

TEXTE

37/2024

Abschlussbericht

Zusammenführung der bundesweiten Modellierung von Wasserhaushalt (LARSIM- ME) und Stoffeinträgen (MoRE)

von:

Karoline Morling, Stephan Fuchs
Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe

Julia Krumm, Ingo Haag

HYDRON Ingenieurgesellschaft für Umwelt und Wasserwirtschaft mbH, Karlsruhe

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 37/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717 22 223 0
FB001316

Abschlussbericht

Zusammenführung der bundesweiten Modellierung von Wasserhaushalt (LARSIM- ME) und Stoffeinträgen (MoRE)

von

Karoline Morling, Stephan Fuchs
Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe

Julia Krumm, Ingo Haag
HYDRON Ingenieurgesellschaft für Umwelt und
Wasserwirtschaft mbH, Karlsruhe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft
und Wassergütwirtschaft, Karlsruher Institut für Technologie
Gotthard-Franz-Str. 3
76131 Karlsruhe

HYDRON - Ingenieurgesellschaft für Umwelt und Wasserwirtschaft mbH
Ritterstr. 9
76137 Karlsruhe

Abschlussdatum:

November 2023

Redaktion:

Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer
Antje Ullrich

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, März 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Zusammenführung der bundesweiten Modellierung von Wasserhaushalt (LARSIM-ME) und Stoffeinträgen (MoRE)

Für die Modellierung von Stoffeinträgen in die deutschen Oberflächengewässer nutzt das Umweltbundesamt das Modell MoRE. Übergeordnetes Ziel dieses Vorhabens war es das Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME für die Eintragsmodellierung zu verwenden und die Darstellung des Wasserhaushaltes in MoRE zu optimieren. Dafür wurde eine gezielte Verbesserung bzgl. der Simulation, Separation und Interpretation von Abflusskomponenten in LARSIM-ME vorgenommen. Innerhalb Deutschlands konnte eine plausible Aufteilung des Gesamtabflusses aus LARSIM-ME in drei für MoRE erforderliche Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss, Basisabfluss) erreicht werden.

Die Ergebnisse des Wasserhaushaltes aus LARSIM-ME wurden für die Jahre 2016-2018 erfolgreich in das Stoffeintragsmodell MoRE integriert und beispielhaft für die Modellierung der Stickstoff-Einträge verwendet. Zukünftig wird die neue Wasserhaushaltsmodellierung für alle mit MoRE abgebildeten Stoffe genutzt.

Parallel wurden einzelne Berechnungsansätze für Stickstoff überarbeitet und neue Eingangsdaten für die Modellierung verwendet. Eine grundlegende Überarbeitung erfolgte für den Pfad Grundwasser. Mit Ausweisung von Zwischen- und Basisabfluss durch LARSIM-ME war es erstmals möglich die Eintragspfade Zwischenabfluss und Grundwasser getrennt voneinander zu modellieren. Die Validierung der Ergebnisse zeigt, dass die Modellierung plausible Werte liefert. Die in diesem Vorhaben am Beispiel von Stickstoff erarbeiteten Ansätze werden für zukünftige Modellierungen beibehalten.

Die Umstellung des Wasserhaushaltes auf Basis von LARSIM-ME soll langfristig die Anwendbarkeit von MoRE für die Fragestellungen des UBA hinsichtlich Bestandaufnahmen und die Erstellung der Meeresberichterstattung ermöglichen.

Abstract: Joining the nationwide modeling of water balance (LARSIM-ME) and substance emissions (MoRE)

The German Environment Agency (UBA) uses the MoRE model to quantify pollutant emissions to surface waters. The overall objective of this project was to combine the water balance model LARSIM-ME with the emission modelling and to optimise the results of water balance used in MoRE. Specific improvements were made concerning the simulation, separation and interpretation of runoff components in LARSIM-ME. For Germany, a plausible division of total runoff from LARSIM-ME into three runoff components required for MoRE (surface runoff, interflow, baseflow) was achieved.

The results of the water balance from LARSIM-ME were successfully integrated in the MoRE model for the years 2016-2018 and exemplarily used for modelling nitrogen emissions. In future, the new water balance modelling will be used for all substances integrated in MoRE.

In parallel, individual calculation approaches for nitrogen were revised and new input data used for modelling. A fundamental revision was carried out for the groundwater pathway. With the designation of interflow and baseflow by LARSIM-ME, it was possible to model the emission pathways of interflow and groundwater separately for the first time. Validation of results show that modelling delivers plausible values. The approaches developed in this project using nitrogen as an example will be retained for future modelling.

In the long term, the conversion of the water balance based on LARSIM-ME should enable the applicability of MoRE for the questions of the UBA with regard to substance inventories and reporting to the Marine Strategy Framework Directive.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis	11
Gleichungsverzeichnis	13
Abkürzungsverzeichnis	14
Zusammenfassung.....	16
Summary	25
1 Einleitung.....	33
1.1 Veranlassung.....	33
1.2 Ziele des Vorhabens.....	34
2 Entwicklung einer Modellkette LARSIM-ME/MoRE	36
3 Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME	41
3.1 Analyse der Ausgangslage.....	41
3.2 Auswertung der spezifischen Gesamtabflüsse und Wasserbilanz von LARSIM-ME	45
3.2.1 Vergleich modellierter Abflüsse mit Pegeldaten	45
3.2.2 Flächenhafte Ergebnisse der Modellierung	52
3.2.3 Defizite und Verbesserungspotenziale	54
3.3 Landnutzungsklassifikation und Übertragungsmöglichkeiten	54
3.3.1 Vergleich der Landnutzungsklassifikationen für LARSIM-ME und MoRE	56
3.3.2 Übertragungsmethode	58
3.3.3 Validierung der Ergebnisse der Übertragung	60
3.3.4 Fazit, Defizite und Ausblick	63
3.4 Differenzierung von Abflusskomponenten mit LARSIM-ME.....	63
3.4.1 Plausibilisierung des Basisabflusses aus LARSIM-ME	64
3.4.2 Ableitung der Abflusskomponenten für die Stoffeintragsmodellierung	69
3.4.2.1 Bestimmung des Basisabflusses im Postprozessing	69
3.4.2.2 Separierung des Oberflächenabflusses	70
3.4.2.3 Bestimmung des Zwischenabfluss	73
3.4.2.4 Plausibilisierung der ermittelten Abflusskomponenten	74
3.4.3 Zusammenfassung und Fazit.....	79
3.5 Wasserhaushaltsgrößen für nicht abgedeckte Modellgebiete – Inseln	82
3.6 Zusammenfassung und Ausblick.....	83
4 Integration des LARSIM-ME-Wasserhaushaltes in das Stoffeintragsmodell MoRE	86
4.1 Übertragung der LARSIM-ME-Ergebnisse auf MoRE-Analysegebiete	86

4.2	Darstellung der Abflusskomponenten in MoRE.....	87
4.3	Ergebnisse der Wasserbilanz in MoRE	89
5	Modellierung der Stickstoff-Einträge mit dem Modell MoRE.....	93
5.1	Stickstoff-Einträge über Zwischenabfluss und Grundwasser.....	93
5.1.1	Schematische Darstellung der Eintragsberechnung	94
5.1.2	Stickstoff-Austräge und potentielle Sickerwasserkonzentrationen	95
5.1.3	Zwischenabfluss	97
5.1.3.1	Reduktionsfaktor für Bodentextur.....	98
5.1.3.2	Reduktionsfaktor für Gehalt an organischen Kohlenstoff	99
5.1.3.3	Reduktionsfaktor für Wurzeltiefe	99
5.1.3.4	Modellierte Konzentrationen im Zwischenabfluss	100
5.1.4	Grundwasser	101
5.1.5	Konzentrationsunterschiede zwischen Zwischenabfluss und Grundwasser	102
5.1.6	Fazit.....	103
5.2	Stickstoff-Einträge über Erosion	104
5.2.1	Sedimenteintrag	104
5.2.2	Anreicherungsverhältnis	104
5.2.3	Oberbodengehalte.....	105
5.2.4	Ergebnisse der Modellierung	109
5.2.5	Fazit.....	110
5.3	Stickstoff-Einträge über alle Pfade.....	110
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	115
7	Quellenverzeichnis	118
A	Anhang Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME.....	125
A.1	Datengrundlagen für die Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME	125
A.2	LARSIM-ME-interne Versiegelungsgrade.....	126
B	Anhang Integration des LARSIM-ME-Wasserhaushaltes in das Stoffeintragsmodell MoRE.....	127
B.1	Übertragung der Abflusshöhen aus Insel-Analysegebiete.....	127
C	Anhang Modellierung der Stickstoff-Einträge mit dem Stoffeintragsmodell MoRE	128
C.1	Datengrundlagen für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen mit MoRE.....	128
C.1.1	Allgemeine Datengrundlagen	128
C.1.2	Stoffspezifische Eingangsdaten für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen.....	129
C.2	Modellierung von Stickstoff-Einträgen über Zwischenabfluss mit MoRE.....	130
C.3	Einteilung der mit MoRE modellierten Stickstoff-Einträge nach Quellen	132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Flusseinzugsgebiete und Analysegebiete des Stoffeintragsmodells MoRE	37
Abbildung 2:	Gebietsabdeckung von LARSIM-ME	38
Abbildung 3:	Abweichung der für den bisherigen MoRE-Wasserhaushalt bestimmten und mit LARSIM-ME simulierten Abflussvolumen von an Pegeln gemessenen Abflussvolumen für das Jahr 2012	43
Abbildung 4:	Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen simuliertem (LARSIM-ME) und gemessenem Abflussvolumen (1998 bis 2018).....	47
Abbildung 5:	Darstellung der Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) für die mit LARSIM-ME simulierten Tageswerte (1998 bis 2018)	48
Abbildung 6:	Multiplikativer Fehler zwischen simuliertem und gemessenem Abflussvolumen (1998 bis 2018) in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße der Pegel.....	49
Abbildung 7:	Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) für die Tageswerte der LARSIM-Simulation (1998 bis 2018) in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebietes (EZG) der Pegel	50
Abbildung 8:	Lage des Pegels Mühldorf/Inn.....	50
Abbildung 9:	Gesamtabfluss (Abgabe aus dem Bodenspeicher) von LARSIM-ME (1998 bis 2018) und MoRE (2013 bis 2016)	53
Abbildung 10:	Exemplarische Darstellung der Unterschiede zwischen den CLC-2006 Daten (links) und LBM-2018 (rechts).....	55
Abbildung 11:	Schematisches Beispiel der gewählten Übertragungsmethodik	59
Abbildung 12:	Multiplikativer Fehler [-] zwischen der flächengewichteten mittleren Gesamtabflusshöhe je Teilgebiet (TGB) vor und nach Übertragung auf die Landnutzung 2018 für das Jahr 2016	61
Abbildung 13:	Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen der flächengewichteten mittleren Gesamtabflusshöhe je LARSIM-Teilgebiet vor und nach Übertragung auf die MoRE-Landnutzungsklassen für das Jahr 2016	62
Abbildung 14:	Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen Basisabflussanteil (simulierte Abflüsse) und Baseflow-Index (gemessene Abflüsse) (1998 bis 2018).....	66
Abbildung 15:	Histogramm der prozentualen Verteilung der multiplikativen Fehler zwischen Basisabflussanteil (simulierte Abflüsse) und Baseflow-Index (gemessene Abflüsse) an allen Pegeln mit mehr als 10 Jahren vollständiger Abflussmessung innerhalb des Zeitraums 1998 bis 2018	67

Abbildung 16:	Exemplarischer Vergleich gemessener Ganglinien mit simuliertem Basisabfluss und Gesamtabfluss an drei ausgewählten Pegeln.....	68
Abbildung 17:	Vergleich der Gesamtabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den LARSIM-ME Ergebnissen für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer Wasserflächen).....	76
Abbildung 18:	Vergleich der Basisabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den berechneten Werten für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer versiegelte Flächen und Wasserflächen)	77
Abbildung 19:	Vergleich der Oberflächenabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den berechneten Werten für Einzeljahre (Werte der Teilgebiete für die Landnutzung Acker)	78
Abbildung 20:	Zwischenabflusshöhe berechnet für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer versiegelte Flächen und Wasserflächen)	79
Abbildung 21:	Schema zur Übertragung der LARSIM-ME Abflusshöhen auf die MoRE-Analysegebiete	86
Abbildung 22:	Schema für die Bestimmung der zu korrigierenden Wassermenge der urbanen Abflusskomponenten	89
Abbildung 23:	Validierung der spezifischen Gesamtabflüsse für die Jahre 2016 bis 2018	91
Abbildung 24:	Schematische Darstellung wichtiger Vorgänge und Querbeziehungen des Stickstoffkreislaufs	94
Abbildung 25:	Schematische Darstellung zur Berechnung der Stickstoff-Einträge in Gewässer über Zwischenabfluss und Grundwasser in MoRE	95
Abbildung 26:	Nutzungsspezifischer potentieller Stickstoff-Austrag in den MoRE-Analysegebieten	96
Abbildung 27:	Potentielle Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser in den MoRE-Analyse-gebieten	97
Abbildung 28:	Mittlere Stickstoff-Konzentrationen im Zwischenabfluss in den MoRE-Analyse-gebieten	101
Abbildung 29:	Mittlere Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser in den MoRE-Analysegebieten	102
Abbildung 30:	Absolute Differenz der Stickstoff-Konzentrationen im Zwischenabfluss zum Grundwasser in den MoRE-Analysegebieten	103
Abbildung 31:	Stickstoff-Oberbodengehalte auf Ackerland und Sonderkulturen (links) und Grünland (rechts), gruppiert nach	

	Humusgehaltsklassen. Daten aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW)	106
Abbildung 32:	Stickstoff-Oberbodengehalte für Waldstandorte, gruppiert nach Humusgehalts-klassen. Daten aus der Bodenzustandserhebung-Wald II (BZE Wald II).....	107
Abbildung 33:	Regionalisierte Stickstoff-Oberbodengehalte in Deutschland	107
Abbildung 34:	Modellierte flächenspezifische Stickstoff-Einträge in Oberflächengewässer über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten	112
Abbildung 35:	Gegenüberstellung modellierter und beobachteter Stickstoff-Gewässerfrachten für die Jahre 2016 bis 2018	113
Abbildung 36:	Fraktionen des Stickstoff-Überschusses (in %) in den MoRE-Analysegebieten, der unterhalb von Ackerflächen ausgewaschen wird	130
Abbildung 37:	Fraktionen des Stickstoff-Überschusses (in %) in den MoRE-Analysegebieten, der unterhalb von Grünland ausgewaschen wird.....	131
Abbildung 38:	Anteil der landwirtschaftlichen Quellen an den modellierten Stickstoff-Einträgen über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten	132
Abbildung 39:	Anteil der siedlungswasserwirtschaftlichen Quellen an den modellierten Stickstoff-Einträgen über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten	133

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vergleichende Gegenüberstellung von systembeschreibenden Informationen der beiden Modelle MoRE und LARSIM-ME	40
Tabelle 2:	Vergleich der Klassifikation der Corine Land Cover (CLC)-Landnutzungen zu LARSIM-ME und MoRE Landnutzungsklassen	56
Tabelle 3:	Abdeckung des MoRE-Modellgebietes mit Abflussdaten aus LARSIM-ME	87
Tabelle 4:	Abflussmengen in Deutschland, differenziert nach Abflusskomponenten für die Jahre 2016 bis 2018 und gemittelt sowie die Anteile am Gesamtabfluss, Werte gerundet.....	90
Tabelle 5:	Abflussmengen in Deutschland, differenziert nach Abflusskomponenten für das Jahr 2016 im Vergleich mit dem bisherigen Wasserbilanzansatz, Werte gerundet	92
Tabelle 6:	Reduktionsfaktoren für Bodentextur nach Keuskamp et al. (2012)	99
Tabelle 7:	Reduktionsfaktor für Gehalt an organischen Kohlenstoff nach Keuskamp et al. (2012)	99
Tabelle 8:	Reduktionsfaktor für Wurzeltiefe nach Keuskamp et al. (2012)	100
Tabelle 9:	Mediane der Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] klassifiziert nach Landnutzung und Humusgehalt.....	106
Tabelle 10:	Mittlere Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] klassifiziert nach Landnutzung für die deutschen Analysegebiete in MoRE im Vergleich mit den bisherigen Eingangsdaten	108
Tabelle 11:	Mediane der Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] nach der Methode „gouge auger“ für die Schweiz, klassifiziert nach Landnutzung	108
Tabelle 12:	Modellierte Stickstoff-Einträge über den Pfad Erosion für das Jahr 2016 für die deutschen Analysegebiete in MoRE im Vergleich mit den bisherigen Ansätzen, Werte gerundet	110
Tabelle 13:	Modellierte Stickstoff-Einträge über alle Pfade für die Jahre 2016 bis 2018 und gemittelt sowie die Anteile an den Gesamteinträgen, Werte gerundet	111
Tabelle 14:	Modellierte Stickstoff-Einträge über alle Pfade für das Jahr 2016 im Vergleich mit den bisherigen Ansätzen, Werte gerundet	114
Tabelle 15:	Datengrundlagen für allgemeine Eingangsdaten in LARSIM-ME	125
Tabelle 16:	In LARSIM-ME verwendete konstante Versiegelungsgrade für die städtischen Landnutzungsklassen	126

Tabelle 17:	Zuordnungsliste für die Übertragung der Abflusshöhen auf nicht abgedeckte Analysegebiete in MoRE127
Tabelle 18:	Datengrundlagen für allgemeine Eingangsdaten in MoRE.....128
Tabelle 19:	Datengrundlagen für stoffspezifische Eingangsdaten in MoRE zur Modellierung von Stickstoff-Einträgen.....129

Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1:	Berechnung des multiplikativen Fehlers	46
Gleichung 2:	Relevanter Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe	69
Gleichung 3:	Berechnung des Basisabflusses	70
Gleichung 4:	Relativer Anteil des Oberflächenabflusses am Jahresniederschlag auf Ackerflächen	71
Gleichung 5:	Abflussspende Oberflächenabfluss von nicht versiegelten Flächen	73
Gleichung 6:	Berechnung des Zwischenabflusses als Restgröße	74
Gleichung 7:	Berechnung des jährlichen Abflusses	87
Gleichung 8:	Abfluss über Drainagen	88
Gleichung 9:	Ausgewaschene Stickstoff-Menge aus dem Boden.....	98
Gleichung 10:	Reduktionsfaktor für Stickstoff-Auswaschung	98

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AU	MoRE Analysegebiet (analytical unit)
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
BFI	Baseflow-Index
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BK	Bodenkarte
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BUEK	Bodenübersichtskarte
BW	Baden-Württemberg
BZE-LW	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
CLC	CORINE Land Cover
ESDAC	European Soil Data Centre
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
GWN	Grundwasserneubildung
HAD	Hydrologischer Atlas Deutschland
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission)
HOF	Horton overland flow (Oberflächenabfluss)
IWG-SWW	Institut für Wassergüte und Gewässerentwicklung, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft am Karlsruher Institut für Technologie
LARSIM	Large area runoff simulation model (Wasserhaushaltsmodell)
LBM	Landbedeckungsmodell
HOF	Horton overland flow (Oberflächenabfluss)
LEG	LARSIM Entwicklergemeinschaft
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
LUCAS	Land Use and Coverage Area frame Survey
MF	Multiplikativer Fehler
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems (Stoffeintragsmodell)
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions (Stoffeintragsmodell)
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MQ	mittlerer Abfluss

Abkürzung	Erläuterung
NSE	Nash-Sutcliffe Modelleffizienz
PBIAS	Percent bias (prozentale Abweichung)
P_{eff}	Effektivniederschlag
P_{kor}	korrigierter Niederschlag
Q_B	Basisabfluss
Q_D	(langsamer) Direktabfluss
Q_{D2}	schneller Direktabfluss
Q_{ges}	Gesamtabfluss
Q_I	Interflow
Q_o	Oberflächenabfluss
QOI	Oberflächenabfluss-Index
Q_z	Zwischenabfluss
RMSE	Root mean square error (mittlerer quadratischer Fehler)
SCS	Soil Conservation Service
SDG	Sustainable Development Goals (Nachhaltige Entwicklungsziele)
SOF	Saturation overland flow (Abfluss von Sättigungsflächen)
SSF	subsurface stormflow (schnelle unterirdische Abflussbildung)
SWR	Sickerwasserrate
TGB	LARSIM-Teilgebiet
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHH	Wasserhaushalt
WHM	Wasserhaushaltsmodell
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Süßwassersysteme sind von großer Bedeutung für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen und spielen eine Schlüsselrolle beim Transport von Stoffen vom Binnenland in die Ozeane. Ihre Einzugsgebiete werden oft intensiv genutzt und bewirtschaftet, wodurch eine Reihe von direkten und indirekten Emissionen in die Gewässersysteme verursacht wird. Eine umfassende Überwachung der Wasserqualität und die Kenntnis über die Quellen der eingetragenen Stoffe sind von entscheidender Bedeutung für die Ausweisung von Maßnahmen im Gewässerschutz.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Flussgebieten stellt mit ihren Tochterrichtlinien auf Ebene der Europäischen Union das grundlegende Instrument zum Gewässerschutz dar (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2000). Für die Umsetzung der in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten Emissionsminderungsmaßnahmen sind sowohl die Kenntnis der Quellen der Stoffeinträge als auch der Emissionspfade notwendig.

Das Umweltbundesamt nutzt für die bundesweite Bilanzierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer das **Stoffeintragsmodell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions)** und entwickelt es auch fortlaufend weiter (Fuchs et al. 2010; Fuchs et al. 2017a; Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2018; Fuchs et al. 2022; Morling und Fuchs 2021). Über die implementierten Modellansätze werden räumlich differenziert die Stoffeinträge über unterschiedliche Eintragspfade bilanziert. Dabei werden für Plausibilisierungszwecke in der bundesweiten Betrachtung auch die ausländischen Gebietsteile der Flussgebiete berücksichtigt.

Die Ableitung der Wasserhaushaltskomponenten für MoRE erfolgte dabei bisher anhand eines vereinfachten Ansatzes auf Grundlage vorliegender Pegeldaten nach Behrendt et al. (1999). Die Berechnung und die Kalibrierung des Gesamtabflusses mit diesem Ansatz ist sehr arbeitsintensiv und einer der fehleranfälligsten Arbeitsschritte in der bisherigen Modellierung. Darüber hinaus ist es schwierig, die Wasserhaushaltskomponenten für die ausländischen Gebietsteile der in MoRE abgebildeten Flusseinzugsgebiete abzuleiten. Zur Plausibilisierung der berechneten Stoffeinträge ist es aber von entscheidender Bedeutung, dass für die gesamten Flussgebiete ein kohärenter Datensatz zum Wasserhaushalt verfügbar ist. Es besteht daher die Notwendigkeit, die Ausweisung des Wasserhaushaltes und der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten in MoRE zu verbessern. Dabei sind bestehende Synergien zu nutzen.

Hierfür wird eine Koppelung der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung mit dem **Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME (Large Area Runoff Simulation Model - MittelEuropa)** der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) angestrebt. LARSIM-ME bietet eine robuste, prozess-orientierte, kontinuierliche und konsistente Simulation des Wasserhaushaltes für die deutschen Stromgebiete und die ausländischen Flussgebietsanteile. Das birgt ein großes Potential an Verbesserungsmöglichkeiten für die Modellaussagen zu Stoffeinträgen. Die Verwendung von LARSIM-ME in diesem Kontext stellt jedoch veränderte Anforderungen an das System. In dem Projekt wurde eine vertiefte Validierung und eine gezielte Methodenverbesserung bezüglich der Simulation, Separation und Interpretation von Abflusskomponenten mit LARSIM-ME, sowie eine plausible Abbildung der für MoRE relevanten Abflusskomponenten angestrebt. Da LARSIM-ME ursprünglich nicht mit Blick auf die Stoffeintragsmodellierung entwickelt wurde, sollten Defizite identifiziert und Möglichkeiten zur zukünftigen Verbesserung aufgezeigt werden.

Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME

Im Rahmen einer vergleichenden Voruntersuchung wurde die Ausgangssituation analysiert. Für eine Einordnung der vorliegenden Ergebnisse für den Wasserhaushalt aus beiden Modellen

wurden die **Jahressummen der Gesamtabflüsse** gegenübergestellt. Für die Gesamtfläche Deutschlands sind die LARSIM-ME-Ergebnisse für die untersuchten Jahre (2012-2014) ähnlich wie im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt. Allerdings ergeben sich auf der regionalen Ebene der MoRE-Analysegebiete große Unterschiede in den Jahressummen des Gesamtabflusses zwischen den beiden Ansätzen. Die Unterschiede sind räumlich und zeitlich sehr heterogen. Die Gegenüberstellung mit gemessenen Abflüssen zeigte, dass die Abweichungen für LARSIM-ME deutlich geringer sind als im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt. Somit führt die LARSIM-ME-Modellierung generell zu besseren Ergebnissen bezüglich des Gesamtabflusses.

Statistische Analysemethoden zeigten, dass größere Abweichungen der LARSIM-ME Ergebnisse insbesondere entweder in kleinen Einzugsgebieten, in Einzugsgebieten mit sehr spezifischen naturräumlichen Charakteristika oder direkt durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen beeinflussten Einzugsgebieten vorliegen. Diese Ergebnisse sind somit kein Hinweis auf eine unrealistische Abflussbildung im Modell. Ebenfalls konnte gezeigt werden, dass die Parametrisierung von LARSIM-ME teilweise nicht ausreicht, um lokale Besonderheiten wie das Abflussgeschehen in karstbeeinflussten Gewässern abzubilden. Da hier zumeist Daten über die genauen Fließwege fehlen, stellt dies generell eine Herausforderung in der Wasserhaushaltsmodellierung dar.

Die mit LARSIM-ME ermittelten Gesamtabflüsse können als grundsätzlich valide angesehen werden. Die flächendifferenzierten Gesamtabflüsse können somit als Grundlage für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE verwendet werden. Eine entsprechende Nutzung bedarf aber aktuell mehrerer Schritte, da die verwendeten Datengrundlagen in beiden Modellen noch nicht harmonisiert werden konnten.

So weist die **Landnutzungsparametrisierung und -klassifizierung** in den beiden Modellen Unterschiede auf. Das betrifft einerseits die räumliche Auflösung und zeitliche Gültigkeit der als Datengrundlage verwendeten Landnutzungsinformation und andererseits die Definition und Aggregation der einzelnen Landnutzungsklassen. Für LARSIM-ME wurden CORINE 2006 Landnutzungsdaten verwendet. In der aktuellen MoRE-Version wird das Landbedeckungsmodell 2018 (UBA 2019) verwendet, das eine wesentlich höhere räumliche Auflösung aufweist. Für LARSIM-ME wurden die Landnutzungen zu 16 Klassen aggregiert. In MoRE werden bisher neun Landnutzungsklassen verwendet. Die stärker aggregierten MoRE-Landnutzungsklassen können nicht einfach durch eine erneute Aggregation der LARSIM-Landnutzungsklassen erreicht werden.

Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen LARSIM-ME und MoRE besteht in der Ausweisung von versiegelten Flächen. Für die städtischen Gebiete liegen in LARSIM-ME drei Landnutzungsklassen vor, für die unterschiedliche konstante Versiegelungsgrade verwendet werden. In MoRE umfasst die Landnutzungsklasse „städtische Gebiete“ versiegelte und unversiegelte Teile, die anhand eines für Europa flächendeckend vorliegenden Datensatzes (Imperviousness Density 2018, EU Copernicus programme 2020) ausgewiesen werden. Innerhalb Deutschlands wird in LARSIM-ME insgesamt eine geringere versiegelte Fläche ausgewiesen als in MoRE, wobei davon ausgegangen werden kann, dass die versiegelte Fläche in MoRE aufgrund der Verwendung eines aktuelleren und differenzierten Datensatzes realistischer ist.

Im Zuge der Projektbearbeitung wurden Möglichkeiten abgewogen, die Landnutzung in LARSIM-ME zu aktualisieren und mit MoRE zu harmonisieren. Allerdings ist die Parametrisierung der Landnutzung eng mit der Bodenparametrisierung verknüpft. Die Aktualisierung der Bodenparameter ist methodisch aufwändiger, hätte voraussichtlich aber auch größeren Einfluss auf die Modellergebnisse. Zudem müsste selbst bei nur relativ geringen Anpassungen die

Kalibrierung des Modells überprüft und ggf. angepasst werden. Auf Grund der begrenzten Kapazitäten im Projekt wurde daher der bisher verwendete Landnutzungsdatensatz beibehalten und mittels einer pragmatischen Methodik eine Übertragung der landnutzungsspezifischen LARSIM-Abflusskomponenten auf die MoRE-Landnutzungsklassen angestrebt.

Zunächst wurde durch Verschneidung der in MoRE verwendeten Landnutzung mit den LARSIM-ME-Teilgebieten die Flächen jeder Landnutzungskategorie ermittelt. Anschließend wurden durch Aggregation, die Flächen der zugehörigen übergeordneten MoRE-Landnutzungsklassen bestimmt. Für jedes Teilgebiet wurde das Verhältnis der Flächen der einzelnen Landnutzungen in LARSIM zur Fläche der zugeordneten MoRE-Landnutzung bestimmt. Diese Verhältnisse wurden verwendet, um aus den landnutzungsspezifischen Abflusshöhen aus LARSIM-ME für jede MoRE-Landnutzung eine flächengewichtete Abflusshöhe zu bestimmen.

Um sicherzustellen, dass die Methodik zur Übertragung keine ungewollten Effekte auf den Wasserhaushalt hat, wurde der Wasserhaushalt vor und nach der Übertragung verglichen. Dabei lagen die Unterschiede in einer absolut zufriedenstellenden Größenordnung. Längerfristig ergeben sich aus der durchgeführten Übertragung mehrere Möglichkeiten zur Aktualisierung der Landnutzung in LARSIM-ME und zur Harmonisierung mit MoRE.

In LARSIM-ME werden bislang drei Abflusskomponenten differenziert: Basisabfluss (Q_B), Interflow (Q_I) und Direktabfluss (Q_D).

Zur **Plausibilisierung des Basisabflusses** in LARSIM-ME wurde der Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss überprüft. Als Referenzwert wurde der Baseflow-Index, der den relativen Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe beschreibt, mit dem Verfahren nach Kille (1970) in der von Demuth (1993) beschriebenen Form aus den Abflussmessungen ermittelt. Dabei wurden die Jahre 1998 bis 2018 berücksichtigt, wobei an jedem Pegel nur jeweils vollständige Kalenderjahre benutzt wurden. Dem Referenzwert wurde der Anteil des simulierten Basisabflusses am simulierten Gesamtabfluss aus LARSIM-ME gegenübergestellt. An vielen Pegeln zeigten sich teils große Abweichungen. Auch an Pegeln, an denen der Gesamtabfluss gut abgebildet wird, wird der Basisabflussanteil häufig nur unzureichend nachgebildet. Ergänzend zeigte die visuelle Analyse, dass neben der Menge auch die Dynamik des simulierten Basisabflusses nicht gut mit der gemessenen Ganglinie übereinstimmt.

Eine bessere Einstellung des Basisabflusses wäre nur durch eine Neukalibrierung des Modells erreichbar. Dabei kann eine Anpassung des Basisabflusses im Modell nicht unabhängig von den anderen Abflusskomponenten erfolgen. Eine komplette Neukalibrierung des Modells war im gegebenen Projektrahmen nicht möglich. Daher wurde ein alternatives Vorgehen zur **Bestimmung des Basisabflusses** im Postprozessing entwickelt, um zu einer realistischeren Abschätzung zu kommen.

Analog zu den Ansätzen im Hydrologischen Atlas Deutschland (HAD) wurde davon ausgegangen, dass der in der Fläche gebildete Basisabfluss näherungsweise der Grundwasserneubildung entspricht. Folglich kann der relative Anteil des grundwasserbürtigen Abflusses am Gesamtabfluss als Baseflow-Index ausgedrückt werden. Der Baseflow-Index wurde ermittelt, indem die Werte der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung (HAD, Tafel 5.5) mit den Werten der mittleren jährlichen Abflusshöhe (HAD, Tafel 3.5) dividiert wurden. Durch Verschneidung mit den LARSIM-Teilgebieten ergaben sich spezifische Baseflow-Index-Referenzwerte.

Es wird davon ausgegangen, dass die so ermittelten langjährigen Mittel des Baseflow-Index auch auf Einzeljahre angewandt werden können, der Baseflow-Index bei jahresweiser Betrachtung

also in etwa zeitlich konstant ist (vgl. Jankiewicz et al. 2005). Für eine zeitlich höher aufgelöste Betrachtung ist diese Annahme nicht zulässig.

Schließlich wurde für jedes Teilgebiet der Basisabfluss jahresweise aus dem mit LARSIM-ME (landnutzungsspezifisch) berechneten flächenhaft gebildeten Gesamtabfluss im Postprocessing abgeleitet.

Zur **Separierung des Oberflächenabflusses** Q_o wurde ebenfalls auf den Hydrologischen Atlas Deutschland zurückgegriffen. Der Oberflächenabfluss wurde als Zwischenprodukt im Hydrologischen Atlas Deutschland verwendet und wurde als separater Rasterdatensatz von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe bezogen. Dieser Rasterdatensatz dient als Referenzwert für den mittleren Oberflächenabfluss auf Ackerflächen. In die Berechnung gehen die Jahresniederschläge als zeitlich variable Größe ein. Der relative Anteil des Oberflächenabflusses auf Ackerflächen wurde nicht auf den Gesamtabfluss bezogen, sondern auf die Jahres-niederschlagssumme und als Oberflächenabfluss-Index berechnet.

Für die flächendifferenzierte Ermittlung des Oberflächenabflusses wurde LARSIM-ME zunächst um die vierte Abflusskomponente Q_{D2} (schneller Direktabfluss), die näherungsweise den Oberflächenabfluss repräsentiert, erweitert. Dabei wurde das Modell so konfiguriert, dass sich keine bzw. nur minimale Veränderungen am simulierten Abfluss ergeben. Lediglich der Direktabfluss wird in zwei Komponenten Q_D und Q_{D2} aufgeteilt. Die Abtrennung von Q_{D2} in LARSIM-ME wurde so optimiert, dass der Oberflächenabfluss-Index im Mittel bestmöglich nachgebildet wird. Mit dem so angepassten Modell wurden dann die drei für die Stoffeintragsmodellierung ausgewählten Kalenderjahre 2016-2018 erneut simuliert. Aus diesen Simulationen ergeben sich für jedes LARSIM-ME-Teilgebiet und jede Landnutzung (auch nicht-Acker) die Jahressummen des Oberflächenabflusses.

Da flächendeckende Referenzdaten für den Oberflächenabfluss auf anderen Landnutzungen als Acker nicht vorlagen, wurde auf Ergebnisse von vorliegenden, detaillierten Wasserhaushaltssimulationen zurückgegriffen. Aus einer Bearbeitung für Luxemburg lagen beispielsweise solche Daten vor. Darauf aufbauend wurde das mittlere Verhältnis zwischen Oberflächenabfluss auf Acker und anderen Landnutzungen ermittelt (natürliche Flächen/Wald und Grünland). Entsprechend wurden in einem Postprocessing-Schritt die berechneten Verhältnisse als Reduktionsfaktoren auf die landnutzungsspezifischen Modellergebnisse für den Oberflächenabfluss angewendet.

Für Gebiete außerhalb Deutschlands, für die keine Referenzwerte zur Verfügung stehen, wurde der Oberflächenabfluss anhand des schon bislang in MoRE verwendeten Ansatzes auf Grundlage des Gesamtabflusses berechnet. Dabei wurde der Oberflächenabfluss spezifisch für die Landnutzung und die Teilgebiete aus dem Gesamtabfluss berechnet.

Der **Zwischenabfluss** Q_z ergibt sich entsprechend als Restgröße aus Gesamtabfluss abzüglich Basis- und Oberflächenabfluss. Bei diesem Vorgehen können sich Ungenauigkeiten und Probleme ergeben, insbesondere für die ausländischen Gebiete. Fallen in einem Zwischeneinzugsgebiet hohe Basisabflussanteile und ein hoher Gesamtabfluss zusammen, so kann es vorkommen, dass Basisabfluss und Oberflächenabfluss in Summe bereits den Gesamtabfluss ergeben. Der Zwischenabfluss ist in einem solchen Gebiet gleich Null.

Zur **Plausibilisierung der ermittelten Abflusskomponenten** wurden die Jahressummen der Abflusskomponenten für die Einzeljahre 2016 bis 2018 sowie die zugehörige langjährige mittlere Referenzgröße aus dem Hydrologischen Atlas Deutschland gegenübergestellt.

Für den Gesamtabfluss wurde das langjährige Mittel nach Hydrologischem Atlas Deutschland (Tafel 3.5) den berechneten Werten der Einzeljahre gegenübergestellt. Es zeigte sich prinzipiell

eine Übereinstimmung des geographischen Musters der berechneten Abflusshöhen der Einzeljahre. Die Abflusshöhen sind in den Einzeljahren tendenziell etwas geringer als im langjährigen Mittel. Dies betrifft insbesondere die trockeneren Jahre 2017 und 2018 und erscheint plausibel.

Der berechnete Basisabfluss wurde mit der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung laut Hydrologischem Atlas Deutschland (Tafel 5.5) verglichen. Insgesamt zeigt sich innerhalb Deutschlands eine gute Übereinstimmung des Musters der Abflusshöhen der Einzeljahre. Wie beim Gesamtabfluss ergeben sich für die Einzeljahre eher geringere Abflusshöhen als im langjährigen Mittel.

Der flächenhafte Oberflächenabfluss auf Acker wurde mit den Daten des langjährigen Mittels aus dem Rasterdatensatz der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe verglichen. Innerhalb Deutschlands ist die Übereinstimmung des räumlichen Musters der Einzeljahre mit dem langjährigen Mittel erwartungsgemäß gut. Ebenfalls erwartungsgemäß ergeben sich Unterschiede zwischen den drei Einzeljahren. Auch wenn die Daten des Hydrologischen Atlas Deutschlands die aktuell bestmögliche verfügbare Referenzgröße darstellen, erscheinen die im Datensatz enthaltenen Werte für reinen Oberflächenabfluss insgesamt recht hoch. Zu Validierungsarbeiten des Referenzdatensatzes liegen keine Informationen vor, sodass die Unsicherheit der Referenzdaten und damit die Unsicherheit der Ergebnisse des optimierten Oberflächenabflusses aus LARSIM-ME schwer eingeschätzt werden kann. Des Weiteren ergeben sich auf Basis des MoRE-Ansatzes zur Ableitung des Oberflächenabflusses in der abflussreichen Schweiz sehr hohe Oberflächenabflusswerte auf Grund der direkten Abhängigkeit des Oberflächenabflusses vom Gesamtabfluss.

Für den Zwischenabfluss gibt es keine Referenz aus dem Hydrologischen Atlas Deutschland. Innerhalb Deutschlands ist die räumliche Verteilung und die Abflusshöhe des Zwischenabflusses unauffällig. In den Gebieten außerhalb Deutschlands zeigen sich bezogen auf das methodische Vorgehen (Ausweisung als Restgröße) einige Probleme. Besonders deutlich wird dies in der Schweiz, wo sich für benachbarte Pegelkontrollbereiche z. T. sehr unterschiedliche Zwischenabflusshöhen ergeben.

Zu den **nicht durch LARSIM-ME abgedeckten Gebieten** zählen Inseln und Küstengebiete, die aber in MoRE berücksichtigt werden. Zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen für diese bisher nicht berücksichtigten Gebiete wurde im Rahmen dieses Projektes eine einfache Herangehensweise gewählt, die nur auf die deutschen Inseln angewendet wurde. Die Ausweisung der Wasserhaushaltsgrößen erfolgte mittels einer Übertragung von vorliegenden Abflusswerten aus anderen Gebieten. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die für die Inseln übertragenen Abflusshöhen mit höherer Unsicherheit behaftet sind. Zukünftig sollten die Inseln als eigene Teilgebiete in LARSIM-ME ergänzt werden. Dabei stellt auch bei dieser Vorgehensweise das Fehlen von Messwerten eine Einschränkung für die Kalibrierung dar.

Integration des LARSIM-ME-Wasserhaushaltes in das Stoffeintragsmodell MoRE

Da das Stoffeintragsmodell MoRE andere Raumeinheiten als LARSIM-ME verwendet, müssen die von LARSIM-ME ausgewiesenen landnutzungsspezifischen Abflusshöhen sowie die Jahresniederschläge auf die MoRE-Analysegebiete übertragen werden. Hierfür wurden die LARSIM-Teilgebiete mit den MoRE-Analysegebieten verschnitten und für jede Landnutzungs- und jedes Analysegebiet die Fläche bestimmt, die durch Abflussdaten abgedeckt wird. Bei einer nahezu vollständigen Abdeckung ($\geq 80\%$ der Fläche) wurde die Abflusshöhe der jeweiligen Landnutzung pro MoRE-Analysegebiet flächengewichtet berechnet. Bei weniger als 80% Abdeckung, wurde der Mittelwert aus allen Landnutzungen verwendet. Der Anteil von Flächen ohne Abflusswerte ist insgesamt sehr gering ($< 1\%$) und für die meisten Landnutzungen in der

Regel < 2 %. Lediglich für Feuchtgebiete und Tagebauflächen ist die Abdeckung schlechter. Dies liegt daran, dass es sich hierbei oft um sehr kleine Flächen handelt, die in dem von LARSIM-ME verwendeten Landnutzungsdatensatz im Vergleich zu dem räumlich höher aufgelösten Datensatz in MoRE, unterrepräsentiert sind.

Um für alle deutschen Inseln Abflussdaten für die Berechnung zu hinterlegen, wurde eine Übertragung der landnutzungsspezifischen Abflusshöhen aus anderen Analysegebieten vorgenommen.

Die Übertragung der Jahresniederschläge erfolgte flächengewichtet.

In MoRE kann der Abfluss als Produkt der Abflusshöhe und der Fläche der jeweiligen Landnutzung im Analysegebiet berechnet werden.

Der Abfluss aus Dränagen wird für die Landnutzungsklassen Acker- und Grünland benötigt. Die Berechnung erfolgt unter Verwendung der Basis- und Zwischenabflusshöhe.

Die urbanen Abflusskomponenten unterscheiden sich in MoRE wesentlich von LARSIM-ME, da in LARSIM-ME derzeit keine Kläranlagenabflüsse berücksichtigt werden. Die einzige urbane Abflusskomponente in LARSIM-ME stellt der Direktabfluss von versiegelten Flächen dar. Die Abflusshöhen für versiegelte Flächen aus LARSIM-ME wurden ebenfalls auf die Analysegebiete übertragen und in MoRE importiert. Sie werden in einer internen Berechnung für eine Korrektur der Wasserbilanz verwendet. Diese Korrektur wird nur durchgeführt, wenn der gesamte urbane Abfluss nach MoRE größer ausfällt als der Direktabfluss über versiegelte Flächen nach LARSIM-ME. Diese Korrektur entspricht allerdings einer ersten Näherung. Damit die Vorgänge im gesamten Einzugsgebiet adäquat abgebildet werden können, ist eine zukünftige Berücksichtigung der Kläranlagenabflüsse in LARSIM-ME notwendig.

Die modellierten Abflussmengen für die Jahre 2016 bis 2018 liegen im Mittel bei 92.110 Mio. m³/a. Das sehr trockene Jahr 2018 setzt sich dabei deutlich ab. Im Mittel stammen 15 % des Gesamtabflusses von urbanen Systemen (Kläranlagen, Kanalisationssysteme). Anteilig entfallen die größten Abflussmengen auf Zwischen- und Basisabfluss, die im Mittel jeweils ca. ein Drittel des Gesamtvolumens ausmachen.

Die Gegenüberstellung von modellierten Gesamtabflüssen und Pegelmessungen zeigt eine sehr gute Übereinstimmung. Für alle drei betrachteten Jahre 2016 bis 2018 weisen 50 % der gegenübergestellten Pegel eine Abweichung (gemessen/modelliert) unter 10 % auf.

Modellierung der Stickstoff-Einträge mit dem Modell MoRE

Im Zuge der Implementierung der Wasserhaushaltsdaten von LARSIM-ME für die Modellierung von Stoffeinträgen mit MoRE, sollte die durchgeführte Abflusseparation anhand der Modells substanz Stickstoff geprüft werden. Der Transport von Stickstoff durch die Umweltkompartimente erfolgt vorrangig in gelöster Form und ist somit unmittelbar an die Wasserflüsse gekoppelt. Die Modellierung der Stickstoff-Einträge erfordert, dass valide Konzentrationsdaten für unterschiedliche Abflusskomponenten verfügbar sind und die verwendeten Modellansätze zur Beschreibung des Stickstofftransportes zu realitätsnahen Abschätzungen führen. Neben der Umstellung des Wasserhaushaltes wurden teilweise auch aktuellere Eingangsdaten und neue Berechnungsansätze verwendet.

Von grundlegender Bedeutung sind die diffusen Eintragsfade Zwischenabfluss und Grundwasser, da diese die Haupteinträge für Stickstoff darstellen und auch die größten Wassermengen umfassen.

Für jedes MoRE-Analysegebiet wird landnutzungsspezifisch die Menge an Stickstoff bestimmt, die potentiell ausgetragen werden kann. Für die landwirtschaftlichen Flächen wird hierfür der

Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss nach Häußermann et al. (2019) verwendet. Für natürliche Flächen (Wald und naturnahe Vegetation) wird davon abweichend eine mittlere Stickstoff-Auswaschung unterhalb der Wurzelzone von 5,5 kg/(ha·a) angenommen (Kiese et al. 2011, Beisecker et al. 2012). Für die übrigen Landnutzungskategorien (Siedlungsfreiflächen, offene Flächen und Feuchtgebiete) wird als potentieller Austrag die atmosphärische Stickstoff-Deposition auf diese Flächen verwendet.

Für die Bodenpassage wird mit einem vereinfachten Ansatz eine Reduktion der in den Boden eingetragenen Stickstoff-Menge modelliert, die den Rückhalt im Boden bzw. den Abbau durch Denitrifikation widerspiegelt. Der hier genutzte Ansatz wird lediglich auf die eingetragenen Stickstoff-Überschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen angewendet und bezieht sich auf Arbeiten von Velthof et al. (2007) und Keuskamp et al. (2012).

Die aus der Wurzelzone ausgewaschene Menge an Stickstoff unterhalb von Acker- und Grünland wird als Fraktion des Stickstoff-Überschusses berechnet. Dafür werden verschiedene Reduktionsfaktoren bestimmt, welche die jeweils vorliegenden Bodeneigenschaften in Abhängigkeit von der Landnutzung in einem Gebiet repräsentieren. Der Reduktionsfaktor für Bodentextur wird als Hauptfaktor angesehen, der das Verhältnis von Auswaschung und Abbau durch Denitrifikation steuert. Für die Einteilung der Bodentexturklassen wurden mittlere Gehalte an Ton, Schluff und Sand pro Acker- und Grünland und pro MoRE-Analysegebiet verwendet. Das Denitrifikationspotential steigt mit zunehmendem Gehalt an organischem Kohlenstoff an. Der Reduktionsfaktor für den Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde auf Basis von mittleren Gehalten pro Acker- und Grünland und Analysegebiet abgeleitet. Die dafür verwendeten Daten wurden im Rahmen der Neuberechnung für den Eintragspfad Erosion (Fuchs et al. 2022) bereits unter Verwendung der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BUEK200, BGR 2020) aufbereitet. Böden mit flachen Wurzelzonen erlauben eine höhere Stickstoff-Auswaschung als Böden mit tieferen Wurzelzonen. Für den Reduktionsfaktor der Wurzeltiefe wurde die mittlere Wurzeltiefe unter Acker- und Grünland für jedes Analysegebiet bestimmt. Hierfür wurde der Rasterdatensatz zur „Effektiven Durchwurzelungstiefe“ (BGR 2015) herangezogen.

Unter Berücksichtigung dieser Reduktion kann die Konzentration im Zwischenabfluss berechnet werden. Zusammen mit der Abflussspende ergeben sich daraus die Stickstoff-Einträge über den Pfad **Zwischenabfluss**.

Davon abgegrenzt werden die Stickstoff-Einträge über den Pfad **Grundwasser** aus der Abflussspende im Grundwasser und den Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser berechnet. Für die Konzentrationen wird auf die Ergebnisse von Knoll et al. (2020) zurückgegriffen, die anhand von deutschlandweiten Grundwassermessdaten und zahlreichen Prädiktoren mit der Machine Learning Methode Random Forest eine flächendeckende Karte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser erstellen konnten. Diese wurde, bezogen auf Nitrat-Stickstoff, für die Modellierung in MoRE auf Ebene der Analysegebiete aufbereitet. Für die ausländischen Gebiete fehlen solche Informationen. Hier wird in der Modellierung der bisherige Ansatz nach Behrendt et al. (1999) beibehalten.

Weiterhin ist auch die Darstellung des Eintragspfades **Erosion** von Änderungen betroffen, hierfür wird auf die Ergebnisse eines kürzlich abgeschlossenen Vorhabens zurückgegriffen (Fuchs et al. 2022). Unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung wurde auf Basis aktualisierter und höher aufgelöster Datengrundlagen die Neuberechnung des mittleren jährlichen Bodenabtrages für Deutschland vorgenommen. Zur Berechnung der daraus resultierenden Sedimenteinträge in Gewässer wurde ein neuer methodischer Ansatz

implementiert, der u.a. die Anbindungswahrscheinlichkeit der Flächen an ein Oberflächen-gewässer berücksichtigt (Allion et al. 2021; Fuchs et al. 2022; Gebel et al. 2021).

Daneben wurden die Oberbodengehalte für Stickstoff im Rahmen des vorliegenden Projektes aktualisiert. Hierfür wurden mehrere Datensätze zu Oberbodengehalten ausgewertet, die jeweils nur für Deutschland, europaweit bzw. für die Schweiz zur Verfügung standen. Aufgrund des starken Zusammenhangs der Stickstoff-Gehalte mit der organischen Bodensubstanz wurde für Deutschland eine Regionalisierung analog zu dem Vorgehen von Fuchs et al. (2018) durchgeführt. Dafür wurden die Angaben zu den Humusgehaltsklassen genutzt, sowie die von Fuchs et al. (2022) erzeugte Karte der Humusgehalte für Deutschland. Die Flächen der Landnutzungs- und Humusgehaltsklassen wurden verschnitten und die medianen Oberbodengehalte zugewiesen. Für die Nutzung in MoRE wurden die Oberbodengehalte flächengewichtet nach Landnutzung auf die Analysegebiete übertragen.

Über alle Landnutzungen werden insgesamt rund 4.030 t/a Stickstoff-Eintrag in Gewässer über den Pfad Erosion modelliert. Mit einem Anteil von 79 % stellen die Ackerflächen die wichtigste Eintragsquelle für die Erosion dar.

Im Mittel liegen die modellierten **Stickstoff-Einträge über alle Eintragspfade** für den Zeitraum 2016 bis 2018 bei rund 453.970 t/a. Der größte Teil der Einträge (rund 77 %) stammt aus diffusen Quellen. Insbesondere der Zwischenabfluss und das Grundwasser tragen zusammen mehr als 50 % der gesamten Stickstoff-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands bei.

Diffuse Stickstoff-Einträge entstehen vorrangig durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung, diese machen rund 75 % der gesamten modellierten Stickstoff-Einträge aus. Dagegen stammen etwa 23 % der Einträge aus siedlungswasserwirtschaftlichen Quellen, die anteilig insbesondere in den größeren Städten und Ballungszentren dominieren.

Zur Plausibilisierung der Modellergebnisse wurden die modellierten Stickstoff-Frachten den beobachteten Gewässerfrachten an ausgewählten Gütemessstellen gegenübergestellt. Dabei zeigte sich eine weitgehend gute Übereinstimmung von modellierten und beobachteten Gewässerfrachten.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Wenngleich LARSIM-ME im Allgemeinen plausible Gesamtabflusshöhen liefert, könnte durch eine detailliertere Kalibrierung des Modells eine bessere Abbildung des Abflussvolumens und vor allem der Abflussdynamik erreicht werden. Die Umstellung des Wasserhaushaltes auf Basis von LARSIM-ME gewährleistet langfristig eine verbesserte Aussagefähigkeit der Modellergebnisse der Stoffeintragsmodellierung, insbesondere bezogen auf die einzelnen Abflusskomponenten. Die vorliegenden Ergebnisse können als valide eingeschätzt werden, auch wenn nach wie vor Verbesserungs- und Anpassungsbedarf besteht. Die Ergebnisse werden nach derzeitiger Einschätzung als deutlich realitätsnäher eingeschätzt als bisher. Darüber hinaus ist mit diesem Entwicklungsschritt das Modell szenarienfähig und kann für eine Vielzahl an weitergehenden Fragestellungen genutzt werden z.B. den Auswirkungen von klimatischen Entwicklungen im Zusammenhang mit veränderten Stoffeinträgen in die Gewässer.

Mit Blick auf die Stoffeintragsmodellierung liegt das Hauptdefizit des derzeitigen LARSIM-ME-Ergebnisse aber in der unzureichenden Abbildung der unterschiedlichen Abflusskomponenten. Für eine bessere Nutzbarkeit von LARSIM-ME für MoRE ist daher eine grundlegendere Überarbeitung zu empfehlen. Die entsprechenden Weiterentwicklungsschritte wurden im Rahmen des Projektes identifiziert. Dazu gehört u.a. die Verwendung einer mit MoRE konsistenten Landnutzung und Landnutzungsklassifizierung. Durch Nutzung der erweiterten Bodenparameter und des dynamischen Infiltrationsmoduls in LARSIM-ME könnte die

realistische Abbildung der Abflusskomponenten verbessert werden. Im Hinblick auf die urbanen Abflüsse, ist die Verwendung eines expliziten Versiegelungsgrads und die Berücksichtigung relevanter Kläranlagen als Einleiter in LARSIM-ME notwendig um die Konsistenz des Wasserhaushaltes von LARSIM-ME und der Stoffeintragsberechnung mit MoRE sicherzustellen.

Im Ergebnis dieses Vorhabens wurde der Grundstein gelegt um zukünftig die **Modellkette LARSIM-ME/MoRE** für die bundesweite Modellierung auf- und auszubauen bzw.

Weiterentwicklungsschritte in Angriff zu nehmen. Dieser Entwicklungsschritt bietet die effiziente Nutzung bestehender Synergien und stellt die bundesweite Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung mit den beiden Instrumenten auf eine kohärente methodische Basis. Die Datenflüsse können effizient gestaltet werden, so dass eine Langfristperspektive für die kombinierte Anwendung im nationalen und internationalen Raum sichergestellt ist.

Summary

Freshwater systems are of great importance for providing ecosystem services and play a key role in the substance transport from inland areas to oceans. Their catchments are often intensively used and managed, causing a range of direct and indirect emissions to water systems. Comprehensive water quality monitoring and knowledge about sources of the discharged substances are crucial for specifying measures on water protection.

The EU Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) for sustainable management of river basins, together with its daughter directives, represents the fundamental instrument for water protection at the European Union level (European Parliament and Council of the European Union 2000). For the implementation of the emission reduction measures required by the EU Water Framework Directive, knowledge of both the sources of substance emissions and the emission pathways is necessary.

The Federal Environment Agency uses the **substance emission model MoRE (Modelling of Regionalized Emissions)** for the nationwide estimation of substances emitted into surface waters and continues to develop it (Fuchs et al. 2010; Fuchs et al. 2017a; Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2018; Fuchs et al. 2022; Morling and Fuchs 2021). The implemented model approaches are used for balancing substance emissions on regional scale via different emission pathways. For plausibility purposes, the foreign parts of the river basins are also taken into account in the nationwide analysis.

So far, deriving the water balance components for MoRE has been carried out on the basis of a simplified approach based on available gauging data according to Behrendt et al. (1999). The calculation and calibration of total runoff with this approach is very labour-intensive and one of the most error-prone steps in the modelling to date. Furthermore, it is difficult to derive the water balance components for the foreign parts of the river basins included in MoRE. However, in order to check the plausibility of the calculated substance emissions, it is crucial that a coherent data set on runoff is available for the entire river basins. Therefore, it is necessary to improve the water balance and its individual components in MoRE. In doing so, existing synergies are to be used.

For this purpose, a coupling of the nationwide substance emission modelling with the **water balance model LARSIM-ME (Large Area Runoff Simulation Model - Central Europe)** of the Federal Institute of Hydrology is aimed at. LARSIM-ME offers a robust, process-oriented, continuous and consistent simulation of the water balance for the domestic and foreign parts of river basins. This holds great potential for improving the modelling on substance emissions. However, the use of LARSIM-ME in this context demands adaptations on the system. The project aimed at a deeper validation and a specific methodological improvement with regard to the simulation, separation and interpretation of runoff components with LARSIM-ME, as well as a plausible representation of the runoff components relevant for MoRE. Since LARSIM-ME was not originally developed concerning substance emission modelling, deficits should be identified and possibilities for future improvement should be shown.

Water balance modelling with LARSIM-ME

The initial situation was analyzed. To rank available results for the water balance from both models, the **annual total runoffs** were compared. Considering the total area of Germany, the LARSIM-ME results for the years investigated (2012-2014) are similar to those in the previous MoRE water balance. However, at the regional level of the MoRE analytical units, large differences in the annual total runoffs between the two approaches were identified. The differences are spatially and temporally very heterogeneous. The comparison with measured

discharges showed that the deviations for LARSIM-ME are significantly smaller than in the previous MoRE water balance. Thus, the LARSIM-ME modelling generally leads to better results with regard to the total runoff.

Statistical analysis showed that larger deviations of the LARSIM-ME results are particularly present in small catchments, in catchments with very specific natural characteristics or catchments directly influenced by water management measures. These results are therefore not an indication of unrealistic runoff formation in the model. It could also be shown that the parameterization of LARSIM-ME is partly insufficient to represent local characteristics such as the runoff events in karst-influenced water bodies. Since data on the exact flow paths are usually lacking there, this generally represents a challenge in water balance modelling.

The total discharges determined with LARSIM-ME can be considered fundamentally valid. The runoff depths can thus be used as a basis for substance emission modelling with MoRE. However, a corresponding use currently requires several steps, as the data basis used in both models could not yet be harmonized.

The **land use parameterization and classification** in the two models show differences. On the one hand, this relates to the spatial resolution and temporal validity of the land use information used as a data basis. On the other hand, it relates to the definition and aggregation of the individual land use classes. CORINE 2006 land use data were used for LARSIM-ME. The current MoRE version uses the 2018 land cover model (UBA 2019), which has a much higher spatial resolution. For LARSIM-ME, the land uses were aggregated into 16 classes. In MoRE, nine land use classes have been used so far. The higher aggregated MoRE land use classes cannot be achieved by re-aggregating the LARSIM land use classes.

Another important difference between LARSIM-ME and MoRE is the designation of sealed areas. For the urban areas, three land use classes are present in LARSIM-ME, for which different constant sealing degrees are used. In MoRE, the land use class "urban areas" comprises sealed and unsealed parts, which are designated using a dataset available for the whole of Europe (Imperviousness Density 2018, EU Copernicus programme 2020). For Germany, LARSIM-ME shows a lower total sealed area than MoRE, although it can be assumed that the sealed area in MoRE is more realistic due to the use of a more up-to-date and higher differentiated data set.

In the course of the project work, possibilities to update the land use in LARSIM-ME and harmonize it with MoRE were considered. However, the parameterization of land use is closely linked to the soil parameterization. Updating the soil parameters is methodologically more complex and would probably also have a greater influence on the model results. Moreover, even with only relatively minor adjustments, the calibration of the model would have to be checked and adjusted if necessary. Due to the limited capacities in the project, the land use dataset used so far was therefore retained and a transfer of the land use-specific LARSIM runoff components to the MoRE land use classes was aimed for using a pragmatic solution.

First, the areas of each land use category were determined by intersecting the land use used in MoRE with the LARSIM-ME sub-units. Then, the areas of the associated higher-level MoRE land use classes were determined by aggregation. For each sub-unit, the ratio of the area of each land use in LARSIM to the area of the associated MoRE land use was calculated. These ratios were used to determine an area-weighted runoff depth from the land use-specific runoff depth from LARSIM-ME for each MoRE land use.

To ensure that this transfer methodology did not have any unwanted effects, the water balance before and after the transfer was compared. The differences were of a satisfactory order of

magnitude. In the longer term, the transfer carried out gives rise to several possibilities for updating land use in LARSIM-ME and harmonizing it with MoRE.

In LARSIM-ME, three runoff components have been differentiated so far: baseflow (Q_B), interflow (Q_I) and direct flow (Q_D).

To check the **plausibility of the baseflow** in LARSIM-ME, the proportion of the baseflow to the total runoff was checked. As a reference value, the baseflow index, which describes the proportion of the baseflow to the total runoff, was determined from the discharge measurements using the method according to Kille (1970) in the form described by Demuth (1993). The years 1998 to 2018 were considered, whereby only complete calendar years were used at each gauging station. These reference values were compared with the proportion of the simulated baseflow to the simulated total runoff from LARSIM-ME. At many gauges, there were partly large deviations. Even at gauging stations where the total discharge is well represented, the baseflow proportion is often only inadequately simulated. In addition, the visual analysis showed that not only the quantity but also the dynamics of the simulated baseflow did not correspond well with the measured hydrograph.

A better adjustment of the baseflow could only be achieved by recalibrating the model. The baseflow in the model cannot be adjusted independently of the other runoff components. A complete recalibration of the model was not possible within the given project framework. Therefore, an alternative procedure for **determining the baseflow** in post-processing was developed in order to derive a more realistic estimate.

Analogous to the approaches in the Hydrological Atlas of Germany (HAD), it was assumed that the baseflow formed in the area corresponds approximately to the groundwater recharge. Consequently, the relative proportion of groundwater-borne runoff to total runoff can be expressed as baseflow index. The baseflow index was determined by dividing the values of the mean annual groundwater recharge (HAD, plate 5.5) with the values of the mean annual runoff depth (HAD, plate 3.5). Specific baseflow index reference values were obtained by intersection with the LARSIM sub-units.

It is assumed that the long-term means of the baseflow index determined in this way can also be applied to individual years, i.e. that the baseflow index is roughly constant over time when viewed year by year (cf. Jankiewicz et al. 2005). This assumption is not permissible for a higher temporal resolution.

Finally, the baseflow for each sub-unit was derived for each considered year from the total runoff calculated with LARSIM-ME (land-use specific) in a post-processing step.

The Hydrological Atlas of Germany was also used to **separate the surface runoff Q_o** . Surface runoff was used as an intermediate product in the Hydrological Atlas of Germany and was obtained as a separate raster data set from the Federal Institute for Geosciences and Natural Resources. This raster data set serves as a reference value for the mean surface runoff on arable land. The annual precipitation is included in the calculation as a variable over time. Thus, the proportion of surface runoff on arable land was not related to the total runoff, but to the annual precipitation and was calculated as a surface runoff index.

For the area-differentiated determination of surface runoff, LARSIM-ME was first extended by the fourth runoff component Q_{D2} (rapid direct runoff), which approximately represents surface runoff. The model was configured in such a way that there are no or only minimal changes to the simulated runoff. Only the direct runoff is divided into two components Q_D and Q_{D2} . The separation of Q_{D2} in LARSIM-ME was optimised in such a way that the surface runoff index is reproduced as best as possible on average. The model adjusted in this way was then used to

simulate again the three calendar years 2016-2018 selected for the substance emission modelling. From these simulations, the annual surface runoff result for each LARSIM-ME sub-unit and each land use (also non-arable).

As comprehensive reference data for surface runoff on other land uses were not available, results from existing, detailed water balance simulations were used. For example, such data was available from a study for Luxembourg. Based on this, the average ratio between surface runoff on arable land and other land uses was determined (natural areas/forest and grassland). Accordingly, in a post-processing step, the calculated ratios were applied as reduction factors to the land-use-specific model results for surface runoff.

For foreign areas, for which no reference values are available, the surface runoff was calculated using the approach already used in MoRE. The surface runoff was calculated specifically for the land use and the sub-units from the total runoff.

The **interflow** Q_z results accordingly as the residual from total runoff minus baseflow and surface runoff. Inaccuracies and problems can arise with this procedure, especially for foreign areas. If a high baseflow and a high total runoff coincide in an intermediate catchment, it can happen that baseflow and surface runoff already add up to the total runoff. The interflow in such an area is equal to zero.

To check the **plausibility of the calculated runoff components**, the annual totals of the runoff components for the individual years 2016 to 2018 and the corresponding long-term mean reference value from the Hydrological Atlas of Germany were compared.

For the total runoff, the long-term mean according to the Hydrological Atlas of Germany (plate 3.5) was compared with the calculated values of the individual years. In principle, the geographical pattern of the calculated runoff depths of the individual years corresponded to the Hydrological Atlas of Germany. The runoff depths in the individual years tend to be somewhat lower than the long-term average. This applies in particular to the drier years 2017 and 2018 and seems plausible.

The calculated baseflow was compared with the mean annual groundwater recharge according to the Hydrological Atlas of Germany (plate 5.5). Overall, there is good agreement within Germany on the pattern of runoff depths for the individual years. As with the total runoff, the runoff depths for the individual years tend to be lower than the long-term average.

The areal surface runoff on arable land was compared with the data of the long-term mean from the raster data set of the Federal Institute for Geosciences and Natural Resources. Within Germany, the agreement of the spatial pattern of the individual years with the long-term mean is good, as expected. Differences between the three individual years are also as expected. Even though the data from the Hydrological Atlas of Germany currently represent the best possible available reference value, the values for pure surface runoff contained in the data set appear to be quite high overall. No information is available on validation work of the reference data set, so that the uncertainty of the reference data and thus the uncertainty of the results of the optimized surface runoff from LARSIM-ME is difficult to estimate. Furthermore, based on the MoRE approach for deriving surface runoff in runoff-rich Switzerland, very high surface runoff values result due to the direct dependence of surface runoff on total runoff.

There is no reference from the Hydrological Atlas of Germany for interflow. Within Germany, the spatial distribution and the depth of the interflow is inconspicuous. In foreign areas, some problems become apparent with regard to the methodological procedure (designation as a residual). This is particularly evident in Switzerland, where neighboring areas sometimes have very different interflow depths.

Areas not covered by LARSIM-ME include islands and coastal areas, which are, however, considered in MoRE. In order to determine the water balance variables for these areas a simple approach was chosen within the framework of this project, which was only applied to the German islands.

The water balance variables were determined by transferring existing runoff values from other areas. In principle, it can be assumed that the runoff depths transferred for the islands are subject to greater uncertainty. In future, the islands should be added as separate sub-units in LARSIM-ME. Even with this approach, the lack of measured values represents a limitation for the calibration.

Integration of the LARSIM-ME water balance into the substance emission model MoRE

Since the substance emission model MoRE uses different spatial units than LARSIM-ME, the land use-specific runoff depths and annual precipitation reported by LARSIM-ME have to be transferred to the MoRE analytical units. For this purpose, the LARSIM sub-units were intersected with the MoRE analytical units and the area covered by runoff data was determined for each land use class and analytical unit. If the coverage was almost complete ($\geq 80\%$ of the area), the runoff depth of the respective land use was calculated on an area-weighted basis for each MoRE analytical unit. In case of less than 80 % coverage, the average value from all land uses was used. The proportion of areas without runoff values is very low overall ($< 1\%$) and generally $< 2\%$ for most land uses. Only for wetlands and open pit mining areas, the coverage is worse. These are often very small areas that are underrepresented in the land use dataset used by LARSIM-ME compared to the spatially higher resolved dataset in MoRE.

In order to provide runoff data for the substance emission calculation for all German islands, the land use-specific runoff depths were transferred from other analytical units.

The transfer of annual precipitation was area-weighted.

In MoRE, runoff can be calculated as the product of the runoff depth and the area of the respective land use in the analytical units.

The runoff from tile drainages is required for the land use classes arable land and grassland. The calculation is carried out using the baseflow and interflow depths.

The urban runoff components in MoRE differ significantly from LARSIM-ME, as LARSIM-ME currently does not take runoff from wastewater treatment plant into account. The only urban runoff component in LARSIM-ME is the direct runoff from sealed surfaces. The runoff depths for sealed surfaces from LARSIM-ME were also transferred to the analytical units and imported into MoRE. They are used in an internal calculation for a correction of the water balance. This correction is only carried out if the total urban runoff according to MoRE turns out to be greater than the direct runoff over sealed surfaces according to LARSIM-ME. However, this correction corresponds to a first approximation. In order to represent the processes in the entire catchment more adequately, a future consideration of the wastewater treatment plants in LARSIM-ME is necessary.

The modelled runoff volumes for the years 2016 to 2018 are on average 92,110 million m³/a. The very dry year 2018 stands out clearly. On average, 15 % of the total runoff originates from urban systems (wastewater treatment plants, sewer systems). Proportionally, the largest runoff volumes are accounted for by interflow and baseflow, which each account for about one third of the total volume on average.

The comparison of modelled total discharges and water level measurements shows very good agreement. For all three years considered, 2016 to 2018, 50 % of the gauges compared show a deviation (measured/modelled) of less than 10 %.

Modelling nitrogen emissions with the MoRE model

In the course of implementing the water balance data of LARSIM-ME for the modelling of substance emissions with MoRE, the runoff separation carried out was to be tested using the model substance nitrogen. The transport of nitrogen through the environmental compartments occurs primarily in dissolved form and is thus directly coupled to the water flows. The modelling of nitrogen emissions requires that valid concentration data are available for different runoff components and that the model approaches used to describe nitrogen transport lead to realistic estimates. In addition to the conversion of the water balance, more up-to-date input data and new calculation approaches were partly used.

Of fundamental importance are the diffuse input pathways interflow and groundwater, as these represent the main emissions of nitrogen and also comprise the largest quantities of water.

For each MoRE analytical unit, the amount of nitrogen that can potentially be emitted is determined on a land-use-specific basis. For agricultural land, the nitrogen surplus according to Häußermann et al. (2019) is used for this purpose. For natural areas (forest and semi-natural vegetation), an average nitrogen leaching below the root zone of 5.5 kg/(ha·a) is assumed (Kiese et al. 2011, Beisecker et al. 2012). For other land use categories (green urban areas, open areas and wetlands), atmospheric nitrogen deposition onto these areas is used as the potential input.

For soil passage, a simplified approach is used to model a reduction for nitrogen entering the soil, which reflects retention in the soil or removal by denitrification. The approach used here is only applied to the nitrogen surpluses entered on agricultural land and refers to work by Velthof et al. (2007) and Keuskamp et al. (2012).

The amount of nitrogen leached from the root zone below arable land and grassland is calculated as a fraction of the nitrogen surplus. For this purpose, different reduction factors are determined, which represent the respective soil properties present depending on the land use in an area. The reduction factor for soil texture is considered the main factor controlling the ratio of leaching and degradation by denitrification. Average contents of clay, silt and sand per arable land and grassland and per MoRE analytical units were used for the classification of soil texture classes. The denitrification potential increases with increasing organic carbon content. The reduction factor for the organic carbon content was derived based on average contents per arable land and grassland and per analytical unit. The data used for this were already prepared as part of the work on the emission pathway erosion (Fuchs et al. 2022) using the soil map 1:200,000 (BUEK200, BGR 2020). Soils with shallow root zones allow higher nitrogen leaching than soils with deeper root zones. For the root depth reduction factor, the mean root depth under arable land and grassland was determined for each analytical unit. For this purpose, the raster data set on "effective root depth" (BGR 2015) was used.

Taking this reduction into account, the concentration in the interflow can be calculated. Together with the flow rate, this results in the nitrogen emissions via the path of **interflow**.

Separated from this, the nitrogen emissions via the **groundwater pathway** are calculated from the discharge in the groundwater and the nitrogen concentrations in the groundwater. For the concentrations, data were used from Knoll et al. (2020), who were able to create a nation-wide map of nitrate concentrations in groundwater using groundwater measurement data and numerous predictors with the machine learning method Random Forest. This was processed for nitrate-nitrogen for modelling in MoRE at the level of the analytical units. Such data or maps are

lacking for the foreign areas. Here, the previous approach according to Behrendt et al. (1999) is retained in the modelling.

Furthermore, the representation of the **erosion pathway** is also affected by changes, for which the results of a recently completed project are used (Fuchs et al. 2022). Using the universal soil loss equation, the mean annual soil erosion for Germany was recalculated on the basis of updated and higher-resolution data. A new methodological approach was implemented to calculate the resulting sediment emissions into water bodies, which considers, among other things, the probability of the land being connected to a surface water body (Allion et al. 2021; Fuchs et al. 2022; Gebel et al. 2021).

In addition, the topsoil contents for nitrogen were updated within the framework of the present project. For this purpose, several data sets on topsoil contents were evaluated, which were only available for Germany, Europe and Switzerland. Due to the strong correlation of nitrogen content with soil organic matter, a regionalization was carried out for Germany analogous to the procedure of Fuchs et al. (2018). For this purpose, the information on the humus content classes was used, as well as the map of humus contents for Germany produced by Fuchs et al. (2022). Land use and humus content classes were intersected and the median topsoil contents were assigned. For the use in MoRE, the topsoil contents were transferred to the analytical units area-weighted by land use.

Across all land uses, a total of around 4,030 t/a of nitrogen emissions into surface water bodies is modelled via the erosion pathway. With a proportion of 79 %, arable land is the most important source of emissions via erosion.

On average, the **modelled nitrogen emissions across all emission pathways** for the period 2016 to 2018 amount to 453,970 t/a. Most of the emissions (around 77 %) originate from diffuse sources. In particular, interflow and groundwater together contribute more than 50 % of the total nitrogen emissions to surface waters in Germany.

Diffuse nitrogen emissions arise primarily from agricultural management; these accounts for about 75 % of the total modelled nitrogen emissions. In contrast, about 23 % of the emissions originate from urban water management sources, which dominate in the larger cities and conurbations in particular.

To check the plausibility of the results, the modelled nitrogen loads were compared with the observed river loads at selected water quality monitoring sites. This showed a largely good agreement between modelled and observed river loads.

Conclusions and outlook

Although LARSIM-ME generally provides plausible total runoff depths, a more detailed calibration of the model could achieve a better representation of the discharge volumes and, above all, of the discharge dynamics. The conversion of the water balance based on LARSIM-ME ensures an improved significance of the model results of the substance emission modelling in the long term, especially related to the individual runoff components. The present results can be assessed as valid, even if there is still a need for improvement and adjustment. According to current estimates, the results are considered to be significantly closer to reality than before. Furthermore, this development step makes the MoRE model scenario-capable, which can be used for a variety of further questions, e.g. the effects of climatic change in connection with changed substance emissions into the surface water bodies.

With regard to substance emission modelling, however, the main deficit of the current LARSIM-ME results lies in the inadequate representation of the different runoff components. For a better usability of LARSIM-ME in MoRE, a more fundamental revision is therefore recommended. The

corresponding further development steps were identified within the framework of the project. These include the use of a land use dataset and classification consistent with MoRE. By using the extended soil parameters and the dynamic infiltration module in LARSIM-ME, the realistic representation of the runoff components could be improved. With regard to urban runoff, the use of an explicit sealing degree and the consideration of relevant wastewater treatment plants as dischargers in LARSIM-ME is necessary to ensure the consistency of the water balance of LARSIM-ME and the substance emission calculation with MoRE.

As a result of this project, the foundation was laid for the future development and expansion of the **LARSIM-ME/MoRE model chain** for nationwide modelling and to tackle further development steps. This development step offers the efficient use of existing synergies and places the nationwide water balance and substance emission modelling with the two instruments on a coherent methodological basis. The data flows can be designed efficiently so that a long-term perspective for the combined application in national and international fields is ensured.

1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Süßwassersysteme sind von großer Bedeutung für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen und spielen eine Schlüsselrolle beim Transport von Stoffen vom Binnenland in die Ozeane. Ihre Einzugsgebiete werden oft intensiv genutzt und bewirtschaftet, wodurch eine Reihe von direkten und indirekten Emissionen in die Gewässersysteme verursacht wird. Eine umfassende Überwachung der Wasserqualität und die Kenntnis über die Quellen der eingetragenen Stoffe sind von entscheidender Bedeutung für die Ausweisung von Maßnahmen im Gewässerschutz.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Flussgebieten stellt mit ihren Tochterrichtlinien auf Ebene der Europäischen Union das grundlegende Instrument zum Gewässerschutz dar (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2000). In Artikel 16 der WRRL ist festgelegt, dass spezifische Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch relevante Schadstoffe oder Schadstoffgruppen umzusetzen sind. Über die Richtlinie 2008/105/EG (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2008), geändert mit Richtlinie 2013/39/EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013) werden für prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen Umweltqualitätsnormen (UQN) als Zielgröße zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Oberflächengewässer vorgegeben.

Darüber hinaus hat die Europäische Kommission im European Green Deal das Ziel einer schadstofffreien Umwelt ausgerufen (Zero Pollution Ambition) und dieses Ziel im Mai 2021 mit einem „Zero Pollution Action Plan“ konkretisiert. Die Vision für 2050 ist: Die Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzung auf ein Level zu reduzieren, welches nicht mehr schädlich für Gesundheit und natürliche Ökosysteme ist.

Für die Umsetzung der in der WRRL geforderten spezifischen Emissionsminderungsmaßnahmen sowie zum Erreichen des Null-Schadstoff-Zieles sind sowohl die Kenntnis der Quellen der Stoffeinträge als auch der Emissionspfade notwendig. Die Beurteilung des resultierenden Schadensrisikos für die Gewässer (Binnengewässer und Meere gleichermaßen) sowie die menschliche Gesundheit als Grundlage der Maßnahmenplanung und –priorisierung erfordert eine adäquate Berücksichtigung des Wasserhaushaltes (WHH), da dieser eine der treibenden Größen für den Stofftransport und die Stoffeinträge in Gewässer ist.

Das Umweltbundesamt (UBA) nutzt für die bundesweite Bilanzierung der Nähr- und Schadstoffeinträge in die Oberflächengewässer das **Stoffeintragsmodell MoRE¹** (**Modelling of Regionalized Emissions**) und entwickelt es auch fortlaufend weiter (Fuchs et al. 2010; Fuchs et al. 2017a; Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2018; Fuchs et al. 2022; Morling und Fuchs 2021). Über die implementierten Modellansätze werden räumlich differenziert die Stoffeinträge über unterschiedliche Eintragspfade bilanziert. Dabei werden für Plausibilisierungszwecke in der bundesweiten Betrachtung auch die ausländischen Gebietsteile der Flussgebiete berücksichtigt. Die Ergebnisse sind sowohl die Grundlage zur Beschreibung der aktuellen Eintragssituation als auch zur Ableitung effizienter Reduzierungsmaßnahmen. Sie werden regelmäßig veröffentlicht und fließen in unterschiedliche Berichtsprozesse und Produkte ein, wie:

- WRRL: Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste (prioritäre Stoffe),

¹ Für weitere Informationen siehe auch Forschung - Arbeitsmethoden - MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) (kit.edu); Stoffeinträge in Gewässer | Umweltbundesamt und Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer | Umweltbundesamt.

- ▶ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) Sustainable Development Goal (SDG)-Indikator 14.1.a² - Index of coastal eutrophication,
- ▶ Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL): Folgebewertung und Maßnahmenplanung,
- ▶ Helsinki Commission (HELCOM): Pollution Load Compilation (PLC) und
- ▶ UBA-Produkte: Umweltatlas, Broschüre „Wasserwirtschaft in Deutschland“ etc.

In Bezug auf die Massenflüsse besonders relevant sind die Eintragspfade aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Direktabfluss, Zwischen- und Basisabfluss, Erosion) sowie dem urbanen Raum (Kläranlagenabläufe, Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen). Die Ableitung der Wasserhaushaltskomponenten erfolgte dabei bisher auf Basis eines vereinfachten Ansatzes auf Grundlage der vorliegenden Pegeldaten nach Behrendt et al. (1999). Die Berechnung und Kalibrierung des Gesamtabflusses mit diesem Ansatz ist sehr arbeitsintensiv und einer der fehleranfälligsten Arbeitsschritte in der bisherigen Modellierung. Darüber hinaus ist es schwierig, die Wasserhaushaltskomponenten für die ausländischen Teile der in MoRE abgebildeten Flussgebiete abzuleiten. Zur Plausibilisierung der berechneten Stoffeinträge ist es aber von entscheidender Bedeutung, dass für die gesamten Flussgebiete ein kohärenter Datensatz zum Wasserhaushalt verfügbar ist. Es besteht daher die Notwendigkeit, die Darstellung des Wasserhaushaltes in MoRE zu verbessern und bestehende Synergien zu nutzen. Mit einer konsistenten Wasserhaushaltsmodellierung können auch Szenarien betrachtet werden. Insbesondere die letzten Jahre haben gezeigt, wie wichtig die Berücksichtigung der sich ändernden klimatischen Bedingungen auch hinsichtlich der Auswirkungen auf die stoffliche Situation in unseren Oberflächengewässern ist.

Aus den genannten Gründen ist eine Verbesserung der Abbildung des Wasserhaushaltes und der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten ein wichtiger und unumgänglicher Entwicklungsschritt für das Modellinstrument MoRE. Hierfür wird im Rahmen dieses Projektes eine Koppelung der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung mit dem **Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME** (Large Area Runoff SIMulation Model - MittelEuropa) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) angestrebt. Das Modell LARSIM-ME wurde ausgewählt, da die Ergebnisse der Wasserhaushalts-berechnungen über Deutschland hinaus vorliegen und damit die Gebietsanforderung von MoRE abgedeckt ist. LARSIM-ME bietet neben den Stärken einer robusten, prozessorientierten, kontinuierlichen und konsistenten Simulation des Wasserhaushaltes für die deutschen Stromgebiete und die ausländischen Flussgebietsanteile auch ein großes Potential an Verbesserungsmöglichkeiten für die Modellierung der Stoffeinträge. Die Verwendung von LARSIM-ME in diesem Kontext stellt jedoch veränderte Anforderungen an das System. Hier kommt einer flächendeckend realitätsnahen Simulation der Abflusskomponenten eine besondere Bedeutung zu.

1.2 Ziele des Vorhabens

Ziel ist es, für die Stoffeintragsmodellierung ein konsistentes Wasserhaushaltsmodell zur Ableitung des Gesamtabflusses und der unterschiedlichen Abflusskomponenten zu nutzen. Dies erlaubt einerseits eine verbesserte und plausible Abbildung der Stoffeinträge über die betreffenden Eintragspfade. Andererseits ist dies die Voraussetzung der Szenarienfähigkeit z.B. im Hinblick auf die Betrachtung von Klimaszenarien. Um dies zu erreichen soll eine Koppelung der Wasserhaushaltsmodellierung LARSIM-ME mit dem Stoffeintragsmodell MoRE erfolgen.

² <https://www.unep.org/explore-topics/sustainable-development-goals/why-do-sustainable-development-goals-matter/goal-14-0>

Soweit möglich sollen dabei gleiche Datengrundlagen verwendet werden. Weiterentwicklungspotentiale sollen aufgezeigt werden. Voraussetzung hierfür ist, dass die Modellunterschiede erfasst und hinsichtlich ihrer Relevanz bewertet werden.

Im Zuge der Implementierung der Wasserhaushaltsdaten von LARSIM-ME für die Modellierung von Stoffeinträgen mit MoRE soll die durchgeführte Abflusssimulation anhand der Modellschubstanz Stickstoff geprüft werden. Der Transport von Stickstoff durch die Umweltkompartimente erfolgt vorrangig in gelöster Form und ist somit unmittelbar an die Wasserflüsse gekoppelt. Die Modellierung der Stickstoff-Einträge erfordert, dass valide Konzentrationsdaten für unterschiedliche Abflusskomponenten verfügbar sind und die verwendeten Modellansätze zur Beschreibung des Stickstofftransportes zu realitätsnahen Abschätzungen führen. Bei der Auswahl der bestgeeigneten Ansätze sind neben der Güte der Modellaussage, die Prognosefähigkeit, die langfristige Verfügbarkeit von Eingangsdaten sowie der Aufwand der Datenakquisition und -aufbereitung wesentliche Kriterien.

Für das Gesamtvorhaben ergeben sich daher die folgenden Einzelziele:

- ▶ Aufzeigen der Möglichkeiten einer Modellkette LARSIM-ME/MoRE für die bundesweite Wasserhaushalts- und Stoffeintragsmodellierung (Kapitel 2)
- ▶ Validierung und gezielte Methodenverbesserungen bzgl. der Simulation, Separation und Interpretation von Abflusskomponenten in LARSIM-ME mit Blick auf die Anforderungen der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung mit dem Modell MoRE (Kapitel 3),
- ▶ Integration der Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells LARSIM-ME in das Stoffeintragsmodell MoRE (Kapitel 4),
- ▶ Überarbeitung der Quantifizierungsansätze für Stickstoff und Modellierung der Stickstoff-Einträge in MoRE auf Basis des neuen Wasserhaushaltes (Kapitel 5).

2 Entwicklung einer Modellkette LARSIM-ME/MoRE

Zunächst werden die beiden verwendeten Modelle genauer vorgestellt. Abschließend wird auf die Möglichkeit einer Modellkette zur Kopplung von Wasserhaushalts- und Stoffeintragsmodellierung eingegangen.

Die **Stoffeintragsmodellierung mit MoRE** erfolgt als regionalisierte Pfadanalyse. Die Stoffeinträge in die Gewässer werden dabei zeitlich und räumlich differenziert über verschiedene Eintragspfade abgebildet, wobei zwischen punktförmigen (z.B. Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter) und diffusen Quellen (z.B. Erosion, Grundwasser, Drainagen) unterschieden wird. Das Modell wurde 2009 ausgehend von dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems; Behrendt et al. 1999) für die Betrachtung von anorganischen und organischen Schadstoffen (Metalle, PAK, Arzneimittel, Pestizide) erweitert und seitdem kontinuierlich u.a. im Auftrag des UBA weiterentwickelt. Eine detaillierte Beschreibung des Modells findet sich in Fuchs et al. (2017a), Fuchs et al. (2017b) und Fuchs et al. (2022). MoRE wird u.a. auch in Österreich und Luxemburg verwendet. Das in Baden-Württemberg (BW) verwendete Modell METRIS-BW geht ebenfalls auf den konzeptionellen Ansatz von MoRE zurück.

Aufgrund der flexiblen Struktur von MoRE, können jederzeit neue Stoffe und Eintragspfade angelegt werden, sofern die dafür benötigte Grundlage vorhanden ist und eine Modellierung durchgeführt werden kann. Zudem bietet MoRE die Möglichkeit, bestehende Berechnungsansätze zu verändern und miteinander zu vergleichen. Dafür können verschiedene Varianten angelegt werden.

Das Gesamtgebiet des bundesweiten MoRE-Modells deckt alle Flusseinzugsgebiete Deutschlands ab. Dabei werden auch die ausländischen Anteile der Flusseinzugsgebiete berücksichtigt. Insgesamt umfasst die betrachtete Fläche rund 660.000 km². Die kleinste räumliche Einheit für die Modellierung in MoRE bilden die sogenannten Analysegebiete (analytical units, AU). Diese repräsentieren hydrologische Einzugsgebiete. Deutschland wird durch 2.759 Analysegebiete mit einer mittleren Flächengröße von 135 km² abgebildet (Abbildung 1).

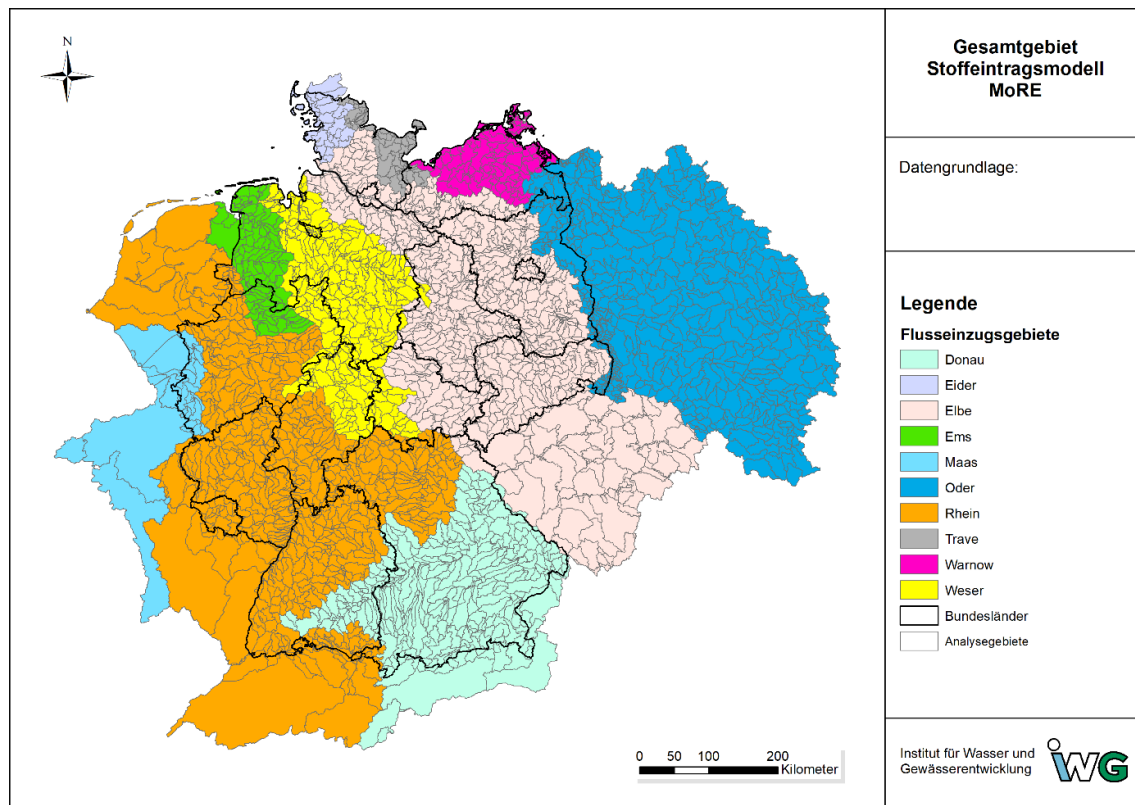
Die Darstellung der Wasserbilanz erfolgte bisher händisch auf Basis eines vereinfachten Ansatzes unter Verwendung vorliegender Pegelraten, Niederschlags- und Evapotranspirationen. Für alle Analysegebiete werden dabei unkorrigierte modellierte Abflüsse aus der Bilanz Niederschlag abzüglich Evapotranspiration berechnet. Unter Nutzung von beobachteten Abflussmessungen an Pegeln wird der modellierte Abfluss über einen Korrekturfaktor angepasst. Dieser Korrekturfaktor wird allen Analysegebieten im Einzugsgebiet einer Messstelle zugewiesen, solange diese nicht schon einer anderen stromaufwärts gelegenen Messstelle zugeordnet wurden (Fuchs et al. 2010). Die Berechnung und Kalibrierung des Gesamtabflusses mit diesem Ansatz sind sehr arbeitsintensiv und mit großen Unsicherheiten verbunden.

Derzeit werden die folgenden Abflusskomponenten in MoRE unterschieden:

- Direkter Abfluss auf Gewässerflächen (direkter Niederschlag auf Wasserflächen)
- Abfluss über Kläranlagen
- Abfluss über Kanalisationssysteme (Regenwassereinleitungen, Mischwasserüberläufe)
- Oberflächenabfluss
- Abfluss über Drainagen

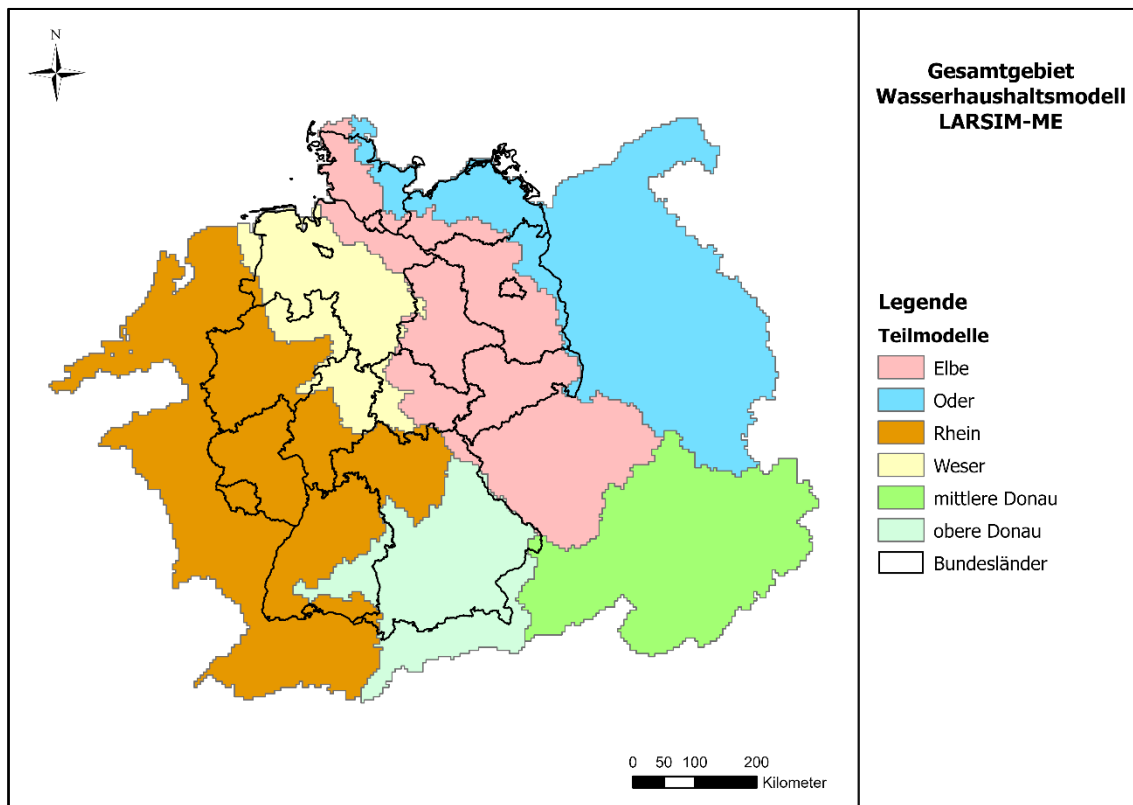
► Grundwasser (ohne Differenzierung von Zwischen- und Basisabfluss)

Abbildung 1: Flusseinzugsgebiete und Analysegebiete des Stoffeintragsmodells MoRE



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Abbildung 2: Gebietsabdeckung von LARSIM-ME



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Das **Wasserhaushaltsmodell LARSIM** geht auf eine Entwicklungsarbeit von Bremicker (2000) zurück und wurde in den vergangenen 20 Jahren kontinuierlich weiterentwickelt. Die Koordination der Weiterentwicklung erfolgt über die LARSIM Entwicklergemeinschaft (LEG) der Hochwasserzentralen der deutschen Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz sowie des Eidgenössischen Bundesamtes für Umwelt (LEG 2022). Eine detaillierte Beschreibung des Modelles findet sich in LEG (2022).

LARSIM wurde und wird für zahlreiche wasserwirtschaftliche und gewässergüterrelevante Fragestellungen erfolgreich angewandt. Unter anderem dient LARSIM:

- ▶ der operationellen Hochwasservorhersage (Luce et al. 2006),
- ▶ der Wassertemperatur-Vorhersage (Haag und Luce 2008),
- ▶ der Klimawirkungsanalyse (Stahl et al. 2016),
- ▶ dem Niedrigwassermanagement (Varga und Haag 2013) und
- ▶ der Optimierung von Speichersteuerungen (Holle 2009).

Die Modellversion LARSIM-ME (LARSIM Mitteleuropa) der BfG bildet alle Flussgebiete, die Deutschland mit seinen europäischen Nachbarn teilt, ab und erlaubt eine konsistente Berechnung der verschiedenen Wasserhaushaltskomponenten. Das abgedeckte Gesamtgebiet beträgt ca. 800.000 km². LARSIM-ME gliedert sich in Teilmodelle, die sich an den Flussgebieten orientieren (Abbildung 2). Für jedes Teilmodell liegt ein Modellraster mit einer Auflösung von 5 x 5 km vor. Diese Rasterzellen werden als Teilgebiete (TGB) bezeichnet und bilden die räumliche Einheit für die Modellierung in LARSIM-ME. Der Wasserhaushalt wird in LARSIM

flächendifferenziert für alle TGB simuliert. Eine Modellkalibrierung findet in der Regel an Pegeln anhand von Abflussmessungen statt. Entsprechend der Modellvernetzung und der zur Kalibrierung verwendeten Pegel können die TGB zu sogenannten Pegelkontrollbereichen (PKB) zusammengefasst werden. Die PKB orientieren sich an den Pegeln in den Flussgebieten und stellen Zwischeneinzugsgebiete dar.

LARSIM-ME wurde im Auftrag der BfG aufgebaut und wird u.a. in der Klimawirkungs- und Vulnerabilitätsanalyse des Bundes verwendet. Bei diesen Anwendungen von LARSIM-ME steht die Quantifizierung des Gesamtabflusses im Fokus.

Bisher differenziert LARSIM-ME die Abflusskomponenten:

- ▶ Direktabfluss (Q_D),
- ▶ Zwischenabfluss (Interflow; Q_I) und
- ▶ grundwasserbürtiger Basisabfluss (Q_B)

Mehr zu den Abflusskomponenten in LARSIM findet sich in Kapitel 3.4. Der Direktabfluss kann grundsätzlich weiter untergliedert werden in einen schnellen Direktabfluss (Oberflächenabfluss) und einen langsamen Direktabfluss (Abfluss über laterale Makroporen). Diese Differenzierung wird in LARSIM-ME bislang nicht vorgenommen. Für die Stoffeintragsmodellierung stellt diese Differenzierung aber einen wichtigen Aspekt dar, um das Umweltverhalten gelöst bzw. partikulär transportierter Stoffe in oberflächennahen Schichten zu berücksichtigen.

Eine vergleichende Gegenüberstellung von systembeschreibenden Informationen der beiden Modelle MoRE und LARSIM-ME gibt Tabelle 1. Die Modellsysteme sind unabhängig voneinander zur Beantwortung unterschiedlicher Fragestellungen entstanden. Dies führt dazu, dass verschiedene und z. T. voneinander abweichende systembeschreibende Informationen vorliegen und unterschiedliche Datengrundlagen (z.B. Landnutzungs- und Bodeninformationen, meteorologische Daten) verwendet werden. Hervorzuheben sind auch die unterschiedlich definierten einzelnen Abflusskomponenten (Tabelle 1). Die Anforderungen der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE für die Darstellung unterschiedlicher Eintragspfade erfordert im Hinblick auf die Separierung der Abflusskomponenten eine spezielle diesbezügliche Validierung, sowie eine Nachjustierung und ggf. auch eine strukturelle Anpassung von LARSIM-ME.

Tabelle 1: Vergleichende Gegenüberstellung von systembeschreibenden Informationen der beiden Modelle MoRE und LARSIM-ME

Systembeschreibende Informationen	Stoffeintragsmodell MoRE-Bund	Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME
Räumliche Abdeckung	Deutschland, einschließlich ausländischer Anteile der Flussgebietseinheiten; ca. 600.000 km ²	Mitteleuropa ohne Inseln in Nord- und Ostsee; ca. 800.000 km ²
Räumliche Auflösung für Modellierung	Analysegebiete (Hydrologische Teilgebiete, im Mittel 135 km ²)	Teilgebiete (Raster von ca. 5 x 5 km)
Berechnungszeitschritt	jährlich	täglich
Ableitung des Wasserhaushaltes	Pegelbasiert, händisch	Deterministisch-konzeptionell, prozessorientiert, flächendifferenziert
Dargestellte Abflusskomponenten	Abfluss auf Gewässerflächen, Oberflächenabfluss, Abfluss über Kläranlagen, Abfluss über Kanalisationssysteme (Regenwassereinleitungen und Mischwasserüberläufe), Abfluss über Drainagen, Grundwasser (ohne Differenzierung von Zwischen- und Basisabfluss)	Abfluss von Gewässerflächen, Abfluss von versiegelten Flächen, Direktabfluss, Interflow (Zwischenabfluss), Basisabfluss

Andere LARSIM-Modelle wurden und werden bereits erfolgreich für die Modellierung von Stoffeinträgen verwendet. Dazu gehören Modellierungen für das Inn-Salzach-Einzugsgebiet, das Bundesland Baden-Württemberg unter Verwendung des Modells METRIS-BW und das Land Luxemburg. Somit konnte die grundsätzliche Verknüpfung von LARSIM-Wasserhaushaltsmodellen mit der Stoffeintragsmodellierung von MoRE gezeigt werden.

Ausgehend von diesen positiven Ergebnissen besteht mit dem vorliegenden Vorhaben die Möglichkeit für die bundesweite Modellierung zukünftig eine **Modellkette LARSIM-ME/MoRE** aufzubauen. Dieser Entwicklungsschritt bietet folgende Vorteile:

- die effiziente Nutzung bestehender Synergien
- die Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung werden auf eine kohärente methodische Basis gestellt
- die Datenflüsse können effizient gestaltet werden, so dass eine Langfristperspektive für die kombinierte Anwendung im nationalen und internationalen Raum sichergestellt ist

Letztlich soll durch die gemeinsame Entwicklung erreicht werden, dass BfG und UBA zukünftig auf Basis der gleichen Wasserhaushaltszahlen ihre Berichtspflichten gegenüber der EU nachkommen und strategische Planungsaufgaben erfüllen können.

3 Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME

In der vorliegenden Bearbeitung wurde eine vertiefte Validierung und eine gezielte Methodenverbesserung bezüglich der Simulation, Separation und Interpretation von Abflusskomponenten mit LARSIM-ME, sowie eine plausible Abbildung der für MoRE relevanten Abflusskomponenten angestrebt. Da LARSIM-ME ursprünglich nicht mit Blick auf die Stoffeintragsmodellierung entwickelt wurde, ist davon auszugehen, dass noch Defizite bezüglich der bestmöglichen Nutzung von LARSIM-ME für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE bestehen. Diese sollen identifiziert und Möglichkeiten zur zukünftigen Verbesserung aufgezeigt werden.

Eine Liste der verwendeten Datengrundlagen für die Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME findet sich im Anhang A.1.

3.1 Analyse der Ausgangslage

In einem ersten Schritt wurde im Rahmen einer vergleichenden Voruntersuchung die Ausgangssituation analysiert. Hierfür wurden sowohl die Gebietsabdeckung und die Berechnungsansätze, als auch der resultierende Gesamtabfluss des bisher in MoRE implementierten und des aus der Anwendung von LARSIM-ME resultierenden Wasserhaushaltes verglichen.

Zu den nicht durch LARSIM-ME abgedeckten Gebieten zählen Inseln und Küstengebiete, die aber in MoRE berücksichtigt werden müssen (siehe hierzu Kapitel 3.5). Im räumlichen Abgleich der MoRE-Analysegebiete wurden darüber hinaus drei weitere Gebiete identifiziert, welche nicht durch die anfänglich bereitgestellten Abflusskomponenten von LARSIM-ME abgedeckt waren. Diese Gebiete betrafen Teile des Maas-Einzugsgebiets, des polnischen Oder-Einzugsgebiet und im Einzugsgebiet Mittlere Donau. Die Informationen konnten nachträglich über die Teilmodelle von LARSIM-ME bereitgestellt werden. Besonderheiten und der Umgang damit werden im Folgenden erläutert:

- **Maas-Einzugsgebiet:** Dieser Ausschnitt des Teilmodells Rhein kann uneingeschränkt simuliert und verwendet werden.
- **polnisches Oder-Einzugsgebiet:** Für den polnischen Teil der Oder sind Einschränkungen vorhanden. Für Polen liegen im Gegensatz zu den restlichen mit LARSIM-ME berechneten Gebieten keine HYRAS-Globalstrahlungsdaten vor. In Abstimmung mit der BfG wurde daher für alle vollständig oder teilweise in Polen liegenden Teilgebiete auf die MetStat-Globalstrahlungsdaten ohne Bias-Korrektur zurückgegriffen. Diese Daten liegen ab 1996 vor. Daher wurde der Auswertungszeitraum für den Wasserhaushalt aller Teilmodelle auf den Zeitraum ab 1998 (1996/97 als Einschwingjahre) begrenzt. Es ist zu beachten, dass im polnischen Odergebiet im berechneten Zeitraum praktisch keine Pegel zur Validierung verfügbar waren.
- **Teilmodell Mittlere Donau:** Das Teilmodell wurde von der BfG für die Anwendung im Projekt auf denselben Bearbeitungsstand aktualisiert wie die restlichen Modelle. Auf der Grundlage wurden die fehlenden Gebietsteile berechnet und die Ergebnisse plausibilisiert. Der in der aktuellen Bearbeitung verwendete Modellausschnitt des Teilmodells Mittlere Donau ist sehr klein. Die Abflüsse an den mitgerechneten Donaupegeln sind zum allergrößten Teil von den Abflüssen aus dem Teilmodell Obere Donau geprägt, sodass eine

Validierung an diesen Pegeln keinen Hinweis auf die Modellgüte des Teilmodells Mittlere Donau gibt.

In der weiteren Voruntersuchung wurden die folgenden grundsätzlichen Unterschiede zwischen LARSIM-ME und MoRE identifiziert:

- Abweichende Jahressummen der Gesamtabflüsse,
- Landnutzungsparametrisierung und –klassifizierung beider Modelle und
- Differenzierung des Gesamtabflusses in Abflusskomponenten (Definition der einzelnen Abflusskomponenten).

Für eine Einordnung der vorliegenden Ergebnisse für den Wasserhaushalt aus beiden Modellen wurden die **Jahressummen der Gesamtabflüsse** gegenübergestellt. Für die Gesamtfläche Deutschlands sind die LARSIM-ME-Ergebnisse für die untersuchten Jahre (2012-2014) ähnlich wie im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt. Allerdings ergeben sich auf der regionalen Ebene der MoRE-Analysegebiete große Unterschiede in den Jahressummen des Gesamtabflusses zwischen den beiden Ansätzen. Die Höhe und die Richtungen der Unterschiede sind räumlich und zeitlich sehr heterogen. Die Gegenüberstellung mit gemessenen Abflüssen zeigt, dass an den Pegeln, welche auch bislang schon im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt zur Validierung des Gesamtabflusses genutzt werden, je nach Jahr eine mittlere prozentuale Abweichung von ca. 20 bis 30 % zu den Abflussmessungen vorliegt. Bei einer mittleren Abweichung in dieser Größenordnung ist davon auszugehen, dass an einer Vielzahl von Pegeln eine deutlich höhere Abweichung vorliegt.

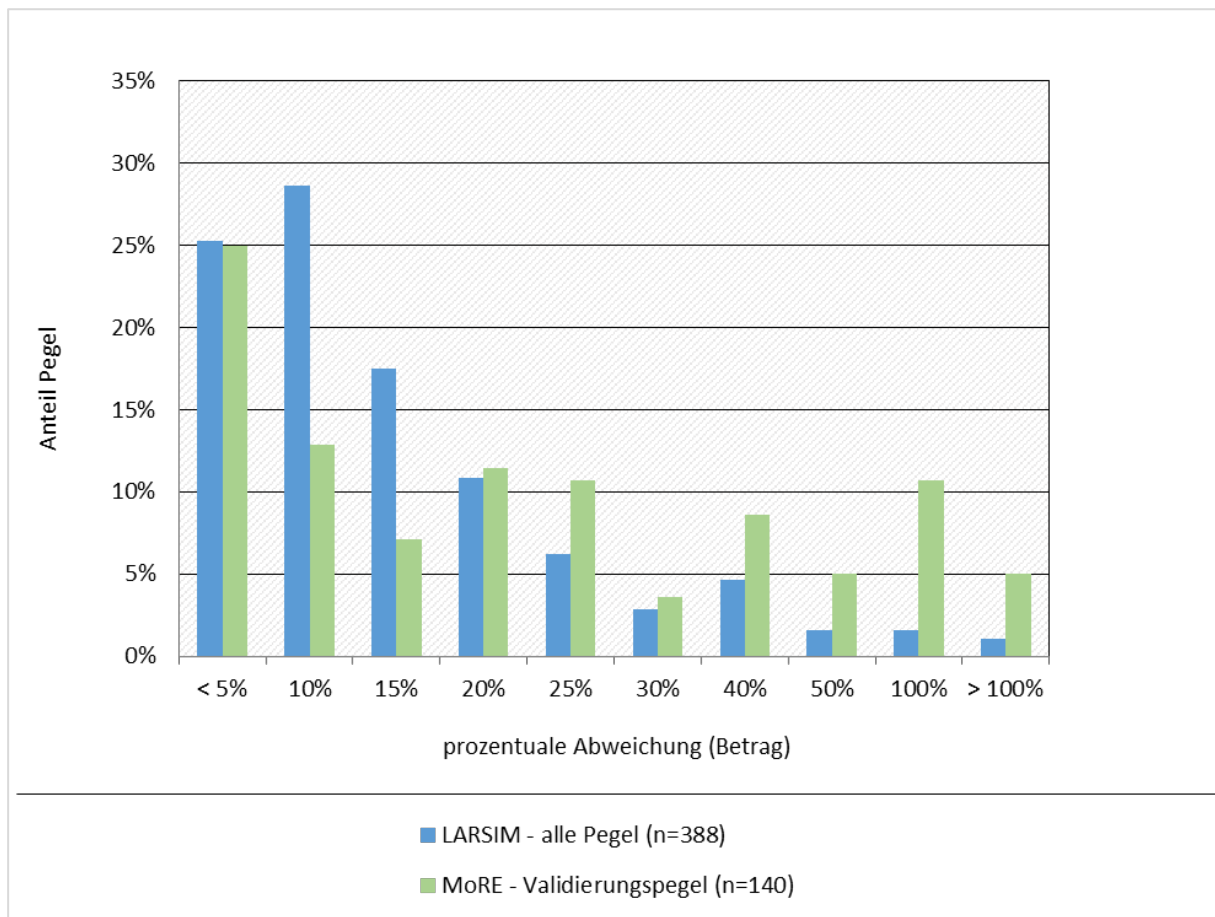
Die Häufigkeitsverteilung der prozentualen Abweichungen der Abflusssumme je AU im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt von der zugehörigen Pegelmessung ist in Abbildung 3 exemplarisch für das Jahr 2012 dargestellt. An ca. 45 % der Validierpegel ist die Abweichung im Abflussvolumen zur Messung kleiner 15 %. Für ca. 30 % der Validierpegel ist die Abweichung zum gemessenen Jahresabfluss jedoch größer als 30 %. An den Kalibrierpegeln ist die Übereinstimmung mit der gemessenen Jahressumme praktisch perfekt, da eine jahres- und pegelspezifische Anpassung an die Messung vorgenommen wurde. Diese Analyse unterstreicht noch einmal die Notwendigkeit die Ausweisung der Wasserhaushaltsgrößen für die Stoffeintragsmodellierung auf solidere und validere Grundlagen zu stellen.

Weiterhin geht aus Abbildung 3 hervor, dass die LARSIM-ME-Modellierung generell zu besseren Ergebnissen führt. So zeigt sich, dass für das Jahr 2012 an ca. 70 % der Pegel die Abweichung des simulierten Abflussvolumens vom gemessenen Abflussvolumen weniger als 15 % beträgt. Nur bei 9 % der Pegel ist die Abweichung größer als 30 %. Wird das mittlere Abflussvolumen über einen längeren Zeitraum betrachtet (1998 bis 2018), so erhöht sich der Anteil der Pegel mit Abweichungen kleiner 15 % auf ca. 80 %. Der Anteil der Pegel mit Abweichungen größer als 30 % sinkt nur geringfügig auf ca. 8 %. Die Abweichungen zu den gemessenen Abflüssen sind somit deutlich geringer als an den Validierpegeln im bisherigen MoRE-Wasserhaushalt. Dies unterstreicht den Ansatz, dass die Kopplung beider Modelle weiterverfolgt werden sollte.

Die **Landnutzungsparametrisierung und –klassifizierung** weist in den beiden Modellen Unterschiede auf. Das betrifft einerseits die räumliche Auflösung und zeitliche Gültigkeit der als Datengrundlage verwendeten Landnutzungsinformation und andererseits die Definition und Aggregation der einzelnen Landnutzungsklassen. Für LARSIM-ME wurden CORINE 2006 Landnutzungsdaten (Version 13, Februar 2010; räumliche Auflösung 25 ha) verwendet. In der aktuellen MoRE-Version wird das Landbedeckungsmodell (LBM) 2018 (UBA 2019) mit der

räumlichen Auflösung von 1 ha verwendet. Hinsichtlich der Parametrisierung fallen insbesondere Unterschiede in der ausgewiesenen Landnutzung in der Schweiz und Teilen Österreichs auf. Der für LARSIM-ME verwendete Landnutzungsdatensatz enthält keine Daten für die Schweiz. Erst in späteren Versionen von CLC-2006 wurde die Lücke für die Schweiz geschlossen. Daher wurden in LARSIM-ME Ersatzdaten für die Schweiz verwendet.

Abbildung 3: Abweichung der für den bisherigen MoRE-Wasserhaushalt bestimmten und mit LARSIM-ME simulierten Abflussvolumen von an Pegeln gemessenen Abflussvolumen für das Jahr 2012



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Im Zuge der Voruntersuchungen wurden Möglichkeiten abgewogen, die Landnutzung in LARSIM-ME zu aktualisieren und mit MoRE zu harmonisieren. Allerdings ist die Parametrisierung der Landnutzung eng mit der Bodenparametrisierung verknüpft, wobei die aktuell vorliegende, auf der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 basierende Bodenparametrisierung für die einfachsten im LARSIM-WHM mögliche Konfiguration des Bodenmoduls erfolgte. Eine alleinige Aktualisierung der Landnutzung ohne Aktualisierung und Erweiterung der Bodenparametrisierung stellt einen unverhältnismäßig hohen Aufwand im Vergleich zu den zu erwartenden Auswirkungen auf die Modellergebnisse dar. Die Aktualisierung der Bodenparameter ist methodisch aufwändiger, hätte voraussichtlich aber auch größeren Einfluss auf die Modellergebnisse. Zudem müsste selbst bei nur relativ geringen Anpassungen die Kalibrierung des Modells überprüft und ggf. angepasst werden. Auf Grund der begrenzten Kapazitäten im aktuellen Projekt wurde daher der bisher verwendete Landnutzungsdatensatz beibehalten und mittels einer pragmatischen Methodik eine

Übertragung der landnutzungs-spezifischen LARSIM-Abflusskomponenten auf die MoRE-Landnutzungsklassen angestrebt (siehe Kap. 3.3).

Als Fazit aus den Ergebnissen der vergleichenden Voruntersuchung und den Anforderungen der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE ergeben sich die nachfolgend aufgelisteten **Folgerungen und Arbeitsschritte** für die Erstellung des Wasserhaushalts mit LARSIM-ME:

- ▶ Erstellung eines konsistenten Wasserhaushalts d.h. plausible spezifische Gesamtabflüsse, für alle Jahre und MoRE-Analysegebiete,
- ▶ Analyse und Abstimmung zur konsistenten Behandlung von landnutzungsspezifischen Abflusskomponenten,
- ▶ Analyse des Basisabflussanteils (Q_B) am Gesamtabfluss und erforderlichenfalls Korrektur des Q_B ,
 - Identifikation von großräumigen Validierungsmöglichkeiten und Erstellung von räumlich differenzierten Referenzdaten,
 - Validierung des mit LARSIM-ME simulierten Basisabflussanteils und
 - Erforderlichenfalls Ableitung eines praktikablen, alternativen Vorgehens zur Ermittlung des Q_B aus dem LARSIM-ME-Gesamtabfluss
- ▶ Differenzierung des Direktabflusses in Oberflächenabfluss (schneller Direktabfluss Q_{D2}) und schnellen unterirdischen Abfluss (subsurface storm flow (SSF), langsamer Direktabfluss Q_D)
 - Identifikation von großräumigen Validierungsmöglichkeiten
 - Festlegung des als plausibel betrachteten Wertebereiches und von Anpassungsgrößen (Schaffung von Referenzdatensätzen für die Abflusskomponentensimulation)
 - Ableitung eines praktikablen Vorgehens zur Abtrennung des Oberflächenabflusses (Q_{D2}) vom gesamten Direktabfluss und Plausibilisierung der Ergebnisse für Q_{D2}
- ▶ Ermittlung der relevanten Wasserhaushaltsgrößen für nicht abgedeckte Gebiete
 - Ausweisung der fehlenden Gebiete
 - Ableitung eines praktikablen Vorgehens zur Ergänzung
 - Umsetzung und Validierung des Vorgehens für die fehlenden Gebiete.

Aufgrund der gegebenen Rahmenbedingungen können voraussichtlich nicht alle Verbesserungsmöglichkeiten vollständig umgesetzt werden. Daher wurde bei der Bearbeitung der Arbeitsschritte weitergehendes Verbesserungspotential für zukünftige Entwicklungsarbeiten dokumentiert.

3.2 Auswertung der spezifischen Gesamtabflüsse und Wasserbilanz von LARSIM-ME

3.2.1 Vergleich modellierter Abflüsse mit Pegeldata

Als Referenz für die Beurteilung des Wasserhaushaltes aus LARSIM-ME werden üblicherweise die Pegelmessungen in den Oberflächengewässern herangezogen. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss jedoch beachtet werden, dass in LARSIM-ME, genau wie in anderen, vergleichbar aufgebauten Wasserhaushaltsmodellen, ein Unterschied besteht zwischen den für die Validierung herangezogenen Abflussmessungen an den Pegeln in den Gewässern und den flächenhaft berechneten Abflusskomponenten.

Die mit LARSIM-ME berechneten Abflusskomponenten stellen das Ergebnis der Berechnung der Abflussbildung in der Fläche vor Berechnung der Abflusskonzentration und des Flood routings dar. Diese Abflusskomponenten sind somit flächendeckend abgebildet und weder in der Realität noch im Modell direkt beeinflusst von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen, welche den Gewässerabfluss direkt betreffen, wie z. B. Entnahmen, Umleitungen, Stauhaltungen und Ausleitungen. Flächenhaft wirkende anthropogene Eingriffe wie sie z.B. durch Bergbauaktivitäten verursacht werden, sind in diesen Abflusskomponenten in der Regel allerdings auch nicht repräsentiert. Die Abflusskomponenten lassen sich in der Fläche aufgrund mangelnder Referenzdaten schlecht validieren. Um umfangreiche Validierungen auf großer Skala zur ermöglichen, bietet sich daher der Vergleich mit Pegelmessungen an. Allerdings sind die Gewässer und deren Abflussgeschehen unmittelbar teilweise durch die oben genannten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen beeinflusst. In LARSIM können wasserwirtschaftliche Maßnahmen grundsätzlich berücksichtigt werden. Sie beeinflussen dann aber i. d. R. nicht die Ergebnisse der Abflussbildung, sondern erst den Abfluss im Gewässer. Vollständige Informationen zu wasserwirtschaftlichen Beeinflussungen liegen nicht deutschlandweit vor. In LARSIM-ME können sie daher nur teilweise berücksichtigt werden, sodass an beeinflussten Pegeln Abweichungen zwischen Modell und Messung bestehen können. Außerdem ist zu beachten, dass auch bei Berücksichtigung von wasserwirtschaftlichen Anlagen Unsicherheiten im Modellergebnis bestehen können. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Abbildung der Maßnahmen im Modell durch fixe, teils vereinfachte Steuerungsregeln erfolgt. Diese Regeln stellen aber häufig, aufgrund schlechter Datenlage nur eine Annäherung an die reale, flexiblere Steuerung der Einrichtungen dar. In wasserwirtschaftlich beeinflussten Gebieten weisen Abweichungen zwischen mit LARSIM-ME simulierten Abflüssen und an Pegeln gemessenen Abflüssen somit nicht unbedingt auf eine unrealistische Abbildung der Abflussbildung im Modell hin.

Da das Modellgebiet von LARSIM-ME sehr groß ist, kann im Rahmen des Projekts keine individuelle Validierung einzelner Pegel unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Beeinflussung durchgeführt werden. Stattdessen wird die Gesamtheit aller Pegel mit einfachen statistischen Methoden analysiert. Für einzelne besonders auffällige Pegel wird aber exemplarisch auf mögliche Gründe für Abweichungen eingegangen.

Bei der quantitativen Bewertung von Abflussvolumina besteht das Problem, dass diese auf der Seite minimaler Werte (linksseitig) durch Null begrenzt sind, die maximalen Werte (rechtsseitig) aber unendlich hoch werden können. Daher besteht die Tendenz, dass Modelle mit systematischer Unterschätzung durch gewöhnliche differentielle Fehlermaße wie der oben angegebenen absoluten oder relativen Abweichung besser bewertet werden, als Modelle mit einer systematischen Überschätzung (Helsel & Hirsch 2002). Zur weiteren Analyse der

Abweichungen wurde daher der multiplikative Fehler (MF) in Anlehnung an den „mean multiplicative error“ von Moog & Jirka (1998) berechnet (Gleichung 1):

Gleichung 1: Berechnung des multiplikativen Fehlers

$$MF = \frac{sim}{mes} \quad \text{für: } sim \geq mes \quad (1a)$$

$$MF = -\frac{mes}{sim} \quad \text{für: } sim < mes \quad (1b)$$

mit

MF	[-]	Multiplikativer Fehler
sim	[m³/s], [mm]	Simulationsergebnis (Scheitelwert bzw. Abflussvolumen)
mes	[m³/s], [mm]	Messung (Scheitelwert bzw. Abflussvolumen)

Der Wertebereich des Fehlermaßes reicht von +1 bis +∞ sowie von -1 bis -∞. Der Bereich zwischen -1 und +1 ist nicht definiert. Eine perfekte Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung wird durch einen Wert von +1 oder -1 repräsentiert. Eine Überschätzung um das Doppelte wird durch den Wert 2 und eine Unterschätzung um die Hälfte durch den Wert -2 charakterisiert.

In Abbildung 4 ist für die berücksichtigten Pegel in Deutschland der multiplikative Fehler im Volumen zwischen modellierten und gemessenen Abflüssen (1998 bis 2018) dargestellt. Daraus wird deutlich, dass es kaum räumliche Muster in der Abweichung gibt. Lediglich in Brandenburg (Spree) gibt es eine relativ einheitliche Tendenz zu Überschätzungen durch das Modell, welche vermutlich durch die starke und flächenhafte Beeinflussung des Wasserhaushalts der Bergbauregion erklärbar sind.

Neben dem MF für die Abflussvolumina wurde die Modelleffizienz Nash-Sutcliffe (NSE) für die mit LARSIM-ME simulierten Ganglinien ermittelt. Die NSE ist dabei ein Maß dafür, wie gut das Abflussgeschehen und vor allem die zeitliche Dynamik des gemessenen Abflusses durch das Modell nachgebildet wird.

- NSE = 1 steht für eine perfekte Nachbildung der Messung durch die Simulation.
- NSE < 0 bedeutet, dass die Simulation die gemessene Ganglinie schlechter nachbildet als der zeitlich konstante Mittelwert der Messung.

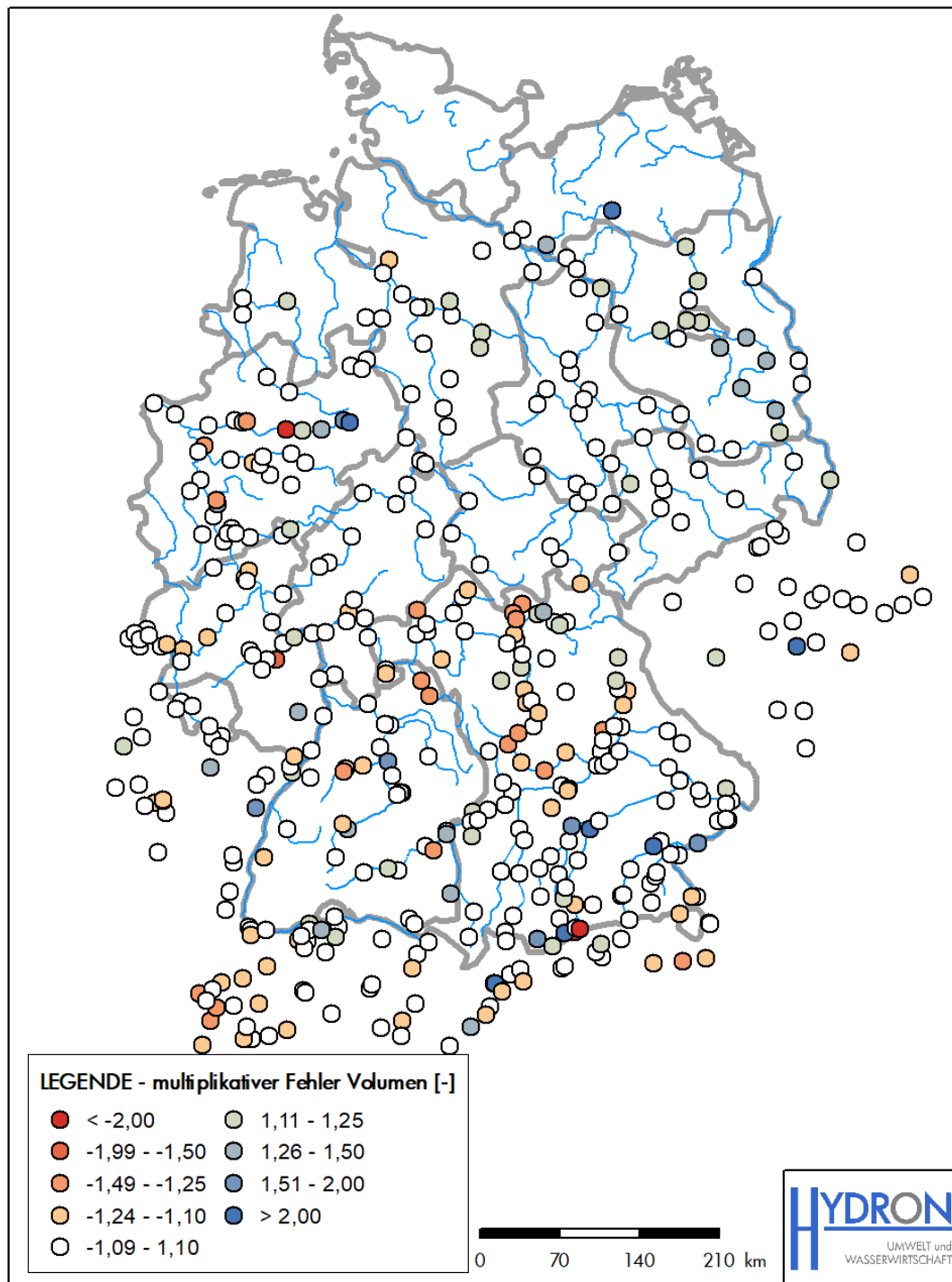
In der Regel liegen NSE-Werte daher zwischen 0 und 1. NSE-Werte über 0,76 weisen auf gute Ergebnisse hin, während negative NSE-Werte auf Probleme bei der Simulation hinweisen.

Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der NSE ein Gütemaß ist, welches nur für den Vergleich von Ganglinien verwendet werden sollte. Die Angabe der Modelleffizienz nach Nash-Sutcliffe (NSE) hat keinerlei Aussagekraft, wenn sie gemeinsam auf voneinander unabhängige Datenpaare (Jahresabflusssummen bzw. -mittelwerte verschiedener Pegel) angewendet wird. Auch für die gemeinsame Bewertung von jeweils einzelnen Wertepaaren simulierter und gemessener Stoffkonzentrationen in völlig unterschiedlichen Einzugsgebieten stellt NSE keine geeignete Maßzahl dar. Die aus einer solchen Datengrundlage resultierenden NSE-Werte täuschen eine viel zu hohe Güte vor, was auch im Vergleich mit der jeweils ebenfalls ermittelten

mittleren prozentualen Abweichung und der vorliegenden graphischen Darstellung in Scatterplots deutlich wird.

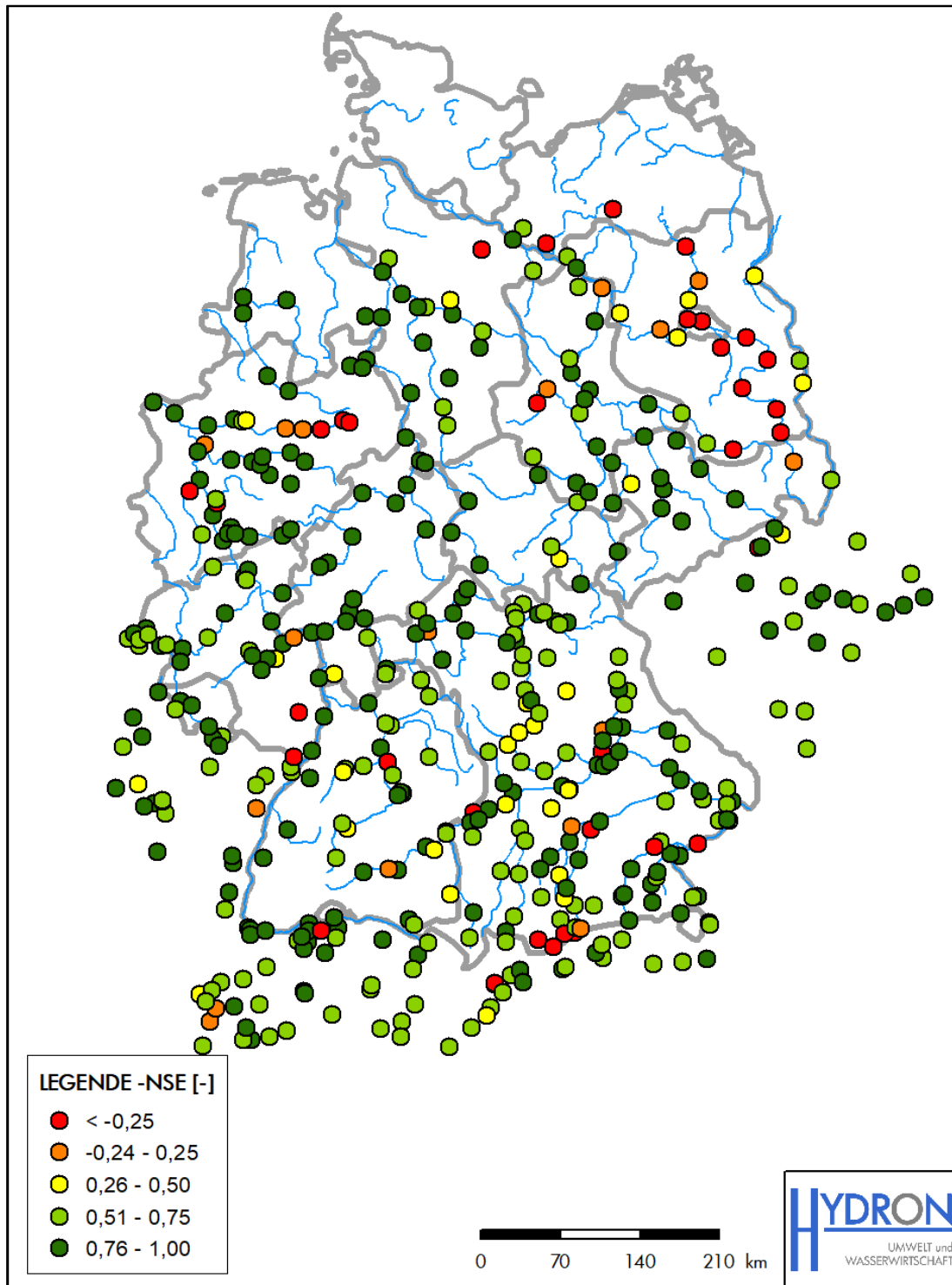
Die NSE-Werte an den Pegeln für den Simulationszeitraum 1998 bis 2018 sind in Abbildung 5 dargestellt. Aus dem Vergleich der Abbildung 5 mit Abbildung 4 wird deutlich, dass eine schlechte Einschätzung des Abflussvolumens häufig, aber nicht immer, mit einer schlechten Modelleffizienz einhergeht.

Abbildung 4: Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen simuliertem (LARSIM-ME) und gemessenem Abflussvolumen (1998 bis 2018)



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 5: Darstellung der Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) für die mit LARSIM-ME simulierten Tageswerte (1998 bis 2018)

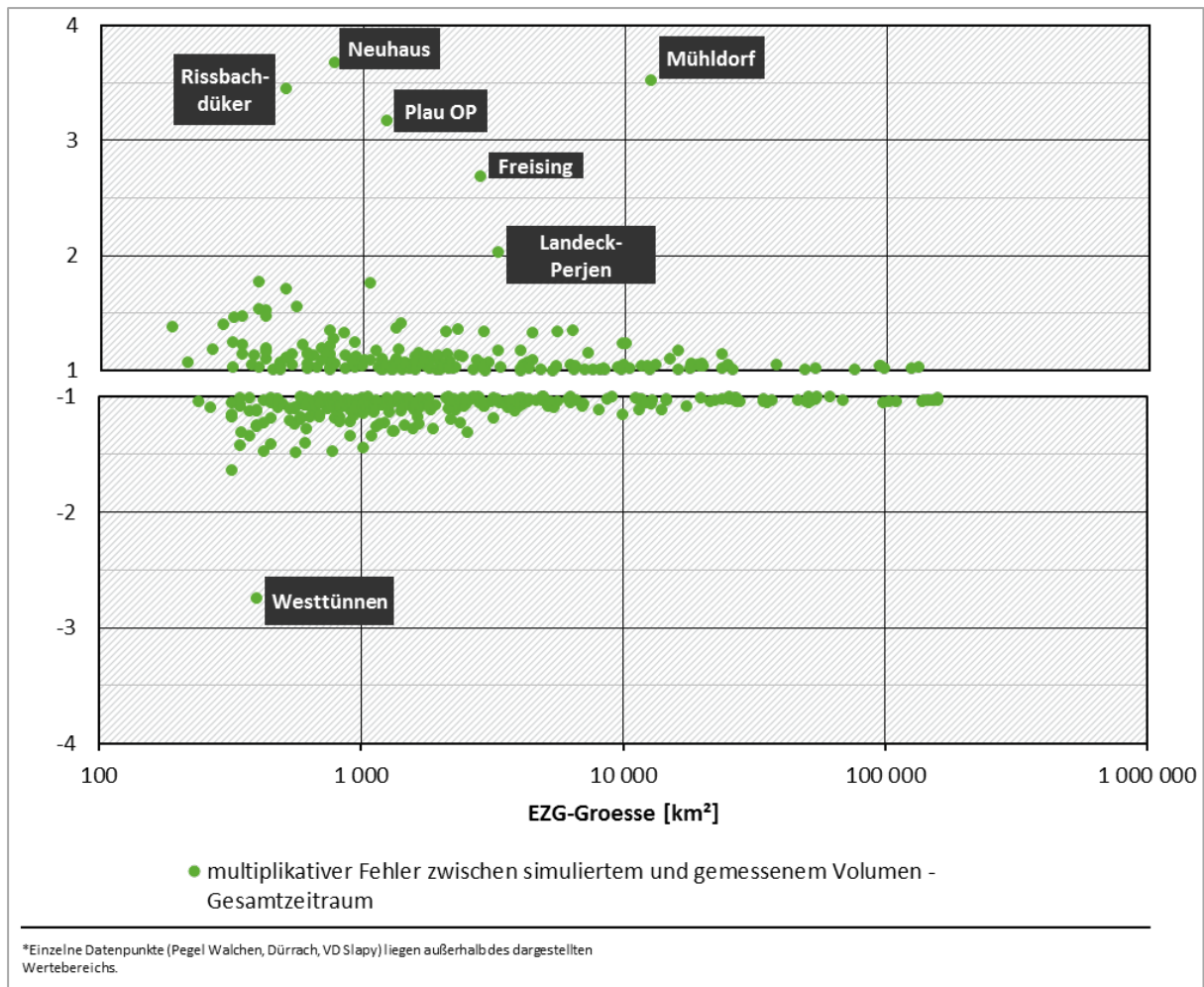


Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Für die zeitlich grob aufgelöste und großflächige Anwendung in MoRE scheinen die erreichten Bilanzen und Modelleffizienzen ausreichend, sofern davon ausgegangen werden kann, dass die schlechteren Bilanzen und Gütemaße zum größten Teil entweder in kleinen Einzugsgebieten oder in direkt durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen beeinflussten Einzugsgebieten auftreten. Eine Untersuchung und Anpassung aller Einzugsgebiete ist im Rahmen der

vorliegenden Bearbeitung nicht zielführend und umsetzbar. In Abbildung 6 und Abbildung 7 sind die multiplikativen Fehler im Abflussvolumen und in der NSE für alle Pegel gegen die Einzugsgebietsgröße aufgetragen. Daraus wird ersichtlich, dass schlechte Bilanzen und geringe Modelleffizienzen in großen Einzugsgebieten eher selten auftreten. Bei den sehr auffälligen Ausnahmen kann davon ausgegangen werden, dass eine wasserwirtschaftliche Beeinflussung vorliegt. Exemplarisch wurde das für die Pegel mit multiplikativen Fehlern kleiner -2 und größer +2 analysiert.

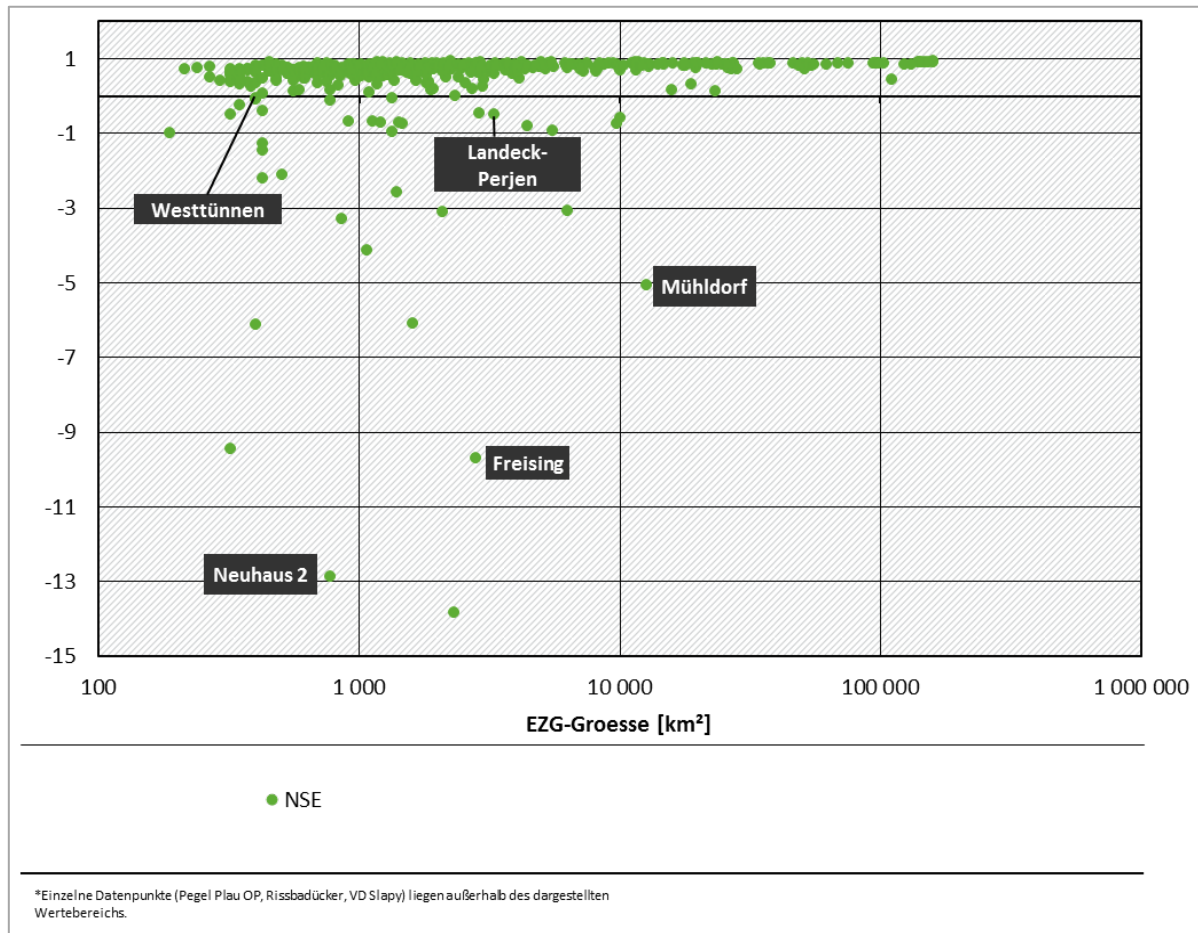
Abbildung 6: Multiplikativer Fehler zwischen simuliertem und gemessenem Abflussvolumen (1998 bis 2018) in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße der Pegel



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Einer der Pegel mit einem sehr hohen multiplikativen Fehler ist der Pegel Mühlendorf am Inn. Dort liegt der multiplikative Fehler bei 3,7, d. h. der simulierte Abfluss ist im Mittel 3,7-mal höher, als der gemessene Abfluss. Dies lässt sich dadurch erklären, dass der Pegel an einer Ausleitsstrecke am Inn liegt, durch die nur ein Teil des Abflusses fließt (Abbildung 8). Der gemessene mittlere Abfluss (MQ) am Pegel liegt bei $106 \text{ m}^3/\text{s}$, während bis zu $340 \text{ m}^3/\text{s}$ in den Innwerkkanal ausgeleitet werden dürfen und somit am Pegel nicht registriert werden. Die Verzweigung in den Innwerkkanal mit der relativ kurzen Ausleitsstrecke ist im Modell nicht abgebildet, daher ist eine deutliche Überschätzung am Pegel durch das Modell leicht erklärbar und deutet nicht auf eine schlechte Simulation der Abflussbildung im Einzugsgebiet hin.

Abbildung 7: Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) für die Tageswerte der LARSIM-Simulation (1998 bis 2018) in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebietes (EZG) der Pegel



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 8: Lage des Pegels Mühlendorf/Inn



Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern (2022)

Ebenfalls einen sehr hohen multiplikativen Fehler zeigt der Pegel Rissbachdüker/Isar: Das Wasser der Isar wird bei Krün oberhalb des Pegels Rissbachdüker zu einem großen Teil Richtung Walchensee abgezweigt. Im Modell ist zwar eine Überleitung zum Walchensee vorgesehen, dabei verbleiben laut hinterlegter Steuerungsregel aber zwischen 8 und 10 m³/s in der Isar. Dies ist häufig mehr, als der am Pegel Rissbachdüker gemessene Abfluss. Der Kommentar zu den Steuerungsregeln in der Steuerdatei sieht bloß den Verbleib von 3 bis 5 m³/s vor. Ob die Überschätzung am Pegel durch eine nichtzutreffende Verzweigungsregel bedingt ist oder ob andere Komponenten des stark anthropogen beeinflussten Systems nicht oder ungenau abgebildet werden, ist nach Recherche nicht ganz klar. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die starke Fehleinschätzung durch das Modell nicht primär durch eine Fehleinschätzung der flächenhaften Abflussbildung bedingt ist. Die aufgrund extrem großer Abweichungen in Abbildung 6 nicht sichtbaren Pegel Dürrach und Walchen liegen in der gleichen Region und sind ebenfalls von den massiven Überleitungen beeinflusst.

Pegel Landeck-Perjen/Inn: Ähnlich wie der Pegel Mühldorf liegt der Pegel an einer Entnahmestrecke. Dort zweigt der Druckstollen des Innkraftwerkes Imst kurz vor Landeck vom Inn ab. Das abgezweigte Wasser wird erst nach dem Pegel wieder in den Inn eingeleitet.

Pegel Freising/Isar: Der Pegel liegt an der Isar nach der Ausleitung des mittleren Isarkanal. Es liegt nahe, dass die extreme Fehleinschätzung der Bilanz am Pegel durch eine fehlende bzw. vereinfachte Ausleitungsregel bedingt wird.

Pegel Plau OP/Müritz-Elde-Wasserstraße: Der Pegel liegt an der Müritz-Elde-Wasserstraße. Die Müritz-Elde-Wasserstraße ist staugeregelt und vermutlich durch Überleitungen beeinflusst, es ist nicht von natürlichen Abflussgegebenheiten auszugehen. Der Pegel liegt zudem direkt an einer Schleuse und wird außerdem vermutlich direkt vom Wasserstand des Plauer Sees beeinflusst.

Pegel VD Slapy/Moldau: Zu diesem tschechischen Pegel liegen keine genaueren Informationen vor. Es ist aber davon auszugehen, dass der Pegel durch die Bauwerke der Moldau-Kaskade beeinflusst ist. Aufgrund der extremen Unterschiede im Abflussvolumen zwischen der simulierten und gemessenen Ganglinie wird davon ausgegangen, dass es sich nicht um eine Fehleinschätzung der Abflussbildung handeln kann.

Neuhaus 2/Alme und Westtünnen/Ahse: Der Oberlauf der Alme ist karstbeeinflusst. Die gemessenen spezifischen Abflüsse der Alme (ca. 760 km²) und benachbarter Flüsse unterscheiden sich vermutlich durch den Karsteinfluss stark. Besonders die Pader und die Ahse, die mit Einzugsgebietsgrößen von ca. 70 km² und ca. 440 km² ähnliche MQ-Werte wie das deutlich größere Alme-Einzugsgebiet aufweisen, bieten sich zum Vergleich an. Im Karstsystem findet vermutlich ein ausgeprägter unterirdischer Wasseraustausch zwischen den oberirdischen Einzugsgebieten statt, der durch LARSIM-ME nicht vollständig wiedergegeben wird. Dies ist aber ebenfalls kein Hinweis darauf, dass die flächendifferenzierte Abflussbildung, die überwiegend oberflächennah im Bodenbereich stattfindet, durch das Modell falsch abgebildet wird.

Die exemplarische Untersuchung der Pegel mit extremen Abweichungen des simulierten Abflussvolumens vom gemessenen Abflussvolumen bestätigt, dass insbesondere für extreme, systematische Abweichungen häufig wasserwirtschaftliche Beeinflussungen ursächlich sind. Die so begründbaren Abweichungen liefern somit keine Hinweise auf eine unrealistische Abbildung der flächenhaften Abflussbildung in LARSIM-ME.

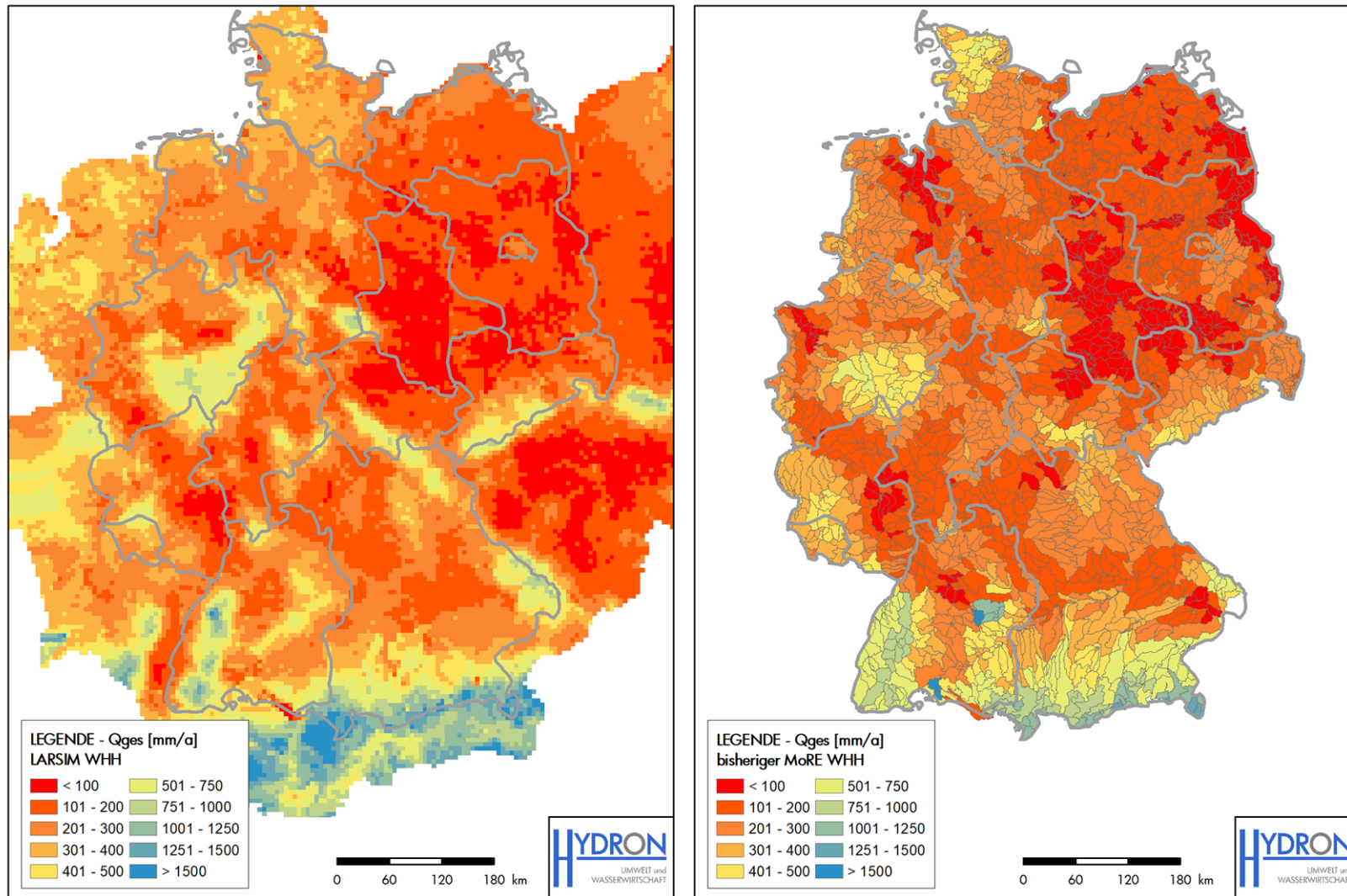
Allerdings verdeutlichen die Abweichungen an Alme und Ahse auch, dass die Parametrisierung des Modells teilweise nicht ausreicht, um regionale bzw. lokale Besonderheiten der Abflusskonzentration bzw. der realen Fließwege nachzubilden. Die Simulation des

Abflussgeschehens in karstbeeinflussten Gewässern stellt erfahrungsgemäß nicht nur mit LARSIM-ME eine Herausforderung dar, da zumeist Daten über die genauen Fließwege fehlen. Es ist davon auszugehen, dass solche und ähnliche natürlich bedingte Besonderheiten bei der Verwendung anderer Schätzverfahren für die Abflussbildung wie beispielsweise der bisherigen Vorgehensweise unter Nutzung der Abflussmessungen an den Pegeln im Wasserhaushalt für MoRE oder der Nutzung höher aufgelöster Wasserhaushaltsmodelle ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet wäre.

3.2.2 Flächenhafte Ergebnisse der Modellierung

Zur weiteren Plausibilisierung ist in Abbildung 9 (links) die mittlere jährliche Gesamtabgabe aus dem Bodenspeicher je LARSIM-Teilgebiet dargestellt. Dies entspricht dem in der Fläche gebildeten Gesamtabfluss (ohne den Niederschlag, der direkt auf Wasserflächen fällt). Es zeigt sich ein plausibles geographisches Muster in dem sowohl abflussreiche Gebiete wie die Alpen, der Schwarzwald oder das Bergische Land als auch abflussarme Regionen wie Rheinhessen oder das Havelland erkennbar sind. In der rechten Abbildung ist zusätzlich noch der bislang für MoRE verwendete Gesamtabfluss dargestellt, wobei zu beachten ist, dass sich die verwendeten Zeiträume und räumlichen Auflösungen unterscheiden. Auch der Gesamtabfluss im bisherigen MoRE-WHH zeigt im betrachteten Zeitraum insgesamt ein plausibles geographisches Muster, von einzelnen unplausiblen Werten z. B. im Bereich der Murr in Baden-Württemberg abgesehen.

Abbildung 9: Gesamtabfluss (Abgabe aus dem Bodenspeicher) von LARSIM-ME (1998 bis 2018) und MoRE (2013 bis 2016)



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

3.2.3 Defizite und Verbesserungspotenziale

Die mit LARSIM-ME ermittelten Gesamtabflüsse können auf Basis des Vergleichs mit Pegelmessungen als grundsätzlich valide angesehen werden. Die flächendifferenzierten Gesamtabflüsse können somit als Grundlage für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE verwendet werden. Somit liegt für MoRE ein Wasserhaushalt zugrunde, der konsistent mit den Wasserhaushaltsberechnungen der BfG ist.

Die mit LARSIM-ME neu ermittelten jährlichen Abflüsse können dabei teils erheblich von den bisherigen Abflüssen abweichen. Auf Grundlage der durchgeführten Analysen erscheinen die mit LARSIM-ME modellierten Gesamtabflüsse als grundsätzlich plausibel und werden als Verbesserungen eingestuft. Nichtsdestotrotz bringen aber auch die neu ermittelten Gesamtabflüsse Unsicherheiten mit sich. Es hat sich gezeigt, dass sehr starke Abweichungen zwischen beobachteten und modellierten Abflüssen in großen Einzugsgebieten zumeist auf wasserwirtschaftliche Beeinflussungen hinweisen und somit kein Hinweis auf unrealistische Abflussbildung im Modell sind. In kleineren Einzugsgebieten und in Regionen mit komplexen hydrologischen Gegebenheiten (z. B. Karstgebieten) können aber auch die neu ermittelten jährlichen Abflussvolumina mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein.

Wenngleich LARSIM-ME im Allgemeinen plausible Gesamtabflusshöhen liefert, könnte durch eine detailliertere Kalibrierung des Modells eine bessere Abbildung des Abflussvolumens und vor allem der Abflussdynamik erreicht werden. Mit Blick auf die Stoffeintragsmodellierung liegt das Hauptdefizit des derzeitigen LARSIM-ME-Ergebnisse aber in der unzureichenden Abbildung der Abflusskomponenten (siehe Kapitel 3.4). Für eine grundlegend bessere Nutzbarkeit von LARSIM-ME im Zusammenhang mit MoRE ist daher keine reine Neukalibrierung des bestehenden Modells zu empfehlen. Vielmehr wäre hierfür eine grundlegendere Überarbeitung der Modellstruktur zu empfehlen, auf die in Kapitel 3.4.3 näher eingegangen wird.

3.3 Landnutzungsklassifikation und Übertragungsmöglichkeiten

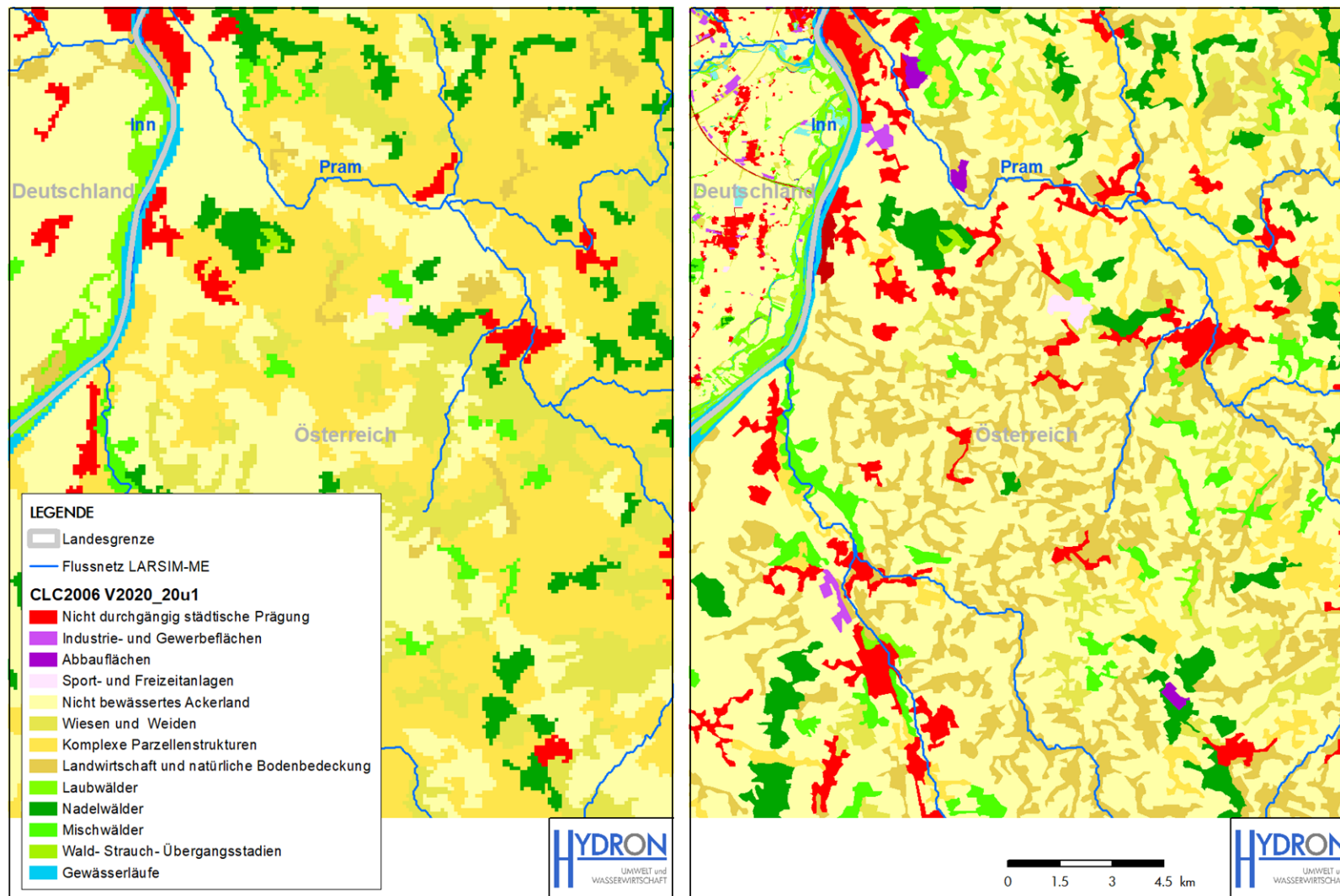
Für den Untersuchungszeitraum 2016-2018 wird die Landnutzung für Deutschland in MoRE aus dem LBM-2018-Datensatz entnommen, für Flächen außerhalb Deutschlands wird CLC-2018 verwendet. Die Kombination dieser beiden Landnutzungsdatensätze wird im Folgenden als Landnutzung 2018 bezeichnet. Für LARSIM-ME wurden CORINE 2006 Landnutzungsdaten (Version 13, Februar 2010; räumliche Auflösung 25 ha) verwendet.

Abbildung 10 zeigt exemplarisch für einen Ausschnitt die augenscheinlichsten Unterschiede der verschiedenen Landnutzungsdatensätze. Sowohl in Deutschland im Vergleich zwischen CLC-2006 und LBM-2018 als auch für Österreich zwischen CLC-2006 und CLC-2018 wird die höhere räumliche Auflösung der in MoRE verwendeten Landnutzungsdaten deutlich.

Da eine Harmonisierung zwischen LARSIM-ME und MoRE im Rahmen des Projektes nicht möglich war, ergibt sich die Aufgabe der Übertragung der nutzungsspezifischen Abflusskomponenten aus LARSIM-ME auf die in MoRE verwendeten Landnutzungsklassen. Dies erfolgt in den folgenden Arbeitsschritten:

- ▶ Vergleich und ggf. Anpassung der Landnutzungs-Klassifikationen für LARSIM-ME und MoRE
- ▶ Entwicklung und testweise Anwendung einer Methodik für die Übertragung
- ▶ Auswertung der Unterschiede im WHH vor und nach der Übertragung
- ▶ Ggf. Anpassung der Vorgehensweise

Abbildung 10: Exemplarische Darstellung der Unterschiede zwischen den CLC-2006 Daten (links) und LBM-2018 (rechts)



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

3.3.1 Vergleich der Landnutzungsklassifikationen für LARSIM-ME und MoRE

Die Landnutzungsklassifikation erfolgt auf Grundlage unterschiedlicher Datensätze, diesen liegt jedoch die CORINE Nomenklatur (CLC-Codes) zugrunde. Eine einfache Übertragung ist allerdings auf Grund der bisherigen Zuordnung nicht in jedem Fall möglich.

Für LARSIM-ME wurden die CLC-Landnutzungen zu 16 Landnutzungsklassen aggregiert. In MoRE werden bisher neun Landnutzungsklassen verwendet. Aus Tabelle 2 geht hervor, dass die stärker aggregierten MoRE-Landnutzungsklassen nicht einfach durch eine erneute Aggregation der LARSIM-Landnutzungsklassen erreicht werden können. Vor allem für die LARSIM-Landnutzungsklassen „locker baumbestanden“ und „unbewachsene Flächen“ ist eine solche einfache Vorgehensweise nicht möglich. Eine Überprüfung der den jeweiligen CLC-Landnutzungen zufallenden Flächen in beiden Landnutzungsdatensätzen ergab, dass die betreffenden Landnutzungsklassen zum Teil erhebliche Flächen des Untersuchungsgebiets abdecken und daher bei der Entwicklung einer Methode zur Übertragung berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 2: Vergleich der Klassifikation der Corine Land Cover (CLC)-Landnutzungen zu LARSIM-ME und MoRE Landnutzungsklassen

CLC-Code	Beschreibung CLC-Klasse	LARSIM-Landnutzungsklasse	MoRE-Landnutzungsklasse
211	Nicht bewässertes Ackerland	Ackerflächen	Ackerland
221	Weinbauflächen	Weinbau	Ackerland
222	Obst/Beerenobstbestände	Obstbau	Ackerland
241	Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen	locker baumbestanden	Ackerland
242	Komplexe Parzellenstruktur	locker baumbestanden	Ackerland
243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation von signifikanter Größe	locker baumbestanden	Ackerland
244	Land/Forstwirtschaftliche Flächen	locker baumbestanden	Ackerland
323	Hartlaubbewuchs	locker baumbestanden	Natürlich bedeckte Flächen
324	Wald/Strauch	locker baumbestanden	Natürlich bedeckte Flächen
311	Laubwälder	Laubwald	Natürlich bedeckte Flächen
312	Nadelwälder	Nadelwald	Natürlich bedeckte Flächen
313	Mischwälder	Mischwald	Natürlich bedeckte Flächen
321	Natürliches Grünland	Grünland, extensiv	Natürlich bedeckte Flächen
322	Heiden und Moorheiden	Grünland, extensiv	Natürlich bedeckte Flächen
141	Städtische Grünflächen	locker baumbestanden	städtische Gebiete
111	durchgängig städtische Prägung	Siedlung, dicht	städtische Gebiete

CLC-Code	Beschreibung CLC-Klasse	LARSIM-Landnutzungs-kategorie	MoRE-Landnutzungs-kategorie
112	nicht durchgängig städtische Prägung	Siedlung, locker	städtische Gebiete
142	Sport/Freizeitanlagen	Siedlung, locker	städtische Gebiete
121	Industrie/Gewerbeflächen	großflächig versiegelte Bereiche	städtische Gebiete
122	Straßen/Eisenbahnnetze, funktionell zugeordnete Flächen	großflächig versiegelte Bereiche	städtische Gebiete
123	Hafengebiete	großflächig versiegelte Bereiche	städtische Gebiete
124	Flughäfen	großflächig versiegelte Bereiche	städtische Gebiete
231	Wiesen und Weiden	Grünland, intensiv	Grünland
131	Abbauflächen	unbewachsene Flächen	Tagebau
132	Deponien, Abraumhalden	unbewachsene Flächen	Tagebau
133	Baustellen	unbewachsene Flächen	Tagebau
331	Strände, Dünen, Sandflächen	unbewachsene Flächen	offene Flächen
332	Felsflächen ohne Vegetation	unbewachsene Flächen	offene Flächen
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	unbewachsene Flächen	offene Flächen
334	Brandflächen	unbewachsene Flächen	offene Flächen
335	Gletscher/Dauerschneegebiet	Gletscher	offene Flächen
411	Sümpfe	Feuchtf Flächen	Feuchtgebiete
412	Torfmoore	Feuchtf Flächen	Feuchtgebiete
421	Salzwiesen	Feuchtf Flächen	Feuchtgebiete
423	In der Gezeitenzone liegende Flächen	Feuchtf Flächen	Feuchtgebiete
511	Gewässerläufe	Wasserflächen	Wasserfläche
512	Wasserflächen	Wasserflächen	Wasserfläche
521	Lagunen	Wasserflächen	Wasserfläche
522	Mündungsgebiete	Wasserflächen	Wasserfläche
523	Meer und Ozean	Wasserflächen	Wasserfläche

Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen LARSIM-ME und MoRE besteht in der Ausweisung von versiegelten Flächen. Für die städtischen Gebiete liegen in LARSIM-ME drei Landnutzungsklassen vor, für die unterschiedliche konstante Versiegelungsgrade verwendet werden (siehe Anhang A.2). In MoRE umfasst die Landnutzungsklasse „städtische Gebiete“ versiegelte und unversiegelte Teile, die anhand eines für Europa flächendeckend vorliegenden Datensatzes mit einer Auflösung von 10 m (Imperviousness Density 2018; EU Copernicus programme 2020) ausgewiesen werden. Innerhalb Deutschlands wird in LARSIM-ME insgesamt eine geringere versiegelte Fläche ausgewiesen als in MoRE, wobei davon ausgegangen werden kann, dass die versiegelte Fläche in MoRE aufgrund der Verwendung eines aktuellen und differenzierten Datensatzes realistischer ist.

Zusammenfassend ist festzustellen:

- ▶ Eine einfache flächengewichtete Aggregation der LARSIM-landnutzungsspezifischen Abflusskomponenten zu MoRE-landnutzungsspezifischen Abflusskomponenten ist aufgrund der teilweise unterschiedlichen Klassifizierung der CLC-Landnutzungen nicht möglich.
- ▶ Durch die unterschiedlichen Datensätze und Datenstände der Landnutzungen in den beiden Modellen ist davon auszugehen, dass es teils deutliche Unterschiede in der Belegung der Flächen durch die einzelnen CLC-Landnutzungen in den beiden Modellen gibt (insbesondere die großen Unterschiede für die Landesfläche der Schweiz sind hier zu beachten).
- ▶ Aus LARSIM-ME selbst kann die Information zu den ursprünglichen CLC-Landnutzungen 2006, ihrer Flächenverteilung und spezifischer Abflusskomponenten nicht wiederhergestellt werden.

3.3.2 Übertragungsmethode

Basierend auf den vorangegangenen Analysen ergeben sich für die Entwicklung der Methodik folgende Kriterien:

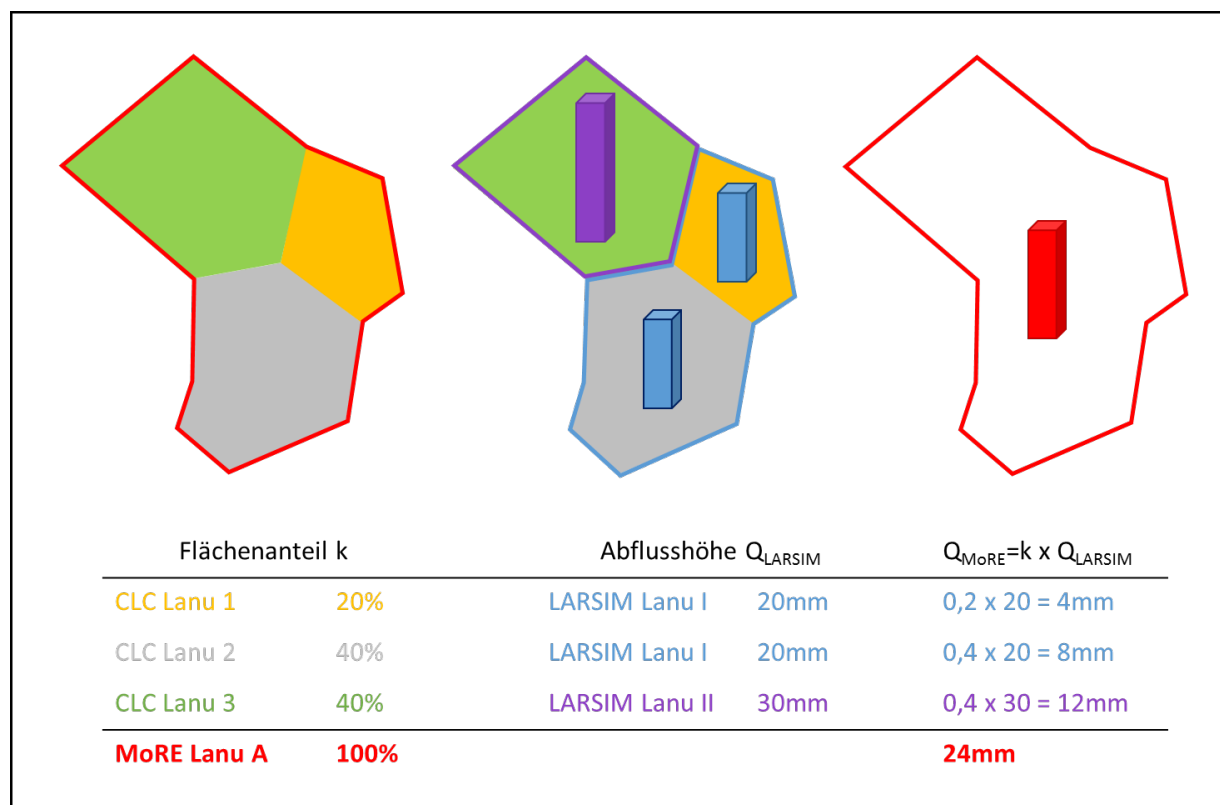
- ▶ Die Übertragungsmethodik soll einfach und auf das gesamte Untersuchungsgebiet (möglichst keine Ausnahmen, Sonderfälle) anwendbar sein. Es sind Vereinfachungen und Generalisierungen notwendig.
- ▶ Um sicherzustellen, dass die Nutzung der beiden unterschiedlichen Landnutzungen in den beiden Modellen und die Methodik zur Übertragung keine ungewollten Effekte auf den Wasserhaushalt hat, muss der Wasserhaushalt vor und nach der Übertragung verglichen werden. Deutliche, großflächige Unterschiede sollen, sofern möglich, behoben werden. Falls dies nicht möglich ist, werden sie begründet und dokumentiert.

Abbildung 11 zeigt ein vereinfachtes Schema der entwickelten Vorgehensweise. Zunächst wurde durch Verschneidung der Landnutzung 2018 mit den LARSIM-Teilgebieten die Fläche jeder CLC-Landnutzungskategorie je Teilgebiet ermittelt. Anschließend wurden durch Aggregation der Flächen der CLC-Landnutzungen je LARSIM-Teilgebiet (TGB) die Flächen der zugehörigen übergeordneten MoRE-Landnutzungsklassen bestimmt. Dann wurde für jedes TGB das Verhältnis der Flächen der einzelnen CLC-Landnutzungen zur Fläche der zugeordneten MoRE-Landnutzung als Gewichtungsfaktor k bestimmt (Abbildung 11, links). Die Gewichtungsfaktoren k wurden dann weiterverwendet, um für jede MoRE-Landnutzung je TGB eine flächengewichtete Abflusshöhe (Q_{MoRE}) zu bestimmen. In Q_{MoRE} gingen neben den Gewichtungsfaktoren k die land-

nutzungsspezifischen Abflusshöhen aus LARSIM (Q_{LARSIM}) ein (Abbildung 11, Mitte). Dadurch ergeben sich flächengewichtete Abflusshöhen (Q_{MoRE}) je MoRE-Landnutzungs-kategorie und LARSIM-TGB (Abbildung 11, rechts).

Sofern einer CLC-Landnutzung in einem TGB kein Q_{LARSIM} zugeordnet werden konnte, wurde überprüft, ob innerhalb des TGB andere CLC-Landnutzungen der gleichen MoRE-Landnutzungs-kategorie vorhanden waren. War dies der Fall, wurde angenommen, dass das anhand der anderen CLC-Landnutzungs-kategorien berechenbare Q_{MoRE} auch für die nicht verwendbare CLC-Landnutzung repräsentativ ist. Wenn keine weitere nutzbare CLC-Landnutzung der gleichen MoRE-Landnutzung vorhanden war, konnte keine MoRE-landnutzungsspezifische Abflusskomponente für diese MoRE-Landnutzung berechnet werden. In diesem Fall wurde ein in den Ergebnisdateien eindeutig identifizierbarer Fehlwert (-9999) vergeben. Für diese seltenen Fälle wurde im Zuge der weiteren Aggregation der Abflüsse auf die Ebene der MoRE-Analysegebiete ein geeignetes Vorgehen entwickelt (siehe Abschnitt 4.1).

Abbildung 11: Schematisches Beispiel der gewählten Übertragungsmethodik



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Die MoRE-Landnutzungs-kategorie „städtische Gebiete“ umfasst versiegelte und unversiegelte Teile. Daher wurden diese „städtischen Gebiete“ in den Ergebnisdateien für die Übergabe an MoRE in zwei separate Landnutzungen aufgeteilt: „städtische Gebiete – versiegelter Anteil“ und „städtische Gebiete – unversiegelter Anteil“. Die durchgeführte Trennung dieser Abflusskomponenten ermöglicht einen differenzierten Umgang mit teilversiegelten Flächen.

Die hier vorgestellte Übertragung kann für alle Abflusskomponenten und LARSIM-ME-Teilmodelle innerhalb des Untersuchungsgebiets durchgeführt werden. Die Ergebnisdateien der Übertragung wurden zunächst validiert. In einem weiteren Arbeitsschritt wurden sie bezüglich der Aufteilung der Abflusskomponenten bearbeitet (siehe Kapitel 3.4).

3.3.3 Validierung der Ergebnisse der Übertragung

Zur Überprüfung der Wasserbilanz wurde je LARSIM-TGB ein flächengewichtetes Mittel der Abflusshöhen Q_{MoRE} gebildet. Lag dabei für eine MoRE-Landnutzungs-klasse keine Abflusskomponente vor (Fehlwert „-9999“), so wurde diese in der Berechnung nicht berücksichtigt. Die so neu berechneten flächengewichteten, mittleren Abflusshöhen je TGB wurden mit den mittleren flächengewichteten Abflusshöhen je TGB aus LARSIM verglichen.

Zu beachten ist, dass die zum Vergleich herangezogenen LARSIM-Abflusshöhen nur den Abfluss von Landflächen beinhalten und nicht den direkten Niederschlag auf Wasserflächen. Dieser geht mit einer Abflusshöhe von 0 mm in die Ausgaben der mittleren, flächengewichteten Abflusshöhe je TGB ein. Daher wurden zu Vergleichszwecken Wasserflächen auch im neu berechneten TGB-Mittel mit einer Abflusshöhe von 0 mm einbezogen. Die teilversiegelten Landnutzungs-klassen wurden mit den LARSIM-internen Versiegelungsgraden (siehe Anhang A.2) für das flächengewichtete TGB-Mittel berücksichtigt.

Da sich die Abflusshöhe auf Wasser und versiegelten Flächen i. d. R. stark von den Abflusshöhen auf anderen Landnutzungen unterscheidet, hat die Fläche der beiden Landnutzungen einen großen Einfluss auf das flächengewichtete Mittel. Der hier beschriebene Umgang mit den beiden Landnutzungs-klassen wurde gewählt, um ein flächengewichtetes TGB-Mittel zu berechnen, dass einen Vergleich mit dem TGB-Mittel von LARSIM und damit die Validierung der Übertragungsmethode erlaubt. Das hier berechnete flächengewichtete TGB-Mittel geht nicht in MoRE ein. In MoRE ist somit auch ein davon abweichender Umgang mit den teilversiegelten Flächen umsetzbar.

Abbildung 12 und Abbildung 13 zeigen am Beispiel des Jahres 2016 den multiplikativen Fehler der auf die Landnutzung 2018 umgerechneten Abflusshöhen (flächengewichtetes TGB-Mittel) im Vergleich zu den Abflusshöhen aus LARSIM-ME. Darin zeigt sich, dass für den Großteil der Teilgebiete (> 80 %) der Fehler innerhalb des Bereichs $\pm 1,05$ liegt. Bei den etwas stärkeren Abweichungen zwischen $\pm 1,05$ und $\pm 1,125$ dominieren die positiven Abweichungen deutlich (weitere ca. 15 %). Nur in weniger als 3 % der TGB kommen Abweichungen von mehr als $\pm 1,125$ vor.

Die wenigen stärkeren Abweichungen sind i. d. R. auf einen oder mehrere der folgenden Gründe bzw. Unterschiede in den Flächenausweisungen zurückzuführen:

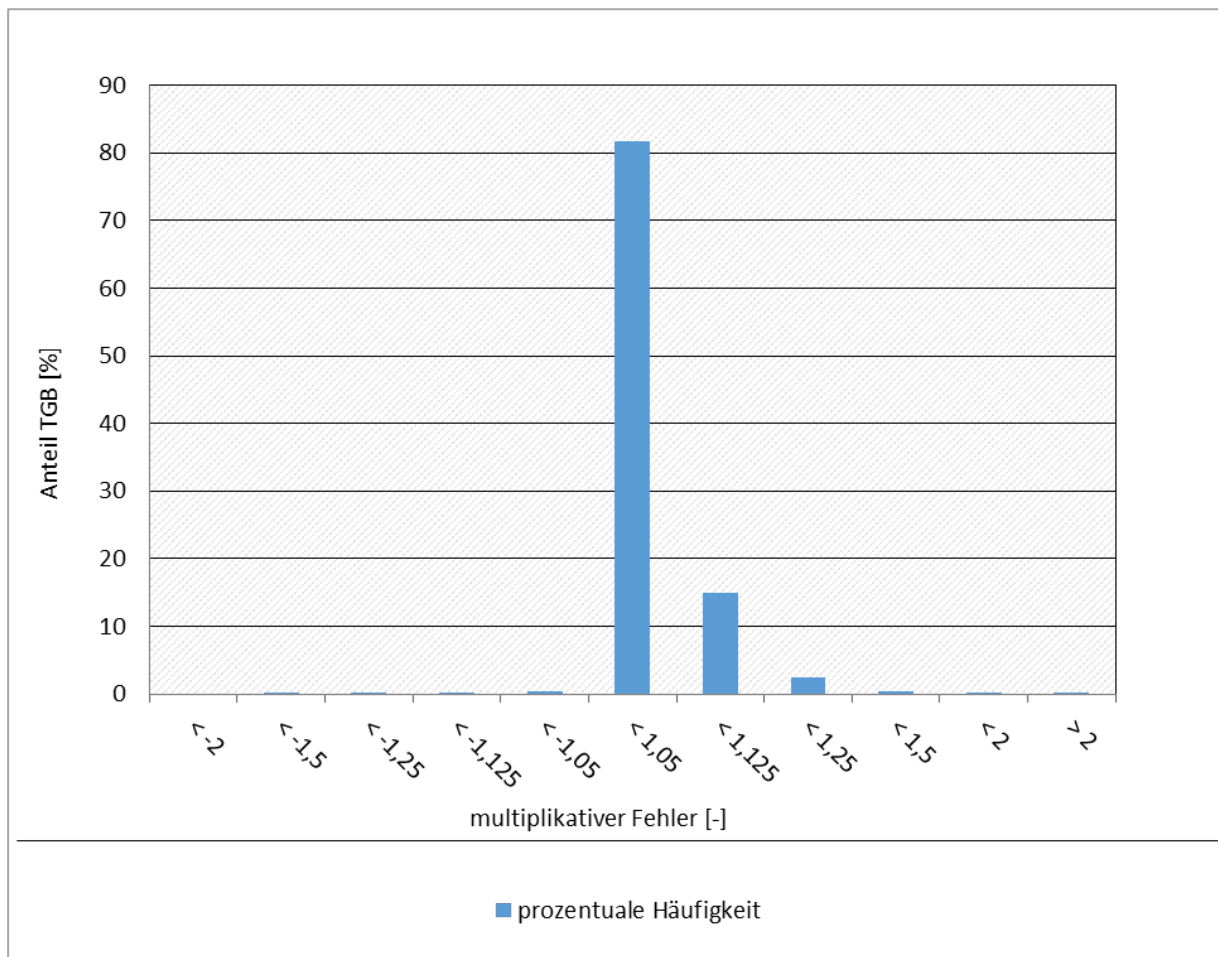
- Unterschiede in den Flächen für die Landnutzung „Wasser“ zwischen MoRE- und LARSIM-Landnutzung
- Unterschiede in den Flächen für „städtische Gebiete – versiegelt“ in MoRE und „versiegelt“ in LARSIM-ME
- Sehr niedrige Abflusshöhen, sodass bereits kleine absolute Unterschiede zu großen multiplikativen Fehlern führen.

Die im Hinblick auf die LARSIM-Landnutzung auffällige Landesfläche der Schweiz fällt in der Überprüfung der Übertragungsmethodik nicht auf. Offenbar bewegen sich dort die relativen Unterschiede in den TGB-Mittel, auch aufgrund der insgesamt hohen Abflüsse, im niedrigen Wertebereich.

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich Abweichungen in weiteren Jahren in ähnlichen Größenordnungen bewegen, wobei in abflussarmen Jahren eher mit stärkeren relativen Unterschieden zu rechnen ist als in abflussreichen Jahren.

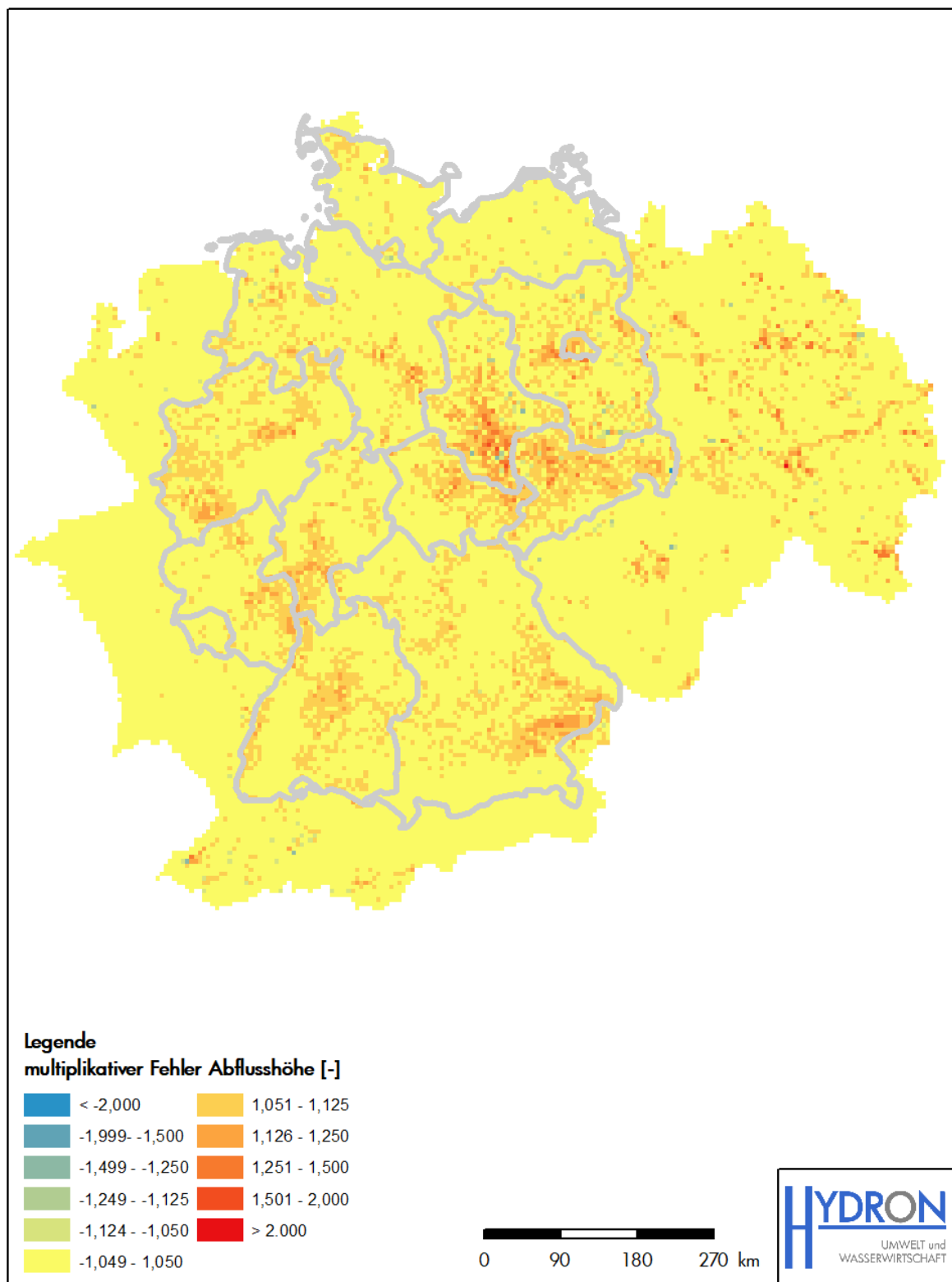
Insgesamt liegen die Unterschiede in einer absolut zufriedenstellenden Größenordnung. Insbesondere im Hinblick auf weitere Unsicherheiten in der Modellkette besteht an dieser Stelle kein unmittelbarer Handlungsbedarf. Längerfristig ergeben sich aus der durchgeführten Übertragung mehrere Möglichkeiten zur Aktualisierung der Landnutzung in LARSIM-ME und zur Harmonisierung mit MoRE.

Abbildung 12: Multiplikativer Fehler [-] zwischen der flächengewichteten mittleren Gesamtabflusshöhe je Teilgebiet (TGB) vor und nach Übertragung auf die Landnutzung 2018 für das Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 13: Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen der flächengewichteten mittleren Gesamtabflusshöhe je LARSIM-Teilgebiet vor und nach Übertragung auf die MoRE-Landnutzungsklassen für das Jahr 2016



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

3.3.4 Fazit, Defizite und Ausblick

Die Landnutzungen des derzeitigen LARSIM-ME und von MoRE basieren einerseits auf Datensätzen unterschiedlicher räumlicher Auflösung und andererseits auf unterschiedlichen Landnutzungsklassifikationen. Daher wurde eine Methodik abgeleitet, mit der die landnutzungsspezifischen Abflusshöhen aus LARSIM-ME auf die MoRE-Landnutzungsklassen auf Ebene der Teilgebiete übertragen werden können, ohne dadurch den resultierenden Wasserhaushalt signifikant zu beeinflussen. Diese Methode kann im vorliegenden Projekt angewandt werden.

Für zukünftige Bearbeitungen empfiehlt sich jedoch eine Harmonisierung der Landnutzungsdatensätze und -klassifikationen für die beiden Modelle auch wenn die Landnutzung, zumindest beim vorliegenden Detailgrad, nicht zu den sensibelsten Parametern des LARSIM-ME-Modells gehört. Da die Landnutzungsparametrisierung in LARSIM-ME mit der Bodenparametrisierung verknüpft ist, sollten die Aktualisierung der Landnutzung Hand in Hand gehen mit der Aktualisierung der Bodenparametrisierung (siehe Kapitel 3.4.3). Dann wäre auch eine Landnutzungsklassifizierung für LARSIM-ME umsetzbar, die eine weitere Aggregation der LARSIM-ME-Landnutzungsklassen zu MoRE-Landnutzungsklassen einfach ermöglicht.

Ein wichtiger und relevanter Unterschied in den in beiden Modellen verwendeten Daten liegt in der Ausweisung der versiegelten Flächen, die ein deutlich anderes Abflussverhalten aufweisen als die restlichen Landnutzungen. Unterschiedliche Annahmen zu versiegelten Anteilen können einen sehr großen Unterschied im Abflussvolumen bedingen. Daher ist die in der Landnutzungsparametrisierung implizit enthaltene Angabe der Größe der versiegelten Flächen eine wesentlich sensiblere Größe als bspw. Veränderungen bei den anderen Landnutzungsklassen. Daten aus der Fernerkundung ermöglichen heutzutage eine flächendeckend einheitliche und räumlich hochaufgelöste Ableitung der versiegelten Flächen. So liegt beispielsweise für Europa mit dem Imperviousness Density 2018 ein flächendeckender Datensatz mit einer Auflösung von 10 m vor (EU Copernicus programme 2020). Alternativ zum bestehenden Vorgehen in LARSIM-ME können diese Daten in neueren LARSIM-Versionen auch explizit über den Parameter Versiegelungsgrad berücksichtigt werden, was erfahrungsgemäß zu einer wesentlich realistischeren Parametrisierung der versiegelten Flächen führt. Alleine durch diese Änderung wird der Berechnungsaufwand und somit die Rechenzeit von LARSIM nicht grundsätzlich erhöht. Allerdings sollten dort wo der explizite Versiegelungsgrad stark von der bisherigen, impliziten Parametrisierung der versiegelten Flächen über die Landnutzung abweicht, die Veränderungen im Abflussgeschehen überprüft und ggf. eine Nachkalibrierung durchgeführt werden.

Von Vorteil bei einer Integration des Versiegelungsgrads wäre auch, dass dann LARSIM-ME und MoRE auf die gleichen Daten zur Versiegelung zurückgreifen könnten. Damit wäre eine Konsistenz der beiden Modelle auch in Bezug auf die versiegelten Flächen sichergestellt. Bei einer Überarbeitung von LARSIM-ME zur verbesserten Nutzbarkeit im Zusammenspiel mit MoRE sollte daher auch der Versiegelungsgrad (aus derselben Datenquelle wie in MoRE) explizit berücksichtigt werden.

3.4 Differenzierung von Abflusskomponenten mit LARSIM-ME

Die Aufteilung in Abflusskomponenten wird in LARSIM-ME zunächst durch die Parametrisierung des Bodenmoduls in den Gebietsdaten gesteuert. Dabei werden in LARSIM-ME bislang drei Abflusskomponenten differenziert:

- **Basisabfluss (Q_B):** Der Basisabfluss repräsentiert näherungsweise den grundwasserbürtigen Abfluss mit langen Aufenthaltszeiten. Mit dem zeitlichen Verlauf von Q_B wird das Auslaufverhalten in langanhaltenden Trockenzeiten, der Jahresgang im Niedrigwasserbereich wie auch die Variabilität des Niedrigwasserabflusses zwischen Trocken- und Nassjahren abgebildet.
- **Interflow (Q_I):** Der Interflow repräsentiert den Abfluss aus dem tieferen Untergrund mit mittleren Aufenthaltszeiten. Der Interflow steigt vor allem in der nassen Jahreszeit merklich an und trägt dann deutlich zum Abflussgeschehen bei, er reagiert aber kaum ereignisspezifisch. Der LARSIM-Interflow kann also nicht als ereignisspezifischer, relativ schnell reagierender Zwischenabfluss aufgefasst werden.
- **Direktabfluss (Q_D):** Der Direktabfluss kann in den langsamen Direktabfluss (Q_{D1}) und eine schnellere Direktabflusskomponente (Q_{D2}) differenziert werden. Der langsame Direktabfluss von unversiegelten Flächen kann näherungsweise als ereignisspezifischer Abfluss aus mittleren Bodentiefen mit recht kurzen Aufenthaltszeiten angesehen werden (subsurface storm flow (SSF), ereignisspezifischer Zwischenabfluss). Hochwasserereignisse, die infolge von ergiebigen Niederschlägen mäßiger Intensität auftreten, werden in der Regel überwiegend durch diesen langsamen Direktabfluss geprägt. Der schnelle Direktabfluss (Q_{D2}) kann näherungsweise als Oberflächenabfluss mit entsprechend kurzen Aufenthaltszeiten angesehen werden. Q_{D2} umfasst dabei sowohl Abfluss von Sättigungsflächen (SOF) wie auch Horton-Oberflächenabfluss (HOF), der infolge von Infiltrationsüberschuss auftritt. In der vorliegenden Bearbeitung sollten ursprünglich beide Teilkomponenten des Direktabflusses separat ausgewiesen werden.

Es ist zu berücksichtigen, dass die Berechnung der Abflussbildung in LARSIM-ME auf Basis eines rein konzeptionellen Ansatzes und im Tageszeitschritt erfolgt. Dies stellt insbesondere im Hinblick auf die schnellste Abflusskomponente (Q_{D2}) eine Vereinfachung dar, da der durch Q_{D2} abgebildete Oberflächenabfluss in Realität stark durch sehr kleinräumige und zeitlich extrem dynamische Prozesse gesteuert wird. Der Umgang mit diesen Unsicherheiten wird in Kapitel 3.4.2.2 näher beschrieben.

Auch im Hinblick auf die langsameren Abflusskomponenten in LARSIM-ME kann nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass die Dynamik und Menge der simulierten Abflusskomponenten den oben genannten Beschreibungen bestmöglich entsprechen. Vielmehr werden die Dynamik und Menge der einzelnen Abflusskomponenten durch die Parametrisierung und die Kalibrierung stark beeinflusst. Im folgenden Kapitel wird daher zunächst anhand einfacher Maßzahlen der simulierte Basisabfluss validiert. Wie auch bei der Validierung des Gesamtabflusses werden hier die Pegelmessungen herangezogen. Die Einschränkungen der Validierung aufgrund wasserwirtschaftlicher Beeinflussungen gelten daher für den Basisabfluss ebenso wie für den Gesamtabfluss.

3.4.1 Plausibilisierung des Basisabflusses aus LARSIM-ME

Zur Plausibilisierung des Basisabflusses wurde der Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss überprüft. Als Referenzwert wurde der Baseflow-Index (BFI), der den relativen Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe beschreibt, mit dem Verfahren nach Kille (1970) in der von Demuth (1993) beschriebenen Form aus den Abflussmessungen ermittelt. Dabei wurden die Jahre 1998 bis 2018 berücksichtigt, wobei an jedem Pegel nur jeweils vollständige

Kalenderjahre benutzt wurden. Pegel mit weniger als 10 vollständigen Kalenderjahren von Abflussmessungen wurden nicht berücksichtigt, da die Verwendung der Methode für kurze Zeiträume nicht geeignet ist. Dem Referenzwert wurde der Anteil des simulierten Basisabflusses am simulierten Gesamtabfluss aus LARSIM-ME gegenübergestellt.

Die Berechnung von Abflusskomponenten im Gewässer ist in LARSIM nur sinnvoll, wenn im Modell-Einzugsgebiet des betrachteten Pegels keine relevanten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen berücksichtigt werden. So ist z. B. die Betrachtung von Abflusskomponenten an Pegeln unterhalb von im Modell berücksichtigten Talsperren nicht sinnvoll zu interpretieren. Daher wurden zur Berechnung des simulierten Basisabflussanteils Rechenläufe ohne Bauwerke durchgeführt. Um zumindest die im Modell von Bauwerken stark beeinflussten Pegel von der Auswertung des Basisabflussanteils auszuschließen, wurde die Veränderung der simulierten Bilanz mit und ohne Bauwerke verglichen. Traten an einem Pegel größere Abweichungen auf, so wurde der Pegel nicht weiter betrachtet. Selbstverständlich werden mit diesem Verfahren nicht alle in der Realität deutlich von Bauwerken beeinflussten Pegel identifiziert, sondern lediglich die stark beeinflussten Pegel. Es gilt daher auch bei der Interpretation der Ergebnisse zum Basisabflussanteil, wie bei den restlichen Modellauswertungen, dass Abweichungen zwischen Modell und Messung durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen enthalten sein können.

Abbildung 14 zeigt an Pegeln in Deutschland den multiplikativen Fehler (MF) zwischen simuliertem Basisabflussanteil und aus den Pegelmessungen ermitteltem BFI. Positive MF stehen für eine Überschätzung des Basisabflussanteils durch LARSIM-ME, negative MF für eine Unterschätzung. Es wird deutlich, dass an vielen Pegeln teils große Abweichungen in beide Richtungen auftreten. Im Vergleich mit der Auswertung der Bilanz und der Modelleffizienz der Simulation des Gesamtabflusses (Abbildung 6 und Abbildung 7) wird ersichtlich, dass auch an Pegeln, an denen der Gesamtabfluss gut abgebildet wird, der Basisabflussanteil häufig nur unzureichend nachgebildet wird. Deutlich wird dies z. B. an vielen Pegeln in Niedersachsen, die gute Bilanzen und Modelleffizienzen aufweisen, deren Basisabflussanteil im Modell jedoch zu gering ist.

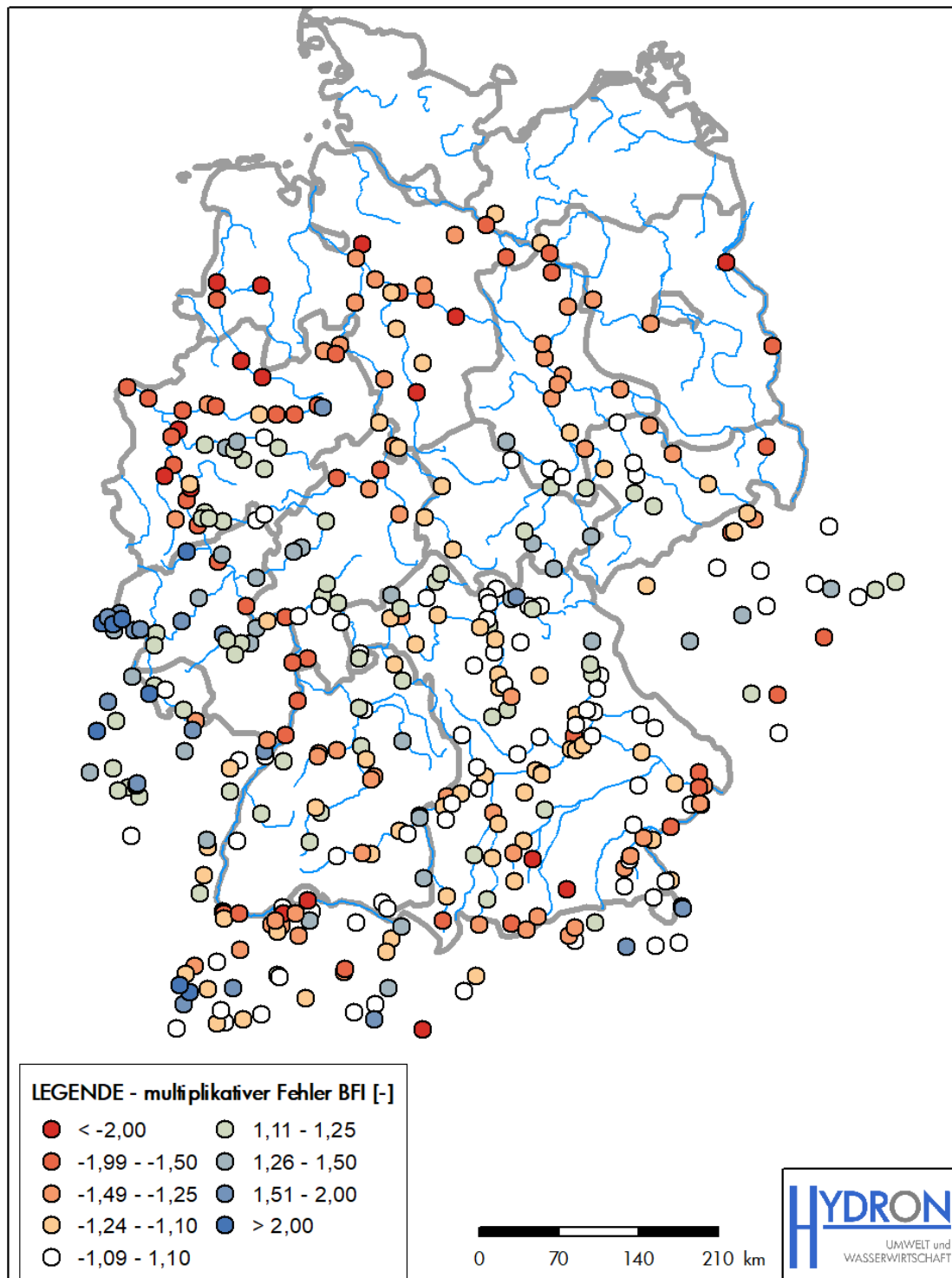
Abbildung 15 zeigt, dass an nur ca. 55 % der Pegel der multiplikative Fehler des Basisabflussanteils zwischen Faktor -1,25 und 1,25 liegt. Unter Berücksichtigung des möglichen Wertebereichs des Basisabflussanteils (0 - 1) sind alle größeren Abweichungen durchaus als kritisch einzustufen.

Wird anstatt des simulierten Basisabflussanteils der Anteil der Summe aus Basisabfluss und Interflow am Gesamtabfluss für den Vergleich herangezogen, so ergibt sich auch keine bessere Übereinstimmung.

Der BFI wertet nur den mittleren Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss aus. Ergänzend zeigt die visuelle Analyse der Ganglinien der Abflusskomponenten an einigen auffälligen Pegeln, dass der Anteil des Basisabflusses unplausibel ist. In den visuellen Analysen ist häufig auch zu sehen, dass neben der Menge auch die Dynamik des simulierten Basisabflusses nicht gut mit der gemessenen Ganglinie übereinstimmt. Abbildung 16 zeigt exemplarisch drei Beispiele – eins mit guter Abbildung des Basisabflusses (Pegel Schwaibach), eins mit deutlich unterschätztem (Pegel Reinheim) und eins mit deutlich überschätztem Basisabfluss (Niedaltdorf).

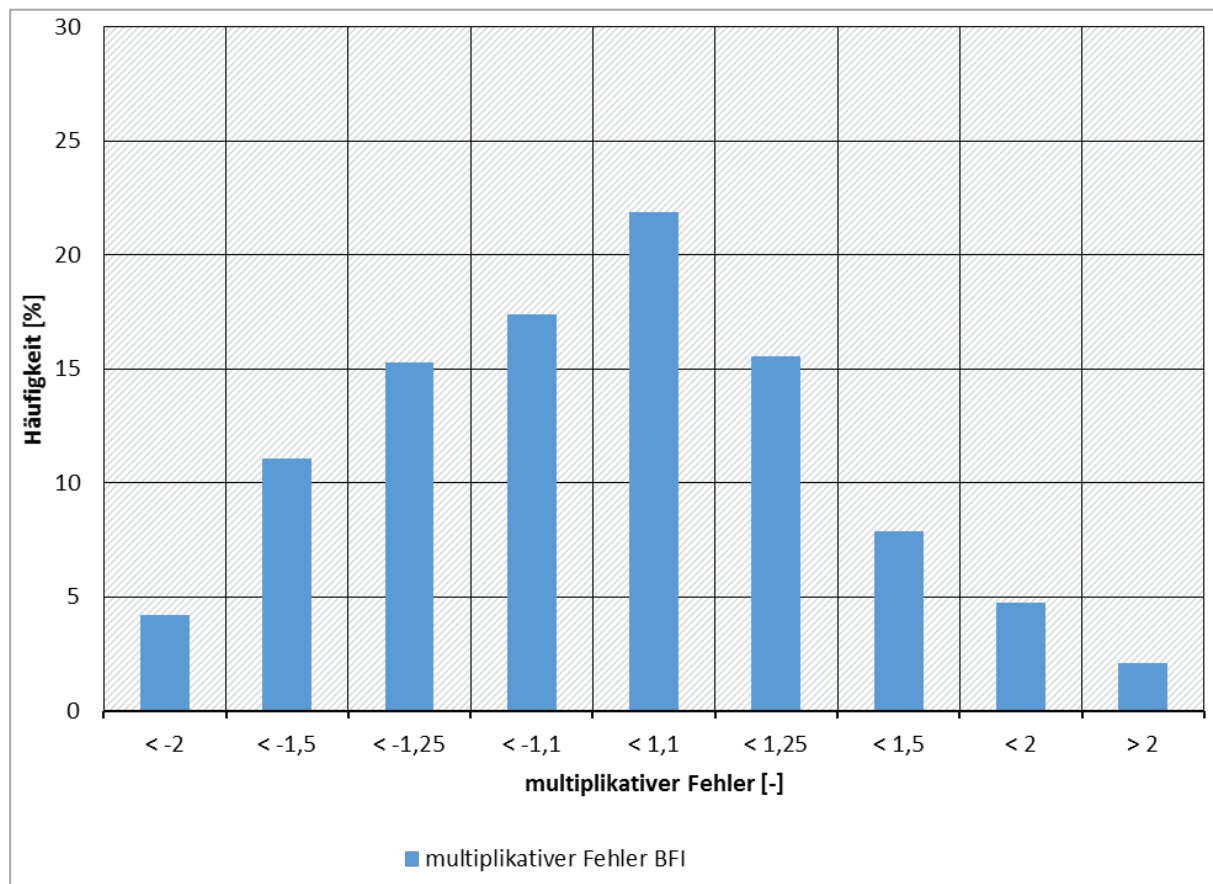
Abbildung 14: Darstellung des multiplikativen Fehlers zwischen Basisabflussanteil (simulierte Abflüsse) und Baseflow-Index (gemessene Abflüsse) (1998 bis 2018)

dargestellt sind nur Pegel mit mindestens 10 Jahren vollständiger Abflussmessung



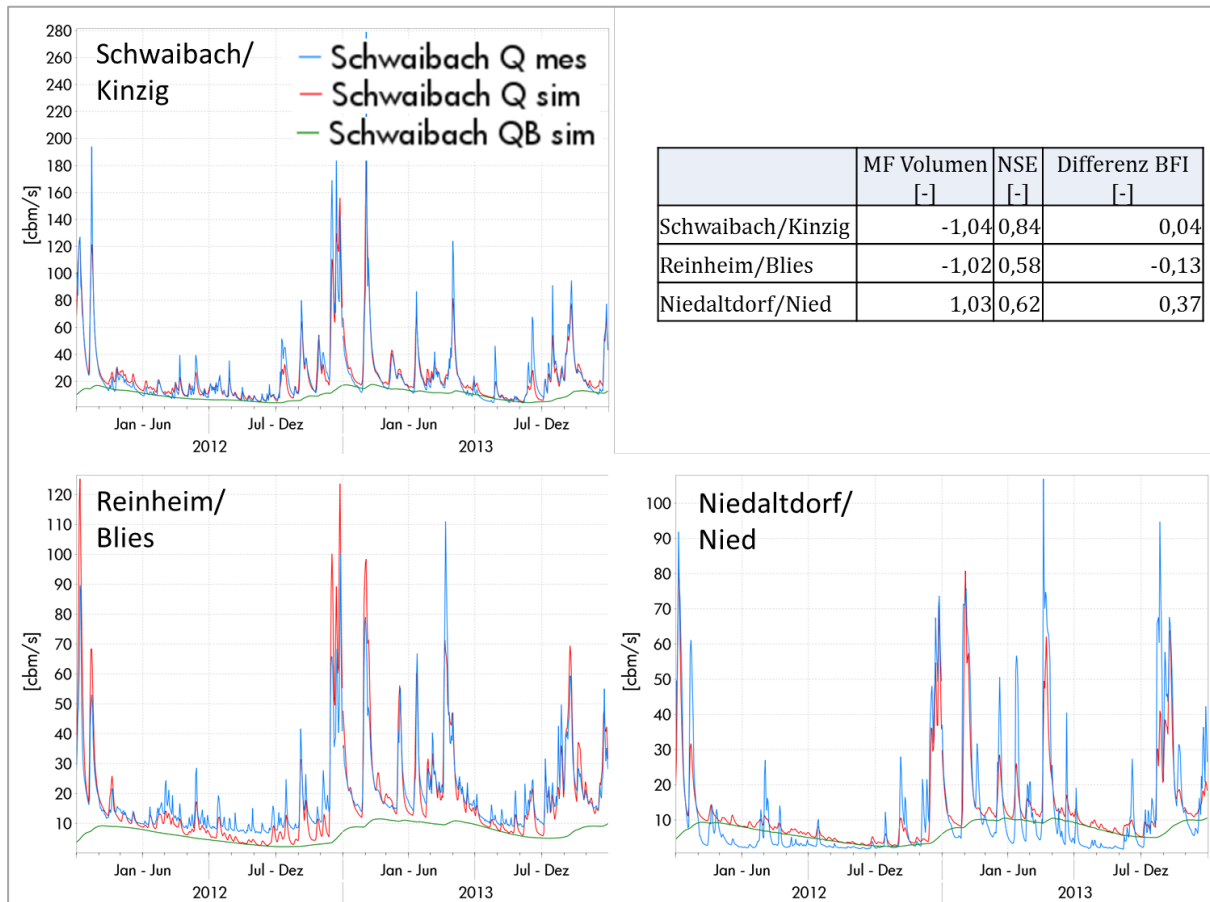
Quelle: eigene Darstellung HYDRON GmbH

Abbildung 15: Histogramm der prozentualen Verteilung der multiplikativen Fehler zwischen Basisabflussanteil (simulierte Abflüsse) und Baseflow-Index (gemessene Abflüsse) an allen Pegeln mit mehr als 10 Jahren vollständiger Abflussmessung innerhalb des Zeitraums 1998 bis 2018



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 16: Exemplarischer Vergleich gemessener Ganglinien mit simuliertem Basisabfluss und Gesamtabfluss an drei ausgewählten Pegeln



MF - multiplikativer Fehler, NSE - Nash-Sutcliffe-Effizienz, BFI - Baseflow-Index (Relativer Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe)

Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Fazit dieser Analyse ist, dass aufgrund der großen Abweichungen beim BFI die simulierten Basisabflussanteile aus LARSIM-ME innerhalb Deutschlands ohne notwendige Anpassungen für die Stoffeintragsmodellierung nicht verwendet werden können. Eine bessere Einstellung des Basisabflusses wäre nur durch eine Neukalibrierung des Modells erreichbar. Dabei kann eine Anpassung des Basisabflusses im Modell nicht unabhängig von den anderen Abflusskomponenten erfolgen. Eine komplette Neukalibrierung des Modells ist im gegebenen Projektrahmen nicht möglich. Daher wurde ein alternatives Vorgehen zur Bestimmung des Basisabflussanteils als Postprozessing des simulierten Gesamtabflusses entwickelt, um zu einer realistischeren Abschätzung des Basisabflusses zu kommen.

In Abstimmung mit den Anforderungen der Stoffeintragsmodellierung wird nach der Bestimmung von schnellem Direktabfluss Q_{D2} und Q_B im Postprozessing die Differenzierung der beiden verbleibenden mittelschnellen Abflusskomponenten aus LARSIM-ME (Q_I und Q_D) nicht beibehalten, da diese beiden Fließwege in MoRE nicht differenziert werden. Somit wurden schlussendliche drei Abflusskomponenten bestimmt:

- Basisabfluss Q_B im Postprozessing (Kapitel 3.4.2),
- Zwischenabfluss Q_Z als Restgröße und

- Oberflächenabfluss Q_0 aus LARSIM-ME nach Optimierung anhand Referenzdaten (Kapitel 3.4.2.2).

Sowohl der im Postprocessing bestimmte Q_B als auch der mit LARSIM-ME berechnete Q_0 beruht dabei auf Referenzdaten aus dem Hydrologischen Atlas Deutschlands (HAD). Daher wird für die genauere Definition der jeweiligen Abflusskomponenten auch auf die Erläuterungen zum HAD in BMU (2003) verwiesen.

3.4.2 Ableitung der Abflusskomponenten für die Stoffeintragsmodellierung

3.4.2.1 Bestimmung des Basisabflusses im Postprocessing

Das im Folgenden beschriebene Vorgehen kann nur auf die Landesfläche Deutschlands angewendet werden, da zur Bestimmung des Basisabflussanteils auf Daten des HAD zurückgegriffen wurde (BMU 2003). Die den nachfolgend genannten Tafeln des HAD zugrundeliegenden Geodaten wurden von der BfG für die Nutzung im Projekt bereitgestellt.

Es wurde analog zu den Ansätzen im HAD davon ausgegangen, dass der in der Fläche gebildete Basisabfluss näherungsweise der Grundwasserneubildung (GWN) entspricht. Folglich kann der relative Anteil des grundwasserbürtigen Abflusses am Gesamtabfluss als Baseflow-Index (BFI) ausgedrückt werden. Im HAD werden die GWN und die Gesamtabflusshöhe mit den gleichen korrigierten Niederschlägen (P_{kor}) und dem gleichen Verdunstungsansatz berechnet. Die Gesamtabflusshöhe und GWN sind also konsistent (BMU 2003; Jankiewicz et al. 2005; Neumann 2005). Folglich lässt sich der relative Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss flächendifferenziert wie folgt ausdrücken (Gleichung 2):

Gleichung 2: Relevanter Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe

$$BFI = \frac{GWN}{Q_{ges}} = \frac{Q_B}{Q_{ges}}$$

mit

BFI	[-]	Relativer Anteil des Basisabflusses an der Gesamtabflusshöhe
Q_{ges}	[mm/a]	Gesamtabflusshöhe
GWN	[mm/a]	Grundwasserneubildung

Somit kann der BFI in der hohen räumlichen Auflösung des HAD ermittelt werden, indem die Werte der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung (HAD, Tafel 5.5) mit den Werten der mittleren jährliche Abflusshöhe (HAD, Tafel 3.5) dividiert werden. Durch Verschneidung mit den LARSIM-TGB ergeben sich TGB-spezifische BFI-Referenzwerte.

Es wird davon ausgegangen, dass die so je TGB ermittelten langjährigen Mittel des BFI auch auf Einzeljahre angewandt werden können, der BFI bei jahresweiser Betrachtung also in etwa zeitlich konstant ist (vgl. Jankiewicz et al. 2005). Für eine zeitlich höher aufgelöste Betrachtung ist diese Annahme nicht zulässig.

Folglich kann für jedes TGB der jahresweise Basisabfluss aus dem mit LARSIM-ME (landnutzungsspezifisch) berechneten flächenhaft gebildeten Gesamtabfluss in einem Postprocessing-Schritt abgeleitet werden (Gleichung 3):

Gleichung 3: Berechnung des Basisabflusses

$$Q_B = BFI \cdot Q_{ges}$$

Im HAD existiert auch eine Abbildung die einen BFI direkt darstellt, der bei der GWN-Berechnung aus dem Gesamtabfluss für den HAD in einem ersten Schritt verwendet wurde. Dieser BFI wurde für die Ermittlung der GWN des HAD allerdings nur für ca. ein Drittel der deutschen Landesfläche direkt angewendet, nämlich für alle Flächen mit einem Gesamtabfluss kleiner 200 mm/a. Für die restlichen zwei Drittel der Landesfläche gehen neben dem BFI weitere Faktoren in die Ermittlung von GWN ein. Da der im HAD dargestellte BFI somit ein Zwischenschritt und GWN das Endprodukt ist, wird dieser Wert in der vorliegenden Anwendung nicht direkt verwendet, sondern die Daten zur GWN.

Für Gebiete außerhalb Deutschlands, für die keine Referenzwerte aus dem HAD zur Verfügung stehen, wurden die ursprünglich mit LARSIM-ME berechneten Basisabflüsse beibehalten.

3.4.2.2 Separierung des Oberflächenabflusses

In LARSIM-ME wird wie oben beschrieben bislang kein schneller Direktabfluss bestimmt, es werden nur drei Abflusskomponenten berechnet. Grundsätzlich kann in LARSIM über den Parameter A2 (Direktabflussschwellenwert oberhalb dessen Q_{D2} gebildet wird) eine zusätzliche Ausweisung von Q_{D2} erfolgen, ohne dass der Gesamtabfluss dadurch beeinflusst wird. Allerdings ist bei der Nutzung der konzeptionellen Differenzierung von Q_{D2} durch das Modell eine Referenzgröße für den Oberflächenabfluss notwendig. Daher wird auch zur Separierung des Oberflächenabflusses auf den HAD zurückgegriffen. Dabei unterscheidet sich das Vorgehen wieder zwischen den Gebieten in Deutschland und denen im Ausland, da der HAD nur für Deutschland verfügbar ist. Darüber hinaus wird innerhalb Deutschlands unterschieden zwischen Flächen mit Nutzung Acker und anderen Landnutzungsklassen (z. B. Grünland, Wald). Hintergrund ist, dass im HAD davon ausgegangen wird, dass nur auf der Landnutzung Acker Oberflächenabfluss stattfindet. Für andere Landnutzungen wird dort von einem Oberflächenabfluss von 0 mm ausgegangen.

3.4.2.2.1 Oberflächenabfluss von Ackerflächen innerhalb Deutschlands

Das Vorgehen zur Ermittlung der Referenzgröße für den Oberflächenabfluss wurde als praktikabler, zielführender Ansatz mit Bezug auf die etablierten Werte des HAD entwickelt.

Tafel 4.5 des HAD repräsentiert die mittlere Sickerwasserrate (SWR [mm/a]) aus dem Boden. Als SWR wird dabei die Summe aus GWN und Zwischenabfluss verstanden. Dies entspricht somit dem Gesamtabfluss abzüglich dem Oberflächenabfluss Q_o (BMU 2003; Wessolek et al. 2004; Jankiewicz et al. 2005). Der Oberflächenabfluss ließe sich somit einfach aus Gesamtabfluss und Sickerwasserrate ermitteln, wobei beide benötigte Größen im HAD vorliegen.

Allerdings wird für SWR ein anderes Verfahren zur Berechnung der tatsächlichen Verdunstung wie bei Q_{ges} und GWN angewandt (BMU 2003; Jankiewicz et al. 2005). Die Unterschiede in den Verdunstungshöhen der beiden Verfahren sind relativ gering. Der Oberflächenabfluss liegt in der Regel aber in derselben Größenordnung wie die Unterschiede zwischen den beiden Verdunstungsverfahren. Daher erscheint es trotz der geringen Unterschiede in den Verdunstungshöhen nicht zulässig, den Oberflächenabfluss als Restgröße aus der Differenz zwischen Q_{ges} und SWR abzuleiten.

Zur Berechnung der SWR für den HAD wurde zunächst der Oberflächenabfluss Q_o ermittelt und vom Niederschlag abgezogen. Das restliche Wasser abzüglich der Verdunstung ergibt dann die SWR (Krug et al. 2004; Jankiewicz et al. 2005). Der im Zuge der SWR-Ermittlung berechnete Q_o ist allerdings nicht über den HAD zugänglich. Der Datensatz kann aber als separater

Rasterdatensatz von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) bezogen werden. Dabei ist zu beachten, dass bei der Ermittlung der SWR davon ausgegangen wurde, dass Oberflächenabfluss auf unversiegelten Flächen in nennenswerter Menge nur auf ackerbaulich genutzten Flächen stattfindet. Die Berechnung des Oberflächenabflusses auf Ackerflächen erfolgte mithilfe des Curve-Number-Verfahrens des „U.S. Soil Conservation Service (SCS)“ (USDA-SCS 1972; DVWK 1984): Hierfür wurde der hydrologische Bodentyp auf Basis der bundesweit harmonisiert vorliegenden Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BUEK 200) bestimmt und unter Berücksichtigung der Hangneigung und der Jahresniederschläge der mittlere jährliche Oberflächenabfluss auf Ackerflächen berechnet (Krug et al. 2004; Jankiewicz et al. 2005).

Als Referenzwert für den mittleren Oberflächenabfluss auf Ackerflächen $Q_{0,acker}$ in [mm/a] kann somit der BGR-Rasterdatensatz verwendet werden. Da in die Berechnung die Jahresniederschläge als zeitlich variable Größe eingehen, erscheint es sinnvoll, den relativen Anteil des $Q_{0,acker}$ nicht auf den Gesamtabfluss zu beziehen, sondern auf die Jahresniederschlagssumme. Der relative Anteil des Oberflächenabflusses am Jahresniederschlag (Oberflächenabfluss-Index; QOI) ergibt sich wie folgt (Gleichung 4):

Gleichung 4: Relativer Anteil des Oberflächenabflusses am Jahresniederschlag auf Ackerflächen

$$QOI_{acker} = \frac{Q_{0,acker}}{P_{kor}}$$

mit

QOI_{acker}	[-]	Relativer Anteil des Oberflächenabflusses am Jahresniederschlag auf Ackerflächen (Oberflächenabfluss-Index)
P_{kor}	[mm/a]	Korrigierter Niederschlag
$Q_{0,acker}$	[mm/a]	Oberflächenabfluss auf Ackerflächen

Mithilfe der Rasterdaten des P_{kor} aus dem HAD und des $Q_{0,acker}$ der BGR (der unter Verwendung des P_{kor} ermittelt wurde) lässt sich der QOI_{acker} flächendifferenziert ermitteln. Aus diesem hoch aufgelösten QOI_{acker} lassen sich durch Verschneiden mit den LARSIM-TGB wiederum Mittelwerte für die TGB bzw. Pegel-Einzugsgebiete oder Pegel-Kontrollbereiche ableiten.

Dabei ist zu beachten, dass das Auftreten von Oberflächenabfluss (infolge von Infiltrationsüberschuss), davon abhängt, ob die kurzfristige Niederschlagsintensität während des Ereignisses über der aktuellen Infiltrationskapazität des Bodens liegt. Hierbei handelt es sich um hoch dynamische Prozesse, die über Jahresniederschläge nicht ausreichend genau skaliert werden können (vgl. Haag et al. 2022).

Der QOI_{acker} kann somit als langjähriges Mittel angesehen werden, der (im Gegensatz zum BFI) aber je nach der Häufigkeit intensiver Niederschlagsereignisse im Zusammenspiel mit dem Verlauf der Bodenfeuchte von Jahr zu Jahr deutlich variieren kann. Um die realen Unterschiede von Jahr zu Jahr bestmöglich abzubilden, wäre es erforderlich, die im Jahresverlauf auftretenden oberflächenabflussrelevanten Ereignisse physikalisch basiert und in hoher zeitlicher Auflösung zu simulieren (vgl. Haag et al. 2022). Dies ist mit dem vorliegenden LARSIM-ME-Modell und in Tagesschritten nicht möglich. Die Simulation in Tagesschritten erlaubt es aber zumindest, den Verlauf der Bodenfeuchte und den Einfluss ergiebiger Niederschläge (auf Tageswertbasis) zu erfassen. Vor diesem Hintergrund erscheint es wünschenswert, den tatsächlichen Oberflächenabfluss je Jahr mithilfe der tageswertbasierten Simulationen abzuschätzen.

Für die flächendifferenzierte Ermittlung des Q_0 wird LARSIM-ME daher zunächst um die 4. Abflusskomponente Q_{D2} erweitert, die näherungsweise den Oberflächenabfluss repräsentiert ($Q_{D2} \approx Q_0$). Dabei wird das Modell so konfiguriert, dass sich keine bzw. nur minimale Veränderungen am simulierten Abfluss ergeben. Lediglich der Direktabfluss wird in zwei Komponenten Q_D und Q_{D2} aufgeteilt.

Dann wird das mithilfe von HAD und BGR-Daten ermittelte langjährige Mittel des relativen Anteils des Oberflächenabflusses am Jahresniederschlag für Ackerflächen QOI_{acker} herangezogen. Für alle Pegel-Kontrollbereiche von LARSIM-ME wird das jeweilige Flächenmittel von QOI_{acker} berechnet. Im Weiteren wird davon ausgegangen, dass dieses langjährige Mittel von QOI_{acker} auch für den im aktuellen Projekt verfügbaren Zeitraum 1998 bis 2018 (21 Jahre) Gültigkeit hat.

Hierauf aufbauend wird die Abtrennung von Q_{D2} ($\approx Q_0$) in LARSIM-ME für jeden Pegel-Kontrollbereich so optimiert, dass QOI_{acker} im Mittel des 21-jährigen Zeitraums bestmöglich nachgebildet wird. Als Bezugs-Niederschlag wird dabei der in das Modell eingehende korrigierte Niederschlag verwendet. Für die Optimierung wird nur der Q_{D2} auf Ackerflächen herangezogen. Andere Landnutzung bleiben bei der Optimierung unberücksichtigt, wenngleich auch für diese Q_{D2} simuliert wird. Nach Abschluss der Optimierung steht ein Modell zur Verfügung, mit dem das aus den Referenzdaten abgeleitete langjährige Mittel des QOI_{acker} räumlich differenziert bestmöglich abgebildet wird.

Mit dem so angepassten Modell werden dann die drei für die Stoffeintragsmodellierung ausgewählten Kalenderjahre 2016-2018 erneut simuliert. Aus diesen Simulationen ergeben sich dann für jedes LARSIM-ME-TGB und jede Landnutzung (auch nicht-Acker) die Jahressummen des Oberflächenabflusses Q_0 . Dabei können (und sollen) die QOI der einzelnen Jahre vom langjährigen Mittel des QOI abweichen, da das tageswertbasierte Modell Unterschiede im jahreszeitlichen Verlauf der Bodenfeuchte und im Auftreten ergiebiger Niederschläge dynamisch berücksichtigt.

3.4.2.2.2 Oberflächenabfluss von Nicht-Ackerflächen innerhalb Deutschlands

Wie bereits angesprochen wird im HAD von einer Abflusshöhe von 0 mm für Nicht-Ackerflächen ausgegangen. Aufgrund der Bodenverdichtung, der Verschlammung und der geringeren bzw. vertikal unterbrochenen Makroporosität ist die Wahrscheinlichkeit von Oberflächenabfluss auf Ackerflächen sicherlich höher als auf Grünland oder unter Wald. Die Ergebnisse von Beregnungsversuchen zeigen jedoch, dass (je nach Niederschlagsintensität und Vorfeuchte) auf Grünland ähnlich hohe Oberflächenabflüsse auftreten können wie auf Ackerflächen (Ries et al. 2020). Beobachtungen nach dem verheerenden Eifelhochwasser vom 14./15. Juli 2021 belegen, dass (zumindest unter extremen Bedingungen) auch unter Wald großflächig Oberflächenabfluss auftreten kann (Demuth 2021, persönliche Mitteilung).

Da flächendeckende Referenzdaten für den Oberflächenabfluss auf anderen Landnutzungen nicht vorlagen, wurde auf Ergebnisse von vorliegenden, detaillierten Wasserhaushaltssimulationen für Luxemburg zurückgegriffen. Diese langjährigen Daten berücksichtigen die Abflussreaktion bei Starkregenereignissen bestmöglich, da Starkregenereignisse mit einer höheren zeitlichen Auflösung und unter Berücksichtigung der jeweils aktuellen Bodenfeuchte, Infiltrationskapazität sowie vereinfachter Verschlammungswirkung mit einem aktuellen LARSIM-Modell für Luxemburg simuliert und validiert und in die langjährigen Zeitreihen integriert wurden. Aus diesen Ergebnissen wurde das mittlere Verhältnis zwischen Oberflächenabfluss auf Acker und anderen Landnutzungen ermittelt. Darauf aufbauend wurden ausgehend vom Ackerland für den Oberflächenabfluss Verhältnisse für zwei verschiedene (MoRE-)Landnutzungsklassen abgeleitet:

- Natürlich bedeckte Flächen (im wesentlichen Wald): 0,41
- restliche MoRE-Landnutzungen außer Acker, Wasserflächen und versiegelte Flächen (insbesondere Grünland): 0,82.

Da bezüglich der restlichen Landnutzungen für MoRE insbesondere die Landnutzung Grünland von Relevanz ist, wurden für die Plausibilisierung des hierfür ermittelten Faktors zusätzlich die Ergebnisse von Ries et al. (2020) hinzugezogen. Dort ergibt sich für sechs verfügbare Standortpaare aus jeweils Grünland und Acker bei gleichen Bodeneigenschaften laut Bodenkarte 1:50.000 (BK50) im Mittel über alle durchgeführten Experimente ebenfalls ein Verhältnis von Oberflächenabfluss auf Grünland im Vergleich zu Oberflächenabfluss auf Acker von 0,82. Somit stützen diese Ergebnisse die Plausibilität der Ergebnisse aus Luxemburg und die Übertragung des Faktors auf die Landesfläche von Deutschland.

Die mit LARSIM-ME berechneten Abflusshöhen auf anderen Landnutzungen außer Acker entsprechen ungefähr den Abflusshöhen, die sich unter der Annahme ergäben, dass der Boden auch dort mit Acker bedeckt wäre. Entsprechend werden in einem Postprocessing-Schritt auf die landnutzungsspezifischen Modellergebnisse für den Oberflächenabfluss die oben angegebenen Verhältnisse als Reduktionsfaktoren angewendet. Um den Gesamtabfluss für die jeweilige Landnutzung und das jeweilige TGB nicht zu verändern, wird die Änderung im Oberflächenabfluss mit dem Zwischenabfluss Q_z verrechnet.

Die Übertragung der Oberflächenabflussverhältnisse auf eine andere räumliche und zeitliche Ebene bringt dennoch diverse Unsicherheiten mit sich. So wird bei Ries et al. (2020) u. a. deutlich, wie stark sich das Verhältnis des Oberflächenabflusses von Acker zu Grünland zwischen den verschiedenen Standortpaaren unterscheiden kann. Auch bei unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten (bzw. unterschiedlichen Beregnungsexperimenten) ergeben sich große Unterschiede im Verhältnis des Oberflächenabflusses zwischen den Landnutzungen. Auf Basis der vorliegenden Modell- und Datengrundlage stellt die vereinfachte Übertragung dennoch die bestmögliche Vorgehensweise dar.

3.4.2.2.3 Oberflächenabfluss in Gebieten außerhalb Deutschlands

Für Gebiete außerhalb Deutschlands, für die keine Referenzwerte für den QOI zur Verfügung stehen, wurden die Werte anhand des schon bislang in MoRE verwendeten Ansatzes auf Grundlage des Gesamtabflusses berechnet. Dabei wurde Q_o landnutzungs- und TGB-spezifisch aus dem Gesamtabfluss anhand der folgenden Gleichung 5 berechnet:

Gleichung 5: Abflussspende Oberflächenabfluss von nicht versiegelten Flächen

$$Q_o = 0,0426 \cdot Q_{ges}^{1,2461}$$

mit

Q_o [mm/a] Oberflächenabfluss

Q_{ges} [mm/a] Gesamtabfluss

Auch hier wurde erforderlichenfalls durch die Anpassung von Q_z sichergestellt, dass der Gesamtabfluss durch das Postprocessing von Q_o unverändert bleibt.

3.4.2.3 Bestimmung des Zwischenabfluss

Entsprechend des für die anderen Abflusskomponenten beschriebene Vorgehen ergibt sich der Zwischenabfluss als Restgröße bezogen auf den Gesamtabfluss.

Gleichung 6: Berechnung des Zwischenabflusses als Restgröße

$$Q_Z = Q_{ges} - Q_B - Q_O$$

mit

Q_O	[mm/a]	Oberflächenabfluss
Q_B	[mm/a]	Basisabfluss
Q_{ges}	[mm/a]	Gesamtabfluss

Ungenauigkeiten und Probleme bei diesem Vorgehen können sich insbesondere im Ausland ergeben, da die Ansätze aus LARSIM für den Basisabflussanteil und aus MoRE für den Oberflächenabfluss z. T. nicht konsistent sind. Fallen in einem Zwischeneinzugsgebiet hohe Basisabflussanteile und ein hoher Gesamtabfluss zusammen, so ergeben z. T. Basisabfluss und Oberflächenabfluss in Summe schon den Gesamtabfluss. Der Zwischenabfluss ist in diesem Gebiet gleich Null. In einigen TGB ist die Summe aus Basisabfluss und Oberflächenabfluss bereits höher als der ursprünglich berechnete Gesamtabfluss. Um den Gesamtabfluss nicht anhand der unsicheren Herangehensweise zu verändern, wurde in diesen Fällen der Oberflächenabfluss reduziert, so dass die Summe der beiden Abflusskomponente dem Gesamtabfluss aus LARSIM-ME entspricht.

3.4.2.4 Plausibilisierung der ermittelten Abflusskomponenten

Zur Plausibilisierung der ermittelten Abflusskomponenten wurden die Jahressummen der Abflusskomponenten für die Einzeljahre 2016 bis 2018 sowie, soweit vorhanden, die zugehörige langjährige mittlere Referenzgröße aus dem Hydrologischen Atlas gegenübergestellt. Die Darstellungen ermöglichen eine Plausibilisierung der Abflusshöhen, der räumlichen Verteilung und der zeitlichen Variabilität zwischen den drei Einzeljahren sowie für Deutschland den Vergleich mit den Referenzdaten.

3.4.2.4.1 Gesamtabfluss

Für den Gesamtabfluss (Abbildung 17) wurde das langjährige Mittel (1961–1990) nach HAD (Tafel 3.5) den berechneten Werten der Einzeljahre (jeweils das TGB-Mittel über alle Landnutzungen ohne Wasserflächen) gegenübergestellt. Die dargestellte Größe wurde gewählt, um eine möglichst gute Vergleichbarkeit mit dem HAD zu gewährleisten. Die Abbildungen zeigen prinzipiell eine Übereinstimmung des geographischen Musters der berechneten Abflusshöhen der Einzeljahre mit dem HAD. Die Abflusshöhen sind in den Einzeljahren tendenziell etwas geringer als im langjährigen Mittel. Dies fällt insbesondere im Trockenjahr 2018 auf, in welchem die Gesamtabflüsse erwartungsgemäß geringer ausfallen, als im langjährigen Mittel.

3.4.2.4.2 Basisabfluss

Abbildung 18 zeigt die mittlere jährliche Grundwasserneubildung laut HAD (Tafel 5.5) im Vergleich zum Basisabfluss berechnet für die Einzeljahre als TGB-Mittel über alle Landnutzungen außer Wasserflächen und versiegelte Flächen (ergeben kein Basisabfluss in LARSIM). Bei den Berechnungsergebnissen ist zu beachten, dass diese für die Flächen innerhalb und außerhalb Deutschlands mit unterschiedlichen Methoden erzeugt wurden (vgl. Kapitel 3.4.2).

Insgesamt zeigt sich innerhalb Deutschlands eine gute Übereinstimmung des Musters der Abflusshöhen der Einzeljahre mit dem HAD. Wie beim Gesamtabfluss ergeben sich für die Einzeljahre eher geringere Abflusshöhen als im langjährigen Mittel. Das räumliche Muster

innerhalb Deutschlands ist kleinräumig variabler als außerhalb Deutschlands. Dies ist durch die unterschiedlichen Verfahren zur Ermittlung von Q_B bedingt. Außerhalb Deutschlands gibt es teils unrealistisch erscheinende Sprünge an den Zwischeneinzugsgebietsgrenzen. Dies ist vermutlich größtenteils durch die Kalibrierung bedingt und verdeutlicht, dass bei der Kalibrierung von LARSIM-ME die realistische Aufteilung in Abflusskomponenten sowie der räumlichen Verteilung der Kalibrierparameterwerte nicht im Fokus standen.

3.4.2.4.3 Oberflächenabfluss

In Abbildung 19 ist der flächenhafte Oberflächenabfluss auf Acker dargestellt. Die Daten der Darstellung des langjährigen Mittels entsprechen den Daten aus dem BGR-Rasterdatensatz. Das langjährige Mittel ist als Raster dargestellt, wobei nur die Raster, die tatsächlich Ackerflächen beinhalten, Werte aufweisen. Bei den Einzeljahren aus LARSIM-ME sind die TGB dargestellt. Hierbei weisen nur die TGB Werte auf, die Ackerflächen enthalten. Die TGB sind großflächiger als die Raster des BGR-Datensatzes, sodass sich für die Einzeljahre darstellungsbedingt ein flächigeres Bild ergibt als für das langjährige Mittel. Es ist zu beachten, dass die Berechnungsergebnisse innerhalb und außerhalb Deutschlands mit unterschiedlichen Methoden erstellt wurden. Innerhalb Deutschlands wurden die Ergebnisse mit einer im Projekt optimierten Version von LARSIM-ME erzeugt, während sie außerhalb Deutschlands mit dem bisherigen MoRE-Ansatz aus den simulierten Gesamtabflusshöhen abgeleitet wurden (vgl. Kapitel 3.4.2.2). Innerhalb Deutschlands ist die Übereinstimmung des räumlichen Musters der Einzeljahre mit dem langjährigen Mittel erwartungsgemäß gut. Ebenfalls erwartungsgemäß ergeben sich Unterschiede zwischen den drei Einzeljahren.

Auch wenn die HAD-Daten die aktuell bestmögliche verfügbare Referenzgröße darstellen, erscheinen die im Datensatz enthaltenen Werte für reinen Oberflächenabfluss insgesamt recht hoch. Zu Validierungsarbeiten des Referenzdatensatzes liegen keine Informationen vor, sodass die Unsicherheit der Referenzdaten und damit die Unsicherheit der Ergebnisse des optimierten Oberflächenabflusses aus LARSIM-ME schwer eingeschätzt werden kann.

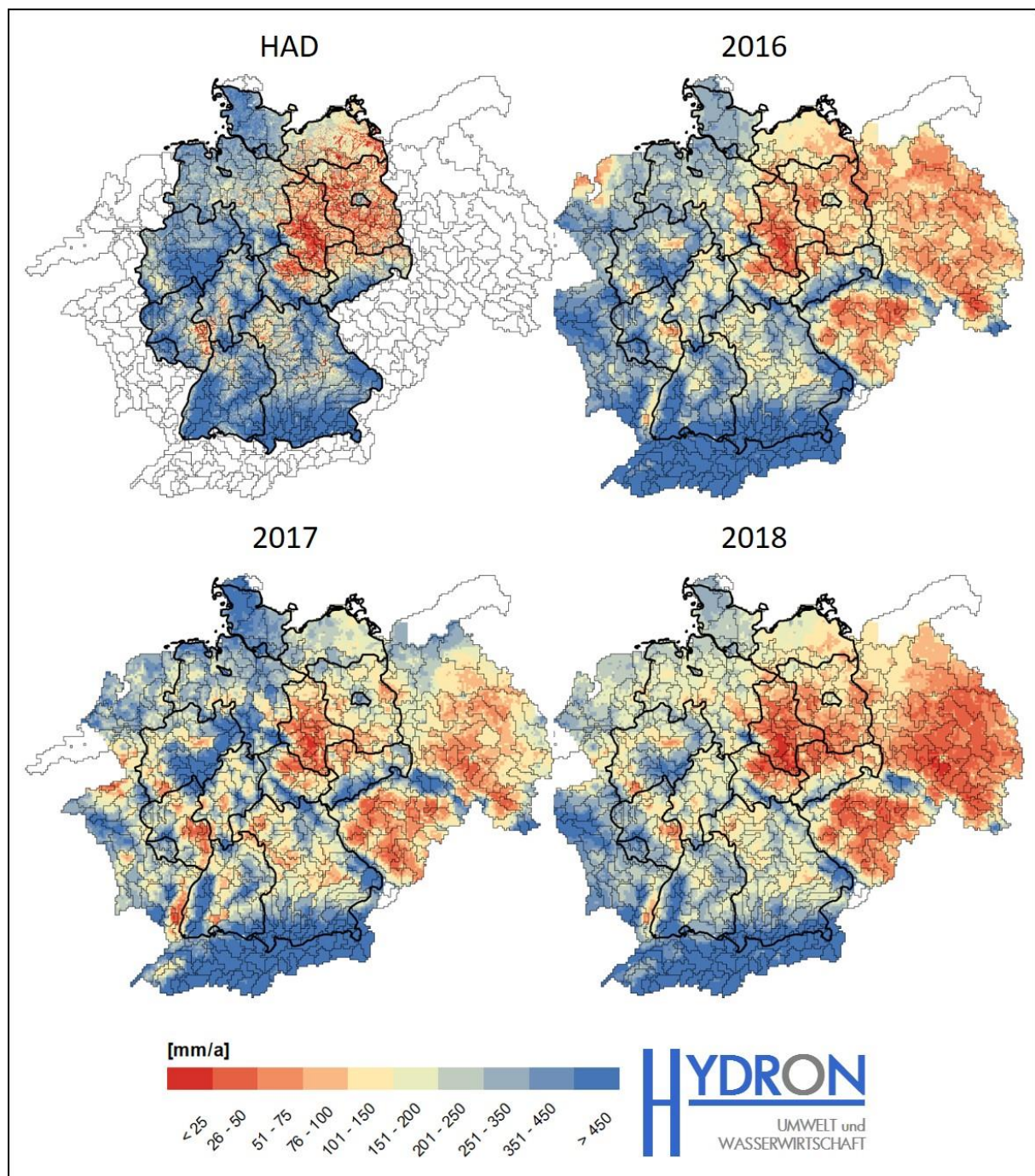
3.4.2.4.4 Zwischenabfluss

Der für die Einzeljahre berechnete Zwischenabfluss ist in Abbildung 20 dargestellt. Eine Referenz aus dem HAD gibt es für den Zwischenabfluss nicht. Auch hier ist wieder die unterschiedliche Methodik für die Bereiche innerhalb und außerhalb Deutschlands zu beachten.

Innerhalb Deutschlands ist die räumliche Verteilung und die Abflusshöhe des Zwischenabflusses unauffällig (keine extremen Sprünge zwischen benachbarten Gebieten, keine Ausreißerwerte). In den Gebieten außerhalb Deutschlands zeigen sich bezogen auf das methodische Vorgehen (Ausweisung als Restgröße) einige Probleme, die bei den beiden anderen Abflusskomponenten ebenfalls auffallen. Besonders deutlich wird dies in der Schweiz, wo sich für benachbarte Pegel-Kontrollbereiche z. T. sehr unterschiedliche Zwischenabflusshöhen ergeben. Dies kommt dadurch zustande, dass sich aus den bereits genannten Gründen die Basisabflussanteile in den Zwischeneinzugsgebieten durch die bestehende Kalibrierung stark unterscheiden. Teils ergeben sich relativ hohe Basisabflussanteile.

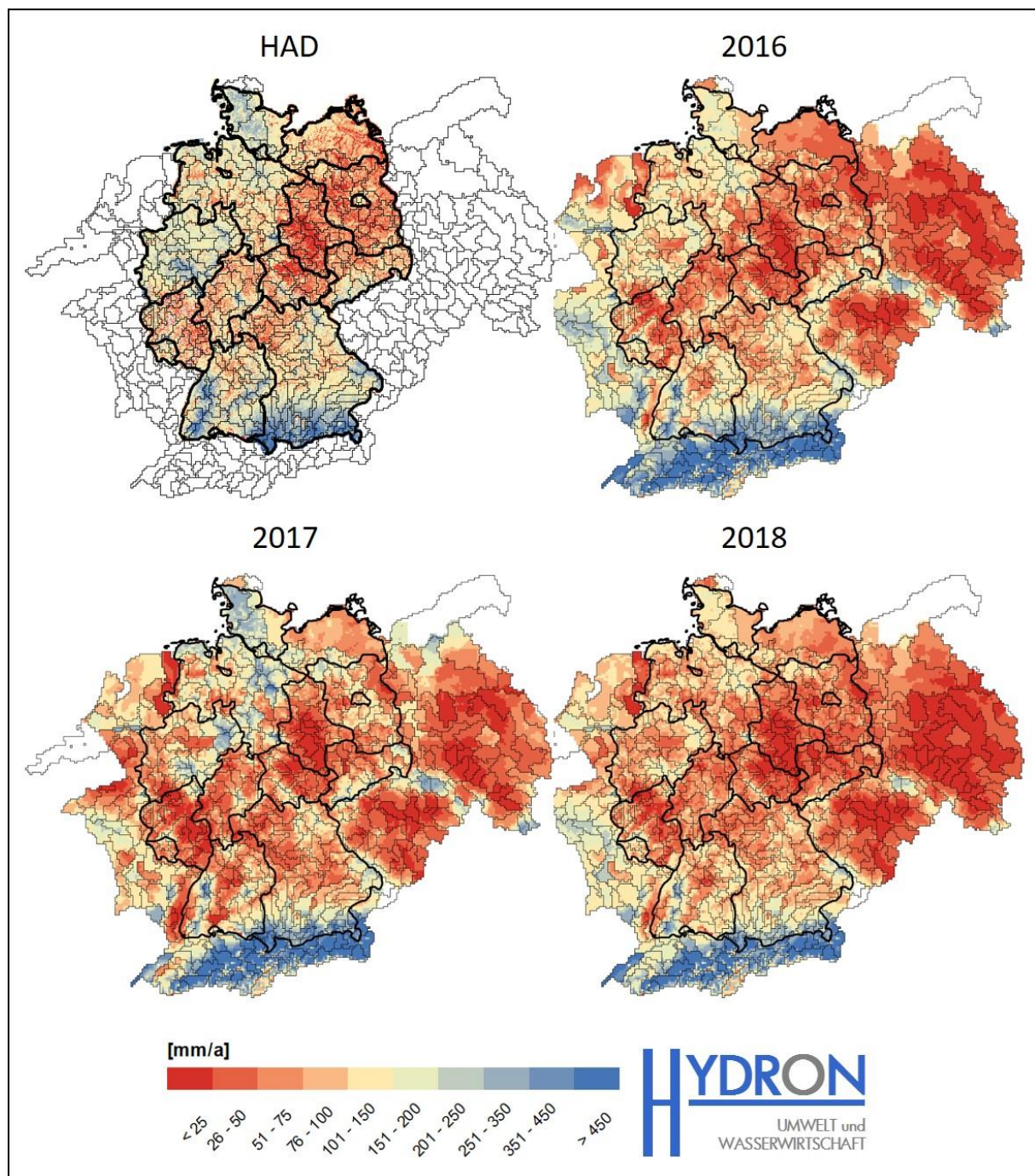
Des Weiteren ergeben sich auf Basis des MoRE-Ansatzes zur Ableitung des Oberflächenabflusses in der abflussreichen Schweiz sehr hohe Oberflächenabflusswerte auf Grund der direkten Abhängigkeit des Oberflächenabflusses vom Gesamtabfluss.

Abbildung 17: Vergleich der Gesamtabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den LARSIM-ME Ergebnissen für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer Wasserflächen)



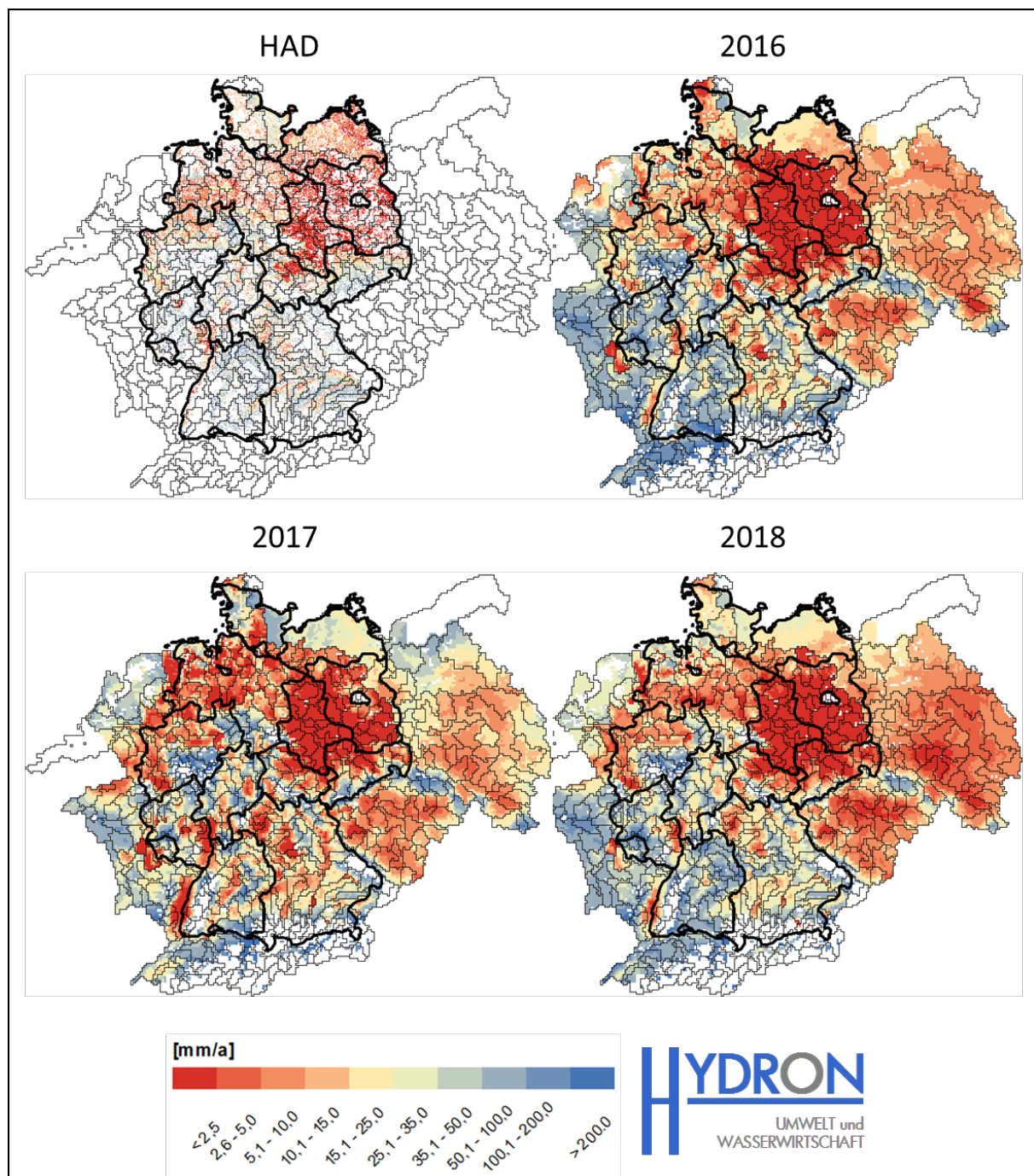
Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 18: Vergleich der Basisabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den berechneten Werten für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer versiegelte Flächen und Wasserflächen)



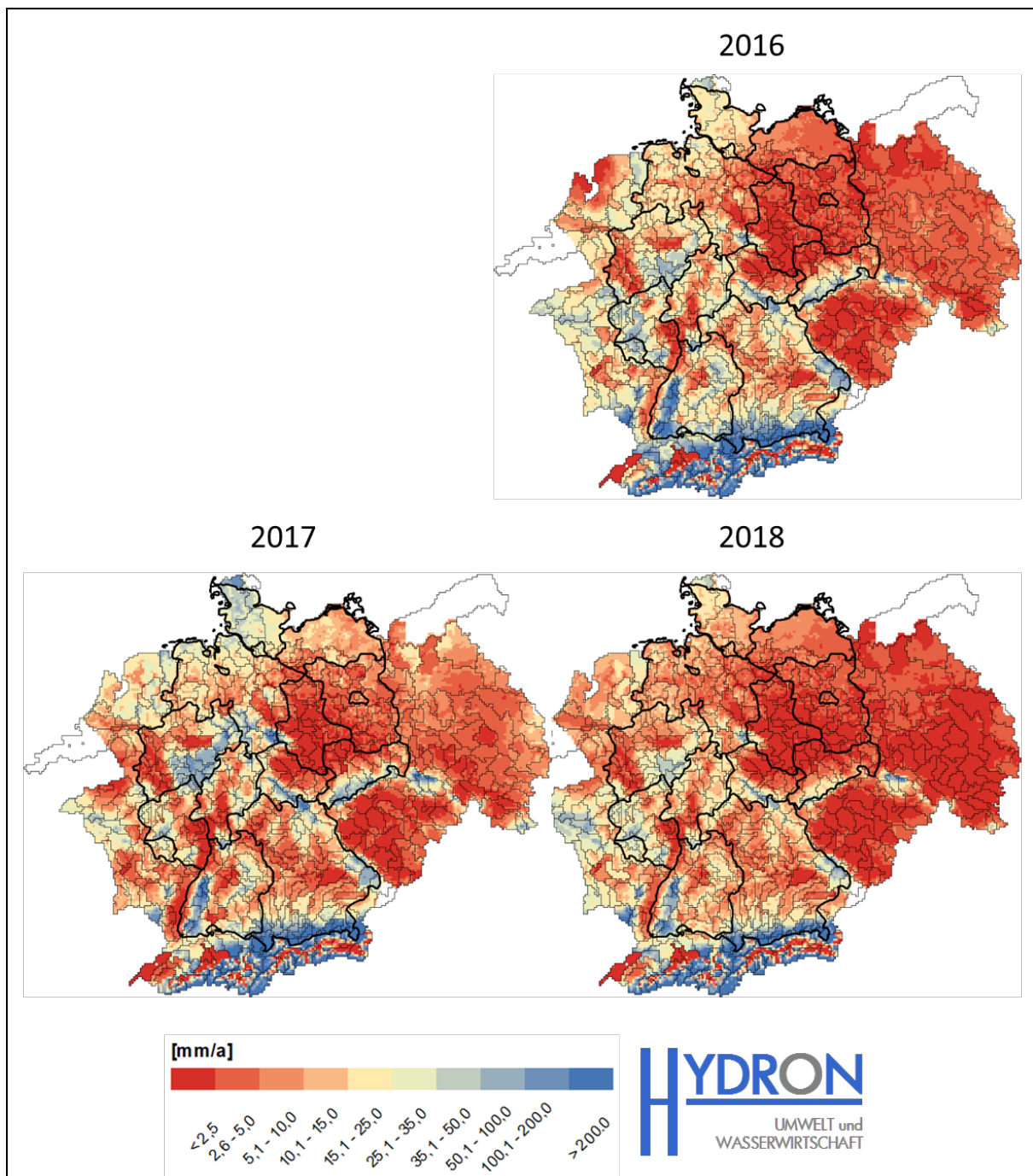
Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 19: Vergleich der Oberflächenabflusshöhe nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) und den berechneten Werten für Einzeljahre (Werte der Teilgebiete für die Landnutzung Acker)



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

Abbildung 20: Zwischenabflusshöhe berechnet für Einzeljahre (Mittelwerte der Teilgebiete über alle Landnutzungen außer versiegelte Flächen und Wasserflächen)



Quelle: eigene Darstellung, HYDRON GmbH

3.4.3 Zusammenfassung und Fazit

Die durchgeführten Analysen haben gezeigt, dass LARSIM-ME in seiner derzeitigen Fassung für große Teile des Untersuchungsgebiets keine plausible Aufteilung in Abflusskomponenten liefert. Für Deutschland konnte durch eine Optimierung des Modells einerseits und durch ein Postprocessing andererseits eine plausible Aufteilung des Gesamtabflusses aus LARSIM-ME in die drei für MoRE erforderlichen Abflusskomponenten erreicht werden. Diese Aufteilung basiert auf den etablierten Referenzdaten des HAD.

Für die Flächen außerhalb Deutschlands liegen diese Referenzdaten nicht vor, weshalb hier auf die bestehenden Ansätze aus LARSIM-ME (Basisabfluss) und MoRE (Oberflächenabfluss) zurückgegriffen werden musste. Somit sind die Ergebnisse für die Abflusskomponenten außerhalb Deutschlands weniger belastbar als die innerhalb Deutschlands.

Auf Grundlage der durchgeführten Arbeiten insbesondere mit Blick auf die Anforderungen der Stoffeintragsmodellierung wurden Defizite und Verbesserungsmöglichkeiten für die Ableitung der Abflusskomponenten im Rahmen der LARSIM-ME-Modellierung identifiziert. Das betrifft insbesondere die folgenden Bereiche:

- Modellerstellung und Parametrisierung (z.B. des Bodenmoduls),
- Modellkalibrierung,
- Abbildung des Basisabflusses und
- Abbildung des Oberflächenabflusses.

Hinsichtlich der **Modellerstellung und Parametrisierung** ist das Folgende festzustellen. Die Aufteilung der Abflusskomponenten wird in LARSIM-ME zu großen Teilen durch die Bodenparameter gesteuert. Hinsichtlich dieser Parametrisierung fallen in LARSIM-ME z. T. sehr große Unterschiede im Bodenspeichervolumen zwischen den Landnutzungen innerhalb eines TGB auf. Außerhalb Deutschlands wurde außerdem teils das Bodenspeichervolumen anhand der Landnutzung zugewiesen. Dies ergibt z. B. insbesondere im alpinen Raum für die Landnutzungsklasse „offene Flächen“ einheitlich sehr kleine Bodenspeichervolumen.

Insbesondere aufgrund der Größe der TGB in LARSIM-ME wäre die Umstellung der Parametrisierung auf „erweiterte Bodenparameter“ von Nutzen. Dies erfordert eine Neuableitung der Gebietsdaten zu Landnutzung und Boden. Informationen zu den TGB, wie z. B. die Fließvernetzung könnten beibehalten werden.

In der aktuellen Konfiguration wurde bei der Modellerstellung primär die Landnutzungsinformation genutzt, um die TGB in kleinere Untereinheiten zu gliedern. Für jede Landnutzung entsteht in jedem TGB nur eine Untereinheit (Landnutzungskompartimente). Diesen Landnutzungskompartimenten werden dann mittlere Bodenspeichervolumina zugeordnet. Es erfolgt somit eine starke räumliche Aggregation der Bodendaten. Bei Nutzung der erweiterten Bodenparameter werden hingegen Landnutzungs- und Bodeninformation bei der Erstellung der Untereinheiten gleichermaßen berücksichtigt. Es entstehen somit Landnutzungs-Bodenkompartimente. Die Anzahl und somit der Detailgrad der Landnutzungs-Bodenkompartimente kann bei der Erstellung an die Erfordernisse der Modellanwendung angepasst werden. Zu beachten ist, dass eine größere Anzahl an (detaillierteren) Landnutzungs-Bodenkompartimenten eine längere Berechnungszeit bei Simulationen mit sich bringt.

Die Nutzung erweiterter Bodenparameter erlaubt neben einem größeren räumlichen Detailgrad auch eine stärker physikalisch basierte Parametrisierung des Bodenmoduls. Anstatt eines Gesamtbodenspeichervolumens wie in der aktuellen Konfiguration können Mittel- und Grobporen separat parametrisiert werden. Zusätzlich ist z. B. auch die Berücksichtigung der vertikalen Durchlässigkeit möglich.

Auf die Relevanz des Versiegelungsgrads und die Möglichkeiten zur Harmonisierung der Landnutzungsklassifizierung mit den MoRE-Landnutzungen bei einer möglichen Aktualisierung wurde bereits in Kapitel 3.3.4 eingegangen.

Selbstverständlich wäre bei einer Überarbeitung der Landnutzungs- und Bodendaten zunächst zu überprüfen, welche Parametrisierungen aufgrund der vorhandenen Datengrundlagen

möglich sind. Innerhalb Deutschlands liegt mit den LBM Landnutzungsdaten und der BUEK200 aber sicherlich eine sinnvoll nutzbare Datengrundlage vor, die im Vergleich zur derzeitigen Parametrisierung einen aktuelleren Datenstand, eine höhere räumliche Auflösung und eine detailliertere Parametrisierung des Bodenmoduls zulässt.

Neben der bei der Modellerstellung festgelegten Parametrisierung und Konfiguration des Bodenmoduls beeinflusst auch die **Kalibrierung des Modells** die Abflusskomponenten. Bei der Kalibrierung werden üblicherweise pegelkontrollbereichsspezifische Parameterwerte anhand des Vergleichs der simulierten mit den gemessenen Abflussganglinien an Pegeln festgelegt. Aufgrund der Größe des Modellgebiets von LARSIM-ME und der Anzahl der Pegel wurden bei der Kalibrierung z. T. vereinfachte Methoden, wie z. B. die Übertragung von Kalibrierparametern von naturräumlich ähnlichen Einzugsgebieten angewendet. Der Einfluss der Kalibrierung zeigt sich z. B. daran, dass benachbarte Pegeleinzugsgebiete deutlich unterschiedliche Kalibrierparameterwerte und Aufteilungen der Abflusskomponenten aufweisen. Es ist auch davon auszugehen, dass die vereinfachte Kalibrierung für die teils schlechte Einstellung des Basisabflussanteils mitverantwortlich ist. Bei zukünftigen Kalibrierungen sollten daher, soweit möglich, zusätzliche Kriterien z. B.:

- ▶ Übereinstimmung Q_B/Q_{ges} mit BFI aus Messungen,
- ▶ Übereinstimmung MNQ aus Simulation und Messung und
- ▶ zusätzliche Referenzdaten

herangezogen werden. Außerdem erscheint es sinnvoll, die räumliche Verteilung der Kalibrierparameter auch zwischen den unterschiedlichen Teilmodellen zumindest qualitativ zu berücksichtigen.

Der realitätsgetreue Umgang mit bauwerksbeeinflussten Pegeleinzugsgebieten ist bei der Größe des vorliegenden Modellgebiets schwierig. Bei einer möglichen Neukalibrierung muss ein sinnvoller Umgang mit beeinflussten Einzugsgebieten erarbeitet werden. Es ist zu berücksichtigen, dass hierdurch ein erheblicher Arbeitsaufwand entstehen kann. Arbeiten zur Identifikation unbeeinflusster Pegel wurden an der BfG bereits teilweise umgesetzt.

Der mit LARSIM-ME abgebildete **Basisabfluss** beinhaltet implizit auch den Trockenwetterabfluss von Kläranlagen. Dies trifft auch auf die Bestimmung des Basisabflusses im Postprocessing zu und ist darauf zurückzuführen, dass die für die Kalibrierung verwendeten Daten bzw. die für das Postprocessing verwendeten Referenzdaten auf Pegelmessungen beruhen, welche Kläranlagenabflüsse miterfassen. Da in der Stoffeintragsmodellierung mit MoRE Kläranlagenabflüsse separat berücksichtigt werden, ist diese implizite Abbildung ungünstig.

In LARSIM können Kläranlagen auch explizit als Einleiter berücksichtigt werden. Der simulierte Abfluss am Pegel setzt sich dann aus flächenbürtigem Abfluss und eingeleitetem Abfluss zusammen. Eine solche Integration von Kläranlagen geht immer mit einer Neukalibrierung des Modells einher. Sofern zukünftig eine Neukalibrierung von LARSIM-ME vorgesehen ist, sollten davor unbedingt die (relevanten) Kläranlagenabflüsse integriert werden. Dabei sollte nach Möglichkeit die gleiche Datenbasis für die Kläranlagen wie in MoRE verwendet werden.

Die valide Abbildung von **Oberflächenabfluss** inklusive Infiltrationsüberschuss erfordert aufgrund der Dynamik der zugrundeliegenden hydrologischen Prozesse eine deutlich höhere zeitliche Auflösung der Wasserhaushaltssimulation als die Tageswertauflösung von LARSIM-ME (siehe auch Kapitel 3.4.2.2). Auch die Parametrisierung der Böden in Kombination mit der

einfachen Konfiguration des Bodenmoduls ist in LARSIM-ME aktuell nicht ausreichend, um Oberflächenabflussentstehung zu beschreiben. Es bestehen zwei Möglichkeiten um mit diesen Defiziten umzugehen:

1. Wie in der vorliegenden Bearbeitung geschehen, kann eine Referenzgröße für den Oberflächenabfluss herangezogen werden. Die Optimierung des Modells anhand der Referenzgröße bringt im Vergleich zur direkten Nutzung der Referenzgröße den Vorteil mit sich, dass etwaige räumliche Lücken in der Referenzgröße mit dem Modell geschlossen werden können. Die (vereinfachte, konzeptionelle) Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität (Variation zwischen den Jahren) stellt einen weiteren Vorteil dieser Vorgehensweise im Vergleich zur direkten Nutzung von langjährigen, mittleren Referenzdaten dar. Im vorliegenden Fall wurde als Referenzgröße der für den HAD berechnete Oberflächenabfluss auf Acker berücksichtigt. Wie bereits beschrieben, scheinen die HAD-Werte für reinen Oberflächenabfluss insgesamt recht hoch und die Unsicherheit der Ergebnisse sind schwer einzuschätzen auf Grund fehlender Validierungsmöglichkeiten.
2. Als Alternative kann der Oberflächenabfluss mit dem hydrologischen Modell direkt bestmöglich bestimmt werden. Dazu ist wiederum eine detailliertere Parametrisierung des Bodenmoduls notwendig. In LARSIM stünde mit einer detaillierteren Parametrisierung die Option INFILTRATION DYNAMISCH (Haag et al. 2019) zur Verfügung. Mit dem entsprechend parametrisierten Modell können längere Zeiträume im Tageszeitschritt berechnet werden. Für die Entstehung von Oberflächenabfluss potenziell relevante Starkregenereignisse sollten außerdem mit einer hohen zeitlichen Auflösung (≤ 15 Minuten) und eventuell unter Berücksichtigung von Niederschlags-Radardaten mit dem dynamischen Infiltrationsmodell berücksichtigt werden und separat validiert werden. Zur Bestimmung des Oberflächenabflusses können dann die Ergebnisse der Berechnungen in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen kombiniert werden. Eine ähnliche Vorgehensweise wurde bereits für Luxemburg erfolgreich umgesetzt.

Sowohl bei der Nutzung von Referenzdaten als auch bei der detaillierten Simulation von Oberflächenabfluss stellt die Verfügbarkeit konsistenter Daten für Flächen außerhalb Deutschlands eine Herausforderung dar. Der bisher in MoRE genutzte Ansatz, den Oberflächenabfluss aus dem Jahresgesamtabfluss zu bestimmen, kann allenfalls als sehr grobe Annäherung betrachtet werden, da hierbei die zeitliche Niederschlagsverteilung bzw. Niederschlagsintensitäten und die bodenhydrologischen Verhältnisse nicht direkt berücksichtigt werden.

3.5 Wasserhaushaltsgrößen für nicht abgedeckte Modellgebiete – Inseln

Zu den nicht durch LARSIM-ME abgedeckten Gebieten zählen Inseln und Küstengebiete, die aber in MoRE berücksichtigt werden. Zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen für diese bisher nicht berücksichtigten Gebiete wurde im Rahmen dieses Projektes eine einfache Herangehensweise gewählt, die möglichst konsistent zur Herangehensweise im restlichen Untersuchungsgebiet ist. Diese wurde allerdings nur auf die deutschen Inseln angewendet.

Die Ausweisung der Wasserhaushaltsgrößen erfolgte über eine Übertragung von vorliegenden Abflusswerten. Hierfür wurde zunächst der Anteil der Inseln am jeweils zugehörigen MoRE-Analysegebiet bestimmt.

Für Inseln, deren zugehöriges Analysegebiet zu mehr als 50 % durch in LARSIM-ME abgedecktes Festland gebildet werden, wurden die für das Analysegebiet ermittelten Abflusshöhen aus LARSIM-ME auf die Gesamtfläche des Analysegebiet hochskaliert. D. h. in diesen Fällen werden

keine expliziten Ersatzwerte zugeordnet, sondern es werden die vorhandenen Abflusshöhen auf eine größere Fläche angewendet.

Für Inseln, deren Analysegebiete zu weniger als 50 % durch Festland gebildet werden, wurde eine Übertragung der Abflusshöhen aus hydrologisch ähnlichen, vollständig abgedeckten Analysegebieten vorgenommen. Dies betrifft ca. 20 Analysegebiete. Die hydrologisch ähnlichen Analysegebiete wurden anhand der Daten aus dem HAD zugeordnet. Als Kriterien wurden die folgenden Größen qualitativ mit absteigender Priorität berücksichtigt:

1. Distanz zum Ziel-Analysegebiet,
2. ähnlicher Gesamtabfluss,
3. ähnlicher Baseflow-Index und
4. ähnlicher Oberflächenabfluss.

Anhand der Zuordnung wird die Übertragung der Abflusshöhen direkt bei der Berechnung der AU-spezifischen Abflusshöhen durchgeführt (siehe auch Kapitel 4.1 und Tabelle 17 in Anhang B.1).

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die für die Inseln übertragenen Abflusshöhen mit höherer Unsicherheit behaftet sind, als die der restlichen Gebiete. Im HAD liegen zwar für die Übertragung nutzbare hydrologische Daten für die Inseln vor, es ist aber unklar, wie belastbar diese Daten sind. Es erscheint unwahrscheinlich, dass die Abflussgrößen im HAD für die Inseln anhand gemessener Daten validiert werden konnten. Zukünftig sollten die Inseln als eigene TGB in LARSIM-ME ergänzt werden. Allerdings stellt auch bei dieser Vorgehensweise das Fehlen von Messwerten eine Einschränkung für die Kalibrierung dieser TGB dar.

3.6 Zusammenfassung und Ausblick

Die Analysen haben gezeigt, dass der Gesamtabfluss und der Gesamtwasserhaushalt von LARSIM-ME grundsätzlich plausibel sind. Im Vergleich mit Messungen zeigen die Gesamtabflüsse aus LARSIM-ME eine bessere Übereinstimmung als die Gesamtabflüsse des bisherigen in MoRE verwendeten Ansatzes. Hinsichtlich wasserwirtschaftlich beeinflusster Einzugsgebiete ist die Nutzung der simulierten flächenhaften, unbeeinflussten Abflussbildung prinzipiell ebenfalls schlüssig. Im Vergleich zum bisherigen MoRE-Wasserhaushalt ist die räumliche Auflösung der Abflusshöhen für die Einzeljahre sowohl innerhalb als auch außerhalb Deutschlands feiner, da mit LARSIM-ME die räumlich variablen Bodeneigenschaften und die räumliche Verteilung des Niederschlags berücksichtigt werden können. Durch die Nutzung der Gesamtabflusshöhen für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE kann das Ziel eines konsistenten und im Vergleich zu den bisherigen Ansätzen verbesserten Wasserhaushalts somit erreicht werden.

Für die Übertragung der Abflusskomponenten von der Landnutzung aus LARSIM-ME auf die Landnutzung von MoRE wurde eine Methodik abgeleitet. Es zeigt sich, dass die Übertragung und damit auch die Landnutzungsunterschiede eher geringe Auswirkungen auf den Wasserhaushalt haben. Allerdings stellt die Übertragung einen zusätzlichen Arbeitsschritt dar, der zukünftig durch eine Aktualisierung der Landnutzung in LARSIM-ME mit den Landnutzungsklassen von MoRE vermeidbar ist.

Die größte Einschränkung für die Nutzung des LARSIM-ME-WHH in MoRE stellt die teils unrealistische Aufteilung des Gesamtabflusses in Abflusskomponenten in LARSIM-ME dar. Die Aufteilung entspricht nicht den Anforderungen für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE. Um die Anforderungen von MoRE zu erfüllen, wurden daher für die Landesfläche von Deutschland

Referenzdaten aus dem Hydrologischen Atlas hinzugezogen. Zum einen wurde damit eine Modelloptimierung durchgeführt, um Oberflächenabflüsse zu simulieren, die konsistent mit den Referenzdaten des HAD sind. Zum anderen wurden in einem Postprocessing konsistente Basisabflussanteile anhand der Referenzdaten ermittelt. Damit ergeben sich innerhalb Deutschlands auf Basis des konsistenten WHH und mit Bezug zu den etablierten Referenzdaten des HAD Verbesserungen im Vergleich zur bisherigen Abflussaufteilung. Allerdings stellt die indirekte Ableitung unter Nutzung der Referenzdaten ebenfalls einen erheblichen Aufwand dar. Außerdem spiegeln sich die in den Referenzdaten enthaltenen Unsicherheiten, zusätzlich zu den Modellunsicherheiten für den Gesamtabfluss, auch in den Endergebnissen wider. Außerhalb Deutschlands musste mangels flächendeckender Referenzdaten für die Aufteilung in Abflusskomponenten auf bestehende Ansätze aus LARSIM-ME (Basisabfluss) und MoRE (Oberflächenabfluss) zurückgegriffen werden. Hier ergeben sich bezüglich der Abflusskomponenten somit keine Vorteile im Vergleich zur bisherigen Methodik und die Unsicherheiten in den Ergebnissen sind weiterhin beträchtlich.

Aus den durchgeführten Analysen ergibt sich Verbesserungspotential und damit ein Entwicklungsbedarf. Für die in der vorliegenden Bearbeitung identifizierten Defizite liegen bereits Lösungsansätze vor, die in mehreren anderen Studien (unveröffentlicht) für die Gebiete der Länder Baden-Württembergs und Luxemburgs entwickelt und umgesetzt wurden.

Im Wesentlichen lassen sich die Verbesserungsansätze wie folgt zusammenfassen:

- ▶ Verwendung einer mit MoRE konsistenten Landnutzung und Landnutzungsklassifizierung bei der Modellerstellung bzw. -überarbeitung.
- ▶ Nutzung der erweiterten Bodenparameter in LARSIM-ME und Ableitung geeigneter Parameterwerte aus vorliegenden Bodenkarten (z.B. BUEK200), sodass hydrologisch unterschiedlich reagierende Mittel- und Grobporen separat parametrisiert werden können. Dies ist eine wichtige Grundlage für eine realistische Abbildung der Abflusskomponenten.
- ▶ Verwendung eines expliziten Versiegelungsgrads in LARSIM-ME (z.B. Copernicus Imperviousness Density). Dies ermöglicht eine genauere Abbildung versiegelter Flächen und würde die Konsistenz des WHH von LARSIM-ME und der Emissionsberechnung mit MoRE auch im Hinblick auf die versiegelten Flächen sicherstellen.
- ▶ Berücksichtigung relevanter Kläranlagen als Einleiter in LARSIM-ME, sodass Kläranlagenabflüsse und flächenbürtiger Abfluss getrennt betrachtet werden können.
- ▶ Zusätzliche Parametrisierung von LARSIM-ME mit Infiltrationsparametern zur Nutzung des dynamischen Infiltrationsmoduls. Das Infiltrationsmodul wurde von der Universität Freiburg (Steinbrich et al. 2016) entwickelt und von HYDRON im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) auf LARSIM übertragen (Haag et al. 2022). Die Nutzung des Moduls ist die Voraussetzung für eine bessere und prozessorientierte Abbildung von Oberflächenabfluss in Folge von Infiltrationsüberschuss.
- ▶ Kalibrierung unter Berücksichtigung mehrerer Zielkriterien, insbesondere um auch eine realistischere Aufteilung in Abflusskomponenten zu gewährleisten.
- ▶ Mit dem weiterentwickelten Modell sollten LARSIM-Simulationen mit unterschiedlichen Zeitschritten durchgeführt werden. Dabei kann der Gesamtzeitraum im Tageszeitschritt

berechnet werden, (oberflächen-)abflussrelevante Ereignisse werden zeitlich deutlich höher aufgelöst. Damit wird eine detailliertere und physikalisch basierte Simulation des Oberflächenabflusses während der relevanten Ereignisse ermöglicht.

- Evtl. Berücksichtigung einer konsistenten Einzugsgebiets-Aufteilung (Aufstellung eines LARSIM-Modells mit hydrologischen Teileinzugsgebieten und Berücksichtigung dieser Teileinzugsgebiete als Analysegebiete in MoRE).

Mit dem Umsetzen dieser Weiterentwicklungsschritte läge ein mit aktuellen Daten parametrisiertes, mit MoRE weitgehend konsistentes Modell vor, dessen Ergebnisse ohne aufwändiges Postprocessing für die Stoffstrommodellierung aufbereitet werden könnten.

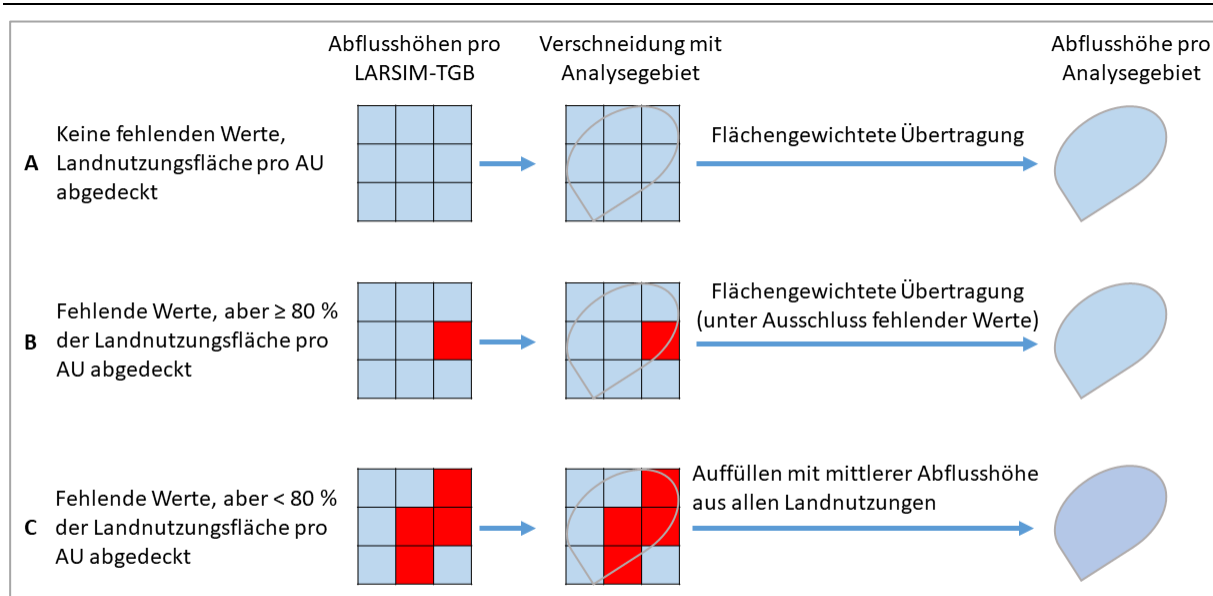
4 Integration des LARSIM-ME-Wasserhaushaltes in das Stoffeintragsmodell MoRE

4.1 Übertragung der LARSIM-ME-Ergebnisse auf MoRE-Analysegebiete

Da das Stoffeintragsmodell MoRE andere Raumeinheiten als LARSIM-ME verwendet, müssen die von LARSIM-ME ausgewiesenen landnutzungsspezifischen Abflusshöhen sowie die Jahresniederschläge von TGB-Ebene auf die MoRE-Analysegebiete übertragen werden.

Die mit LARSIM-ME modellierten landnutzungsspezifischen Abflusshöhen pro TGB wurden bereits auf die in MoRE verwendete Landnutzung übertragen (Kapitel 3.3). In einem weiteren Schritt erfolgte die Übertragung auf die Analysegebiete (Abbildung 21). Hierfür wurden die LARSIM-TGB mit den MoRE-Analysegebieten verschnitten. Mittels der eingeführten Fehlwerte („-9999“) konnten TGB identifiziert werden, in denen keine Abflusshöhe aus LARSIM-ME für eine bestimmte Landnutzung vorlag (in Abbildung 21 beispielhaft rot dargestellt). Für jede Landnutzungs-kategorie und jedes AU wurde die Fläche bestimmt, die durch Abflussdaten abgedeckt wird. Bei einer vollständigen Abdeckung wurde die Abflusshöhe der jeweiligen Landnutzung pro AU flächengewichtet berechnet (Fall A, Abbildung 21). Wurden $\geq 80\%$ der Fläche mit Abfluss-werten abgedeckt, wurde ebenfalls eine flächengewichtete Übertragung vorgenommen, wobei die TGB ohne Abflusswerte aus der Berechnung ausgenommen wurden (Fall B, Abbildung 21). Hierbei wird angenommen, dass die so ermittelte Abflusshöhe für die gesamte Landnutzungs-fläche in einem AU repräsentativ ist. In dem Fall, dass weniger als 80% der Fläche einer Landnutzung pro AU mit Abflusswerten abgedeckt ist, wurde der Mittelwert aus allen Landnutzungen verwendet (Fall C, Abbildung 21).

Abbildung 21: Schema zur Übertragung der LARSIM-ME Abflusshöhen auf die MoRE-Analysegebiete



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Der Anteil von Flächen ohne Abflusswerte ist insgesamt sehr gering ($< 1\%$) und für die meisten Landnutzungen in der Regel $< 2\%$ (Tabelle 3). Lediglich für Feuchtgebiete und Tagebauflächen ist die Abdeckung mit Abflusswerten wesentlich schlechter. Dies liegt daran, dass es sich hierbei oft um sehr kleine Flächen handelt, die in dem von LARSIM-ME verwendeten Landnutzungs-

datensatz gegenüber dem räumlich höher aufgelösten Landnutzungsdatensatz in MoRE unterrepräsentiert sind (vergleiche auch Abbildung 10).

Tabelle 3: Abdeckung des MoRE-Modellgebietes mit Abflussdaten aus LARSIM-ME

Landnutzungsklasse	Fläche ohne Abflusswerte [km²]	Gesamtfläche [km²]	Anteil nicht abgedeckter Fläche [%]
Ackerland	1.333	242.525	< 1
Feuchtgebiete	764	2.747	28
Grünland	384	102.554	< 1
Natürlich bedeckte Flächen	83	223.776	< 1
Offene Flächen	80	7.826	1
Städtische Gebiete	1.351	60.826	2
Tagebau	1.029	2.329	44
gesamt	5.024	642.583	< 1

Die beschriebene Vorgehensweise der Übertragung ist nicht für Gebiete anwendbar, die bisher nicht in LARSIM-ME abgebildet werden, wie die deutschen Inseln in Nord- und Ostsee. Um dennoch für alle deutschen Inseln Abflussdaten für die Stoffeintragsberechnung zu hinterlegen, wurde eine Übertragung der landnutzungsspezifischen Abflusshöhen aus anderen AU vorgenommen (Abschnitt 3.5, Tabelle 17 in Anhang B.1). Eine visuelle Prüfung der übertragenen Abflusshöhen zeigte keine Auffälligkeiten.

Die Übertragung der Jahresniederschläge von den LARSIM-TGB auf die MoRE-Analysegebiete erfolgt flächengewichtet. Für die nicht abgedeckten Inselgebiete wurde ebenfalls die Zuordnungsliste (Tabelle 17 in Anhang B.1) verwendet.

4.2 Darstellung der Abflusskomponenten in MoRE

Die übertragenen Abflusshöhen pro Landnutzung und Analysegebiet wurden in MoRE importiert und gehen in die Modellierung des Wasserhaushaltes ein.

Vereinfacht kann der Abfluss als Produkt der Abflusshöhe und der Fläche der jeweiligen Landnutzung pro AU berechnet werden (Gleichung 7):

Gleichung 7: Berechnung des jährlichen Abflusses

$$Q_{i,j} = \frac{q_{i,j} \cdot A_j}{1000}$$

mit

$Q_{i,j}$	[Mio. m³/a]	Abfluss pro Jahr der Abflusskomponente i (Direkt-, Zwischen- oder Basisabfluss) und der Landnutzung j
$q_{i,j}$	[mm/a]	Abflusshöhe pro Jahr der Abflusskomponente i (Direkt-, Zwischen- oder Basisabfluss) und der Landnutzung j
A_j	[km²]	Fläche der Landnutzung j

Für die Darstellung des Eintragspfades Drainagen wird der **Abfluss über drainierte Flächen** von Acker- und Grünland benötigt. Die Berechnung erfolgt unter Verwendung der Basis- und Zwischenabflusshöhe:

Gleichung 8: Abfluss über Drainagen

$$Q_{TD} = \frac{(q_{bas,AL} + q_{int,AL}) \cdot A_{TD,AL} + (q_{bas,PST} + q_{int,PST}) \cdot A_{TD,PST}}{86,4 \cdot 365}$$

mit

Q_{TD}	[m ³ /s]	Abfluss über Drainagen
$q_{bas,AL}$	[mm/a]	Basisabfluss pro Jahr über Ackerland
$q_{int,AL}$	[mm/a]	Zwischenabfluss pro Jahr über Ackerland
$q_{bas,PST}$	[mm/a]	Basisabfluss pro Jahr über Grünland
$q_{int,PST}$	[mm/a]	Zwischenabfluss pro Jahr über Grünland
$A_{TD,AL}$	[km ²]	Drainierte Fläche Ackerland
$A_{TD,PST}$	[km ²]	Drainierte Fläche Grünland

Die zugrunde gelegte drainierte Fläche beeinflusst stark das Ergebnis des berechneten Abflusses über diesen Pfad. Der in MoRE hinterlegte Anteil der drainierten Fläche von Acker- und Grünland geht auf Arbeiten von Behrendt et al. (1999) zurück. Die verwendeten Angaben sind sehr pauschal und mit großen Unsicherheiten behaftet. Um diese Unsicherheiten zu minimieren, läuft derzeit ein Vorhaben (FKZ 3722 24 202 0), in dem geprüft wird, ob mittels Fernerkundungsdaten drainierte landwirtschaftliche Flächen zuverlässig ausgewiesen werden können.

Als weitere Abflusskomponente wird in MoRE der **direkte Abfluss auf die Gewässeroberfläche** berechnet. Dieser bezeichnet den Jahresniederschlag auf die Gewässerflächen. Hierfür wird der auf die AU übertragene Jahresniederschlag von LARSIM-ME verwendet.

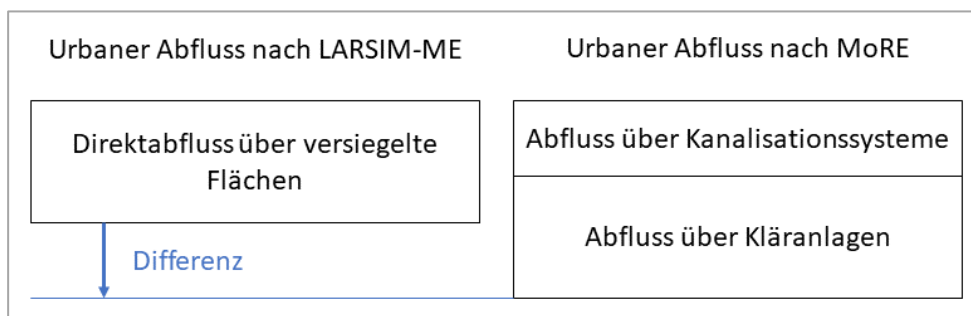
Darüber hinaus gehen urbane Abflusskomponenten in die MoRE-Wasserbilanz ein. Dabei handelt es sich um den Abfluss über Kläranlagen und über Kanalisationssysteme.

Der **Abfluss über Kläranlagen** wird für Anlagen > 2.000 EW aus der kommunalen Abwasserrichtlinie entnommen (UBA 2018b, 2020b). Diese Anlagen werden in MoRE als Punktquellen verwaltet. Für kleine Kläranlagen wird der Abfluss über statistische Daten ermittelt (FDZ 2017a) und bereits aufbereitet pro Analysegebiet in MoRE importiert.

In die Berechnung des **Abflusses über Kanalisationssysteme** gehen in MoRE die Jahresniederschläge auf versiegelten Flächen und ein Abflussbeiwert ein. Unter Verwendung von umfangreichen statistischen Daten (FDZ 2017a, 2017b, 2017c, 2017d) werden die Entlastungsraten und Abflüsse im Misch- und Trennsystem berechnet (Fuchs et al. 2017a). Die Abbildung und Verbesserung der urbanen Wasserbilanz in MoRE ist derzeit auch Gegenstand eines weiteren laufenden Vorhabens (FKZ 3719 21 202 0). An der aktuell vorliegenden Berechnungsweise wurden keine Anpassungen vorgenommen. Es wurde lediglich der Jahresniederschlag von LARSIM-ME als Eingangsdatum für diesen Pfad übernommen.

Die urbanen Abflusskomponenten unterscheiden sich in MoRE wesentlich von LARSIM-ME, da in LARSIM-ME derzeit keine Kläranlagenabflüsse berücksichtigt werden (Abschnitt 3.4.3). Die einzige urbane Abflusskomponente in LARSIM-ME stellt der Direktabfluss über versiegelte Flächen dar. Die Abflusshöhen für versiegelte Flächen aus LARSIM-ME wurden nach dem in 4.1 beschriebenen Prinzip ebenfalls auf die Analysegebiete übertragen und in MoRE importiert. Sie werden in einer internen Berechnung für eine **Korrektur der Wasserbilanz** verwendet. Dabei wird der Direktabfluss über versiegelte Flächen für die aus LARSIM-ME übernommenen Abflusshöhen mit der in MoRE hinterlegten versiegelten Fläche berechnet und mit den urbanen Abflüssen in MoRE verglichen. Die urbanen Abflüsse in MoRE setzen sich aus dem Abfluss über Kläranlagen und Kanalisationssystemen zusammen. Die Differenz bildet die Wassermenge, die über eine Korrektur angepasst werden muss (Abbildung 22).

Abbildung 22: Schema für die Bestimmung der zu korrigierenden Wassermenge der urbanen Abflusskomponenten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Die Differenz wird anteilig an den langsam fließenden Komponenten Grundwasser-, Zwischen- und Dränabfluss (der Dränabfluss wird aus Zwischen- und Basisabfluss unter drainiertem Acker- und Grünland bestimmt, siehe Gleichung 8) abgezogen unter Berücksichtigung eines Minimumwertes (der Abfluss kann durch die Korrektur nicht negativ werden). Diese Korrektur wird nur durchgeführt, wenn der gesamte urbane Abfluss nach MoRE größer ausfällt als der Direktabfluss über versiegelte Flächen nach LARSIM-ME.

Die Berechnung der Differenz und die Korrektur wird auf Ebene der Analysegebiete an den jeweiligen pfadspezifischen Abflüssen vorgenommen (z.B. Grundwasserabfluss). Es erfolgt keine Änderung der aus LARSIM-ME übernommenen landnutzungsspezifischen Abflusshöhen (z.B. Basisabflusshöhe Ackerland, Basisabflusshöhe Grünland, etc.). Diese landnutzungsspezifischen Abflusshöhen gehen allerdings unverändert in Zwischenberechnungen ein z.B. bei der Berechnung von Sickerwasserkonzentrationen (siehe Abschnitt 5.1).

Diese Korrektur lässt sich auf Ebene der Analysegebiete relativ leicht in MoRE durchführen, entspricht allerdings nur einer ersten Näherung. Damit die Vorgänge im gesamten Einzugsgebiet adäquat abgebildet und flächenbürtige Abflüsse abgebildet werden können, ist eine zukünftige Berücksichtigung der Kläranlagenabflüsse in LARSIM-ME notwendig (siehe auch Abschnitt 3.4.3).

4.3 Ergebnisse der Wasserbilanz in MoRE

Tabelle 4 zeigt die modellierten Abflussmengen für die Jahre 2016 bis 2018. Das sehr trockene Jahr 2018 setzt sich deutlich ab. Die Abflussmenge aus urbanen Systemen (Kläranlagen, Kanalisationssysteme) macht im Mittel 15 % des Gesamtabflusses aus. Anteilig entfallen die

größten Abflussmengen auf Zwischen- und Basisabfluss, die im Mittel jeweils ca. ein Drittel des Gesamtvolumens ausmachen.

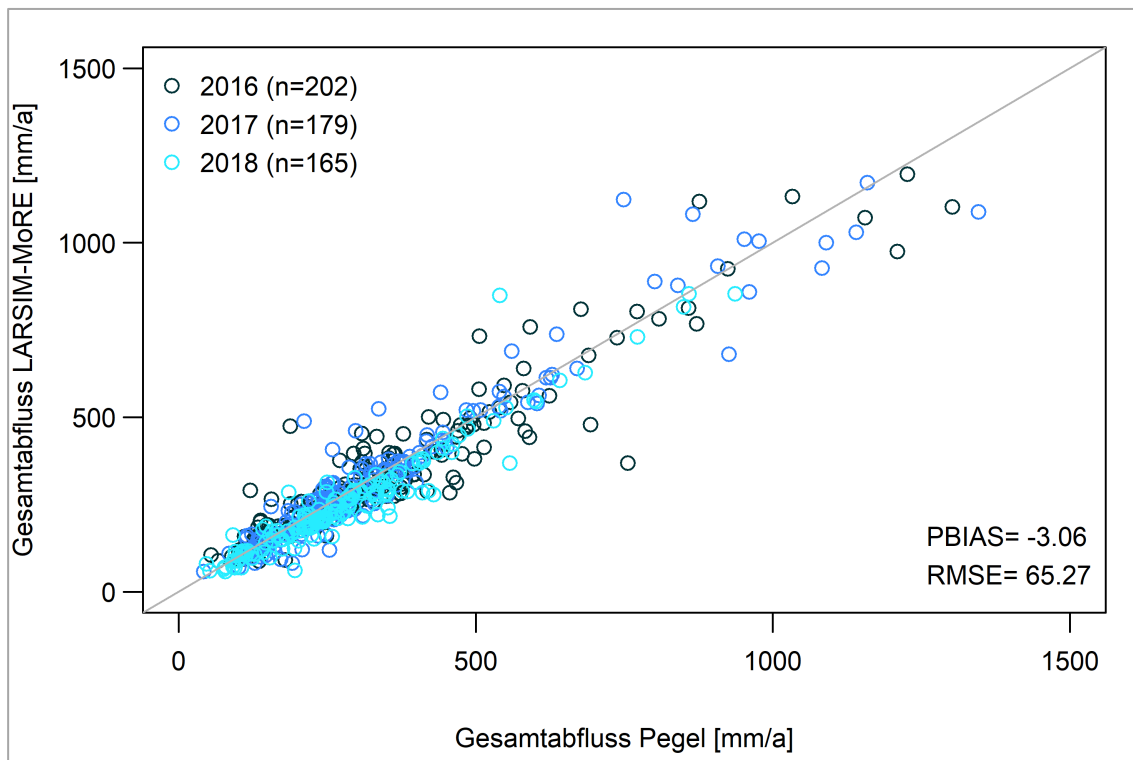
Tabelle 4: Abflussmengen in Deutschland, differenziert nach Abflusskomponenten für die Jahre 2016 bis 2018 und gemittelt sowie die Anteile am Gesamtabfluss, Werte gerundet

Abflusskomponente	Jahresabfluss 2016 [Mio. m³]	Jahresabfluss 2017 [Mio. m³]	Jahresabfluss 2018 [Mio. m³]	Mittlerer Jahresabfluss 2016-2018 [Mio. m³]	Mittlere Anteile am Gesamtabfluss [%]
Oberflächenabfluss	9.080	8.770	8.360	8.740	10
Direkter Abfluss auf Gewässerfläche	2.250	2.880	1.250	2.130	2
Abfluss über Kanalisationssysteme	4.720	5.330	3.550	4.530	5
Abfluss über Kläranlagen	9.500	9.380	8.520	9.130	10
Abfluss über Drainagen	4.140	4.890	3.150	4.060	5
Zwischenabfluss	33.720	33.620	25.210	30.850	35
Basisabfluss	31.070	31.330	24.220	28.870	33
Ergebnis	94.480	96.200	74.260	92.110	100

Für die Plausibilisierung der modellierten Abflussdaten wurde diese den bereits in MoRE verwalteten Pegeldaten gegenübergestellt (Abbildung 23). Der Vergleich erfolgte zum Gebietsauslass der Analysegebiete. Deshalb wurden die Jahresabflüsse mit einem Korrekturfaktor verrechnet, der die Lage des Abflusspegels zum Gebietsauslass des Analysegebietes beschreibt. Es wurden nur Abflusspegel ausgewählt, deren Korrekturfaktor zwischen 0,9 und 1,2 liegt, um sicherzustellen, dass die Pegel möglichst nahe am Gebietsauslass liegen. Darüber hinaus wurden die beiden Abflusspegel Neuhaus 2/Alme und Westtünnen/Ahse aus der Auswahl entfernt (Karsteinfluss, siehe Kapitel 3.2.1).

Die in MoRE modellierten Gesamtabflüsse wurden entlang des Abflussbaumes aufsummiert. Sowohl die Jahresabflüsse der Pegel, als auch die modellierten Gesamtabflüsse wurden für einen spezifischen Vergleich auf die Größe des Einzugsgebietes bezogen (Abbildung 23). Insgesamt zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung. Für alle drei betrachteten Jahre 2016 bis 2018 weisen 50 % der gegenübergestellten Pegel eine Abweichung (gemessen/modelliert) unter 10 % auf. Mit einem PBIAS von -3,06 % zeigt sich eine leichte systematische Unterschätzung der gemessenen Abflüsse, die insbesondere für das sehr trockene Jahr 2018 sichtbar ist. Größere Abweichungen ergeben sich generell für kleinere Einzugsgebiete wie in Abschnitt 3.2.1 aufgeführt. Ebenfalls können wasserwirtschaftliche Beeinflussungen zu größeren Abweichungen beitragen.

Abbildung 23: Validierung der spezifischen Gesamtabflüsse für die Jahre 2016 bis 2018



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Vergleich mit bisheriger Wasserbilanz

Im Vergleich zur bisherigen Wasserbilanz in MoRE ergeben sich einige Änderungen in den Abflusskomponenten, die am Beispiel des Jahres 2016 in Tabelle 5 dargestellt sind. Die Änderungen können sich auch auf die Modellierung von Stoffeinträgen auswirken, wobei der tatsächliche Effekt stark von den jeweils vorliegenden Berechnungsansätzen und Eingangsdaten abhängt.

Die von LARSIM-ME übernommenen Jahresniederschläge fallen im Durchschnitt höher aus als die bisher in MoRE verwendeten Niederschlagsdaten. Es handelt sich dabei um andere Datensätze. Dadurch erhöhen sich auch die direkten Abflüsse auf die Gewässerfläche. Ebenfalls nimmt der Abfluss über Kanalisationssysteme leicht zu, da im Durchschnitt mehr Niederschläge auf der versiegelten Fläche zum Abfluss kommt. Darüber hinaus wurde mit dem Landbedeckungsmodell LBM-DE2018 (UBA 2019) auch ein höher aufgelöster Landnutzungsdatensatz verwendet. Das LBM weist in der Regel gegenüber dem CLC mehr städtische Gebiete aus (Fuchs et al. 2022).

Der Oberflächenabfluss verringert sich mit den Daten aus LARSIM-ME zum Teil erheblich, da dieser nicht wie bisher anhand des Gesamtabflusses abgeleitet wird, sondern auf Basis von Referenzdaten (siehe Kapitel 3.4.2.2). Hier ist in der Folge mit deutlich niedrigeren Einträgen über den Pfad Oberflächenabfluss zu rechnen. Dies spielt insbesondere für gelöst transportierte Stoffe eine Rolle. Ebenfalls verringert sich der Abfluss über Drainagen, wenn auch in geringerem Maße als der Oberflächenabfluss.

In der bisherigen Wasserbilanz von MoRE konnten Zwischen- und Basisabfluss nicht differenziert werden. In der Summe ergibt sich jedoch für 2016 eine geringe Abnahme im Vergleich mit der bisherigen Basisabflusskomponente (Tabelle 5).

Tabelle 5: Abflussmengen in Deutschland, differenziert nach Abflusskomponenten für das Jahr 2016 im Vergleich mit dem bisherigen Wasserbilanzansatz, Werte gerundet

Abflusskomponente	Jahresabfluss 2016 LARSIM-MoRE [Mio. m³]	Jahresabfluss 2016 MoRE bisher [Mio. m³]	Relative Differenz [%]
Oberflächenabfluss	9.080	15.210	-40
Direkter Abfluss auf Gewässerfläche	2.250	1.720	31
Abfluss über Kanalisationssysteme	4.720	4.420	7
Abfluss über Kläranlagen	9.500	9.500	-
Abfluss über Drainagen	4.140	5.590	-26
Zwischenabfluss	33.720	<i>nicht differenziert</i>	-
Basisabfluss	31.070	68.080	-5 ^a
Gesamt	94.480	104.520	-10

^a – die relative Differenz bezieht sich hier auf die Summe von Zwischen- und Basisabfluss

5 Modellierung der Stickstoff-Einträge mit dem Modell MoRE

Im Zuge der Modellweiterentwicklung wurden neben der Umstellung des Wasserhaushaltes auch teilweise aktuellere Eingangsdaten und neue Berechnungsansätze verwendet. Im Folgenden sollen die Modellansätze der einzelnen Eintragspfade nicht explizit wiedergegeben werden. Es wird vielmehr auf diejenigen eingegangen, die sich zu früheren Modellierungen unterscheiden.

Von grundlegender Bedeutung sind die diffusen Eintragspfade Zwischenabfluss und Grundwasser (Abschnitt 5.1), da diese die Haupteinträge für Stickstoff darstellen und auch die größten Wassermengen umfassen.

Unter anderem ist auch die Darstellung des Eintragspfades Erosion (Abschnitt 5.2) von weitreichenden Änderungen betroffen (Fuchs et al. 2022).

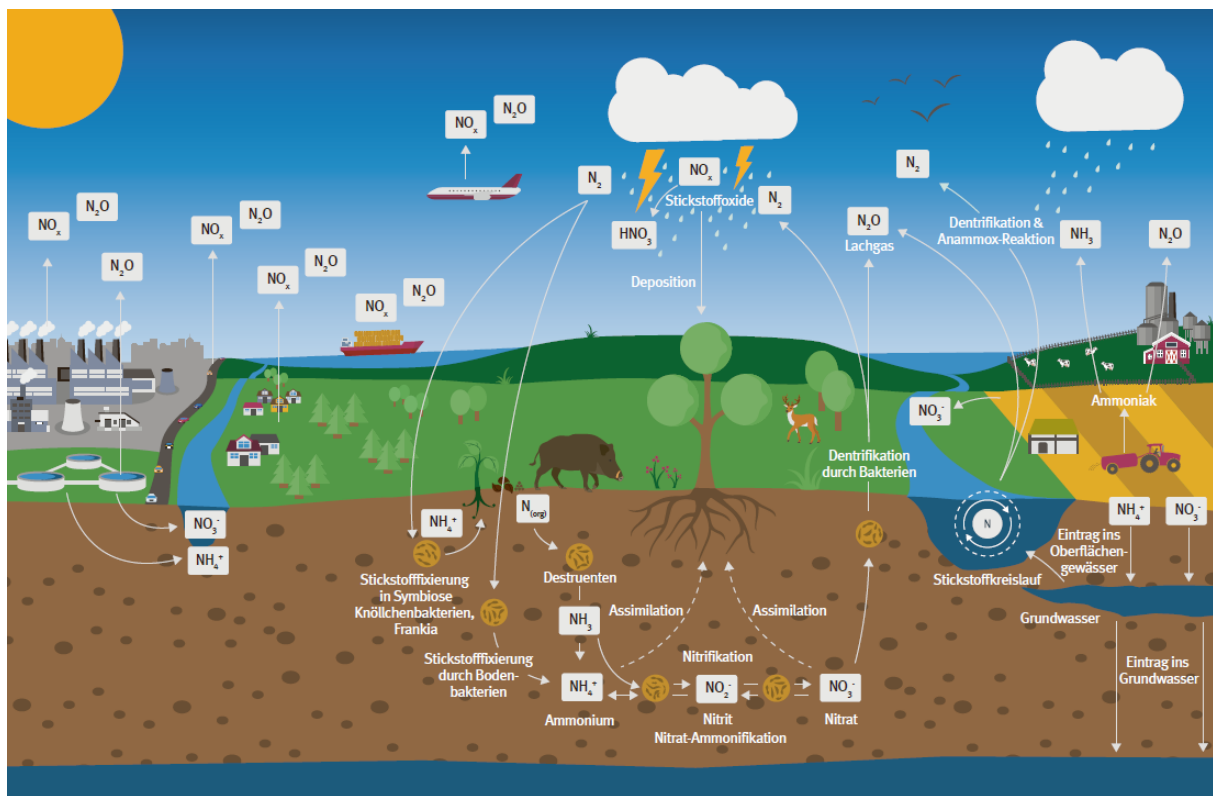
Für die Modellierung der Stoffeinträge werden auch die ausländischen Gebietsanteile der Flussgebiete berücksichtigt. Für diese liegen Eingangsdaten häufig räumlich und zeitlich weniger hoch aufgelöst vor als in den deutschen Gebieten. Eine Liste der allgemein verwendeten Datengrundlagen für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen mit MoRE findet sich im Anhang C.1.

Die Modellierung unter Verwendung des neuen Wasserhaushaltes wurde für die Jahre 2016-2018 durchgeführt. Die Modellergebnisse werden gerundet angegeben. Zu beachten ist, dass in der Modellierung mit MoRE derzeit nicht zwischen unterschiedlichen Stickstoff-Fraktionen unterschieden wird.

5.1 Stickstoff-Einträge über Zwischenabfluss und Grundwasser

In den letzten 100 Jahren hat der Mensch massiv in den globalen Stickstoff-Kreislauf eingegriffen (Ertl und Soentgen 2015; Galloway et al. 2003). Die Landwirtschaft nimmt hierbei eine zentrale Stellung ein. Unter anderem durch die künstliche Ammoniaksynthese (Haber-Bosch-Verfahren) und die Intensivierung der Landwirtschaft und der industriellen Tierhaltung hat sich die Menge an reaktivem Stickstoff in der Umwelt global verdoppelt und in Europa sogar verdreifacht (Fowler et al. 2013; Galloway et al. 2003; Sutton et al. 2011). Allein in Deutschland werden 67 % der Emissionen an reaktivem Stickstoff durch die Landwirtschaft freigesetzt (UBA 2021). Der Großteil davon entweicht als Ammoniak in die Luft, gefolgt von Nitrateinträgen in Grund- und Oberflächenwasser (Abbildung 24).

Abbildung 24: Schematische Darstellung wichtiger Vorgänge und Querbeziehungen des Stickstoffkreislaufs



Quelle: kopfarbyte UG/Bosch & Partner GmbH, Umweltatlas Reaktiver Stickstoff

Reaktiver Stickstoff kann durch mikrobiellen Abbau (Denitrifikation und Anammox-Reaktionen) in elementaren Stickstoff überführt und nur so effektiv aus dem Kreislauf entfernt werden (Abbildung 24). Dieser Prozess wird in der Reinigung von Abwasser gezielt angewendet, findet jedoch zum größten Teil in natürlichen Systemen wie Böden oder Grundwasserleitern statt.

Dabei erfolgt die Denitrifikation an oxisch/anoxischen Schnittstellen (microsites), so dass auch in Böden mit geringer Wasserhaltekapazität Denitrifikation auftreten kann. Gemessene Denitrifikationsraten in Böden unterliegen dabei einer sehr hohen Variabilität (Seitzinger et al. 2006), wobei die Denitrifikationsraten in landwirtschaftlich genutzten Böden in der Regel um eine Größenordnung höher sind als in natürlichen Böden (Butterbach-Bahl et al. 2011). Schätzungen zufolge ist die absolute Menge an denitrifiziertem Stickstoff in terrestrischen Böden höher als im Grundwasser und in Binnengewässern (Seitzinger et al. 2006).

Aufgrund der hohen Variabilität bestehen sehr große Unsicherheiten in der modellhaften Darstellung von Denitrifikationsprozessen in Böden (Butterbach-Bahl et al. 2011). Gleichzeitig liegen bundesweit keine Daten zu gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser vor, die für eine Validierung verwendet werden können. Es werden deshalb für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen über Zwischenabfluss und Grundwasser mit MoRE vereinfachte Ansätze angewendet, die im Folgenden aufgezeigt werden.

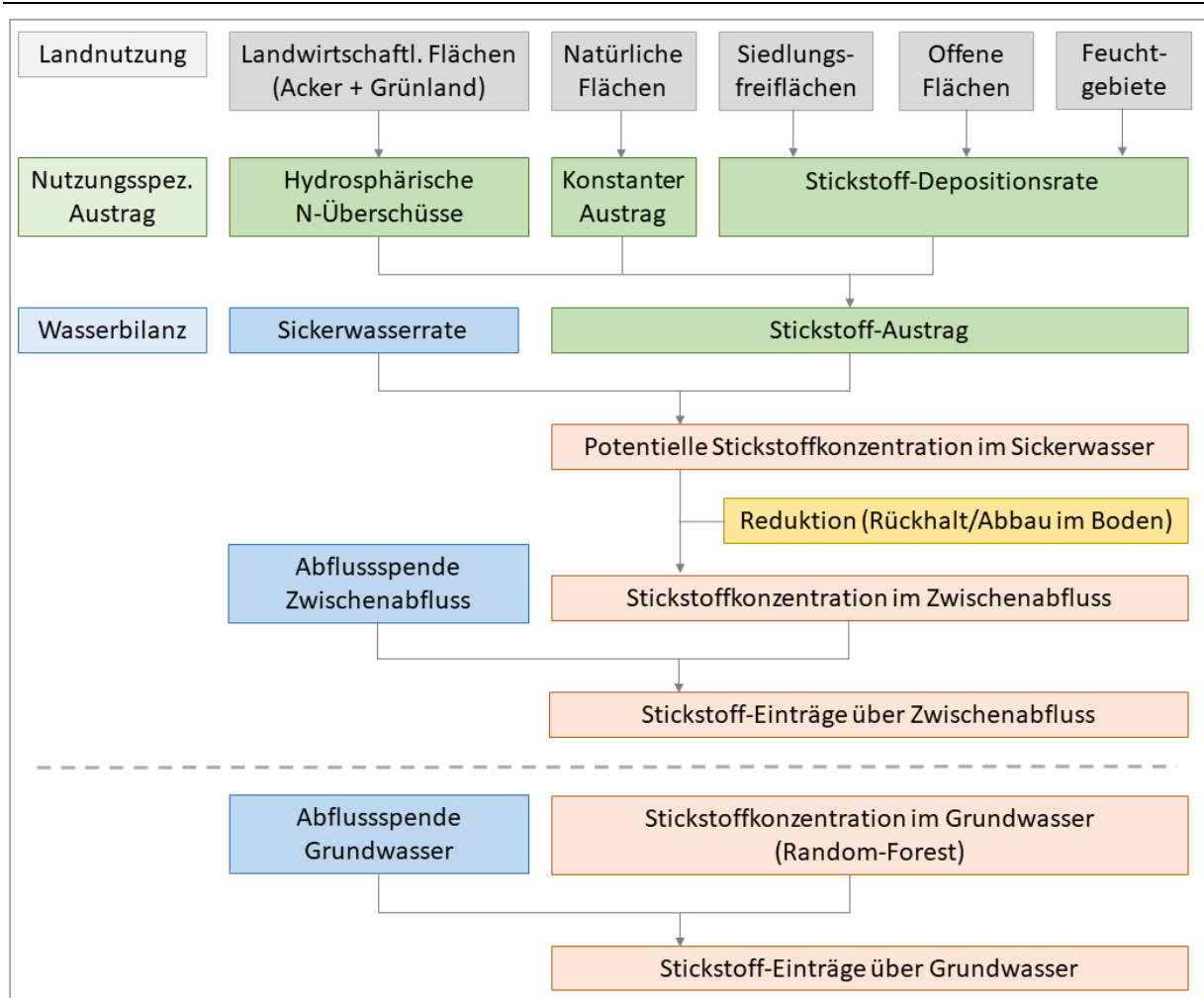
5.1.1 Schematische Darstellung der Eintragsberechnung

Abbildung 25 zeigt ein vereinfachtes Schema zur Berechnung der Einträge in die Gewässer über Zwischenabfluss und Grundwasser. Für jedes MoRE-Analysegebiet wird der flächengewichtete (potenzielle) Austrag aus den nutzungsspezifischen Stickstoff-Austrägen berechnet. Durch Verrechnung mit der Sickerwasserrate erhält man die potenzielle Stickstoffkonzentration im

Sickerwasser. Für die Bodenpassage wird mit einem vereinfachten Ansatz eine Reduktion der in den Boden eingetragenen Stickstoff-Menge modelliert, die den Rückhalt im Boden bzw. den Abbau durch Denitrifikation widerspiegelt (Abbildung 25). Unter Berücksichtigung dieser Reduktion kann die Konzentration im Zwischenabfluss berechnet werden. Zusammen mit der Abflussspende ergeben sich daraus die Stickstoff-Einträge über den Zwischenabfluss. Davon abgegrenzt werden die Stickstoff-Einträge über Grundwasser aus der Abflussspende im Grundwasser und den Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser berechnet (Abbildung 25).

Die jeweils verwendeten Datengrundlagen und Berechnungsschritte werden im Folgenden genauer aufgeführt.

Abbildung 25: Schematische Darstellung zur Berechnung der Stickstoff-Einträge in Gewässer über Zwischenabfluss und Grundwasser in MoRE



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

5.1.2 Stickstoff-Austräge und potentielle Sickerwasserkonzentrationen

Für jedes Analysegebiet wird landnutzungsspezifisch die Menge an Stickstoff bestimmt, die potentiell ausgetragen werden kann. Für die landwirtschaftlichen Flächen wird hierfür der Stickstoff-Überschuss verwendet. Dieser ist definiert als der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz vermindert um die gasförmigen NH_3 -Verluste während und nach der Ausbringung von mineralischen und organischen Stickstoff-Düngern auf landwirtschaftlichen Flächen. Der hydrosphärische Stickstoff-Überschuss beschreibt die Menge an Stickstoff, die tatsächlich in den

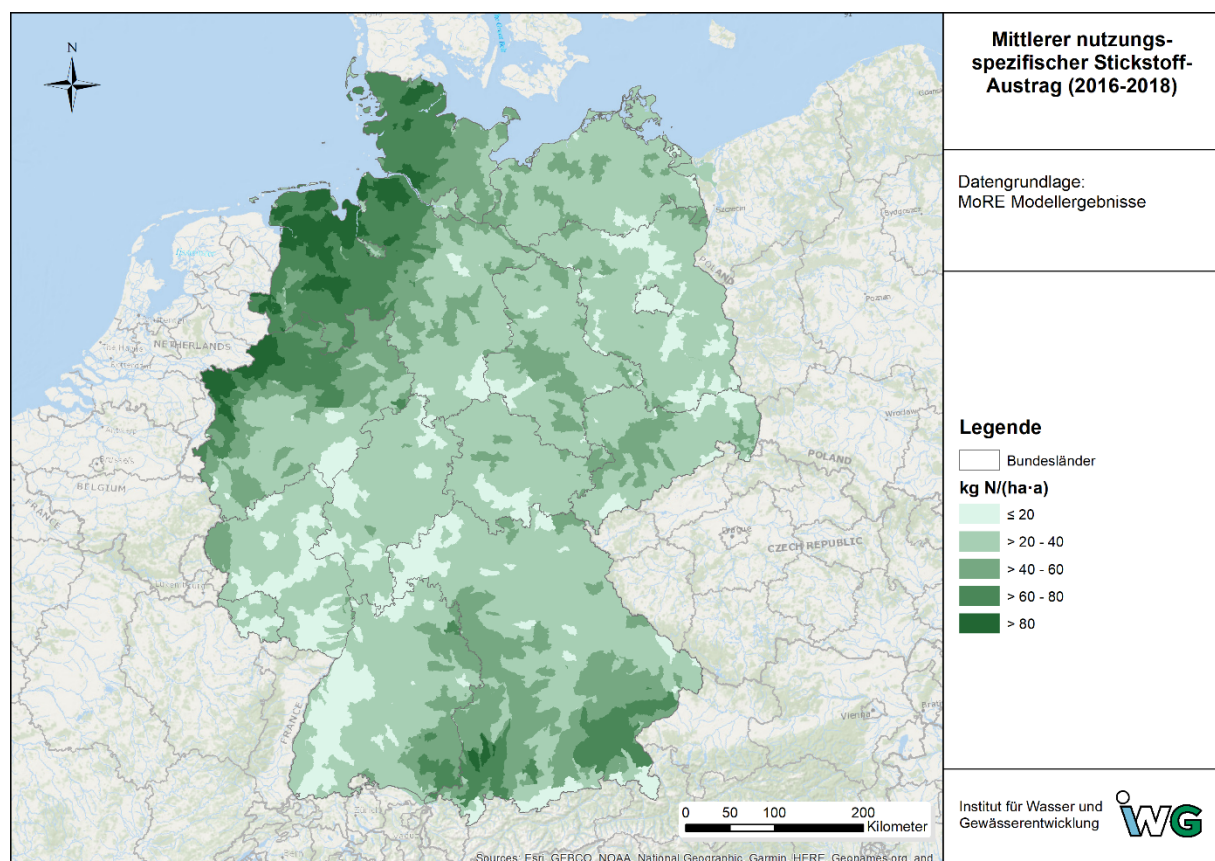
Boden gelangt und damit potenziell in die Hygrosphäre verlagert werden kann. Als Datengrundlage dienen die hygrosphärischen Stickstoff-Überschüsse nach Häußermann et al. (2019).

Für natürliche Flächen (Wald und naturnahe Vegetation) wird davon abweichend eine mittlere Stickstoff-Auswaschung unterhalb der Wurzelzone von 5,5 kg/(ha·a) angenommen. Dieser Wert wurde aus Literaturlauswertungen von Kiese et al. (2011) und Beisecker et al. (2012) übernommen.

Für die übrigen Landnutzungskategorien (Siedlungsfreiflächen, offene Flächen und Feuchtgebiete) wird als potentieller Austrag die atmosphärische Stickstoff-Deposition auf diese Flächen verwendet. Hierfür werden Ergebnisse eines Chemie-Transport-Modells verwendet (EMEP/MSC-West 2018, 2020).

Die so berechneten potentiellen Stickstoff-Austräge liegen im Mittel für Deutschland bei 36 kg/(ha·a). Hohe Austräge von mehr als 60 kg/(ha·a) lassen sich insbesondere in Nordwest-Deutschland und auch in Teilen des Donau-Einzugsgebiet in Süddeutschland finden (Abbildung 26).

Abbildung 26: Nutzungsspezifischer potentieller Stickstoff-Austrag in den MoRE-Analysegebieten



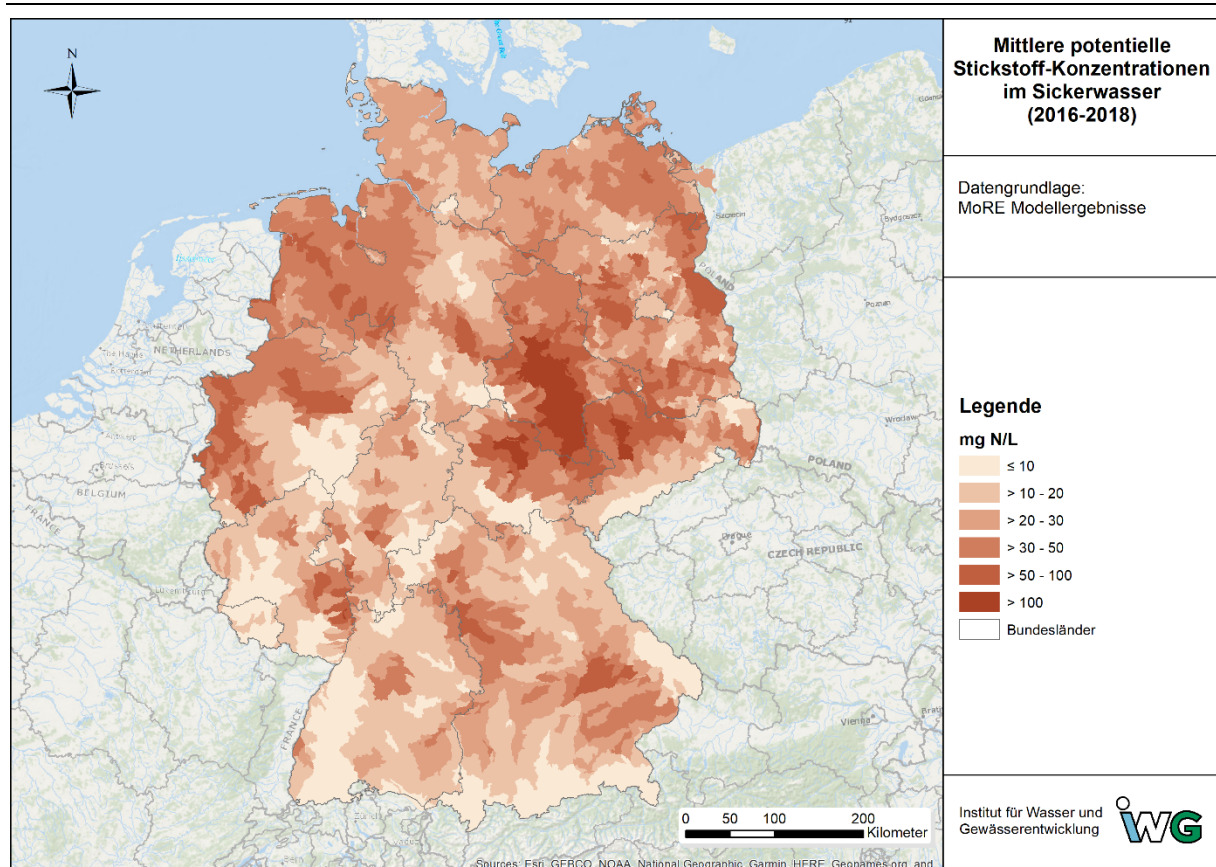
Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Durch Verknüpfung der Stickstoff-Austräge mit der Sickerwasserrate kann die potenzielle Stickstoffkonzentration im Sickerwasser ermittelt werden. Unter Verwendung des Wasserhaushaltes von LARSIM-ME wird die Sickerwasserrate hierbei in der Modellierung mit MoRE annäherungsweise als Summe aus Grundwasser- und Zwischenabflussspende berechnet. Zu beachten ist, dass für die potentielle Sickerwasserkonzentration kein Rückhalt oder Abbau berücksichtigt wird.

Sehr hohe potentielle Konzentrationen finden sich vor allem in den ostdeutschen Gebieten (Abbildung 27). Im Vergleich handelt es sich bei den östlichen Landesteilen um sehr trockene Gebiete mit niedrigen Jahresniederschlägen und zum Teil sehr niedrigen Abflussspenden (Abbildung 18 und Abbildung 20). In der Berechnung führt dies zu hohen potentiellen Konzentrationen im Sickerwasser. Am stärksten ausgeprägt ist dies für eine Reihe von Analysegebieten im Einzugsgebiet der Saale mit potentiellen Konzentrationen über 100 mg N/L.

Auch für den Nordwesten Deutschlands werden höhere Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser berechnet (Abbildung 27). In diesen Gebieten treten höhere Sickerwasserraten auf und die höheren Konzentrationen im Sickerwasser resultieren in diesen Regionen aus den hohen N-Überschüssen der Landwirtschaft.

Abbildung 27: Potentielle Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser in den MoRE-Analysegebieten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

5.1.3 Zwischenabfluss

Ausgehend vom Stickstoff-Austrag wird in einem vereinfachten Ansatz eine Reduktion der in Boden eingetragenen Stickstoff-Menge berechnet. Diese beschreibt den Rückhalt im Boden bzw. den Abbau durch Denitrifikation. Der hier dargestellte Ansatz wird lediglich auf die eingetragenen Stickstoff-Überschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen angewendet und bezieht sich auf Arbeiten von Velthof et al. (2007) und Keuskamp et al. (2012).

Die Denitrifikation in Waldböden fällt im Regelfall gering aus (Beisecker et al. 2012). Zudem wurde für die natürlichen Flächen bereits eine mittlere Stickstoff-Auswaschung unterhalb der Wurzelzone angenommen (Abschnitt 5.1.2), so dass Abbauvorgänge im Bodenbereich bereits

berücksichtigt sind. Für die übrigen Landnutzungskategorien wird in der Modellierung keine Reduktion angenommen.

Die aus der Wurzelzone ausgewaschene Menge an Stickstoff unterhalb von Acker- und Grünland wird als Fraktion des N-Überschusses berechnet (Keuskamp et al. 2012):

Gleichung 9: Ausgewaschene Stickstoff-Menge aus dem Boden

$$N_{leach} = f_{leach} \cdot N_{Surp}$$

mit

N_{leach}	[kg/(ha·a)]	Ausgewaschene Stickstoff-Menge aus dem Boden unter landwirtschaftlichen Flächen
f_{leach}	[-]	Reduktionsfaktor für Stickstoff-Auswaschung
N_{Surp}	[kg/(ha·a)]	Stickstoff-Überschuss auf landwirtschaftlicher Fläche

Der Reduktionsfaktor für die Stickstoff-Auswaschung wird aus verschiedenen Faktoren bestimmt, welche die jeweils vorliegenden Bodeneigenschaften in Abhängigkeit von der Landnutzung in einem Gebiet repräsentieren:

Gleichung 10: Reduktionsfaktor für Stickstoff-Auswaschung

$$f_{leach} = f_{tex} \cdot f_{land} \cdot \min(f_{OC}, f_{root})$$

mit

f_{leach}	[-]	Reduktionsfaktor für Stickstoff-Auswaschung
f_{tex}	[-]	Reduktionsfaktor für Bodentextur
f_{land}	[-]	Reduktionsfaktor für Landnutzung (für Ackerland $f_{land} = 1$, für Grünland $f_{land} = 0,36$ nach Velthof et al. (2007))
f_{OC}	[-]	Reduktionsfaktor für Gehalt an organischen Kohlenstoff im Boden
f_{root}	[-]	Reduktionsfaktor für Wurzeltiefe

5.1.3.1 Reduktionsfaktor für Bodentextur

Die Bodenart bzw. die Bodentextur werden als Hauptfaktor angesehen, der das Verhältnis von Auswaschung und Abbau durch Denitrifikation steuert. Die Bodentextur bestimmt dabei sehr stark die Sauerstoffverfügbarkeit im Boden. Allgemein nehmen Denitrifikationsverluste in der Reihenfolge sandige Böden < lehmige Böden < tonige Böden < moorige Böden zu (Velthof et al. 2007).

Für die Einteilung der Bodentexturklassen (Tabelle 6) wurden mittlere Gehalte an Ton, Schluff und Sand pro Acker- und Grünland und pro Analysegebiet verwendet. Diese wurden im Rahmen der Neuberechnung für den Eintragspfad Erosion (Fuchs et al. 2022) bereits unter Verwendung der BUEK200 (BGR 2020) aufbereitet. Die Reduktionsfaktoren für die Bodentexturklassen wurden Keuskamp et al. (2012) entnommen.

Tabelle 6: Reduktionsfaktoren für Bodentextur nach Keuskamp et al. (2012)

Klasse Bodentextur	Zusammensetzung	$f_{\text{tex}} [-]$
Grob	Ton < 18 %, Sand > 65 %	0,25
Mittel	18 % < Ton < 35 %, Sand > 15 %; oder Ton < 18 % und 15 % < Sand < 65 %	0,85
Mittel-fein	Ton < 35 % und Sand < 15 %	0,62
Fein	35 % < Ton < 60 %	0,50
Sehr fein	Ton > 60 %	0,25
Moorig	Organischer Boden	0,20
Andere	Divers (inkl. gepflasterte Fläche, Felsvorsprünge)	0

5.1.3.2 Reduktionsfaktor für Gehalt an organischen Kohlenstoff

Das Denitrifikationspotential steigt mit zunehmendem Gehalt an organischem Kohlenstoff an. Dies wird teilweise über den Faktor zur Landnutzung berücksichtigt, jedoch können Unterschiede im Gehalt an organischem Kohlenstoff auch innerhalb von Acker- oder Grünlandböden auftreten und zu einem unterschiedlichen Abbau über Denitrifikation beitragen.

Tabelle 7: Reduktionsfaktor für Gehalt an organischen Kohlenstoff nach Keuskamp et al. (2012)

Klasse	Gehalt an organischen Kohlenstoff [%]	$f_{\text{oc}} [-]$
1	0 bis 1	1
2	1 bis 2	0,90
3	2 bis 6	0,75
4	> 6	0,50

Für die Einteilung der Klassen wurden mittlere Gehalte pro Acker- und Grünland und Analysegebiet verwendet. Diese wurden ebenfalls im Rahmen der Neuberechnung für den Eintragspfad Erosion (Fuchs et al. 2022) unter Verwendung der BUEK200 (BGR 2020) aufbereitet. Die Reduktionsfaktoren wurden Keuskamp et al. (2012) entnommen (Tabelle 7).

5.1.3.3 Reduktionsfaktor für Wurzeltiefe

Böden mit flachen Wurzelzonen erlauben eine höhere Stickstoff-Auswaschung als Böden mit tieferen Wurzelzonen. Die Durchwurzelung kann durch verschiedene Einflussfaktoren begrenzt sein z.B. durch anstehende Gesteine, verhärtete Erdschichten, Akkumulation von toxischen Substanzen oder flach anstehendes Grundwasser. Tiefwurzelnende Kulturen sind aber in der Lage Nitrat aus dem Bodenprofil auch in mehr als 1 m Tiefe zu entfernen (Kristensen und Thorup-Kristensen 2004).

Für die Einteilung der Klassen der Wurzeltiefe (Tabelle 8) wurde die mittlere Wurzeltiefe unter Acker- und Grünland für jedes AU bestimmt. Hierfür wurde der Rasterdatensatz zur „Effektiven

Durchwurzelungstiefe“ (BGR 2015) herangezogen. Die Reduktionsfaktoren für die Wurzeltiefe wurden Keuskamp et al. (2012) entnommen.

Tabelle 8: Reduktionsfaktor für Wurzeltiefe nach Keuskamp et al. (2012)

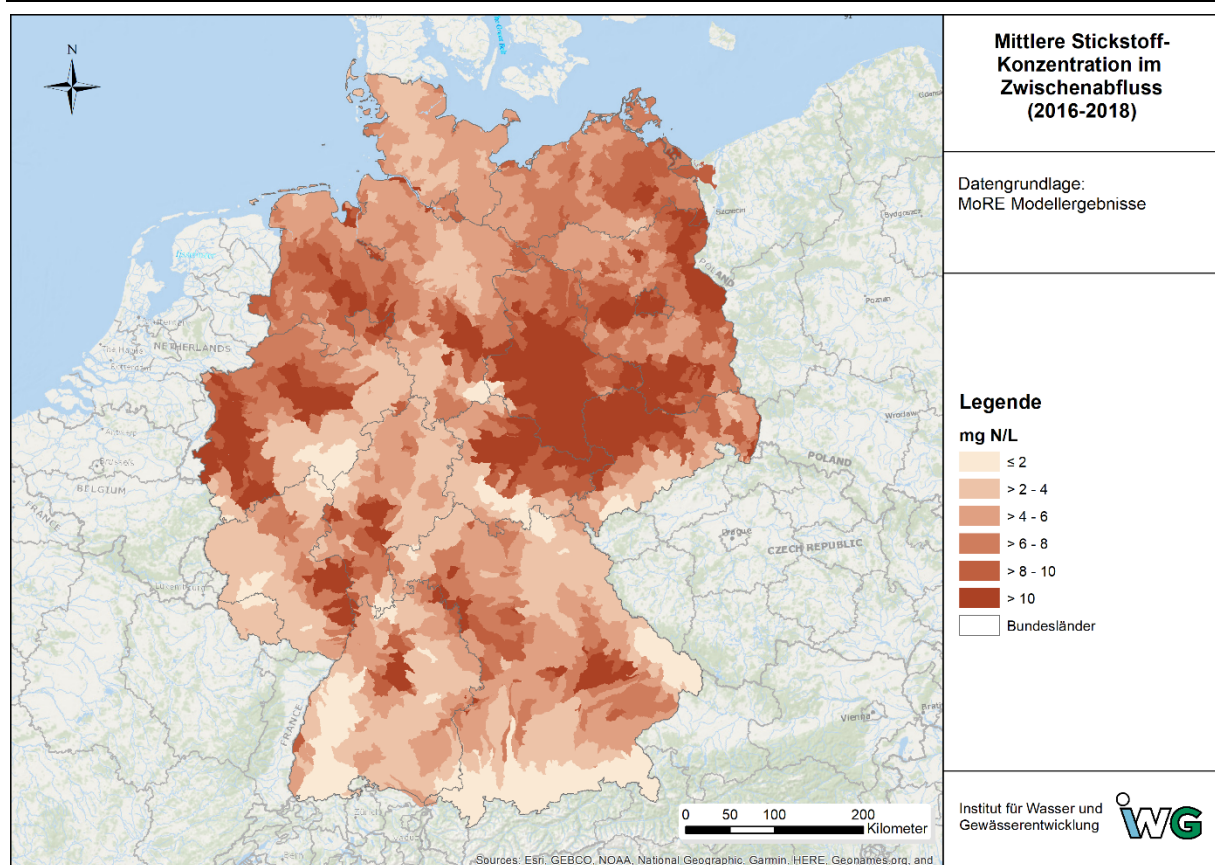
Klasse	Wurzeltiefe [cm]	f_{root} [-]
1	0 bis 40	1
2	40 bis 80	1
3	> 80	0,75

5.1.3.4 Modellierte Konzentrationen im Zwischenabfluss

Mittels der dargestellten Methodik kann die aus der Wurzelzone ausgewaschene Menge an Stickstoff unter Berücksichtigung von Rückhalt und Abbau im Boden berechnet werden. Durch Verrechnung mit der Sickerwasserrate kann die Konzentration im Zwischenabfluss bestimmt werden (Abbildung 28). Besonders hohe Konzentrationen von mehr als 8 mg N/L zeigen sich dabei in großen Teilen Ostdeutschlands. Dies ist unter anderem auf die niedrigen Sickerwasserraten in diesen trockenen Regionen zurückzuführen, die in der Berechnung zu hohen Konzentrationen führen. Speziell für das Saale-Gebiet kommt hinzu, dass der Anteil des ausgewaschenen Stickstoff-Überschusses unter Ackerflächen (Reduktionsfaktor) auch vergleichsweise hoch ausfällt im Vergleich zu anderen Landesteilen (siehe auch Anhang C.2).

Sehr hohe Konzentrationen zeigen sich aber unter anderem auch in Nordwestdeutschland und einigen Teilen Süddeutschlands.

Abbildung 28: Mittlere Stickstoff-Konzentrationen im Zwischenabfluss in den MoRE-Analysegebieten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

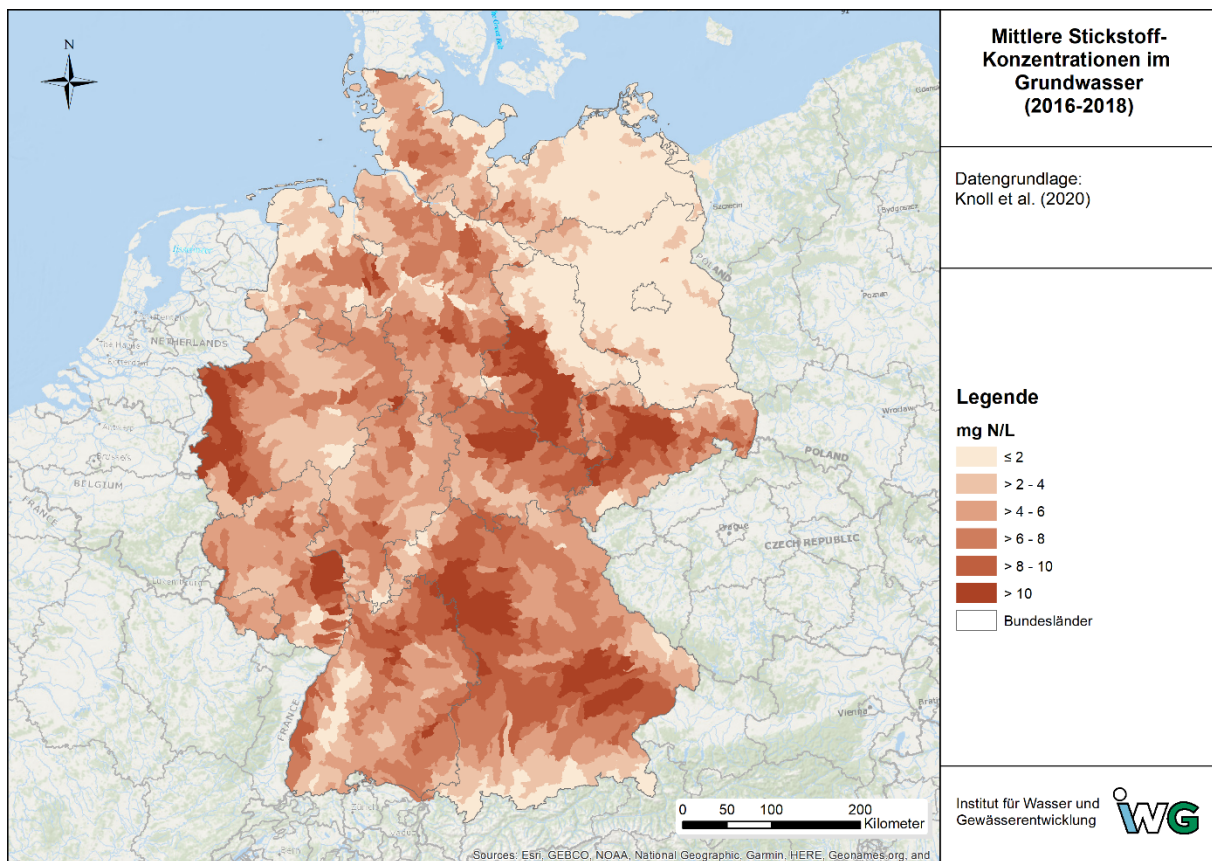
5.1.4 Grundwasser

Die Berechnung der Einträge über Grundwasser erfolgt als Produkt aus Grundwasserabfluss und mittleren Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser pro Analysegebiet. Da die verwendeten Daten der Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser ein Eingangsdatum für die Modellierung in MoRE darstellen, ist die Berechnung der Einträge über Grundwasser von denen im Zwischenabfluss abgekoppelt (vergleiche auch Abbildung 25).

Für die Konzentrationen wird auf die Ergebnisse von Knoll et al. (2020) zurückgegriffen. Anhand von deutschlandweiten Grundwassermessdaten und zahlreichen Prädiktoren konnte die Machine Learning Methode Random Forest dazu verwendet werden eine flächendeckende Karte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erstellen (Knoll et al. 2020). Diese wurde, bezogen auf Nitrat-N, für die Modellierung in MoRE auf Ebene der Analysegebiete aufbereitet (Abbildung 29). Besonders hohe Konzentrationen im Grundwasser von mehr als 8 mg N/L finden sich insbesondere in weiten Teilen Sachsens, Sachsen-Anhalts und Thüringens im Bereich der Einzugsgebiete von Saale und Mulde. Auch weite Teile Bayerns, sowie Rheinhessen und das westliche Nordrhein-Westfalen stechen mit solch hohen Grundwasserkonzentrationen hervor (Abbildung 29).

Für die ausländischen Gebiete fehlen solche Daten bzw. Karten. Hier wird in der Modellierung der bisherige Ansatz nach Behrendt et al. (1999) beibehalten.

Abbildung 29: Mittlere Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser in den MoRE-Analysegebieten



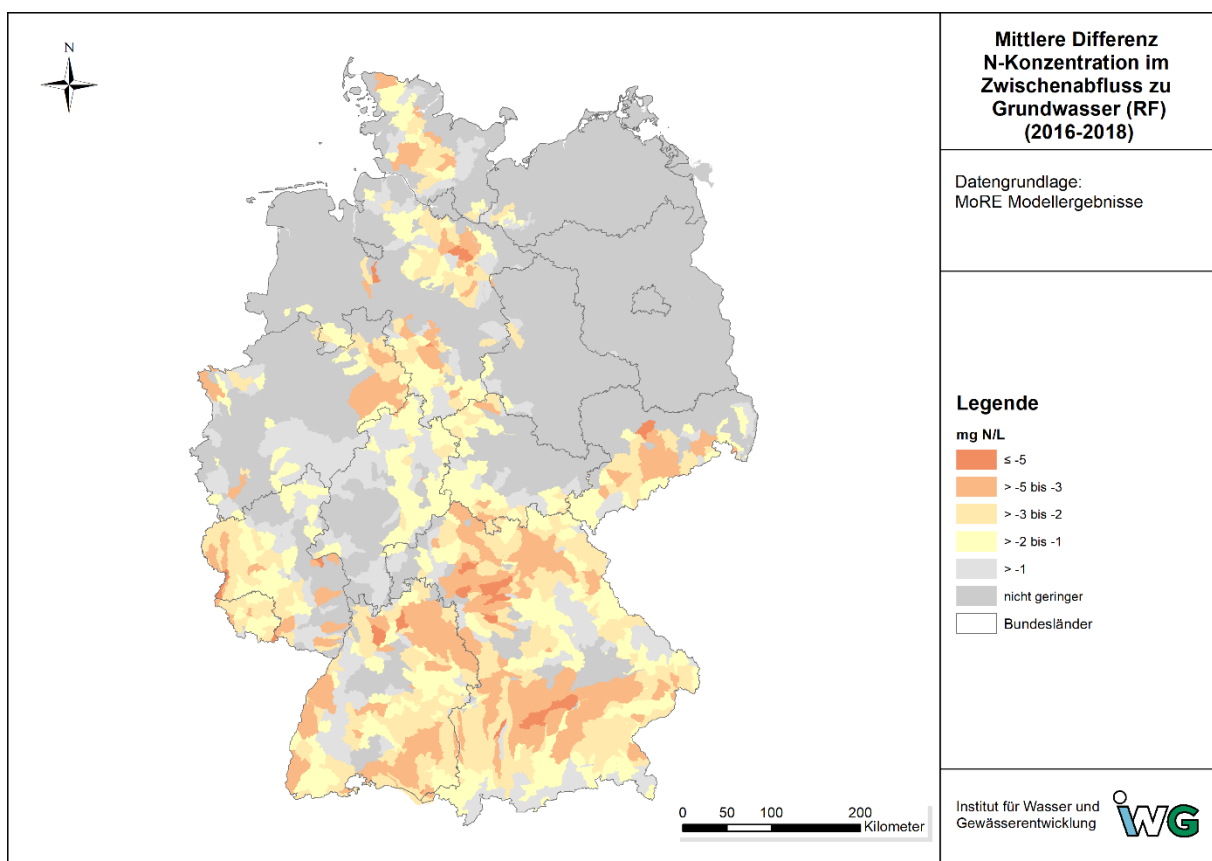
Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

5.1.5 Konzentrationsunterschiede zwischen Zwischenabfluss und Grundwasser

Durch die zuvor darlegte Vorgehensweise sind die Berechnungen von Einträgen über Zwischenabfluss und Grundwasser weitestgehend voneinander abgekoppelt. Dies führt auch dazu, dass sich Konzentrationen im Zwischenabfluss und im Grundwasser in der Modellvorstellung unterscheiden können. Es kommt vor, dass innerhalb eines Analysegebietes die Stickstoff-Konzentration im Zwischenabfluss niedriger ausfällt als im Grundwasser (Abbildung 30). Dies ist insbesondere in Süddeutschland, aber auch in einigen Teilen von Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen der Fall. Diese Gebiete stimmen größtenteils auch mit Regionen überein, die ein eher geringes Denitrifikationspotential im Grundwasserleiter aufweisen (Knoll et al. 2020).

Unterschiede in den Konzentrationen von weniger als 1 mg N/L (Abbildung 30) können als vernachlässigbar angesehen werden bzw. liegen im Bereich der Modellunsicherheiten. Darüber hinaus können die beobachteten Unterschiede auch dadurch entstehen, dass die Grundwasserkonzentrationen ursprünglich auf einem Raster von 1 x 1 km² abgeleitet wurden (Knoll et al. 2020) und bei Übertragung auf die Analysegebiete vorhandene kleinräumige Unterschiede gemittelt wurden.

Abbildung 30: Absolute Differenz der Stickstoff-Konzentrationen im Zwischenabfluss zum Grundwasser in den MoRE-Analysegebieten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Intuitiv wird eine Abnahme der Konzentrationen von Zwischenabfluss zu Grundwasser erwartet. Jedoch tragen unterschiedlich stauende und leitende Schichten und geohydraulische Prozesse im Untergrund dazu bei, dass sich ein lateraler Versatz ergibt. So ist das an einer Messstelle beprobte Grundwasser in der Regel nicht direkt um die Messstelle versickert, sondern kann aus beträchtlicher Entfernung stammen und somit auch die ins Grundwasser eingetragene Stickstoff-Fracht (DWA 2013). Aus diesem Grunde können die Konzentrationen im Zwischenabfluss durchaus auch geringer sein als im darunterliegenden Grundwasser.

In der bisherigen Random-Forest-Modellierung von Knoll et al. (2020) konnten die Zustromgebiete der Grundwassermessstellen nicht berücksichtigt werden. Die gemessenen Nitratkonzentrationen wurden mit Werten der Prädiktoren in unmittelbarer Umgebung der Messstellen in Beziehung gesetzt. An dieser Stelle wäre eine zusätzliche Berücksichtigung der Grundwasserströme wünschenswert, um die zukünftige Eintragsmodellierung weiter zu verbessern.

5.1.6 Fazit

Die Modellierung der Stickstoff-Einträge über Zwischenabfluss und Grundwasser wurde im vorliegenden Vorhaben grundlegend überarbeitet. Mit Umstellung des Wasserhaushaltes war es erstmals möglich den Zwischenabfluss als einen eigenen Eintragspfad darzustellen.

Vorteile der neuen Modellierung sind:

- Berücksichtigung von regionalen Bodeneigenschaften für den Rückhalt und Abbau von Stickstoff in Böden unter landwirtschaftlichen Flächen mit einem einfachen und leicht nachvollziehbaren Ansatz, der auch für zukünftige Modellierungen jederzeit Anpassungen ermöglicht
- Verwendung von Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser, die auf tatsächlichen Messungen beruhen
- Möglichkeit der Nutzung von Zwischenergebnissen für die Abschätzung des Handlungsbedarfs auf regionaler Ebene z.B. hinsichtlich des Minderungsbedarf von Stickstoff-Überschüssen in der Landwirtschaft

Sollten zukünftig bundesweite Daten zu Stickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser vorliegen, können diese zur Plausibilisierung des Eintragspfades Zwischenabfluss herangezogen werden.

Weiterer Entwicklungsbedarf besteht außerdem in der Berücksichtigung von Fließwegen und Zustromgebieten im Untergrund um die Unterschiede in den modellierten Konzentrationen für die Pfade Zwischenabfluss und Grundwasser auf ihre Plausibilität hin zu überprüfen.

5.2 Stickstoff-Einträge über Erosion

5.2.1 Sedimenteintrag

In einem kürzlich abgeschlossenen Vorhaben wurde die Modellierung der Einträge durch Erosion durch Wasser in MoRE überarbeitet (Fuchs et al. 2022). Unter Verwendung der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) wurde auf Basis aktualisierter und höher aufgelöster Datengrundlagen die Neuberechnung des mittleren jährlichen Bodenabtrages für Deutschland vorgenommen. Zur Berechnung der daraus resultierenden Sedimenteinträge in Gewässer wurde ein neuer methodischer Ansatz implementiert, der u.a. die Anbindungswahrscheinlichkeit der Flächen an ein Oberflächengewässer berücksichtigt. Der Bodenabtrag und der Sedimenteintrag wird im Ergebnis dieser Arbeiten landnutzungsspezifisch abgebildet (Allion et al. 2021; Fuchs et al. 2022; Gebel et al. 2021). Die Ergebnisse in Kartendarstellung sind öffentlich einsehbar in der MoRE-DE Toolbox unter <https://stoffeintraege-more.de/>.

Die ermittelten Bodenabträge und Sedimenteinträge in Gewässer repräsentieren mittlere Bedingungen über einen längeren Zeitraum und sind somit von der Wasserbilanz eines bestimmten Jahres unabhängig. Daraus resultiert, dass die modellierten Stoffeinträge über Erosion keinen jährlichen Schwankungen unterliegen (Fuchs et al. 2022).

5.2.2 Anreicherungsverhältnis

Für die Berechnung von Stoffeinträgen in die Gewässer über Erosion wird die Anreicherung von Stoffen im erodierten Sediment über den Feingehalt im Boden abgeschätzt. Grundlage hierfür bildeten u.a. die Arbeiten von Fuchs et al. (2022).

Beim Transport von abgetragenen Bodenmaterial in Richtung Gewässer erreichen bevorzugt die feinen Kornfraktionen das Gewässer. Als „feine Kornfraktionen“ werden Schluff und Ton angenommen. Schluff- und Tonpartikel werden gleich gut transportiert und beispielsweise der gesamte Phosphor im Boden ist an die feinen Kornfraktionen gebunden. Dieser Zusammenhang wurde von Fuchs et al. (2022) verwendet, um das Anreicherungsverhältnis für Phosphor zu bestimmen. Auch für Stickstoff wird mit diesem Anreicherungsverhältnis gerechnet.

5.2.3 Oberbodengehalte

Als stoffliche Komponente geht der Oberbodengehalt in die Berechnung ein. Die ursprünglich in MoRE verwendeten Oberbodengehalte für Stickstoff wurden von Behrendt et al. (1999) abgeleitet und seitdem nicht mehr aktualisiert. Mit der Ableitung neuer Sedimenteinträge und der landnutzungsspezifischen Unterscheidung z.B. nach Acker- und Grünland, ergab sich die Möglichkeit die Oberbodengehalte für Stickstoff im Rahmen des vorliegenden Projektes zu aktualisieren.

Hierfür wurden mehrere Datensätze ausgewertet, die jeweils nur für Deutschland, europaweit bzw. für die Schweiz zur Verfügung standen:

- ▶ Deutschland: Messwerte auf Acker- und Grünland sowie Sonderkulturen (0-30 cm) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) (Poeplau et al. 2020) und Messwerte auf natürlichen Flächen (0-5 cm) aus der Bodenzustandserhebung Wald II (BZE-Wald II) (Höhle et al. 2018)
- ▶ europäisches Ausland (ohne Schweiz): Punktdaten aus dem Land Use and Coverage Area frame Survey (LUCAS³) und die daraus vom European Soil Data Centre (ESDAC) erstellte Karte der Oberbodengehalte von Stickstoff (Ballabio et al. 2019; Orgiazzi et al. 2018; Tóth et al. 2013)
- ▶ Schweiz: Messdaten, die auf den Flächen der Nationalen Bodenbeobachtung erhoben wurden und als Datensatz „LUCAS 2015 Topsoil data of Switzerland“ zur Verfügung stehen (Fernández-Ugalde et al. 2020). Hierbei wurden zwei Beprobungsmethoden (LUCAS spade vs. gouge auger⁴) miteinander verglichen.

Übergeordnet konnten in allen Datensätzen die gleichen Muster erkannt werden. Der Gesamtstickstoff-Gehalt im Oberboden korreliert stark mit dem Gehalt an organischer Substanz. Die N-Gehalte wiesen nach Landnutzung gruppiert stets die gleiche Reihenfolge auf:

N-Gehalt Acker < N-Gehalt natürliche Flächen < N-Gehalt Grünland.

Dies widerspricht den bisherigen Annahmen in der MoRE-Modellierung, in der den natürlichen Flächen ein niedrigerer Wert zugeordnet wurde als den landwirtschaftlichen Flächen (Behrendt et al. 1999). Darüber hinaus zeigte sich insbesondere in den Daten der BZE-LW, dass sich die N-Gehalte auf Flächen mit Sonderkulturen nicht signifikant von denen auf Ackerflächen unterscheiden.

Aus der Auswertung der Datensätze ging hervor, dass eine Unterscheidung der N-Gehalte im Oberboden nach den Landnutzungen Ackerland, Grünland und natürliche Flächen sinnvoll ist. Die Sonderkulturen (Obst- und Weinbau) wurden dem Ackerland zugeordnet. Aufgrund des starken Zusammenhangs der N-Gehalte mit der organischen Bodensubstanz wurde für

³ Im LUCAS-Programm werden seit 2009 im 3-jährigen Rhythmus europaweit auf einem 2 x 2 km Raster Stichproben zur Bodennutzung und Bodenbedeckung erhoben. Dabei wird jeder Ort anhand der Landbedeckung klassifiziert und möglichst alle Landbedeckungen und Landnutzungen abgedeckt. Mit dem LUCAS-Datensatz liegt eine europaweit harmonisierte, frei verfügbare Datengrundlage vor, die eine große Spannweite an Informationen zu Bodeneigenschaften bietet (Orgiazzi et al. 2018). Bei der Probenahme werden an jedem Standort fünf Teilproben des Oberbodens nach einem standardisierten Vorgehen entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefasst (Orgiazzi et al. 2018). Die Proben werden in einem einzigen Labor physikalisch und chemisch analysiert. Der Gesamt-Stickstoffgehalt wird nach dem ISO 11261:1995 Verfahren gemessen (Orgiazzi et al. 2018).

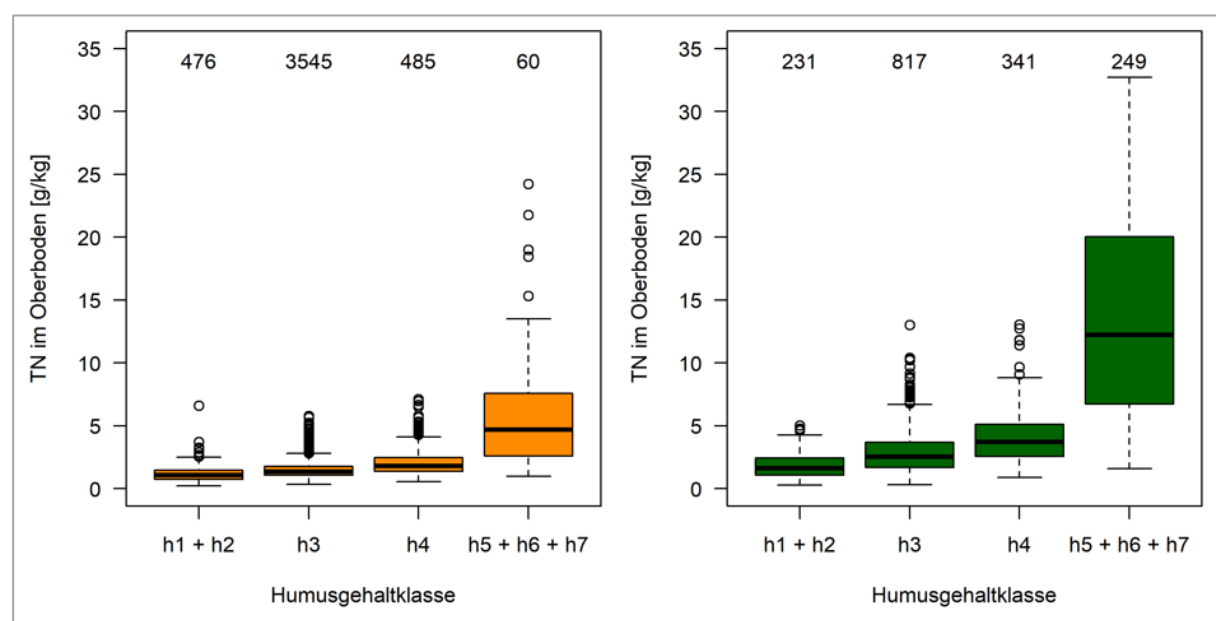
⁴ Hierbei bezeichnet „LUCAS spade“ die Probenahme nach dem LUCAS-Protokoll (Orgiazzi et al. 2018; Fernández-Ugalde et al. 2020) mit einem Handspaten (spade) und „gouge auger“ die standardisierte Probenahme mit einem Stechbohrer (gouge auger) von 2,5 cm Durchmesser (Fernández-Ugalde et al. 2020). Die Methode „gouge auger“ wird generell als effizienter für die Charakterisierung des Oberbodens eingeschätzt (Fernández-Ugalde et al. 2020).

Deutschland eine Regionalisierung der N-Gehalte analog zu dem Vorgehen für organische Schadstoffe von Fuchs et al. (2018) durchgeführt. Dafür wurden die Angaben zu den Humusgehaltsklassen im Datensatz der BZE-LW genutzt, sowie die von Fuchs et al. (2022) erzeugte Karte der Humusgehalte für Deutschland. Aufgrund der teilweise geringen Stichprobenzahl wurden die oberen und unteren Humusgehaltsklassen zusammengefasst. Anschließend wurden die Mediane pro Landnutzungsklasse ermittelt (Tabelle 9, Abbildung 31 und Abbildung 32). Die Flächen der Landnutzungs- und Humusgehaltsklassen wurden verschnitten und die medianen Oberbodengehalte zugewiesen (Abbildung 33). Für die Nutzung in MoRE wurden die Oberbodengehalte flächengewichtet nach Landnutzung auf Ebene der Analysegebiete übertragen.

Tabelle 9: Mediane der Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] klassifiziert nach Landnutzung und Humusgehalt

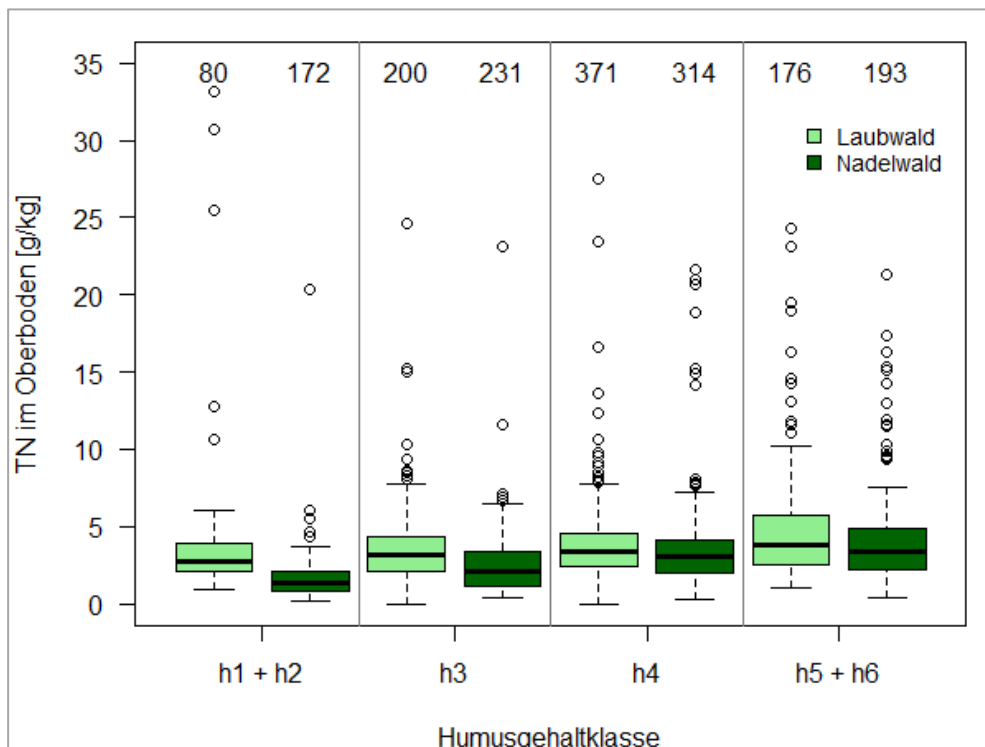
Humusgehaltsklasse	Ackerland	Grünland	Nadelwald	Laub- und Mischwald
h1 + h2	1,08	1,61	1,30	2,70
h3	1,36	2,54	2,04	3,11
h4	1,80	3,72	3,04	3,40
h5 + h6 + h7	4,68	12,22	3,32	3,80

Abbildung 31: Stickstoff-Oberbodengehalte auf Ackerland und Sonderkulturen (links) und Grünland (rechts), gruppiert nach Humusgehaltsklassen. Daten aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW)



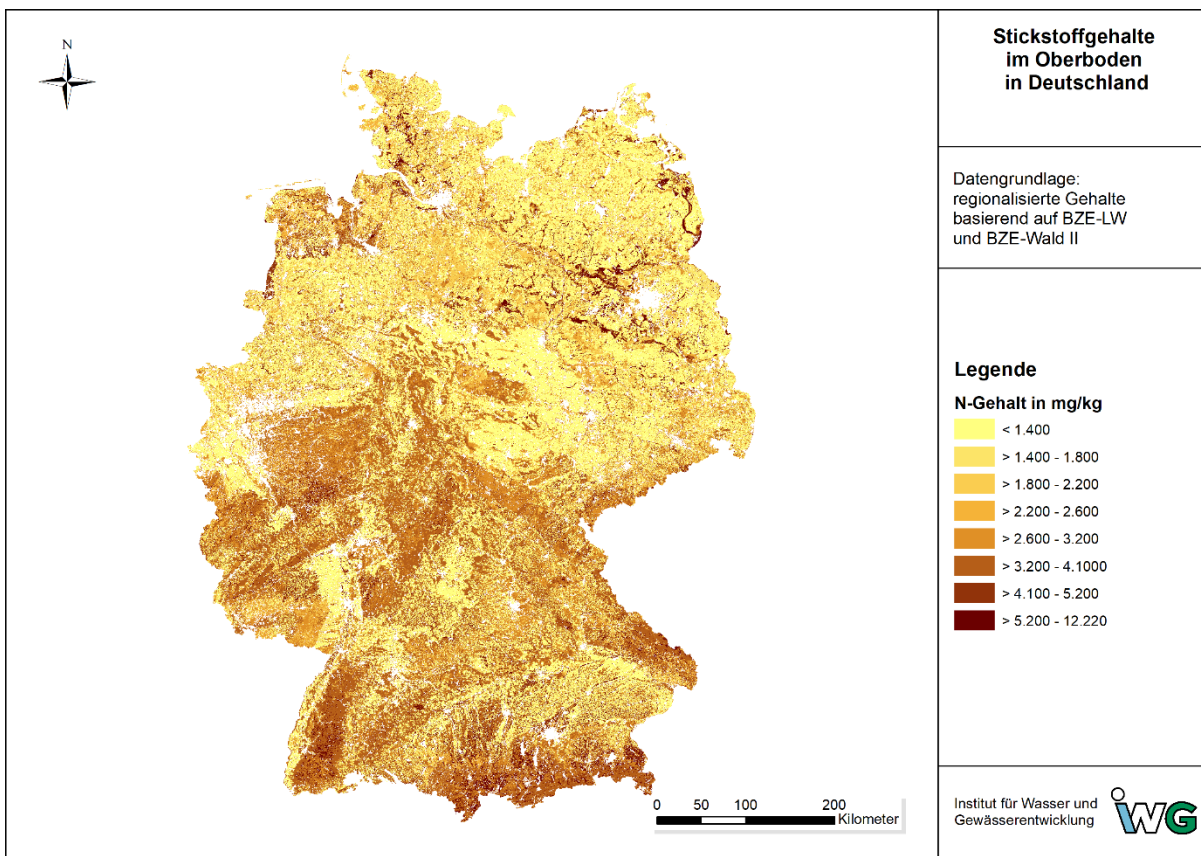
Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Abbildung 32: Stickstoff-Oberbodengehalte für Waldstandorte, gruppiert nach Humusgehaltsklassen. Daten aus der Bodenzustandserhebung-Wald II (BZE Wald II)



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Abbildung 33: Regionalisierte Stickstoff-Oberbodengehalte in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Tabelle 10 fasst die mit der Regionalisierung neu abgeleiteten mittleren Oberbodengehalte pro Analysegebiet und Landnutzung im Vergleich zu den bisher verwendeten Eingangsdaten zusammen. Mit der Unterscheidung von Acker- und Grünland ist es möglich die im Durchschnitt unterschiedlichen Stickstoffgehalte zu berücksichtigen. Im Mittel liegen die Oberbodengehalte auf Grünland fast 3-mal höher als auf Ackerflächen. Dieser Unterschied konnte in der bisherigen Modellierung nicht abgebildet werden, da hierbei die landwirtschaftlichen Flächen zusammen betrachtet wurden.

Tabelle 10: Mittlere Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] klassifiziert nach Landnutzung für die deutschen Analysegebiete in MoRE im Vergleich mit den bisherigen Eingangsdaten

Landnutzung	Mittlerer Stickstoff-Oberbodengehalt regionalisiert [g/kg]	Mittlerer Stickstoff-Oberbodengehalt bisher [g/kg]
Ackerland	1,510	2,309 ^a
Grünland	4,282	2,309 ^a
Natürliche Flächen	2,990	0,250

^a – die Oberbodengehalte für landwirtschaftliche Flächen wurden in der bisherigen Modellierung nicht nach Acker- und Grünland differenziert

Insbesondere für die natürlichen Flächen ergibt sich mit den neuen Eingangsdaten ein wesentlich realistischeres Bild als bisher, da von Behrendt et al. (1999) sehr geringe Oberbodengehalte angenommen wurden. Gemäß den in den ausgewerteten Datensätzen gefundenen Zusammenhängen, liegt der mittlere Oberbodengehalt für natürliche Flächen nun zwischen denen von Acker und Grünland (Tabelle 10).

Für das europäische Ausland wurden die N-Gehalte im Oberboden anhand der ESDAC-Karte (Ballabio et al. 2019) und der jeweiligen Landnutzung in GIS abgeleitet und flächengewichtet auf Ebene der Analysegebiete übertragen.

Für die Schweiz wurden die Mediane aus den Messdaten (Methode gouge auger; Tabelle 11) des LUCAS-Datensatzes (Fernández-Ugalde et al. 2020) verwendet und als konstante Werte hinterlegt. Für die betrachteten MoRE-Landnutzungen Acker, Grünland und natürliche Flächen unterschieden sich die Stickstoff-Oberbodengehalte der beiden Beprobungsmethoden (LUCAS spade vs. gouge auger) nicht signifikant voneinander. Die Methode gouge auger wird aber generell als effizienter für die Charakterisierung des Oberbodens eingestuft (Fernández-Ugalde et al. 2020) und deshalb für die MoRE-Modellierung verwendet.

Tabelle 11: Mediane der Stickstoff-Oberbodengehalte [g/kg] nach der Methode „gouge auger“ für die Schweiz, klassifiziert nach Landnutzung

Landnutzung	Median „gouge auger“ [g/kg]
Ackerland	2,25
Grünland	4,80
Natürliche Flächen	3,60

Für die Gebirgs- und Gletscherflächen wurden die konstanten Werte (150 mg N/kg bzw. 100 N mg/kg) aus der Eintragsmodellierung der Schweiz übernommen (Hürdler et al. 2015).

5.2.4 Ergebnisse der Modellierung

Über alle Nutzungen werden insgesamt rund 4.030 t/a Stickstoff-Eintrag in Gewässer über Erosion modelliert. Mit einem Anteil von 79 % stellen die Ackerflächen die wichtigste Eintragsquelle für die Erosion dar (Tabelle 12).

Im Vergleich zur bisherigen Modellierung ergeben sich mit den neuen Ansätzen und den neu abgeleiteten Oberbodengehalten 29 % geringere Stickstoff-Einträge für das Jahr 2016 (Tabelle 12). Grund hierfür ist die neue hoch aufgelöste und nach Landnutzungen differenzierte Modellierung des Sedimenteintrages (Fuchs et al. 2022; Gebel et al. 2021). Die Sedimenteinträge von landwirtschaftlichen und auch von natürlichen Flächen fallen deutlich niedriger aus. Zusätzlich ist das Anreicherungsverhältnis auf landwirtschaftlichen Flächen im Mittel deutlich zurückgegangen (Fuchs et al. 2022). So nehmen die modellierten Einträge trotz zum Teil höherer Oberbodengehalte ab.

Tabelle 12: Modellierte Stickstoff-Einträge über den Pfad Erosion für das Jahr 2016 für die deutschen Analysegebiete in MoRE im Vergleich mit den bisherigen Ansätzen, Werte gerundet

Landnutzung	Einträge 2016 neu [t N/a]	Einträge 2016 bisher [t N/a]	Relative Differenz [%]
Landwirtschaftliche Flächen, gesamt	3.770	5.170	-27
<i>Ackerland</i>	3.180	- ^a	-
<i>Grünland</i>	230	- ^a	-
<i>Obstbau</i>	230	- ^a	-
<i>Weinbau</i>	130	- ^a	-
Natürliche Flächen	240	490	-51
Offene Flächen	20	20	-
Gesamt	4.030	5.680	-29

^a – die Einträge über Erosion wurden für die landwirtschaftlichen Flächen in der bisherigen Modellierung nicht nach Nutzungen differenziert

5.2.5 Fazit

Die mit neuen Ansätzen und Eingangsdaten modellierten Stickstoff-Einträge über Erosion fallen geringer aus als in der bisherigen Berechnung. Sie werden als eine wesentlich realistischere Abschätzung der Einträge über Erosion angesehen als bisher.

Vorteile der neuen Modellierung sind

- Die Verwendung der berechneten Sedimenteinträge basierend auf hoch aufgelösten räumlichen Eingangsdaten und neuen Ansätzen (Fuchs et al. 2022). Die Methodik liefert langjährige mittlere Bodenabträge und Sedimenteinträge und berücksichtigt die aktuellen nutzungsspezifischen Bedingungen.
- Das Anreicherungsverhältnis spiegelt die realen Verhältnisse besser wieder (Fuchs et al. 2022)
- Die regionalisierten Stickstoff-Oberbodengehalte basieren auf aktuellen Messdaten und können landnutzungsspezifisch dargestellt werden, was eine realistischere Abbildung der tatsächlichen Verhältnisse als bisher erlaubt (insbesondere für natürliche Flächen)

5.3 Stickstoff-Einträge über alle Pfade

Im Mittel liegen die Stickstoff-Einträge in die Gewässer über alle Eintragspfade für den Zeitraum 2016 bis 2018 bei rund 453.970 t/a (Tabelle 13). Der größte Teil der Einträge (rund 77 %) stammt aus diffusen Quellen. Insbesondere der Zwischenabfluss und das Grundwasser tragen zusammen mehr als 50 % der gesamten Stickstoff-Einträge in die Oberflächengewässer Deutschlands bei (Tabelle 13).

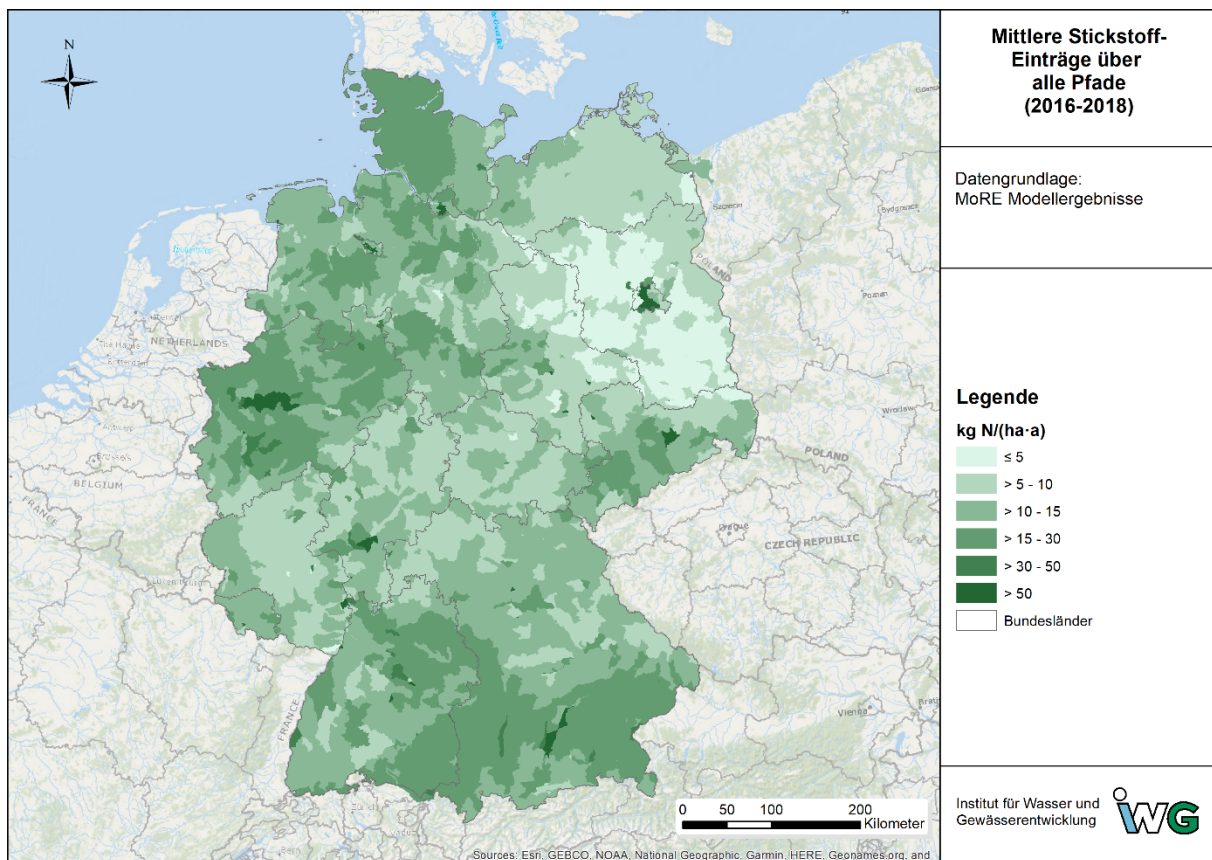
Obwohl nur 23 % der Einträge aus Punktquellen stammen, treten diese in Großstadtregionen wie beispielsweise das Ruhrgebiet oder Berlin in der flächenspezifischen Darstellung besonders hervor (Abbildung 34). So ist auch deutlich der Einfluss der urbanen Quellen zu erkennen.

Diffuse Stickstoff-Einträge entstehen vorrangig durch die landwirtschaftlichen Tätigkeiten, diese machen rund 75 % der gesamten modellierten Stickstoff-Einträge aus. Insbesondere in Nordwestdeutschland und in Ostdeutschland, aber auch in Teilen Bayerns dominieren die landwirtschaftlichen Quellen die Stickstoff-Einträge (Abbildung 38 in Anhang C.3). Dagegen stammen etwa 23 % der Einträge aus siedlungswasserwirtschaftlichen Quellen, die anteilig insbesondere in den größeren Städten und Ballungszentren dominieren (Abbildung 39 in Anhang C.3). Lediglich rund 2 % der modellierten Einträge sind natürlich bedingt oder können keiner eindeutigen Quelle zugeordnet werden.

Tabelle 13: Modellierte Stickstoff-Einträge über alle Pfade für die Jahre 2016 bis 2018 und gemittelt sowie die Anteile an den Gesamteinträgen, Werte gerundet

Eintragspfad	Einträge 2016 [t N/a]	Einträge 2017 [t N/a]	Einträge 2018 [t N/a]	Mittlere Einträge 2016-2018 [t N/a]	Mittlere Anteile an Gesamteinträgen [%]
Atmosphärische Deposition	11.080	11.570	9.740	10.800	2
Erosion	4.030	4.030	4.030	4.030	1
Kommunale Kläranlagen	77.790	76.360	72.130	75.430	17
Industrielle Direkteinleiter	5.450	6.030	5.850	5.780	1
Kanalisationssysteme	25.350	25.540	18.910	23.270	5
Oberflächenabfluss	17.380	15.970	18.140	17.160	4
Drainagen	63.470	56.270	73.700	64.480	14
Zwischenabfluss	124.200	117.590	108.660	116.820	26
Grundwasser	151.890	142.020	114.700	136.200	30
Gesamt	480.640	455.380	425.860	453.970	100

Abbildung 34: Modellierte flächenspezifische Stickstoff-Einträge in Oberflächengewässer über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten

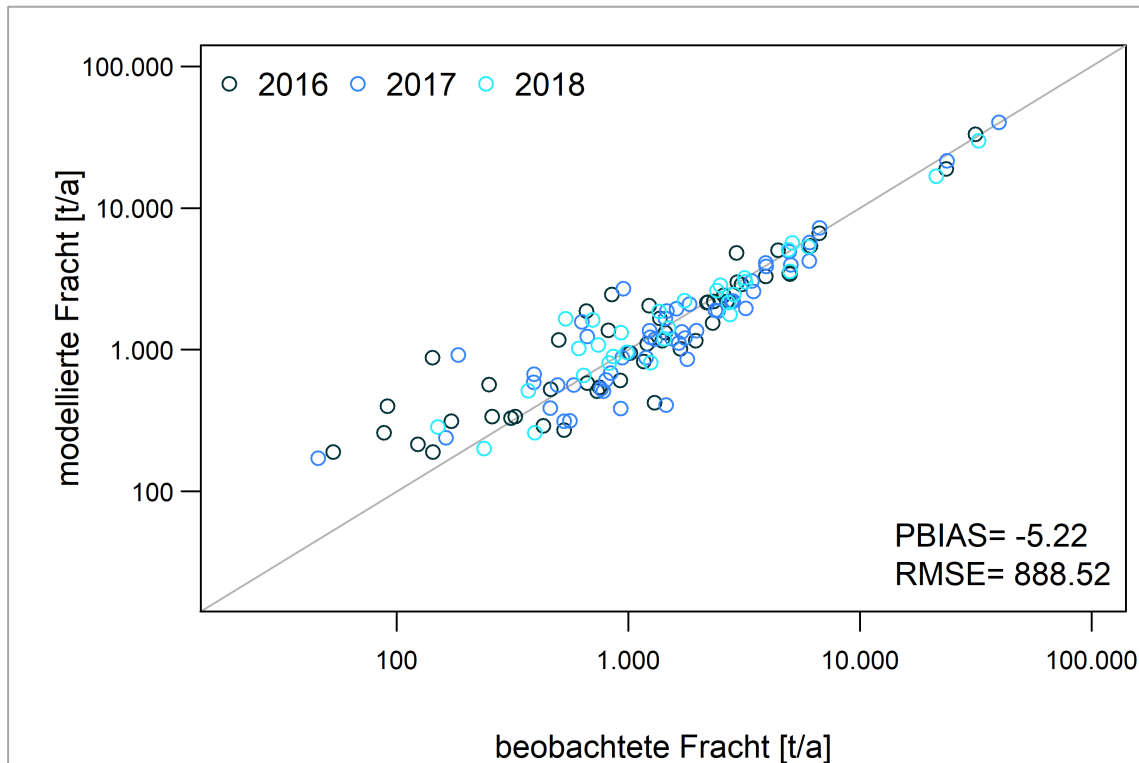


Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Zur Plausibilisierung der Modellergebnisse werden die modellierten Stickstoff-Frachten den beobachteten Gewässerfrachten an ausgewählten Gütemessstellen gegenübergestellt (Abbildung 35). Die Kriterien für die Auswahl der Gütemessstellen und die Berechnung der Frachten sind in Fuchs et al. (2017a) beschrieben.

Es zeigt sich eine weitgehend gute Übereinstimmung von modellierten und beobachteten Gewässerfrachten. Das prozentuale Bias (PBIAS) weist mit -5 % eher auf eine systematische Unterschätzung der modellierten Frachten hin. Größere Abweichungen gibt es insbesondere für kleinere Einzugsbiete, in denen die modellierten Frachten größer sind als die beobachteten. Neben Unsicherheiten in der Modellierung können insbesondere auch die Abschätzungen der beobachteten Frachten an kleineren Gewässern mit Unsicherheiten behaftet sein, wenn kurzweilige Abflussereignisse mit höheren Konzentrationen durch Einzelmessungen nicht erfasst werden.

Abbildung 35: Gegenüberstellung modellierter und beobachteter Stickstoff-Gewässerfrachten für die Jahre 2016 bis 2018



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Vergleich mit bisheriger Eintragsmodellierung

Im Vergleich zur bisherigen Modellierung der Stickstoff-Einträge ergeben sich Änderungen nicht nur bedingt durch die Änderungen des Wasserhaushaltes, sondern auch durch die Nutzung von anderen Eingangsdaten und Berechnungsansätzen. Dies ist beispielhaft für das Jahr 2016 in Tabelle 14 aufgeführt.

Obwohl die neu abgeleiteten Oberbodengehalte für Stickstoff zum Teil höher liegen als die bisher verwendeten (Abschnitt 5.2.3), nehmen die Einträge über Erosion ab. Dies ist vor allem darin begründet, dass die ermittelten Sedimenteinträge geringer ausfallen als bisher (Fuchs et al. 2022).

Die Einträge über Kanalisationssysteme erhöhen sich geringfügig um 3 %. Dies ist vor allem in einer ebenso geringen Zunahme des Abflusses über Kanalisationssysteme (+ 7 %, Tabelle 5) begründet.

Dagegen fallen die Änderungen für den Eintragspfad Oberflächenabfluss gravierender aus. Durch die Anpassungen im Wasserhaushalt mit LARSIM-ME reduzierte sich der Oberflächenabfluss von natürlichen Flächen um 40 % (Tabelle 5). Die modellierten Einträge über diesen Pfad sinken um 44 % (Tabelle 14).

Obwohl auch der Abfluss über drainierte Flächen um 26 % reduziert wurde (Tabelle 5), nehmen die Einträge nur um rund 8 % ab (Tabelle 14). Hintergrund ist hier, dass die eingehenden Stickstoff-Überschüsse und die drainierten Flächen eine höhere Gewichtung in der Berechnung der Einträge über diesen Pfad einnehmen als der Abfluss.

In der bisherigen Modellierung wurden Zwischenabfluss und Grundwasser nicht unterschieden und es lag nur eine Basisabflusskomponente vor. Obwohl der Basisabfluss mit dem neuen

Wasserhaushalt etwas geringer ausfällt (Tabelle 5), nehmen die modellierten Einträge in der Summe über Zwischenabfluss und Grundwasser um 15 % zu (Tabelle 14). Grund hierfür ist, dass die neu verwendeten Grundwasserkonzentrationen (Abschnitt 5.1.4) im Durchschnitt höher ausfallen als in der bisherigen Modellierung.

Tabelle 14: Modellierte Stickstoff-Einträge über alle Pfade für das Jahr 2016 im Vergleich mit den bisherigen Ansätzen, Werte gerundet

Eintragspfad	Einträge 2016 LARSIM-MoRE [t N/a]	Einträge 2016 MoRE bisher [t N/a]	Relative Differenz [%]
Atmosphärische Deposition	11.080	11.080	-
Erosion	4.030	5.680	-29
Kommunale Kläranlagen	77.790	77.790	-
Industrielle Direkteinleiter	5.450	5.450	-
Kanalisationssysteme	25.350	24.520	3
Oberflächenabfluss	17.380	30.810	-44
Drainagen	63.470	68.700	-8
Zwischenabfluss	124.200	<i>nicht differenziert</i>	-
Grundwasser	151.890	240.320	15 ^a
Gesamt	480.640	464.350	4

^a – die relative Differenz bezieht sich hier auf die Summe von Zwischenabfluss und Grundwasser

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Um Belastungen von Gewässern reduzieren zu können, müssen stoffliche Einträge pfadspezifisch und regional aufgelöst quantifiziert werden. Die hierfür verwendeten Modelle sollen räumlich differenziert möglichst realistische Ergebnisse liefern. Für die Modellierung von Stoffeinträgen in die deutschen Oberflächengewässer nutzt das UBA das Modell MoRE (Fuchs et al. 2017a; Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2018; Fuchs et al. 2022; Morling und Fuchs 2021), das kontinuierlich weiterentwickelt wird. In MoRE erfolgte die Ableitung des Wasserhaushaltes bisher nach einfachen und fehleranfälligen Ansätzen. Daher bestand die Notwendigkeit der Einbindung eines Wasserhaushaltsmodells um die Darstellung des Wasserhaushaltes in MoRE zu optimieren und damit auch szenarienfähig zu machen. Ein wesentliches Ziel dieses Vorhabens war es deshalb das Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME, das von der BfG betrieben wird, für die Eintragsmodellierung mit MoRE zu nutzen.

Hierfür wurde eine vertiefte Validierung und gezielte Methodenverbesserungen bzgl. der Simulation, Separation und Interpretation von Abflusskomponenten in LARSIM-ME vorgenommen (Kapitel 3). Die mit LARSIM-ME ermittelten Gesamtabflüsse können auf Basis des Vergleichs mit Pegelmessungen als grundsätzlich valide angesehen werden. Die flächen-differenzierten Gesamtabflüsse können somit als Grundlage für die Stoffeintragsmodellierung mit MoRE verwendet werden.

Die derzeit verwendeten Landnutzungen in LARSIM-ME und in MoRE basieren auf unterschiedlichen Datenständen und Klassifikationen. Daher wurde eine Methodik abgeleitet, mit der die landnutzungsspezifischen Abflusshöhen aus LARSIM-ME auf die MoRE-Landnutzungsklassen übertragen werden können, ohne dadurch den resultierenden Wasserhaushalt signifikant zu beeinflussen.

Für das Gebiet Deutschlands konnte mit der vorliegenden Bearbeitung durch eine Optimierung des Modells einerseits und durch ein Postprocessing andererseits eine plausible Aufteilung des Gesamtabflusses aus LARSIM-ME in drei für MoRE erforderlichen Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss, Basisabfluss) erreicht werden. Diese Aufteilung basiert auf den etablierten Referenzdaten des HAD.

Die Ergebnisse des angepassten Wasserhaushaltes aus LARSIM-ME wurden für die Jahre 2016-2018 erfolgreich in das Stoffeintragsmodell MoRE integriert (Kapitel 4). Da Kläranlagenabläufe bisher nicht in LARSIM-ME berücksichtigt werden, erfolgt hierfür noch eine Korrektur der Wasserhaushaltskomponenten in MoRE.

Der neue Wasserhaushalt wurde beispielhaft für die Modellierung der Stickstoff-Einträge verwendet. Parallel wurden einzelne Berechnungsansätze für die Modellierung der Stickstoff-Einträge überarbeitet sowie neue Eingangsdaten genutzt (Kapitel 5). Unter anderem wurde zur Berechnung der erosiven Einträge die in Fuchs et al. (2022) entwickelten Ansätze zur Bodenabtrags- und Sedimenteintragsberechnung sowie für das Anreicherungsverhältnis übernommen. Die Oberbodengehalte für Stickstoff wurden anhand verschiedener Datensätze, die auf Messungen im Oberboden beruhen, neu abgeleitet und geben nunmehr auch hinsichtlich der unterschiedlichen Landnutzungen ein differenzierteres und realistischeres Bild als zuvor.

Eine grundlegende Überarbeitung erfolgte auch für den Pfad Grundwasser. Mit Ausweisung von Zwischen- und Basisabfluss durch LARSIM-ME war es erstmals möglich die Eintragspfade Zwischenabfluss und Grundwasser in MoRE getrennt voneinander zu modellieren. Hierfür wurde basierend auf früheren Arbeiten ein vereinfachter Ansatz integriert. Für den Pfad Zwischenabfluss wird, ausgehend vom nutzungsspezifischen Stickstoffauftrag, der Rückhalt bzw. Abbau der in den Boden eingetragenen Stickstoff-Menge anhand von Reduktionsfaktoren

berücksichtigt. Die Reduktionsfaktoren geben dabei die regionalen Bodeneigenschaften wider. Dieser Ansatz bietet neben seiner Einfachheit auch den Vorteil, dass er in zukünftigen Modellierungen leicht angepasst werden kann. Darüber hinaus können die Ergebnisse der Modellierung dafür verwendet werden auf regionaler Ebene den Handlungsbedarf z.B. für Minderungsmaßnahmen abzuschätzen. Eine große Schwierigkeit besteht derzeit allerdings darin, dass modellierte Sickerwasserkonzentrationen nicht mit Messdaten plausibilisiert werden können.

Vom Eintragspfad Zwischenabfluss abgekoppelt wird der Stickstoff-Eintrag über Grundwasser aus dem Grundwasserabfluss und den Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser ermittelt. Die Konzentrationen beruhen auf Messdaten, die mittels der Machine-Learning-Methode Random Forest als flächendeckende Karte für Deutschland ermittelt wurden (Knoll et al. 2020).

Aufgrund der getrennten Betrachtung der beiden Pfade Zwischenabfluss und Grundwasser können sich die jeweils modellierten Konzentrationen voneinander unterscheiden, wobei es grundsätzlich möglich ist, dass Konzentrationen im Zwischenabfluss niedriger ausfallen als im Grundwasser. Hierbei besteht weiterer Entwicklungsbedarf um die aufgezeigten Konzentrations-unterschiede zwischen den beiden Kompartimenten zu plausibilisieren und Zustrombereiche im Untergrund adäquat wiedergeben zu können.

Die Ergebnisse und Validierung der Eintragsmodellierung mit MoRE zeigen, dass die Modellierung plausible Werte liefert. Die in diesem Vorhaben am Beispiel von Stickstoff erarbeiteten Ansätze werden für zukünftige Modellierungen beibehalten.

Die Umstellung des Wasserhaushaltes auf Basis von LARSIM-ME gewährleistet langfristig eine verbesserte Aussagefähigkeit der Modellergebnisse insbesondere bezogen auf die einzelnen Abflusskomponenten. Die vorliegenden Ergebnisse können als valide eingeschätzt werden, auch wenn nach wie vor Verbesserungs- und Anpassungsbedarf besteht. Die Ergebnisse werden nach derzeitiger Einschätzung als deutlich realitätsnäher eingeschätzt als bisher. Darüber hinaus ist mit diesem Entwicklungsschritt das Modell szenarienfähig und kann für eine Vielzahl an weitergehenden Fragestellungen genutzt werden z.B. den Auswirkungen von klimatischen Entwicklungen im Zusammenhang mit veränderten Stoffeinträgen in die Gewässer.

Im Entwicklungsprozess wurde mit Blick auf eine zukünftige Nutzung von LARSIM-ME für die Stoffeintragsmodellierung Anpassungs- und Verbesserungsbedarf identifiziert. Für einzelne Punkte liegen bereits Lösungsansätze vor, die in mehreren anderen Studien (unveröffentlicht) für die Gebiete der Länder Baden-Württembergs und Luxemburgs entwickelt und umgesetzt wurden.

Im Wesentlichen lassen sich die Verbesserungsansätze wie folgt zusammenfassen:

- ▶ Hinsichtlich des zugrundeliegenden Modellgebietes und der Eingangsdaten zur Landnutzung:
 - Verwendung eines mit MoRE konsistenten Landnutzungsdatensatzes einschließlich einer harmonisierten Landnutzungsklassifizierung.
 - Verwendung eines expliziten Versiegelungsgrads in LARSIM-ME (z.B. Copernicus Imperviousness Density). Dies ermöglicht eine genauere Abbildung versiegelter Flächen und würde die Konsistenz des WHH von LARSIM-ME und MoRE auch im Hinblick auf die versiegelten Flächen sicherstellen.

- Evtl. Berücksichtigung einer konsistenten EZG-Aufteilung (Aufstellung eines LARSIM-Modells mit hydrologischen Teileinzugsgebieten und Berücksichtigung dieser Teileinzugsgebiete als Analysegebiete in MoRE).
- ▶ Hinsichtlich der Berücksichtigung von urbanen Einleitern:
 - Berücksichtigung von Kläranlagen als Einleiter in LARSIM-ME. Das stellt sicher, dass Kläranlagenabflüsse und flächenbürtiger Abfluss getrennt betrachtet werden können.
- ▶ Hinsichtlich der Parametrisierung für die Aufteilung von Abflusskomponenten:
 - Nutzung der erweiterten Bodenparameter in LARSIM-ME und Ableitung geeigneter Parameterwerte aus vorliegenden Bodenkarten (z.B. BUEK200), sodass hydrologisch unterschiedlich reagierende Mittel- und Grobporen separat parametrisiert werden können. Dies ist eine wichtige Grundlage für eine realistische Abbildung der Abflusskomponenten.
 - Zusätzliche Parametrisierung von LARSIM-ME mit Infiltrationsparametern zur Nutzung des dynamischen Infiltrationsmoduls. Das Infiltrationsmodul wurde von der Universität Freiburg (Steinbrich et al. 2016) entwickelt und für Baden-Württemberg (Modell METRIS-BW) bereits auf LARSIM übertragen (Haag et al. 2022). Die Nutzung des Moduls ist die Voraussetzung für eine bessere und prozessorientierte Abbildung von Oberflächenabfluss in Folge von Infiltrationsüberschuss.
- ▶ Hinsichtlich der Kalibrierung und Simulation:
 - Kalibrierung unter Berücksichtigung mehrerer Zielkriterien, insbesondere um eine realistischere Aufteilung in Abflusskomponenten zu gewährleisten.
 - Mit dem weiterentwickelten Modell sollten LARSIM-Simulationen mit unterschiedlichen Zeitschritten durchgeführt werden. Dabei kann der Gesamtzeitraum im Tageszeitschritt berechnet werden, (oberflächen-)abflussrelevante Ereignisse werden zeitlich deutlich höher aufgelöst. Damit wird eine detailliertere und physikalisch basierte Simulation des Oberflächenabflusses während der relevanten Ereignisse ermöglicht (AGE 2021).

Mit den vorliegenden Ergebnissen wurde die Grundlage zur Integration der LARSIM-ME-Daten in MoRE geschaffen. Dies führt zu einer grundsätzlichen Verbesserung der Modellaussagen zu Stoffeinträgen. Insbesondere die Abbildung der einzelnen Eintragspfade in Abhängigkeit von den Abflusskomponenten sind in der Höhe selbst aber auch in der regionalisierten Betrachtung deutlich konsistenter als bisher. Weitere Optimierungsschritte sind oben genannt.

Die Arbeiten in diesem Vorhaben haben gezeigt, dass die zukünftige Nutzung einer **Modellkette LARSIM-ME/MoRE** für die bundesweite Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung zielführend ist. Damit können bestehende Synergien effizient genutzt werden aber auch langfristig die Berichterstattung von BfG und UBA auf Basis der gleichen Wasserhaushaltsinformationen erfolgen.

7 Quellenverzeichnis

- Allion, K.; Gebel, M.; Uhlig, M.; Halbfass, S.; Bürger, S.; Kiemle, L.; Fuchs, S. (2021): Use of Monitoring Approaches to Verify the Predictive Accuracy of the Modeling of Particle-Bound Solid Inputs to Surface Waters. In: *Water* 13 (24), S. 3649. <https://doi.org/10.3390/w13243649>, zuletzt geprüft am 10.01.2022
- Baldino, N. & Sauri, D. (2018): Characterizing the recent decline of water consumption in Italian cities. *Investigaciones Geográficas*, (69), 9-21. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.69.01>, zuletzt geprüft am 22.10.2019
- Ballabio, C.; Lugato, E.; Fernández-Ugalde, O.; Orgiazzi, A.; Jones, A.; Borrelli, P. et al. (2019): Mapping LUCAS topsoil chemical properties at European scale using Gaussian process regression. In: *Geoderma* 355, S. 113912. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113912>, zuletzt geprüft am 05.08.2021.
- Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Unter Mitarbeit von W. Pagenkopf, Martin Bach und Ulrike Schweikart, 1. Aufl. 1 Band. Berlin: Umweltbundesamt (TEXTE, 75/99). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/naehrstoffbilanzierung-flussgebiete-deutschlands>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Beisecker, R.; Blankenburg, H.; Bittersohl, J.; Evers, J.; Gröger, J.; Jakobson, C. et al. (2012): Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen. Abschlussbericht. LAWA-Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Kassel/Göttingen, 2012. Online verfügbar unter https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfva/publikationen/pdf/beisecker_2012_diffuse_stoffaustrage.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Borrelli, P.; Panagos, P.; Langhammer, J.; Apostol, B.; Schütt, B. (2016): Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. In: *Ecological Indicators* 60, S. 1208–1220. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.053>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Bremicker, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM – Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11, Freiburg. Online verfügbar unter <https://www.hydrology.uni-freiburg.de/publika/band11.html>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) (2017): Digitales Geländemodell für Deutschland im 10-m-Raster: DGM10/BKG/2017.
- Bundesamt für Landwirtschaft (2019): Erosionsrisikokarte des Ackerlandes, mittlerer Bodenabtrag in Tonnen/(ha*Jahr). Schweiz. Online verfügbar unter <https://opendata.swiss/de/dataset/erosionsrisikokarte-der-schweiz-mittlerer-bodenabtrag-in-tonnen-hajahr>, zuletzt geprüft am 06.09.2023.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2015): Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden in Deutschland (We1000_250), Version 1.0: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Online verfügbar unter <https://bodenatlas.de/>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2020): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BUEK200): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK200/buek200_node.html, zuletzt geprüft am 11.09.2023
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Online verfügbar unter http://www.hydrology.uni-freiburg.de/forsch/had/had_bezug.htm, zuletzt geprüft am 11.09.2023.

Butterbach-Bahl, K.; Gundersen, P.; Ambus, P.; Augustin, J.; Beier, C.; Boeckx, P. et al. (2011): Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Peringe Grennfelt et al. (Hg.): The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge: Cambridge University Press, S. 99–125. Online verfügbar unter <http://www.nine-esf.org/node/342/index.html>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

Centre d'information sur l'eau (C.I.EAU) (2019): L'eau du robinet dans notre quotidien. Online verfügbar unter <https://www.cieau.com/le-metier-de-leau/tout-savoir-sur-leau/>, zuletzt geprüft am 16.10.2019.

Danish Water and Wastewater Association (DANVA) (2017): Water in figures. DANVA's Benchmarking and Water Statistics 2017. Skanderborg, Dänemark. Online verfügbar unter https://www.danva.dk/media/4662/water-in-figures_2017.pdf, zuletzt geprüft am 21.10.2019

Demuth, N. (2021): Fotodokumentation von Oberflächenabflussspuren in Wäldern des Ahr-Einzugsgebiets im Rahmen einer Besprechung am 29.09.2021 (persönliche Mitteilung N. Demuth, LfU Rheinland-Pfalz)

Demuth, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in Westeuropa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 1. Freiburg. Online verfügbar unter <https://www.hydrology.uni-freiburg.de/publika/band01.html>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-/Abflussmodellen in kleinen Einzugsgebieten. DVWK-Regel 113. – Verlag Paul Parey.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2013): Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs. Merkblatt DWA-M 911. Hennef, 2013.

EEA (2020): Industrial Reporting under the Industrial Emissions Directive 2010/75/EU and European Pollutant Release and Transfer Register Regulation (EC) No 166/2006. Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/industrial-reporting-under-the-industrial-2>, zuletzt geprüft am 08.02.2022.

EMEP/MSC-West (2018): Nasse und trockene atmosphärische Deposition von oxidiertem und reduziertem Stickstoff für das Jahr 2015. Online verfügbar unter http://www.emep.int/mscw/mscw_ydata.html#ASCIIdata, zuletzt geprüft am 20.08.2018.

EMEP/MSC-West (2020): Nasse und trockene atmosphärische Deposition von oxidiertem und reduziertem Stickstoff für die Jahre 2017 und 2018. Online verfügbar unter http://www.emep.int/mscw/mscw_ydata.html#ASCIIdata, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Ertl, G.; Soentgen, J. (Hg.) (2015): N. Stickstoff - ein Element schreibt Weltgeschichte. München: oekom (Stoffgeschichten, Band 9).

EU Copernicus programme (2020): High Resolution Layer: Imperviousness Density (IMD) 2018: European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/status-maps/imperviousness-density-2018>, zuletzt geprüft am 03.02.2022.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (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. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

Umweltqualitätsnormenrichtlinie. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: *Amtsblatt der Europäischen Union* (L226). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

European Environment Agency (EEA) (2016): European Digital Elevation Model (EU-DEM), version 1.1. Copernicus Land Monitoring Service. Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1>, zuletzt geprüft am 05.03.2020.

European Environment Agency (EEA) (2019): CORINE Land Cover data. 2018. Copernicus Land Monitoring Services. Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/view>, zuletzt geprüft am 27.06.2019.

EUROSTAT (2020): Bevölkerung nach breite Altersgruppe, Geschlecht und NUTS 3 Regionen. Online verfügbar unter <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do>, zuletzt geprüft am 10.03.2020.

EUROSTAT (2022a): Nährstoffbilanz. Bruttonährstoffbilanz pro Hektar. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/aei_pr_gnb/default/table?lang=de, zuletzt geprüft am 24.02.2022.

Fernández-Ugalde, O.; Jones, A.; Meuli, R. G. (2020): Comparison of sampling with a spade and gouge auger for topsoil monitoring at the continental scale. In: *European Journal of Soil Science* 71 (2), S. 137–150. <https://doi.org/10.1111/ejss.12862>, zuletzt geprüft am 20.01.2022

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2017a): Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung. Merkmalsträger Abwasserbehandlungsanlage [Datensatz]. Eigene Berechnungen, 2017.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2017b): Erhebung der öffentlichen Abwasserentsorgung. Merkmalsträger entsorgte Gemeinde [Datensatz]. Eigene Berechnungen, 2017.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2017c): Erhebung der öffentlichen Abwasserentsorgung. Merkmalsträger Kanalnetzbetreiber [Datensatz]. Eigene Berechnungen, 2017.

Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ) (2017d): Erhebung über die Wassereigenversorgung und -entsorgung privater Haushalte. Merkmalsträger Gemeinde [Datensatz]. Eigene Berechnungen, 2017.

Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M. A.; Cape, J. N.; Reis, S. et al. (2013): The global nitrogen cycle in the twenty-first century. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1621), 20130164. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>, zuletzt geprüft am 24.02.2022

Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (TEXTE, 45/2010). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf>.

Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L. et al. (2017a): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (TEXTE, 05/2017). Online verfügbar unter

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2017-01-17_texte_05-2017_masnahme_neffizienz-stoffeintrage_komp.pdf.

Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. et al. (2017b): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239. <https://doi.org/10.3390/w9040239>, zuletzt geprüft am 16.07.2018

Fuchs, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung. Abschlussbericht (Forschungskennzahl 3714 21 200 0), 2018 (52/2018). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ubiquitaere-schadstoffe-eintragsinventare>.

Fuchs, S.; Brecht, K.; Gebel, M.; Bürger, S.; Uhlig, M.; Halbfaß, S. (2022): Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren. Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE. Dessau-Roßlau, 2022 (142/2022). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/phosphoreintraege-in-die-gewaesser-bundesweit>, zuletzt geprüft am 14.12.2022.

Galloway, J. N.; Aber, J. D.; Erisman, J. W.; Seitzinger, S. P.; Howarth, R. W.; Cowling, E. B.; Cosby, B. J. (2003): The Nitrogen Cascade. In: *BioScience* 53 (4), S. 341–356. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2), zuletzt geprüft am 16.03.2022

Gebel, M.; Allion, K.; Plambeck, N. O.; Fuchs, S.; Ullrich, A. (2021): Deutschlandweite hochaufgelöste Modellierung von Sedimenttransfers in die Oberflächengewässer zur Ableitung partikelgebundener Phosphoreinträge. In: *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft* 14 (7), S. 413–417.

Haag, I.; Luce, A. (2008): The integrated water balance and water temperature model LARSIM-WT. In: *Hydrological Processes* (22), S. 1046–1056. <https://doi.org/10.1002/hyp.6983>, zuletzt geprüft am 11.09.2023

Haag, I., Aigner, D., Krumm, J., Regenauer, J., Steinbrich, A., Weiler, M., Sieber, A., Bremicker, M. (2019): Simulation von Hochwassern in der Folge von Starkregen mit LARSIM - ein Beispiel für die zielführende Nutzung vorhandener Bodendaten. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 41.19, S. 105-110. <https://de.dwa.de/de/publikationen-7094.html>

Haag, I., Krumm, J., Aigner, D., Steinbrich, A. & Weiler, M. (2022): Simulation von Hochwasserereignissen in Folge lokaler Starkregen mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 66, (1), 6-27. DOI: 10.5675/HyWa_2022.1_1

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stickstoff-flaechenbilanzen-fuer-deutschland>, zuletzt geprüft am 06.09.2023

Helsel, D.R., Hirsch, R.M. (2002): Statistical Methods in Water Resources. Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation. Chapter A3. USGS. DOI: 10.3133/twri04A3.

Hochwassernachrichtendienst Bayern (2022): Stammdaten Mühldorf/Inn. <https://www.hnd.bayern.de/pegel/inn/muehldorf-18004506/stammdaten?>, zuletzt geprüft am 12.09.2023.

Höhle, J.; Bielefeldt, J.; Dühnelt, P.; König, N.; Ziche, D.; Eickenscheidt, N. et al. (2018): Bodenzustandserhebung im Wald – Dokumentation und Harmonisierung der Methoden. Braunschweig, 2018 (97). Online verfügbar unter https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_97.pdf, zuletzt geprüft am 08.06.2022.

Holle, F.-K. (2009): Hochwasservorhersage in Bayern, Modellumgebung und DV-Vernetzung. Wiener Mitteilungen 216, Inst. für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien.

- Hürdler, J.; Prasuhn, V.; Spiess, E. (2015): Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz. MODIFFUS 3.0. Zürich, 2015. Online verfügbar unter <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/35052>, zuletzt geprüft am 09.05.2022
- Jankiewicz, P., Neumann, J., Duijnsveld, W. H. M., Wessolek, G., Wycisk, P., Hennings, V. (2005): Abflusshöhe – Sickerwasserrate – Grundwasserneubildung – Drei Themen im Hydrologischen Atlas von Deutschland. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Heft 1, S. 2-13. Online verfügbar unter <https://www.hywa-online.de/?p=2389>, zuletzt geprüft am 04.07.2019
- Keuskamp, J. A.; van Drecht, G.; Bouwman, A. F. (2012): European-scale modelling of groundwater denitrification and associated N₂O production. In: *Environmental Pollution* 165, S. 67–76. Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749112000814>.
- Kiese, R.; Heinzeller, C.; Werner, C.; Wochele, S.; Grote, R.; Butterbach-Bahl, K. (2011): Quantification of nitrate leaching from German forest ecosystems by use of a process oriented biogeochemical model. In: *Environmental Pollution* 159 (11), S. 3204–3214. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.004>, zuletzt geprüft am 21.02.2019
- Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMNO, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. In: *Zeitung der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Sonderheft Hydrogeologie Hydrogeochemie*. S. 89-95.
- Knoll, L.; Breuer, L.; Bach, M. (2020): Nation-wide estimation of groundwater redox conditions and nitrate concentrations through machine learning. In: *Environmental Research Letters* 15 (6), S. 64004. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1088%2F1748-9326%2F20200606>, zuletzt geprüft am 08.06.2020
- Kristensen, H. L.; Thorup-Kristensen, K. (2004): Root Growth and Nitrate Uptake of Three Different Catch Crops in Deep Soil Layers. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68 (2), S. 529–537. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5290>, zuletzt geprüft am 02.12.2022
- Krug, D., Stolz, W. und Stegger, U. (2004): Anwendung des TUB-BGR-Verfahrens zur Berechnung der Sickerwasserrate auf Basis der BUEK200 (Vortrag im BGR-Hauskolloquium). Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Karten/Downloads/Berechnung_Sickerwasserrate.pdf;jsessionid=B5536FEA0D5685BAB2ADE473AB7A2325.internet992?_blob=publicationFile&v=4, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- LARSIM Entwicklergemeinschaft (LEG) [Hrg.] (2022): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM – Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. <https://larsim.info/dokumentation/LARSIM-Dokumentation.pdf>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Luce, A.; Haag, I.; Bremicker, M. (2006): Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen zur kontinuierlichen Abflussvorhersage in Baden-Württemberg. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 50/2, S. 58–66. Online verfügbar unter <https://www.hywa-online.de/?p=2244>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Moog, D.B., Jirka, G.H. (1998): Analysis of reaeration equations using mean multiplicative error. *Journal of Environmental Engineering*, 124(2): 104–110. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:2\(104\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(104))
- Morling, K.; Fuchs, S. (2021): Modelling copper emissions from antifouling paints applied on leisure boats into German water bodies. In: *Environmental Pollution* 289, S. 117961. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117961>, zuletzt geprüft am 18.08.2021
- Neumann, J. (2005): Flächendifferenzierte Grundwasserneubildung von Deutschland. Entwicklung und Anwendung des makroskaligen Verfahrens HAD-GWNeu. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

- Orgiazzi, A.; Ballabio, C.; Panagos, P.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O. (2018): LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. In: *Eur J Soil Sci* 69 (1), S. 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>, zuletzt geprüft am 05.09.2018
- Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K. (2015): A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. In: *Geosciences* 5 (2), S. 117–126. <https://doi.org/10.3390/geosciences5020117>, zuletzt geprüft am 01.10.2021
- Poeplau, C.; Don, A.; Flessa, H.; Heidkamp, A.; Jacobs, A.; Prietz, R. (2020): Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft – Kerndatensatz. <https://doi.org/10.3220/DATA20200203151139>, zuletzt geprüft am 08.06.2022.
- Ries, F., Kirn, L. & Weiler, M. (2020): Experimentelle Untersuchung der Abflussbildung bei Starkregen. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 64, (5), 221-236. DOI: 10.5675/HyWa_2020.5_1. Online verfügbar unter <https://www.hywa-online.de/?p=5426>, zuletzt geprüft am 06.09.2023
- Seitzinger, S.; Harrison, J. A.; Böhlke, J. K.; Bouwman et al. (2006): DENITRIFICATION ACROSS LANDSCAPES AND WATERSCAPES: A SYNTHESIS. In: *Ecological Applications* 16 (6), S. 2064–2090. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2064:DALAWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2), zuletzt geprüft am 30.08.2019
- StaBu (2018): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung. - Strukturdaten zur Wasserwirtschaft -. 2016, 2018 (Reihe 2.1.3). Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/_inhalt.html, zuletzt geprüft am 11.04.2019.
- Stahl, K.; Weiler, M.; Freudiger, D.; Kohn, I.; Seibert, J.; Vis, M.; Gerlinger, K.; Böhm, M. (2016): Abflussanteile aus Schnee- und Gletscherschmelze im Rhein und seinen Zuflüssen vor dem Hintergrund des Klimawandels. Abschlussbericht an die Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR). Überarbeitete Endfassung Dezember 2016. Online verfügbar unter: https://www.chr-khr.org/sites/default/files/chrpublications/asg-rhein_endbericht_dez2016_0.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2023
- Statistisches Amt der Europäischen Union (EUROSTAT) (2019a): Bevölkerung am 1. Januar nach Alter und Geschlecht. Online verfügbar unter http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_pjan&lang=de, zuletzt geprüft am 16.10.2019.
- Statistisches Amt der Europäischen Union (EUROSTAT) (2019b): Nutzung von Wasser aus öffentlicher Wasserversorgung, nach NACE Rev. 2 Klassen. Online verfügbar unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=ten00013&language=de>, zuletzt geprüft am 16.10.2019.
- Statistisches Amt der Europäischen Union (EUROSTAT) (2022b): Anschlussgrad der Bevölkerung an Kläranlagen. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WW_CON/default/table?lang=de&category=env.env_wat.env_nwat, zuletzt aktualisiert am 10.08.2022, zuletzt geprüft am 07.03.2022.
- Steinbrich, A., Leistert, H., Weiler, M. (2016): Model-based quantification of runoff generation processes at high spatial and temporal resolution. *Environ. Earth Sci.* (2016)75, 1423 (DOI 10.1007/s12665-016-6234-9).
- Sutton, M. A.; Howard, C. M.; Erisman, J. W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P. et al. (Hg.) (2011): The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge: Cambridge University Press. Online verfügbar unter <http://www.nine-esf.org/node/360/ENA-Book.html>, zuletzt geprüft am 01.12.2022.

Tóth, G.; Jones, A.; Montanarella, L. (Hg.) (2013): LUCAS topsoil survey. Methodology, data and results. Luxembourg: Publications Office (EUR, Scientific and technical research series, 26102). doi: 10.2788/97922, zuletzt geprüft am 22.08.2018

Umweltbundesamt (UBA) (2018a): Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR). PRTR-Gesamtdatenbestand (Stand vom 31.03.2018) in Form einer SQLite-Datenbank. Online verfügbar unter <http://www.thru.de/thrude/downloads/>.

Umweltbundesamt (UBA) (2018b): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie. Auszug aus den Berichtsjahren 2014 und 2016 mit Stand vom 13.08.2018. Unter Mitarbeit von Antje Ullrich. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite.

Umweltbundesamt (UBA) (2019): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2018 [Geodatsatz]. Abgeleitet durch das Bundesamt für Kartografie und Geodäsie (BKG).

Umweltbundesamt (UBA) (2020a): Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR). PRTR-Gesamtdatenbestand (Stand vom 19.05.2020) in Form einer SQLite-Datenbank. Online verfügbar unter <http://www.thru.de/thrude/downloads/>.

Umweltbundesamt (UBA) (2020b): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie. Auszug aus den Berichtsjahr 2018 mit Stand vom 10.11.2020. Unter Mitarbeit von Antje Ullrich. Online verfügbar unter http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite.

Umweltbundesamt (UBA) (2021): Stickstoff – Element mit Wirkung. Ein integrierter Zielwert setzt einen neuen Rahmen. Unter Mitarbeit von Markus Geupel, Simone Richter und Lisa Schlesinger, 2021. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021_hgp_stickstoff-element_mit_wirkung_bf.pdf, zuletzt geprüft am 25.11.2022.

USDA-SCS - United States Department of Agriculture Soil Conservation Service (1972). National Engineering Handbook. Section 4: Hydrology. Washington D. C.

Varga, D.; Haag, I. (2013): Operationelle Niedrigwasserklassifizierung - Entscheidungsgrundlage zur Anpassung des Niedrigwassermanagements an Klimawandel und Landnutzungsänderungen (NieKlass BW). Forschungsbericht KLIMOPASS, 2013. Online verfügbar unter <https://pd.lubw.de/13850>, zuletzt geprüft am 07.09.2023

Velthof, G. L.; Oudendag, D. A.; Oenema, O. (2007): Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA-EUROPE. Task 1 Service contract "Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions". Alterra-report 1663.1, ISSN 1566-7197. Wageningen, 2007. Online verfügbar unter <http://content.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterraraapporten/AlterraRapport1663.1.pdf>, zuletzt geprüft am 13.07.2022

Wessolek, G., Duijnsveld, W. H. M., Trinks, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren. In: Bronstert, A., Thieken, A., Merz, B., Rohde, M., Menzel, L. (Hrsg.): Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 05.04, Beiträge zum Tag der Hydrologie, Band 1, S. 135-145.

A Anhang Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME

A.1 Datengrundlagen für die Modellierung des Wasserhaushaltes mit LARSIM-ME

Tabelle 15: Datengrundlagen für allgemeine Eingangsdaten in LARSIM-ME

Eingangsdaten	Datensätze
Landnutzung	CLC2006 (Version 13, 02/2010)
Höhenmodell (DEM)	Hydrosheds (Version 1.0, 05/2006, U.S. Geological Survey)
Nutzbare Feldkapazität	BUEK1000 (N2.3, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) + JRC European Soil Database (v2.0)
Versiegelungsgrad zur Ableitung versiegelter Flächen	Zuordnung über Landnutzung: 50 % Versiegelung für Klasse Siedlung, dicht 30 % Versiegelung für Klasse Siedlung, locker
Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Globalstrahlung	HYRAS (Jahre 1991 bis 2015), Metstat der BfG (2016-2018)
Luftdruck, Windgeschwindigkeit	COSMO REA-6

A.2 LARSIM-ME-interne Versiegelungsgrade

Tabelle 16: In LARSIM-ME verwendete konstante Versiegelungsgrade für die städtischen Landnutzungsklassen

LARSIM-ME-Landnutzungs-klasse	Verwendeter Versiegelungsgrad
Siedlung, dicht	50 %
Siedlung, locker	30 %
Großflächig versiegelte Bereiche	100 %

B Anhang Integration des LARSIM-ME-Wasserhaushaltes in das Stoffeintragsmodell MoRE

B.1 Übertragung der Abflusshöhen aus Insel-Analysegebiete

Tabelle 17: Zuordnungsliste für die Übertragung der Abflusshöhen auf nicht abgedeckte Analysegebiete in MoRE

ID Insel-Analysegebiet ohne Abflussdaten	ID zugeordnetes Analysegebiet mit Abflussdaten
30116	30110
30118	30110
30121	30119
30123	40356
72031	72020
72033	72025
60510	60548
60511	60577
82004	82021
82005	60552
82006	82001
82007	60552
82008	82003
82009	60537
82010	82021
82011	82001
82012	82021
82013	60548
8014	60520
81022	82044
81023	82051
60508	60507
60509	60510

C Anhang Modellierung der Stickstoff-Einträge mit dem Stoffeintragsmodell MoRE

C.1 Datengrundlagen für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen mit MoRE

C.1.1 Allgemeine Datengrundlagen

Tabelle 18: Datengrundlagen für allgemeine Eingangsdaten in MoRE

Eingangsdaten	Deutschland	Ausländische Gebietsteile
Landnutzung	Landbedeckungsmodell LBM-DE2018 (UBA 2019)	CORINE Land Cover (CLC) 2018 (EEA 2019)
Höhenmodell	Digitales Geländemodell DGM10 (BKG 2017)	Europäisches Digitales Geländemodell EU-DEM (EEA 2016)
Versiegelungsgrad zur Ableitung versiegelter Flächen	Imperviousness Density 2018 (EU Copernicus programme 2020)	Imperviousness Density 2018 (EU Copernicus programme 2020)
Mittlerer Bodenabtrag und Sedimenteintrag	Neuberechnung für verschiedene Landnutzungen und Übernahme aus Fuchs et al. (2022)	Auf Basis von europäischen Datensätzen (Borrelli et al. 2016; Bundesamt für Landwirtschaft 2019; Panagos et al. 2015)
Anteil dräniert landwirtschaftlicher Fläche	Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Behrendt et al. (1999)	Anteil der Dränflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Behrendt et al. (1999)
Einwohnerzahl	Aufbereitet anhand von statistischen Daten (EUROSTAT 2020) nach der Methodik von Fuchs et al. (2017a)	Aufbereitet anhand von statistischen Daten (EUROSTAT 2020) nach der Methodik von Fuchs et al. (2017a)
Wasserverbrauch der Einwohner	Informationen des Statistischen Bundesamtes zum mittleren Wasserverbrauch (StaBu 2018)	Auf Basis von statistischen Daten von Baldino und Sauri (2018), C.I.EAU (2019), DANVA (2017), EUROSTAT (2019a), EUROSTAT (2019b)
Anschlussgrade der Einwohner	Statistik 32251: Erhebung über die Wassereigenversorgung und -entsorgung privater Haushalte (FDZ 2017d)	Anschlussgrad der Bevölkerung an Kläranlagen in der Europäischen Union (EUROSTAT 2022b)
Jahresabwassermengen großer Kläranlagen > 2.000 EW	Kommunalabwasser-Richtlinie (UBA 2018b, 2020b)	- ^a
Jahresabwassermengen kleiner Kläranlagen < 2.000 EW	Statistik 32213: Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung (FDZ 2017a)	- ^a
Anteile Misch- und Trennsystem, Regen- und Mischwasserbehandlung	Statistik 32212: Erhebung der öffentlichen Abwasserentsorgung (FDZ 2017b, 2017c)	Abschätzung der Anteile nach Behrendt et al. (1999)

^a – Für ausländische Gebietsteile erfolgt die Ermittlung der Einträge über Kläranlagen anhand einer einwohnerspezifischen Abgabe

C.1.2 Stoffspezifische Eingangsdaten für die Modellierung von Stickstoff-Einträgen

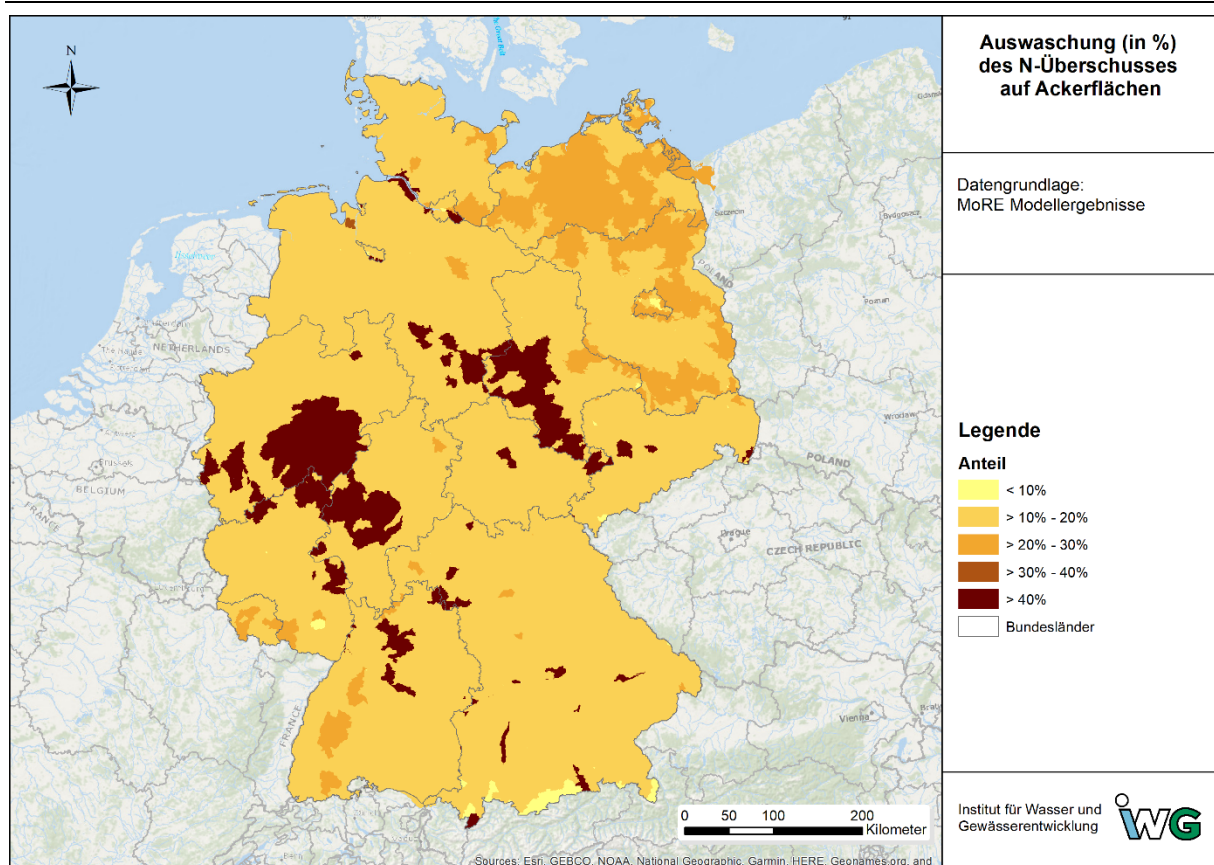
Tabelle 19: Datengrundlagen für stoffspezifische Eingangsdaten in MoRE zur Modellierung von Stickstoff-Einträgen

Eingangsdaten	Deutschland	Ausländische Gebietsteile
Atmosphärische Stickstoffdeposition	EMEP-Modellergebnisse (EMEP/MSC-West 2018, 2020)	EMEP-Modellergebnisse (EMEP/MSC-West 2018, 2020)
Einträge durch Industrielle Direkteinleiter	Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR) (UBA 2018a, 2020a)	Europäisches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (E-PRTR) (EEA 2020)
Stickstoff-Oberflächenpotential	Spezifische Abschwemmung nach Behrendt et al. (1999)	Spezifische Abschwemmung nach Behrendt et al. (1999)
Stickstoff-Abgabe der Einwohner	Einwohnerspezifische Abgabe nach Behrendt et al. (1999)	Einwohnerspezifische Abgabe nach Behrendt et al. (1999)
Stickstoffkonzentrationen kleiner Kläranlagen < 2.000 EW	Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung (FDZ 2017a)	.. ^a
Stickstoffkonzentrationen großer Kläranlagen > 2.000 EW	Kommunalabwasser-Richtlinie (UBA 2018b, 2020b)	.. ^a
Stickstoff-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen	Flächenbilanzen nach Häußermann et al. (2019)	Nährstoffbilanzen nach EUROSTAT (2022a)
Stickstoff-Konzentrationen im Grundwasser	Ergebnisse der Random-Forest-Modellierung auf Basis von Grundwassermessdaten nach Knoll et al. (2020)	Berechnung aus N-Überschuss nach Behrendt et al. (1999)
Stickstoff-Oberbodengehalte	Abgeleitet im vorliegenden Vorhaben (siehe Abschnitt 5.2)	Abgeleitet im vorliegenden Vorhaben (siehe Abschnitt 5.2)

^a – Für ausländische Gebietsteile erfolgt die Ermittlung der Einträge über Kläranlagen anhand einer einwohnerspezifischen Abgabe

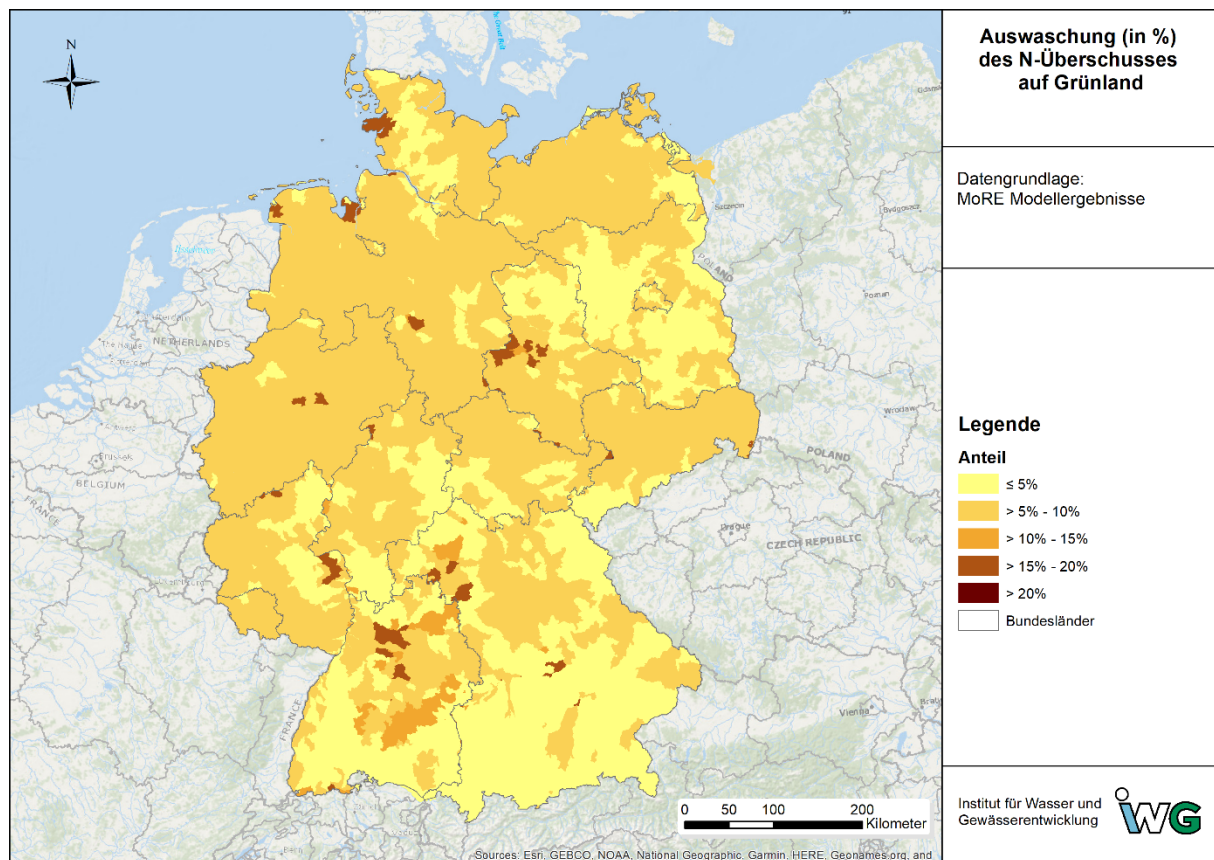
C.2 Modellierung von Stickstoff-Einträgen über Zwischenabfluss mit MoRE

Abbildung 36: Fraktionen des Stickstoff-Überschusses (in %) in den MoRE-Analysegebieten, der unterhalb von Ackerflächen ausgewaschen wird



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

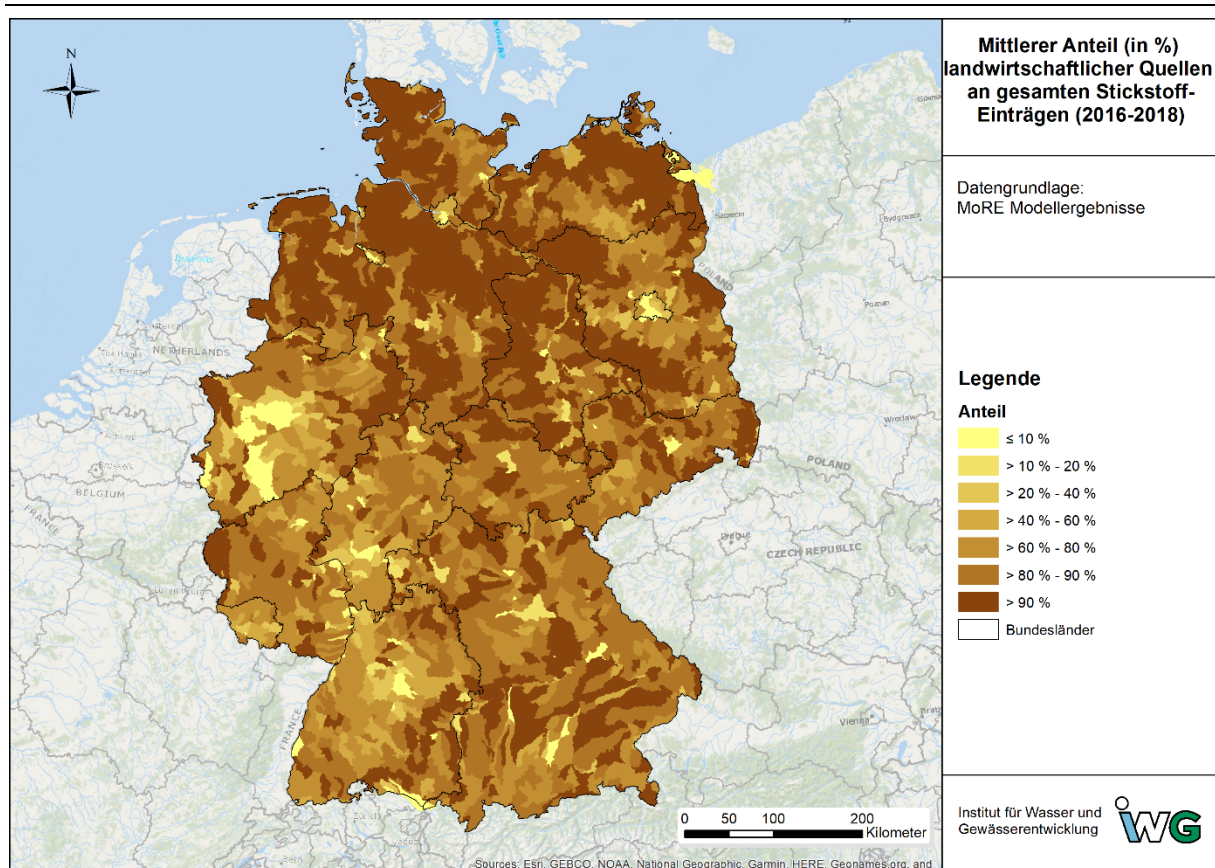
Abbildung 37: Fraktionen des Stickstoff-Überschusses (in %) in den MoRE-Analysegebieten, der unterhalb von Grünland ausgewaschen wird



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

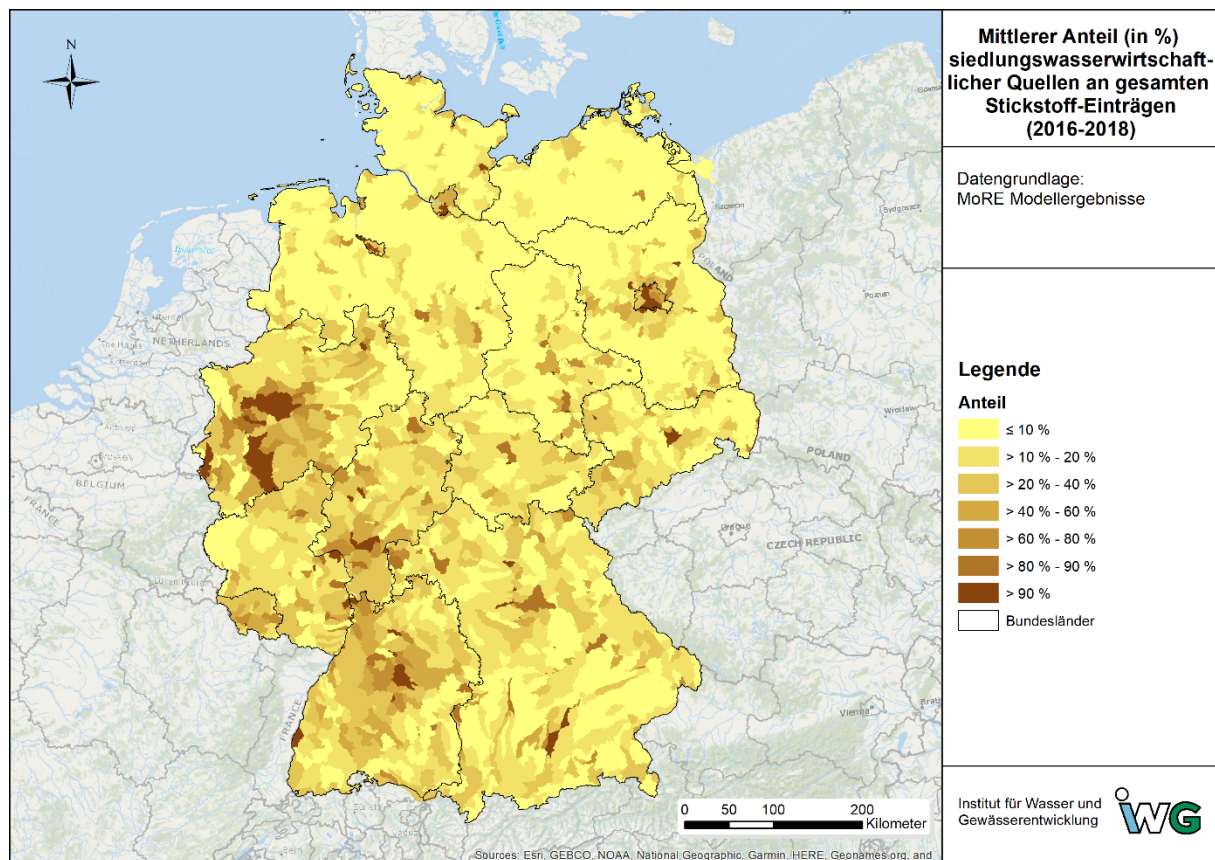
C.3 Einteilung der mit MoRE modellierten Stickstoff-Einträge nach Quellen

Abbildung 38: Anteil der landwirtschaftlichen Quellen an den modellierten Stickstoff-Einträgen über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW

Abbildung 39: Anteil der siedlungswasserwirtschaftlichen Quellen an den modellierten Stickstoff-Einträgen über alle Eintragspfade in den MoRE-Analysegebieten



Quelle: eigene Darstellung, IWG-SWW