der Wirkung der Maßnahme im Grundwasser und im Oberflächenwasser (eine Ausnahme) zu ermitteln
- **Fragestellung: Gibt es bezüglich der Wichtigkeit von verschiedenen Maßnahmen einen Unterschied zwischen den östlichen und den westlich gelegenen Bundesländern und wenn ja, bei welchen Maßnahmen?**



Fragestellung: Welche weiteren Informationen zu Nährstoffmodellen sind „wichtig“ bzw. „unwichtig“?



7.2.6. Abschließende Kommentare der Teilnehmer

Das Modell sollte zur Fragestellung passen. Modelle, die zumeist für eine bestimmte Fragestellung und zusätzlich für einen bestimmten Naturraum entwickelt wurden, sind sehr unterschiedlich; auch, was den Datenbedarf betrifft. Die Ergebnisse der Umfrage können nicht statistisch ausgewertet werden und werden daher vermutlich auch wenig aussagekräftig sein.

Nährstoffmodelle werden vorwiegend verwendet, um Hotspot-Regionen für Nährstoffbelastungen auszuweisen und die Maßnahmenwirkung wird grob berechnet. Die Modellergebnisse werden für die Berichterstattung genutzt (Anteil Eintragspfade, etc.)

- Maßstabsabhängigkeit des jeweils geeigneten Modell-Ansatzes in Abhängigkeit vom Verwendungszweck der jeweiligen Modellergebnisse
- Schnittstellen für einen Daten- und Informationsaustausch zwischen den Modellen
- Verwendete Ansätze zur Ermittlung von Nährstoffüberschuss- Salden im landwirtschaftlichen Bereich
- Darstellbarkeit, Abbildung und Wirksamkeit dezentraler Strukturen der Abwasserentsorgung im Siedlungsbereich (vorrangig im ländlichen Raum)

Es ist zwischen einer Modellierung auf Flussgebiets- oder Landesebene und einer Modellierung als Grundlage für die Maßnahmenplanung und konkrete Beratung z.B. in einem Einzugsgebiet eines Sees oder einem Teileinzugsgebiet eines Stromes zu unterscheiden. In Niedersachsen wird für Letzteres das LUH Modell angewendet.

- Bundesweit einheitlicher Ansatz zur Berechnung der N- und P-Bilanzüberschüsse
- Einheitlicher Modellansatz für ganz DE
- Datenbeschaffung und Modellierung bzw. Betreuung der Modellierung durch FGG

Fragen sind nicht passend für die Art der Modellierung zum flächenhaften Eintrag von Nährstoffen in das Grundwasser. Das Modell selbst ist unabhängig von Einzugsgebietsgrenzen oder Grundwasserkörpern. Die Ergebnisse müssen je nach Fragestellung entsprechend aggregiert bzw. der Input in die Fläche gebracht werden. Daher waren nicht alle Fragen sinnvoll zu beantworten.

Zur besseren Vergleichbarkeit der methodischen Ansätze verschiedener Modelle sollten die Modelle transparent und nachvollziehbar konfiguriert werden.

Die Frage nach „wichtig“ und „unwichtig“ ist nicht eindeutig zu beantworten. Vor jeder Modellierung ist ganz konkret die Fragestellung zu formulieren, die mit der Modellierung beantwortet werden soll. Aus dieser Fragestellung ergeben sich automatisch die Anforderungen an die Modellierung bzw. die zu verwendenden Modelle. Angaben "unwichtig" beziehen sich auf die Fragestellungen der überregionalen Modellierung in einem ganzen Flussgebiet, was nicht bedeutet, dass diese Punkte grundsätzlich unwichtig sind.

Relevant ist vor allem die Akzeptanz der Ergebnisse. Insofern sollte das Modell gut validiert werden. Wichtig für die Akzeptanz ist eine Übereinstimmung mit bisherigen Abschätzungen beispielsweise zu Abflüssen von versiegelten Flächen oder Daten aus der Grundwassermodellierung. Es sollte daher möglich sein, die Berechnungsansätze anzupassen oder entsprechende Eingangsdaten zu implementieren bzw. die verschiedenen Modelle zu koppeln.

Bei der Weiterentwicklung der Nährstoffmodelle ist zu beachten, dass komplexere Berechnungen nicht unbedingt zu signifikant besseren Ergebnissen führen. Interessant wären daher auch Sensitivitätsanalysen, um zu bewerten, welche Daten besonders gute Qualität haben müssen. Bei MONERIS ist ein besonders wichtiger Datensatz die Landnutzung.