
Modellintegration zur Entscheidungsunterstützung für die Gewässergütebewirtschaftung im Einzugsgebiet der Elbe

Dipl.-Systemwiss. Dipl. Geogr. Sven Lautenbach

Osnabrück 2005

Modellintegration zur Entscheidungsunterstützung für die Gewässergütebewirtschaftung im Einzugsgebiet der Elbe

Dipl.-Systemwiss. Dipl. Geogr. Sven Lautenbach

Inauguraldissertation
am Fachbereich Mathematik/Informatik
der Universität
Osnabrück

vorgelegt von
Dipl.-Systemwiss. Dipl. Geogr. Sven Lautenbach
aus Berlin

Osnabrück, den 28.03.2005

Erstgutachter: Prof. Dr. M. Matthies
Zweitgutachter: Prof. Dr. R. Seppelt

Zusammenfassung

Die Gewässergütebewirtschaftung von Flussgebieten stellt komplexe Anforderungen an Entscheidungsträger. Der Einsatz integrierter Modelle ist eine Möglichkeit, diesen Anforderungen zu begegnen. Im Elbe-DSS wurden hierzu existierende Modelle in einem Softwareframework zusammengeführt und mit adäquaten Benutzerschnittstellen versehen. Ausgehend von einer Anforderungsanalyse unter Einbeziehung potentieller zukünftiger Endnutzer wurde ein modularer Systemaufbau gewählt, der Fragestellungen gleicher Maßstabebene gruppiert. Die Einteilung erfolgte in die vier Module Einzugsgebiet, Fließgewässernetz, Hauptstrom und Flussabschnitt, von denen die ersten beiden Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind. Schnittstellen zwischen den Modulen verbinden die unterschiedlichen Maßstabebenen in Top-down Richtung. Der Zustand des Gesamtsystems wird anhand mehrerer, teilweise konkurrierender Entwicklungsziele und zugehöriger Indikatoren beschrieben. Ein an diese Struktur angepasster umfassender Maßnahmenkatalog ermöglicht es, Reaktionen des Systems auf Steuerungseingriffe vorherzusagen. Die Maßnahmen definieren an die Arbeitswelt des Anwenders angepasste Schnittstellen, die vielfältige Möglichkeiten zur Einflussnahme auf das zugrunde liegende komplexe System bieten. Erweitert werden die Analysemöglichkeiten durch die Einbeziehung externer Szenarien, die frei mit den vorhandenen Maßnahmen kombiniert werden können. Für die in den Modulen Einzugsgebiet und Fließgewässernetz behandelten Themenfelder Abflussentstehung, Einträge aus Punkt- und diffusen Quellen sowie chemische Gewässerqualität wurden vier Modelle ausgewählt: das Niederschlags-Abflussmodell HBV-D und das Nährstoffbilanzmodell MONERIS, ergänzt durch das Flächenbilanzmodell für Nährstoffüberschüsse landwirtschaftlicher Flächen von Bach & Frede im Einzugsgebietsmodul und das Stofftransportmodell GREAT-ER im Fließgewässernetzmodul. Zwischen den Modellen sowie zwischen den Modellen und den Maßnahmen, externen Szenarien und Indikatoren wurden Schnittstellen definiert und Daten und Prozess vereinheitlicht. Hierbei wurde die räumliche Unterteilung des HBV-D Modells neu vorgenommen, was eine Neukalibrierung des Modells erforderlich machte. Weitere Schwerpunkte der Integrationsarbeiten waren die Erweiterung des GREAT-ER Modells um diffuse Einträge und die Neuimplementierung der hydrologischen Parametrisierung des Modells. Die auf dieser Grundlage erfolgt technische Implementierung des gekoppelten Systems wurde umfangreich getestet und anhand vorliegender Monitoringdaten validiert. Reaktionen des Systems auf Maßnahmen und externe Szenarien wurden anhand von Beispielanwendungen auf Plausibilität hin überprüft. Als Beispiele wurden die Auswirkungen von Maßnahmen zur Wiederaufforstung, zur Erhöhung des Anteils ökologischen Landbaus und zum Erosionsschutz untersucht sowie der Einfluss der externen Szenarien Klimawandel und Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung simuliert. Die Ergebnisse zeigen, dass das integrierte Modellsystem viele Fragen der Gewässergütebewirtschaftung bearbeiten und damit Hilfestellungen für Entscheidungen in diesem Bereich liefern kann.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	v
Inhaltsverzeichnis	x
Abbildungsverzeichnis	xvi
Tabellenverzeichnis	xviii
1 Einleitung	1
2 Entscheidungsunterstützungssysteme	3
2.1 Management-Modelle	3
2.2 Entscheidungsunterstützung	4
2.3 Entscheidungsunterstützungssysteme	7
2.3.1 Definition und Abgrenzung von Entscheidungsunterstützungssystemen	7
2.3.2 Entwicklungsgeschichtlicher Abriss	9
2.3.3 Entscheidungsunterstützungssysteme im Flussgebietsmanagement	10
3 Charakteristika des Elbe Einzugsgebietes	13
3.1 Hydrologie	13
3.1.1 Charakteristika ausgewählter Einzugsgebiete	17
3.2 Klimatische Verhältnisse	20
3.3 Bodenstandorte und Geologie	23
3.4 Naturräumliche Gliederung	29
3.5 Menschliche Nutzung	30
3.5.1 Landnutzung	30
3.5.2 Landwirtschaft	32
3.5.3 Industrie	38
3.6 Anthropogene Überformung der Gewässer	40
3.7 Administrative Gliederung des Einzugsgebietes	45
I Methodik	47
4 Modellintegration	49
4.1 Konzeptionelle Fragestellungen der Modellintegration	49
4.1.1 Vom Einzel-Modell zur Modellintegration	49

4.1.2	Skalenprobleme und Regionalisierung	51
4.1.3	Datenkonsistenz	53
4.1.4	Zusammenführen unterschiedlicher Modellansätze	53
4.1.5	Entwicklung geeigneter Nutzerschnittstellen	53
4.1.6	Unsicherheit	54
4.2	Technische Fragestellungen der Modellintegration	60
5	Elbe-DSS: Beschreibung des Gesamtsystems	61
5.1	Zielsetzung und Rahmenbedingungen	61
5.1.1	Einbeziehung der Nutzeransprüche	62
5.2	Konzeptionelle Umsetzung	67
5.2.1	Begriffserklärungen	67
5.2.2	Beschreibung des Konzeptes - Systemdiagramm	68
5.3	Softwaretechnischer Rahmen	74
6	Kriterien für die Integrierbarkeit von Modellen	77
7	Elbe-DSS: Umsetzung der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz	83
7.1	Zuordnung der Modelle zu den Systemelementen	83
7.2	Beschreibung der eingesetzten Modelle	84
7.2.1	GREAT-ER	84
7.2.2	MONERIS	92
7.2.3	Stickstoff- und Phosphor-Flächenbilanzen	106
7.2.4	HBV-D	109
7.3	Modellintegration	124
7.3.1	Generierung der in GREAT-ER benötigten Abflusskennwerte anhand der HBV-D Ergebnisse	124
7.3.2	Modifikation der MONERIS Abflusskomponenten anhand der HBV-D Simula- tionsergebnisse	135
7.3.3	Anbinden der diffusen Einträge aus MONERIS an das Fließgewässernetz in GREAT-ER	136
7.3.4	Berücksichtigung der Nährstoff-Retention	138
7.4	Implementierte Maßnahmen	140
7.4.1	Ertüchtigung von Kläranlagen	142
7.4.2	Bau von dezentralen Kläranlagen	144
7.4.3	Erhöhung des Anschlussgrades	144
7.4.4	Misch- und Regenwasserbehandlung	144
7.4.5	Erhöhung des Trennkanalisationsanteils	145
7.4.6	Wiederaufforstung	145
7.4.7	Wiedervernässung	146
7.4.8	Entsiegelung	147
7.4.9	Erosionsschutz	148
7.4.10	Randstreifenprogramme	150
7.4.11	Veränderung der Viehbesatzdichte	151
7.4.12	Einführung von Düngebestimmungen	152
7.4.13	Verbesserung der Nährstoffausnutzung des Viehfutters	152

7.4.14	Modifikation der Kulturartenzusammensetzung	152
7.4.15	Erhöhung des Anteils der ökologischen Landwirtschaft	152
7.5	Verwendete Szenarien	153
7.5.1	Das regionale Klimamodell STAR	153
7.5.2	Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung	159
7.5.3	Szenario der Bevölkerungsentwicklung	162
7.5.4	Agrar-ökonomische Szenarien aus RAUMIS	165
7.6	Datenintegration	167
7.6.1	Räumliche Dimension der Datenintegration	167
7.6.2	Datenhaltung	168
7.6.3	Zeitliche Dimension der Datenintegration	168
II	Ergebnisse	171
8	Ergebnisse der HBV-Kalibrierung	175
8.1	Kalibrierungsanforderungen	175
8.1.1	Auf einzelne Pegel bezogene Gütemaße	175
8.1.2	Aus der Modellintegration erwachsende zusätzliche Anforderungen	177
8.2	Ergebnisse der Kalibrierung	178
9	Ergebnisse der Modellintegration	185
9.1	Ausgangszustand	185
9.1.1	Nährstoffeinträge in die Gewässer	185
9.1.2	Hydrologie	196
9.1.3	Nährstoffe im Fließgewässernetz	202
9.1.4	Haushalts-Chemikalien	206
9.2	Wirkung ausgewählter Maßnahmen und Szenarien	210
9.2.1	Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen	211
9.2.2	Auswirkungen einer Zunahme des ökologischen Landbaus	214
9.2.3	Wirkung von Landnutzungsänderungen durch Wiederaufforstung	220
9.2.4	Wirkung der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur	226
9.2.5	Wirkung der Klimaänderungen	231
III	Diskussion	247
10	Bewertung der Einzel-Modelle hinsichtlich ihres Einsatzes im Elbe-DSS	249
10.1	GREAT-ER	249
10.1.1	Unsicherheit bezüglich der Eingangsdaten	249
10.2	MONERIS	253
10.2.1	Gesamt-Modell	253
10.2.2	Bewertung einzelner Pfade	254
10.2.3	Bewertung der Nährstoff-Retention	255
10.2.4	Zusammenfassung	255
10.3	HBV-D	256
10.3.1	Güte der Kalibrierung	256

10.3.2	Gebietsunterteilung	257
10.3.3	Kalibrierungsstrategie	258
10.3.4	Auswirkungen der anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens	258
10.3.5	Zusammenfassung	258
11	Modellintegration	261
11.1	Ableiten der Flusseinzugsgebiete	261
11.2	Integration von HBV-D und GREAT-ER	261
11.3	Integration von HBV-D und MONERIS	263
11.4	Integration von MONERIS und GREAT-ER	263
11.5	Zeitaspekte	264
11.6	Räumliche Diskretisierung des Systems	265
11.7	Datenintegration	265
11.8	Datenaktualisierung	265
11.9	Mögliche Ergänzung der Systemfunktionalität	266
12	Bewertung der Ergebnisse	267
13	Schlussfolgerungen	269
IV	Anhang	271
A	Anhang: Grafiken zur HBV Kalibrierung	273
A.1	Scatterplots der Kalibrierungs- und der Validierungsperiode	273
A.2	Ganglinien	280
A.3	Güte-Kriterien der Einzeljahre	319
B	Anhang: Monitoring Daten	323
B.1	Zeitreihen der ARGE Elbe Gütepegel	323
V	Literaturverzeichnis	331
	Danksagung	351
	Eidesstattliche Erklärung	353

Abbildungsverzeichnis

2.1	Entwicklungsstufen von Unterstützungssystemen	10
2.2	Einsatz von Modellsystemen im Flussgebietsmanagement	11
3.1	Übersichtskarte Elbe-Einzugsgebiet	15
3.2	Flusseinzugsgebiete im deutschen Elbe-Einzugsgebiet	16
3.3	Höhenprofilprofil der Elbe	18
3.4	Jährliche Niederschläge und Verhältnis der Sommer- und Winterniederschläge	21
3.5	Jährliche Niederschläge und Verhältnis der Sommer- und Winterniederschläge	22
3.6	Klimatische Wasserbilanz	23
3.7	Bodenregionen und nutzbare Feldkapazität	26
3.8	Bodenartengruppen und hydrogeologische Unterregionen	27
3.9	Grundwasserverweilzeiten und Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im Elbe-Einzugs- gebiet	28
3.10	Naturräumliche Gliederung	29
3.11	Landnutzung im Elbe-Einzugsgebiet	31
3.12	Landwirtschaftliche Nutzung: Stickstoffüberschüsse und Drainflächen	33
3.13	Landwirtschaftliche Nutzung: Ackerland und Dauerkulturfläche	34
3.14	Landwirtschaftliche Nutzung: Dauergrünland und Viehbesatzdichte	35
3.15	Landwirtschaftliche Nutzung: Futterpflanzen und Getreide	36
3.16	Landwirtschaftliche Nutzung: Hackfrüchte und Handelsgewächse	37
3.17	Landwirtschaftliche Nutzung: Hülsenfrüchte	38
3.18	Zusammenfassende Beurteilung der Querbauwerke	41
3.19	Passierbarkeit der Querbauwerke pro Einzugsgebiet	43
3.20	Passierbarkeit von Querbauwerke und Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfen	44
3.21	Koordinierungsräume der WRRL im Elbe-Einzugsgebiet	45
4.1	System und Systemumwelt	49
4.2	Unverbundes Auftreten mehrerer Systeme	50
4.3	Integrierter Modellverbund in seiner Umwelt	51
4.4	Integriertes neues Gesamt-Modell in seiner Umwelt	52
4.5	Verortung der Unsicherheit	55
4.6	Zusammenhang zwischen Komplexität und Erkenntnis	56
4.7	Unsicherheits Kontinuum	57
4.8	Stochastisches Modell	57
4.9	Beispiel für Modellergebnisse und Unsicherheitsbereiche	59

5.1	Systemdiagramm - Modul Einzugsgebiet	69
5.2	Komponenten des natürlichen Wasserhaushalts	70
5.3	Systemdiagramm - Modul Fließgewässernetz	71
5.4	Systemdiagramm - Modul Hauptstrom	73
5.5	Systemdiagramm - Modul Flussabschnitt	74
5.6	Screen shoot des Elbe-DSS	75
7.1	Modellintegration im Elbe-DSS - Übersicht	84
7.2	Teilmodelle GREAT-ER	85
7.3	Flussdiagramm GREAT-ER	88
7.4	Verteilung der Kläranlagen auf Größenklassen	90
7.5	Übersicht GREAT-ER Fließgewässernetz	91
7.6	MONERIS Übersicht	93
7.7	Eintragspfad Abschwemmung in MONERIS	94
7.8	Eintragspfad atmosphärische Deposition in MONERIS	96
7.9	Stickstoff-Einträge in MONERIS über drainierte Flächen	97
7.10	Eintragspfad Erosion in MONERIS	98
7.11	Stickstoff Einträge in MONERIS über den Pfad Grundwasser	99
7.12	Eintragspfad versiegelte urbane Flächen in MONERIS	102
7.13	Oberflächenabfluss von versiegelten urbanen Flächen in MONERIS	103
7.14	HBV Routing-Funktionen	115
7.15	Landnutzungsspezifische HBV-D Parameter	118
7.16	HBV-D Einzugsgebietsunterteilung und Zuordnung der Klima- und Niederschlags-Stationen	121
7.17	Baumstruktur der HBV-D Einzugsgebiete	123
7.18	Sensitivität Wasserbilanz-Fehler	126
7.19	Linearer Regressions-Ansatz für den Abfluss des Gesamtgebietes	128
7.20	Histogramm der akkumulierten Flusslänge des Gesamtgebietes	128
7.21	Kopplung GREAT-ER HBV Ausgangslage	130
7.22	Von der Linie zur Fläche	134
7.23	Angleichung der Gebietsunterteilung von HBV und MONERIS	136
7.24	Kopplung diffusen Emissionen aus MONERIS an GREAT-ER	138
7.25	Kopplung Maßnahmen-Modelle	142
7.26	Wirkungsweise Maßnahme Wiederaufforstung	146
7.27	Wirkungsweise Maßnahme Wiedervernässung	147
7.28	Wirkungsweise Maßnahme Entsiegelung	148
7.29	Modifikation des Erosionsschutzfaktors P in Abhängigkeit von Kammhöhe der Kontour- nutzung und Hangneigung.	150
7.30	Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen in Abhängigkeit von deren Breite	151
7.31	Integration Szenarien-Modelle	153
7.32	Wirkungsschema Klimaszenarien	156
7.33	Niederschlags-Trend STAR	157
7.34	Niederschlagstrend STAR - Thiessen-Polygone	158
7.35	Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche bei unterschiedlichen Szenarien	159
7.36	Regionale Entwicklungspotentiale der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung	161
7.37	Wirkungsschema der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung	162
7.38	Bevölkerungsentwicklungs-Szenarien	164

7.39	Wirkungsschema Bevölkerungsszenarien	166
7.40	Zeitaspekte im Elbe-DSS	169
7.41	Entwicklung des P-Bilanzüberschusses und der P-Akkumulation	169
8.1	Simulierte und gemessenen MQ und Q5-Werte der Einzelpegel	179
9.1	Diffuse Stickstoffeinträge in die Gewässer im Referenzzustand	187
9.2	Stickstoffeinträge in die Gewässer über den Pfad atmosphärische Deposition und Drainagewasser im Referenzzustand	188
9.3	Stickstoffeinträge in die Gewässer über den Erosionspfad und über das Grundwasser im Referenzzustand	189
9.4	Stickstoffeinträge in die Gewässer über Abschwemmung und über versiegelte urbane Flächen im Referenzzustand	190
9.5	Diffuse Phosphoreinträge in die Gewässer im Referenzzustand	192
9.6	Phosphoreinträge in die Gewässer über den Pfad athomspärische Deposition und über Drainagewasser im Referenzzustand	193
9.7	Phosphoreinträge in die Gewässer über den Erosionspfad und über das Grundwasser im Referenzzustand	194
9.8	Phosphoreinträge in die Gewässer über Abschwemmung und über versiegelte urbane Flächen im Referenzzustand	195
9.9	Lage der Längsprofile	197
9.10	Bifurkationen im Havel-Spree-Gebiet	198
9.11	Typisierung der HBV-D Einzugsgebiete anhand der Abflusskomponenten	199
9.12	MQ Längsprofil, Elbe, Bode und Saale Referenzzustand	200
9.13	MQ Längsprofil, Schwarze Elster, Spree und Zwickauer Mulde Referenzzustand	201
9.14	Scatterplot Gesamt-Phosphor simuliert vs. gemessen	203
9.15	Längsprofil Gesamt-Phosphor entlang der Elbe, Saale und Spree	205
9.16	Gesamt-Stickstoff Konzentrationen im Referenzzustand	207
9.17	Längsprofil Paracetamol entlang der Elbe	208
9.18	Längsprofil Paracetamol entlang der Spree	209
9.19	Längsprofil Paracetamol entlang der Saale	209
9.20	Erosionsschutzmaßnahmen: Auswirkung Stickstoff Emissionen	212
9.21	Erosionsschutzmaßnahmen: Auswirkung Phosphor Emissionen	212
9.22	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Durchführung erosionsmindernder Maßnahmen	213
9.23	Entwicklung der Phosphoreinträge in 10 Jahren	214
9.24	Entwicklung der Stickstoffeinträge in 10 Jahren	215
9.25	Ökologischer Landbau: Gesamt-Auswirkung Stickstoff Emissionen	215
9.26	Ökologischer Landbau: Gesamt-Auswirkung Phosphor Emissionen	215
9.27	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge einer Erhöhung des Öko-Landbaus um 20%	218
9.28	Maßnahmen: Veränderung der Nährstoff-Konzentrationen im Längsprofil	219
9.29	Verteilung der Landnutzungsklassen auf die HBV-D Einzugsgebiete	220
9.30	Aufforstung Landwirtschaftlicher Nutzfläche: Auswirkung Abflusskomponenten	221
9.31	Wirkung der Aufforstung von Ackerfläche und Grünland auf den MQ	223
9.32	Aufforstung Landwirtschaftlicher Nutzfläche: Auswirkung Phosphor Emissionen	223

9.33	Aufforstung Landwirtschaftlicher Nutzfläche: Auswirkung Phosphor Emissionen, nur Abfluss	224
9.34	Aufforstung Landwirtschaftlicher Nutzfläche: Auswirkung Stickstoff Emissionen	224
9.35	Aufforstung Landwirtschaftlicher Nutzfläche: Auswirkung Stickstoff Emissionen, nur Abfluss	224
9.36	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer aufgrund der Aufforstung von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche	225
9.37	Reaktion des spezifischen Abflusses (MQ) auf die Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur	227
9.38	Reaktion des spezifischen Abflusses (Q5) auf die Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur	228
9.39	Wachstumszenario der Siedlungs- und Verkehrsstruktur: Auswirkung Abflusskomponenten	229
9.40	Wachstumszenario der Siedlungs- und Verkehrsstruktur: Auswirkung Phosphor Emissionen	229
9.41	Wachstumszenario der Siedlungs- und Verkehrsstruktur: Auswirkung Stickstoff Emissionen	229
9.42	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsstruktur	230
9.43	Reaktion des spezifischen Abflusses (MQ) auf die Klimaänderungen	236
9.44	Reaktion des spezifischen Abflusses (Q5) auf die Klimaänderungen	237
9.45	Klimaszenarien: Auswirkung Abflusskomponenten	238
9.46	Klimaszenarien - MQ Längsprofile	239
9.47	Klimaszenario 32: Auswirkung Phosphor Emissionen	240
9.48	Klimaszenario 32: Auswirkung Stickstoff Emissionen	240
9.49	Klimaszenario 54: Auswirkung Phosphor Emissionen	240
9.50	Klimaszenario 54: Auswirkung Stickstoff Emissionen	241
9.51	Klimaszenario 58: Auswirkung Phosphor Emissionen	241
9.52	Klimaszenario 58: Auswirkung Stickstoff Emissionen	241
9.53	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 32	242
9.54	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 54	243
9.55	Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 58	244
9.56	Klimaszenarien: Veränderung der Nährstoff-Konzentrationen entlang im Längsprofil . .	245
10.1	Anschlussgrad GREAT-ER	251
11.1	Auswirkungen unterschiedlicher Einzugsgebietsableitungen	262
A.1	Scatterplots Dresden/Torgau/Wittenberg - Elbe	274
A.2	Scatterplots Aken/Barby/Magdeburg - Elbe	275
A.3	Scatterplots Tangermünde/Wittenberge/Neu Darchau - Elbe	276
A.4	Scatterplots Löben - Schwarze Elster / Bad Dübén - Vereinigte Mulde / Naumburg-Grochlitz - Saale	277
A.5	Scatterplots Calbe-Grizehne - Saale / Laucha - Unstrut / Zeitz - Weiße Elster	278
A.6	Scatterplots Oberthau - Weiße Elster / Hadmersleben - Bode / Rathenow - Havel	279

A.7	Scatterplots Havelberg - Havel	280
A.8	Ganglinie Dresden - Elbe	281
A.9	Ganglinie Dresden - Elbe	282
A.10	Ganglinie Torgau - Elbe	283
A.11	Ganglinie Torgau - Elbe	284
A.12	Ganglinie Wittenberg - Elbe	285
A.13	Ganglinie Wittenberg - Elbe	286
A.14	Ganglinie Aken - Elbe	287
A.15	Ganglinie Aken - Elbe	288
A.16	Ganglinie Barby - Elbe	289
A.17	Ganglinie Barby - Elbe	290
A.18	Ganglinie Magdeburg - Elbe	291
A.19	Ganglinie Magdeburg - Elbe	292
A.20	Ganglinie Tangermünde - Elbe	293
A.21	Ganglinie Tangermünde - Elbe	294
A.22	Ganglinie Wittenberge - Elbe	295
A.23	Ganglinie Wittenberge - Elbe	296
A.24	Ganglinie Neu Darchau - Elbe	297
A.25	Ganglinie Neu Darchau - Elbe	298
A.26	Ganglinie Löben - Schwarze Elster	299
A.27	Ganglinie Löben - Schwarze Elster	300
A.28	Ganglinie Bad Dübén - Vereinigte Mulde	301
A.29	Ganglinie Bad Dübén - Vereinigte Mulde	302
A.30	Ganglinie Naumburg-Grochlitz - Saale	303
A.31	Ganglinie Naumburg-Grochlitz - Saale	304
A.32	Ganglinie Calbe - Saale	305
A.33	Ganglinie Calbe - Saale	306
A.34	Ganglinie Laucha - Unstrut	307
A.35	Ganglinie Laucha - Unstrut	308
A.36	Ganglinie Zeitz - Weiße Elster	309
A.37	Ganglinie Zeitz - Weiße Elster	310
A.38	Ganglinie Oberthau - Weiße Elster	311
A.39	Ganglinie Oberthau - Weiße Elster	312
A.40	Ganglinie Hadmersleben - Bode - Saale	313
A.41	Ganglinie Hadmersleben - Bode - Saale	314
A.42	Ganglinie Rathenow - Havel	315
A.43	Ganglinie Rathenow - Havel	316
A.44	Ganglinie Havelberg - Havel	317
A.45	Ganglinie Havelberg - Havel	318
B.1	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Schmilka	324
B.2	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Zehren	324
B.3	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Dommitzsch	325
B.4	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Magdeburg	325
B.5	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Schnackenburg	326
B.6	Zeitreihe Gesamt-N, Pegel Toppel	326

B.7	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Schmilka	327
B.8	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Zehren	327
B.9	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Domnitzsch	328
B.10	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Magdeburg	328
B.11	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Schnackenburg	329
B.12	Zeitreihe Gesamt-P, Pegel Toppel	329

Tabellenverzeichnis

2.1	Anforderungen an Bewertungen und Entscheidungen	4
2.2	Strategische und operative Entscheidungsebene	6
3.1	Vergleich großer Flussgebiete Mitteleuropas	13
3.2	Flächenanteile der Staaten am Einzugsgebiet der Elbe	14
3.3	Wichtige Industriezweige an Elbe und Nebenflüssen	39
3.4	Passierbarkeitsstufen	40
3.5	Funktionsfähigkeitsklassen der Fischaufstiegshilfen	42
5.1	Chemische Gewässergüteklassifikation nach LAWA & UBA	72
5.2	Gewässergüteklassifikation bzgl. der Nährstoffe	72
6.1	Kriterien der Modellbewertung hinsichtlich der Integrierbarkeit	77
6.2	Übersicht der Ergebnisse der Modellauswahlphase	80
7.1	Komplexitätsstufen in GREAT-ER	87
7.2	Kläranlagen-Größenklassen	89
7.3	Mittlere Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss	95
7.4	Phosphorkonzentration im Dränagewasser	96
7.5	Mittlere Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser	100
7.6	Modell-Koeffizienten der Retention im Grundwasser	102
7.7	Nährstoffkonzentrationen bzw. Nährstoffeintragsmengen im Mischkanalisationssystem	105
7.8	Stickstoff- und Phosphor-Anfall in tierischen Ausscheidungen	107
7.9	Stickstoff- und Phosphor-Gehalte bzw. -mengen in der Ernteabfuhr	109
7.10	Routing-Gewichte HBV-D	116
7.11	Verhältnis der täglichen astronomisch möglichen Sonnenscheindauer zur Jahressumme	116
7.12	Flächen der HBV-D Einzugsgebiete	120
7.13	Abweichung der Flächen der HBV-D Einzugsgebiete von den amtlichen Angaben	122
7.14	Wasserbilanz-Fehler bei Verwenden der nicht-linearen Regression bei Einmündung der Nuthe in die Elbe	125
7.15	Wasserbilanz-Fehler bei Verwenden der nicht-linearen Regression bei Einmündung der Saale in die Elbe	125
7.16	Ablaufschema der HBV-D - GREAT-ER Kopplung	129
7.17	Mapping der Abflusskomponenten zwischen HBV-D und MONERIS	137
7.18	Regressionsparameter und Bestimmtheitsmaß für Nährstoffretention	141
7.19	Kläranlagenausbau - Voraussetzungen	143

7.20	Angenommene Reinigungsleistungen kommunaler Kläranlagen für Nährstoffe	143
7.21	Angenommene Reinigungsleistungen dezentraler Kläranlagentechnologien für Nährstoffe	144
7.22	Angenommene Retentionsleistung von Regenklärbecken und Bodenfilteranlagen	145
7.23	C-Faktoren unterschiedlicher Kulturarten	149
7.24	Modifikation des P-Faktors durch Streifennutzung	150
7.25	Ablaufschema des STAR Modells	154
7.26	Siedlungsflächenszenarien	159
7.27	Annahmen der Bevölkerungsszenarien	163
7.28	Regionalisierte Bevölkerungsszenarien	165
8.1	Kalibrierungsparameter HBV-D	177
8.2	Verfügbare Abflusszeitreihen	180
8.3	Abweichungen MQ und Q5	181
8.4	Aggregierte Gütekriterien an den HBV-D Pegeln	182
8.5	Einfluss der Oberlieger an den HBV-D Pegeln	183
9.1	Veränderung der Abflusskomponenten in den HBV-D Teileinzugsgebieten aufgrund des Klimawandels	232
10.1	Anschlussgrad nach GREAT-ER	250

Kapitel 1

Einleitung

Flusslandschaften sind Ausdruck ihrer geschichtlichen Inwertsetzung durch den Menschen. Seit der Frühzeit hat der Mensch die Nähe zu Flüssen gesucht um sich der ihm dort angebotenen Güter und Dienstleistungen der Natur zu bedienen. Flüsse dienten früh als Transportwege für Güter und Informationen, lieferten Trink- und Brauchwasser, führten Abfälle ab und stellten Zugang zu Nahrungsreserven bereit.

Umgestaltungsmaßnahmen der Flusslandschaft haben einerseits zu einer verbesserten Nutzungsmöglichkeit der Landschaft geführt, andererseits ein stark anthropogen überformtes System geschaffen, das nach einem neuen Zustand strebt, der nicht unbedingt zum Vorteil des Systems menschliche Gesellschaft ausfallen muss.

Die zunehmende Inwertsetzung hat zu steigenden Ansprüchen an die Flüsse und ihre Einzugsgebiete geführt, die das vorhandene Naturraumpotential schmälern und teilweise das vorhandene Gefahrenpotential erhöhen. Trotz zahlreicher Verbesserungen der letzten Jahrzehnte kann die Wasserqualität in weiten Teilen Europas nicht als zufriedenstellend bezeichnet werden, die angrenzenden Meeresregionen - als Senke der in den Flüssen transportierten Nähr- und Schadstoffe - sind in ihrem ökologischen Gleichgewicht bedroht, zugleich wird das in den Flussauen akkumulierte Kapital immer wieder von Hochwasserereignissen bedroht, wie nicht zuletzt die Elbeflut 2002 eindrucksvoll demonstriert hat.

Ein vorsorgendes und nachhaltiges Management der Fluss-Systeme unter Berücksichtigung der verschiedenen Nutzungsansprüche an den Naturraum ist gefordert. Von Seiten der Wissenschaft gilt es, die Managementprozesse zu unterstützen. Dies kann durch Informationen über den Ist-Zustand, mögliche Maßnahmen zur Erreichung von Zielen und die Vorhersage der Auswirkungen zukünftiger Entwicklungen geschehen.

Der Einsatz von Modellen kann wesentlich zur Unterstützung der Managementprozesse beitragen, sofern er Informationen in verständlicher und nutzbarer Form liefert. Entscheidungsunterstützungssysteme - oder Decision Support Systems (DSS) - sind eine Option der Managementunterstützung.

Das Elbe-DSS, ein Entscheidungsunterstützungssystem für das Flusseinzugsgebiet der deutschen Elbe, integriert bestehende Modelle und Daten um eine sektorübergreifende Bearbeitung von Fragestellungen der Gewässergütebewirtschaftung zu ermöglichen. Im Fokus des Modellverbundes steht die georeferenzierte Prognose der Auswirkungen von Maßnahmen und externen Szenarien.

Die vorliegende Arbeit behandelt zwei der vier Module der von April 2002 bis März 2005 erstellten Pilot-Version des Elbe-DSS. Nach einer kurzen Einordnung des Elbe-DSS in den allgemeinen Kontext der Entscheidungsunterstützungssysteme folgt eine Beschreibung der wichtigsten Charakteristika des Elbe-Einzugsgebietes. Dieser Exkurs bietet die für die Interpretation der Modellergebnisse relevanten Hintergrundinformationen.

Theoretische Betrachtungen zur Integration von Modelle sowie die Umsetzung der Integration im Elbe-DSS sind Bestandteil des Teils I der Arbeit. Der Teil beginnt mit einer Übersicht über die bei der Modellintegration auftretenden Fragestellungen. Kapitel 5 legt die relevanten übergeordneten Zielsetzungen und Rahmenbedingungen des Gesamt-Projektes dar, in dessen Kontext die vorliegende Arbeit erfolgte. Die aus den vorangegangenen Kapitel resultierenden Kriterien für die Integrierbarkeit von Modellen beschreibt Kapitel 6. Die anhand der Kriterien ausgewählten Modelle, die konkrete Umsetzung der Kopplung, resultierende Fragen der Datenintegration sowie die Schnittstellen zu den Maßnahmen und externen Szenarien stellt das anschließende Kapitel 7 vor.

Der folgende Ergebniss-Teil dient zur Demonstration der Einsatzmöglichkeiten des beschriebenen Modellverbundes. Nach der Darstellung der Ergebnisse der notwendig gewordenen Neukalibrierung des Niederschlags-Abfluss-Modells HBV-D folgt die Darstellung von Ergebnissen des Modellverbundes. Über den Vergleich der Modellergebnisse im Referenz-Zustand mit Monitoringdaten erfolgt eine Einordnung der Güte der Modellergebnisse. Anschliessend wird anhand ausgewählter Maßnahmen und Szenarien die Wirkungsweise des Modellverbundes demonstriert und ein Überblick der bearbeitbaren Fragestellungen gegeben.

Im abschliessenden Diskussions-Teil erfolgt die Bewertung der Einzelmodelle und des integrierten Modellverbundes. Schwächen und Stärken des Ansatzes werden untersucht sowie daraus resultierende mögliche Weiterentwicklungen des Elbe-DSS angesprochen.

Kapitel 2

Entscheidungsunterstützungssysteme

Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Arbeiten zur Modellintegration sind Bestandteil des Entscheidungsunterstützungssystems Elbe-DSS. Die im Kapitel 5 beschriebenen Anforderungen des Elbe-DSS resultieren teilweise aus den spezifischen Anforderungen an Entscheidungsunterstützungssysteme. Im folgenden Kapitel soll der Begriff des Entscheidungsunterstützungssystems definiert und von verwandten Begrifflichkeiten abgesetzt werden. Weiteres Ziel des Kapitels ist, es die wichtigsten Spezifika dieser Klasse von Systemen vorzustellen um das Gesamtsystem Elbe-DSS besser einordnen zu können.

2.1 Management-Modelle

Entscheidungsunterstützungssysteme lassen sich in die Klasse der Management-Modelle einordnen. Management-Modelle unterscheiden sich von ihrem Modellzweck her von wissenschaftlichen Modellen, wissenschaftliche Modelle stellen jedoch oft die Basis von Management-Modellen dar. Nach Jørgensen (1994) dienen Management-Modelle dazu, den Einfluss von Eingriffen in das System abzuschätzen. Um die Wirkung des Eingriffs bewerten zu können, benötigt man Zielvorgaben, mit denen der System-Zustand verglichen werden kann. Management-Modelle müssen somit zusätzlich Indikatoren besitzen, die das Ausmaß des Erreichens von Zielvorgaben anzeigen und operationalisieren.

Ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Szenarien bzw. der Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen muss neben dem zu erwartenden Nutzen auch die Kosten quantifizieren. Die Kosten für die Durchführung der Maßnahmen selbst stellen nur einen Teil der Kosten dar, da Folgekosten oder auch Folgenutzen durch die Maßnahme entstehen können - beispielsweise Beschäftigungseffekte oder Verteilungseffekte. Kosten sind zudem Preisveränderungen, beispielsweise aufgrund von Wechselkurschwankungen oder technologischem Fortschritt, unterworfen und können deswegen nicht als dauerhaft angesehen werden.

Management-Modelle können direkt auf den ursprünglichen wissenschaftlichen Modelle basieren, oder vereinfachte Versionen davon einsetzen. So können komplexe Wechselwirkungen durch den Einsatz von Meta-Modellen vereinfacht werden (Friedman, 1995), die Anzahl der betrachteten Prozesse reduziert oder die räumliche und zeitliche Skala des Prozesses vergrößert worden sein.

Tabelle 2.1: Anforderungen an Bewertungen und Entscheidungen. Nach Herzog (2004)

prozedural	planungsorientiert	extern
Intersubjektivität	Nachvollziehbarkeit	Zügige Abwicklung
Reliabilität	Transparenz	Minimale Kosten
Validität	Offenheit	Allgemeingültigkeit
Repräsentativität	Akzeptanz	Dokumentation der Entscheidungsschritte
Formalisierung	Flexibilität	Übertragbarkeit der Ergebnisse
Strukturkonsistenz	Vollständigkeit	
Rationalität		

2.2 Entscheidungsunterstützung

Entscheidungsunterstützung bezieht sich nach Herzog (2004) auf die Phase der Planung, in der nach Bewertung der Handlungsalternativen diejenige Alternative gewählt wird, welche unter den gegebenen Randbedingungen als optimal erscheint. Die wissenschaftliche Begleitung von Entscheidungssituationen verlangt es, neben dem zugrunde liegenden Sachmodell auch ein Wertemodell zu identifizieren, auf dessen Grundlage Handlungsempfehlungen gegeben werden können. Aufgrund der Vielfalt der oftmals konkurrierenden gesellschaftlichen Ansprüche gestaltet sich das Aufstellen eines Wertemodells oft schwierig. Bewertungen und Entscheidungen sollten generellen Anforderungen genügen; Tabelle 2.1 listet die wichtigsten auf.

Die Unterstützung der Entscheidungsvorgänge von wissenschaftlicher Seite kann auf verschiedene Arten und Weisen erfolgen:

- Zugänglich machen aufbereiteter, vorhandener Forschungsergebnisse
- Erstellung von Szenarien, die aufgrund wissenschaftlicher Fragestellungen entwickelt wurden
- Erstellung von Szenarien, die speziell auf die Anforderungen der Entscheidungsträger ausgerichtet sind
- Zur Verfügung stellen von Modellen damit eigene auf die Situation angepasste Szenarien gerechnet werden können; dies kann auch die Übergabe von Daten umfassen
- Kapselung von Modellen in angepassten Benutzerschnittstellen, die die Bedienung vereinfachen; dies kann auch die Aufbereitung der Modellergebnisse umfassen
- Kopplung von Modellen, um umfassendere Fragestellungen beantworten zu können als es die Einzelmodelle ermöglichen
- Integration der Modelle, so dass den Benutzer interessierende Fragestellungen zielgerichtet beantwortet werden können

Traditioneller Output von Forschungsprojekten sind Berichte in gedruckter und zunehmend elektronischer Form, die den Entscheidungsträgern zur Verfügung gestellt werden. Das in dieser Form verfügbare

Wissen muss jedoch oftmals erst in die Sprache der Entscheidungsträger übersetzt werden um anwendbar zu sein. Sofern es sich nicht um Forschungsergebnisse handelt, die in enger Zusammenarbeit mit den Entscheidungsträgern entwickelt wurden, muss zunächst der Teil der Erkenntnisse, der auf die Fragestellung anwendbar und übertragbar ist, herausgearbeitet werden.

Abschätzungen von Entwicklungen, die sich aufgrund äußerer Umstände oder aufgrund von Systemeingriffen der Manager ergeben, lassen sich in Szenarien prognostizieren. Je stärker die Manager bei der Ausgestaltung der Szenarien beteiligt werden, desto größer dürfte in aller Regel der Gewinn für den Entscheidungsprozess sein.

Durch den Einsatz von Modellen lassen sich flexibler Antworten auf Fragestellungen der Entscheidungsträger finden - sofern die vorhandenen Fragestellungen durch die Modelle abgedeckt werden. Rahmenbedingungen für neue Szenarien können erstellt und die Auswirkungen simuliert werden. Erfahrungen aus den Vereinigten Staaten (NRC (National Research Council) (1999)) zeigen jedoch, dass es große Probleme bereitet, vorhandene Modelle für Entscheidungsträger zugänglich zu machen. Als Gründe für den fehlenden Einsatz vorhandener Modelle werden genannt:

- hohe Datenanforderungen, die nur in Forschungsprojekten erfüllt werden können
- Komplexität der Modelle und der ihnen zugrunde liegenden Annahmen
- Schwieriges und zeitaufwendiges Ableiten der Input Parameter
- hohe Kosten für Hard- und Software

Die genannten Probleme lassen sich durch das Verfügbarmachen entsprechend aufbereiteter Werkzeuge verringern. Die Aufbereitung der Werkzeuge kann in verschiedenen Stufen erfolgen, die von einer Überwachung des sinnvollen Parameter-Raumes der Eingaben über eine verbesserte Benutzerführung und eine Aufbereitung der Simulationsergebnisse bis zur Anbindung von Maßnahmen und Indikatoren reichen kann.

Komplexe interdisziplinäre Fragestellungen überschreiten in der Regel die Kapazität vorhandener Modelle. Als Lösungsmöglichkeit können neue Modelle entwickelt werden oder vorhandene miteinander gekoppelt werden ¹.

Spezielle Entscheidungswerkzeuge für Entscheidungsträger werden insbesondere für einen erfolgreichen Übergang vom top-down zum bottom-up Ansatz in der Entscheidungsfindung wichtig (Miller *et al.* (2004)). Ebenfalls erforderlich wird die Bereitstellung geeigneter Instrumente, wenn neben Interessenvertretern auch die breite Öffentlichkeit an Entscheidungsprozessen beteiligt werden soll, wie es beispielsweise die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert.

¹Siehe hierzu Kapitel 4 auf Seite 49

Planungs- und Entscheidungsebenen Herzog (2004) unterscheidet vier Planungs- und Entscheidungsebenen:

1. normativ - normative Setzungen stehen an der Spitze der Berichts- und Führungsaufgaben; sie umfassen beispielsweise längerfristige Zielvorgaben und Meilensteine.
2. strategisch - die strategische Ebene des Entscheidungs- und Planungsprozesses beschäftigt sich mit vorrausschauenden Fragestellungen, die aufgrund ihrer Langfristigkeit schlecht strukturierbar sind und deren Fakten qualitativen Charakter besitzen. Auf dieser Ebene werden Projekte überwacht und Steuerung mit ganzheitlicher Perspektive betrieben, beispielsweise hochaggregierte Indikatorensysteme entwickelt oder Leitbilder definiert.
3. administrativ - auf der administrativen Ebene werden die Vorgaben der strategischen Ebene durch Projekte und die Gestaltung einzelner Komponenten umgesetzt.
4. operativ - operative Aufgaben beziehen sich auf einen eng begrenzten Arbeitsbereich und strukturierte Probleme, die quantitativ fassbar sind und einer hohen Genauigkeit bei ihrer Umsetzung bedürfen. Hier werden die Vorgaben der administrativen Ebene unter Nutzung vorhandener Informationsstrukturen umgesetzt.

Von besonderer Bedeutung bei der Umsetzung von Unterstützungssystemen ist die Unterscheidung zwischen der strategischen und der operativen Ebene; die wichtigsten Merkmale fasst Tabelle 2.2 zusammen.

Tabelle 2.2: Wesentliche Merkmale strategischer und operativer Entscheidungsebene. Nach Herzog (2004), verändert

Merkmal	Sichtweise und Aufgaben	
	strategisch	operativ
Spektrum	sehr weit	eng
Bereich	übergreifend	spezifisch
Problemart	unstrukturiert	strukturiert
Ausrichtung	intern und extern	intern
Variabilität	flexibel	stabil
Zeithorizont	zukünftige	gegenwärtig
Fristigkeit	langfristig	kurzfristig
Beschaffenheit	qualitativ	quantitativ
Aggregation	aggregiert	detailliert
Aktualität	mäßig aktuell	zeitnah
Genauigkeit	gering	hoch
Unsicherheit	hoch	gering
Aufbereitung	aufwendig	gering
Repräsentation	aufwendig	gering
Verwendung	unregelmäßig	periodisch
Informationsquelle	extern	intern

Strukturierungsgrad von Entscheidungssituationen Laux (1998) klassifiziert Entscheidungssituationen nach dem Grad ihrer Strukturierung in strukturierte und unstrukturierte Entscheidungen. Strukturierte Entscheidungen erfolgen im Kontext bekannter Vorgehensweisen, klarer Organisationsstrukturen und messbarer Entscheidungsgrößen. Die Entscheidungsgrundlage ist weitgehend quantitativ fassbar und eignet sich aufgrund bestehenden Konsens für den Einsatz von Optimierungstechniken. Unstrukturierte oder schlecht strukturierte Entscheidungen sind dagegen durch unvollkommene oder mangelhafte Informationsgrundlagen gekennzeichnet; Gründe hierfür können in der Komplexität der Sachverhalte oder fehlender Messbarkeit von Systemzuständen liegen. Da kein Konsens über die Bewertung der Sachverhalte besteht und Informationen teilweise nur qualitativ vorliegen können keine Optimierungstechniken zum Einsatz kommen.

2.3 Entscheidungsunterstützungssysteme

2.3.1 Definition und Abgrenzung von Entscheidungsunterstützungssystemen

Bei einem DSS handelt es sich nach Turban & Aronson (1995) um ein interaktives, flexibles und adaptives rechnergestütztes Informationssystem, das speziell auf die Anforderungen komplexer, schlecht strukturierter oder unstrukturierter Probleme zugeschnitten ist.

Alternativ definiert Herzog (2004) ein DSS als ein computergestütztes, interaktives System, das Simulationsmodelle mit Auswertungs-, Verarbeitungs- und Optimierungsmethoden kombiniert und die Lösung zumeist komplexer und schlecht strukturierter Planungs- und Entscheidungsunterstützungssituationen unterstützt. Im Sinne dieser Definition soll in der vorliegenden Arbeit die Abgrenzung zwischen Entscheidungsunterstützungssystemen und Informationssystemen vorgenommen werden. Während Informationssysteme - beispielsweise in Form eines Data Warehouses oder von Data Mining Tools - vorhandene Informationen aufbereiten, also einen anderen Blick auf Vorhandenes bieten, fokussieren Entscheidungsunterstützungssysteme auf Wenn-Dann Analysen und Prognosen, bieten also ausgehend vom Gewesenen einen Blick in die - mögliche - Zukunft. Der Unterschied entsteht durch die Verwendung von Simulationsmodellen, während ein Satz von Auswertungs- und Verarbeitungsmethoden zur Grundaussstattung beider Typen gehört. In gewisser Weise ist der Übergang fließend, da die in den vorhandenen Daten gefundenen Informationen in aller Regel ebenfalls genutzt werden um Aussagen über die Zukunft zu machen; die Grenze kann da gezogen werden, wo die Prognose im Werkzeug selbst erfolgt und nicht auf den Benutzer ausgelagert wird. Einen Grenzbereich stellt die Einbeziehung vorgerechneter Szenarien in einem Informationssystem dar, da hier zwar Prognosen über die zukünftige Entwicklung präsentiert werden, die Berechnung aber nicht im System selbst erfolgt.

Der Einsatz von Optimierungsmethoden erfordert den Einsatz von Simulationsmodellen, ohne die kein zu optimierender Zustand darstellbar ist. Wieweit diese Optimierungsmethoden wirklich zu Entscheidungsunterstützungsmodellen gehören oder inwiefern sie den Übergang zu Expertensystemen darstellen ist umstritten. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Einsatz von Optimierungsmethoden nicht zum Kernbestandteil eines DSS gezählt.

Ein DSS zeichnet sich durch die Strukturierung von Zusammenhängen, gegebenenfalls auch durch die Formalisierung von Planungs- und Entscheidungsprozessen selbst aus. Je nachdem, wie stark im System die Planungsebene selbst formalisiert und strukturiert wird, kann man eher von einem DSS (Decision

Support System) oder einem PSS (Planing Support System) sprechen, wobei die Abgrenzung bisher in der Literatur nicht eindeutig definiert zu sein scheint.

Die Strukturierung und Formalisierung von Zusammenhängen erleichtert einerseits die übersichtliche Verarbeitung komplexer Sachverhalte. Andererseits sollte ein DSS mehr können, als Informationen zu erzeugen, zu speichern und zu verwalten sondern weitgehend selbstständig relevante Fakten extrahieren und Optionen oder Lösungen bei Konflikten bieten (Herzog, 2004). Gefragt ist dabei Assistenz anstelle von Automation; anstelle eines quasi checklistenartige Durchlauf des Planungsprozesses sollte dem Anwender die Möglichkeit geboten werden, den Lösungsraum zu erkunden und die für die Entscheidung wichtigen Informationen zu extrahieren. Unterstützt werden sollte dies durch eine hohe Transparenz der einzelnen Schritte und des Gesamtsystems.

Zu unterscheiden ist zwischen Systemen, die zusammen mit Daten ausgeliefert werden und solchen, die generisch mit Daten eines bestimmten Formates umgehen können. Für eine enge Verbindung zwischen DSS und Daten spricht die Unsicherheit, die durch Daten in das System hineingetragen werden kann und der hohen Anforderung an Datenkonsistenz - beide Faktoren können besser kontrolliert werden, wenn klar ist, mit welchen Daten das System betrieben wird. Andererseits erfordern Planungsprozesse und Vorhersagen möglichst aktuelle Daten, so dass zumindest eine Aktualisierung der Daten sichergestellt sein muss, falls das System nicht schnell veralten soll.

Anders als bei Optimierungsmodellen gibt es keine einfache Lösung des Problems. Schon der Vergleich zwischen verschiedenen Ergebnissen gestaltet sich schwierig, da die Bewertung der einzelnen Komponenten sehr unterschiedlich erfolgen kann. Typischerweise müssen mehrere miteinander konkurrierende Ziele beachtet werden, zwischen den Trade-offs bestehen. Die Ansprüche sollen gerecht ausgeglichen werden; die Definition des Terminus "gerecht" kann allerdings nur in trivialen Fällen eindeutig vorgenommen werden. Ein Entscheidungsunterstützungssystem muss also in der Lage sein auf unterschiedliche Ziel-Präferenzen des Nutzers zu reagieren. Dies kann es, indem entweder keine abschließende Bewertung durchgeführt wird oder Bewertungsvorgaben vom Nutzer abfragt werden und somit jedem Nutzer potenziell ein anderes, auf seine Präferenzen abgestimmtes, Ergebnis präsentiert werden kann.

Im Unterschied zu Expertensystemen überlassen Entscheidungsunterstützungssysteme dem Anwender die Entscheidung selbst, sie liefern Informationen, wählen jedoch keine Alternative aus.² Entscheidungsunterstützungssysteme besitzen die Funktion von Stabstellen: Beratung aber keine Weisungsbefugnis. Gewissermaßen sammeln sie Expertenwissen ein und machen es verfügbar, ohne das der Experte selbst zugegen sein müsste.

Teilweise wird der Begriff des Management-Modells auch im Zusammenhang mit Modellen zur Beschreibung des Managements-Prozesses oder des Verhaltens von Entscheidungsträgern und Interessensvertretern im Entscheidungsprozess verstanden. Die Berücksichtigung dieser Meta-Ebene liegt in der Erkenntnis begründet, dass Entscheidungen nicht nur von der Faktenlage, sondern auch von psychologischen und gruppen-soziologischen Prozessen bedingt werden.

²Zahlreiche Studien zeigen, dass dieses auch gewünscht wird. Kaum ein Entscheidungsträger lässt sich gerne durch ein Computersystem überflüssig machen - ebenso wenig wie von einem menschlichen Experten.

Entscheidungsunterstützungssysteme bilden diese Prozesse selbst in der Regel nicht in Form von Modellen ab; sie sind allerdings selbst Teil des Verhandlungsprozesses. In diesem Sinne kann ein DSS als Kommunikationswerkzeug eingesetzt werden, um schnell verschiedenen Szenarien durchzuspielen oder die Auswirkungen von veränderten Randbedingungen auf die Entwicklungsziele darzustellen. Wenn das Entscheidungsunterstützungssystem selbst keine Bewertung der Einzelziele vornimmt, kann es als relativ neutrales Instrument betrachtet werden, das den Kommunikationsprozess effektiv unterstützen kann.

Decision Support Systeme können in Akteurs Foren eingesetzt werden, wie sie beispielsweise im partizipA (Berkhoff *et al.*, submitted) Projekt verwirklicht werden. Solche Akteurs Foren können andererseits aber auch wichtige Inputs für die Entwicklung eines DSS liefern, wenn sich ein entsprechender Nutzerkreis ansprechen lässt und die Ergebnisse des partizipativen Modellbildungsprozesses über das Forum hinaus eingesetzt werden können. Mulino (Mysiak *et al.*, in press; Feaás *et al.*, 2004) und TwoLe (Soncini-Sessa *et al.*, 1999) sind Beispiele für Entscheidungsunterstützungssysteme, die die Verhandlungsphase direkt mit in das System integriert haben.

2.3.2 Entwicklungsgeschichtlicher Abriss

Ihren Ursprung haben Unterstützungssysteme als Oberklasse der Entscheidungsunterstützungssysteme in der Betriebswirtschaft, wo sie seit den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts zum Einsatz kommen (Herzog, 2004). Wenig bekannt sind die Impulse die aus dem militärischen Bereich gekommen sind, es darf jedoch vermutet werden, dass es hier ebenfalls frühzeitig Bestrebungen zur Entwicklung von Unterstützungssystemen gab. Im wirtschaftlichen Bereich zeichneten sich schon frühzeitig drei wesentliche Unterstützungsaufgaben ab: neben der Entscheidungsunterstützung (*decision support*) die Unterstützung bei der Verarbeitung und Verwaltung großer Datenmengen (*data support*) sowie der Kommunikation im Unternehmen bzw. zwischen Arbeitsgruppen (*communication support*).

Data - und Communication Support werden unter dem Oberbegriff Führungsinformationssysteme (*Executive Information System (EIS)*) zusammengefasst; ihr Einsatzschwerpunkt liegt bis heute praktisch ausschließlich in der Wirtschaft (Stahlknecht & Hasenkamp, 1999; Herzog, 2004).

Während zu Beginn der Entwicklung Totalsysteme (Transaction Processing Systems, TPS) im Mittelpunkt standen, wurden diese bereits Anfang der 70er Jahre durch partielle Informationssysteme abgelöst (siehe Abbildung 2.1). Während bei den erstgenannten die Erfassung und Verwaltung des gesamten Unternehmens sowie die permanente Verdichtung und Aufbereitung aller Unternehmensbereiche für Kennzahlensysteme und Simulationsmodelle im Mittelpunkt stand, waren die letzteren auf konkrete betriebliche Aufgaben ausgestattet. Gründe für das damalige Scheitern der Totalsysteme liegen neben den übertriebenen Ansprüchen des Real-Time-Managements in dem hohen Pflege- und Entwicklungsaufwand solcher Systeme, dem Fehlen informationstechnischer Voraussetzungen, der mangelnden Flexibilität gegenüber dem instabilen Wesen vieler betrieblicher Organisationsstrukturen und schließlich der geringen Akzeptanz bei den Entscheidungsträgern (Herzog, 2004).

Seit Beginn der 90er Jahre finden in der Betriebswirtschaft zunehmend Data Mining und Data Warehouse Systeme Verwendung. Data Mining Systeme stellen Analyse- und Visualisierungswerkzeuge zur Verfügung, um in großen Datenbeständen nach Mustern, Trends oder strategisch wichtigen Informationen zu suchen. Während es sich bei den Analysewerkzeugen zumeist um statistische Verfahren handelt, fokus-

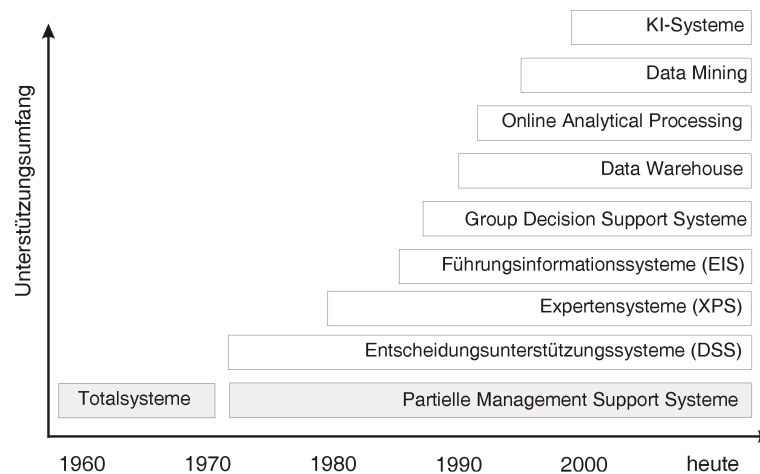


Abbildung 2.1: Entwicklungsstufen von Unterstützungssystemen nach Herzog (2004).

sieren Data Warehouse Systeme dagegen auf die effektive Generierung vielfältiger Sichten auf große Datenbestände; eingesetzt werden insbesondere die *drill-up* und *drill-down* Techniken des *Online Analytical Processing* (OLAP).

Die seit Anfang der 80er Jahre am Markt befindlichen Expertensysteme (*expert systeme*, ES oder XPS) haben in den letzten Jahren in Form der KI-Systeme eine gewisse Renaissance erfahren. Gemeinsam ist den Ansätzen, dass es sich um wissensbasierte Systeme handelt die anhand von regelgebundenem oder statistischem Expertenwissen versuchen die Handlungsweisen menschlicher Experten nachzuahmen. Bei den eingesetzten Techniken handelt es sich unter anderem um Fuzzy Logic, Bayesian Belive Networks aber auch um Neuronale Netze und Fallbasiertes Schließen.

In den Umweltwissenschaften spielen Entwicklung und Anwendung von Unterstützungssystemen, die über Umweltinformationssysteme hinausgehen, erst seit vergleichsweise kurzer Zeit eine bedeutendere Rolle (Herzog, 2004). Dem recht jungen Arbeitsgebiet widmen sich vor allem modell- und theorieorientierte Disziplinen.³

2.3.3 Entscheidungsunterstützungssysteme im Flussgebietsmanagement

Parallel zur Intensivierung der menschlichen Nutzung von Flusslandschaften hat sich das Flussgebietsmanagement - und damit die Ansprüche an Werkzeuge - von kleinskaligen, oftmals auf einen Sektor beschränkten Betrachtungen zu integrierten Ansätzen auf der Ebene des gesamten Einzugsgebietes einschließlich der Übergangzone zu den Meeren entwickelt. Primäres Ziel des Flussgebietsmanagements bzw. der Gewässergütebewirtschaftung - wie jeden Managements - ist es, existierende Zielvorgaben umzusetzen. Mögliche Zielvorgaben des Flussgebietsmanagement umfassen die ökologische Qualität der Gewässer und der Flussaue, ökonomische Effizienz, Verteilungsgerechtigkeit hinsichtlich Ober- und Unterliegern, Schutz der Bevölkerung und des Realkapitals vor Risiken wie Hochwasser sowie eine

³Einen Überblick hierzu bieten die Beiträge der IEMSS Tagung 2004 in Osnabrück, die sich in einem in Vorbereitung befindliche Special Issue von Environmental Modelling und Software wiederfinden.

nachhaltige Ressourcennutzung. Generell besitzen die Begriffe Nachhaltigkeit und Vorsorgeprinzip eine größere Bedeutung als bei Entscheidungsunterstützungssystemen, die sich nicht mit Mensch-Umwelt-Systemen beschäftigen.

Als Werkzeug zur Zielerreichung dienen Maßnahmen, deren Wirksamkeit durch Modellvorhersagen untersucht werden kann (siehe Abbildung 2.2). Die Wirksamkeit der Maßnahmen hängt auch von Rahmenbedingungen ab, die sich außerhalb der Kontrolle der Entscheidungsträger befinden; hierzu zählen beispielsweise mögliche Realisierungen des Klimawandels, Entwicklungen auf dem Weltmarkt, Ausprägungen des demographischen Wandels, Veränderungen der Siedlungsstruktur, Vorgaben auf EU Ebene oder auch die nationale Gesetzgebung. In der Regel behilft man sich mit der Definition konsistenter Szenarien, die entweder als wahrscheinlich angesehene Zukunftsszenarien beschreiben oder Extremzustände beschreiben (Worst-case Abschätzungen).

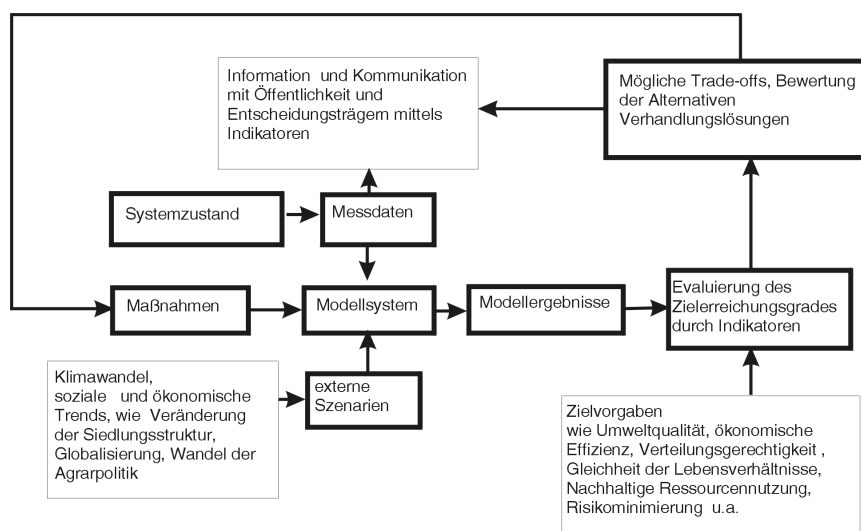


Abbildung 2.2: Einsatz von Modellsystemen im Flussgebietsmanagement nach Lorenz *et al.* (2001), verändert. Dick umrandet dargestellt sind die Bereiche, die typischerweise innerhalb von Entscheidungsunterstützungssystemen abgebildet werden.

Die Modellergebnisse, die unter Anwendung einer spezifischen Kombination von Maßnahmen und externen Szenarien erzeugt worden sind, müssen anhand der Zielvorgaben bewertet werden, um einen Vergleich der Alternativen zu ermöglichen. Die Umsetzung der Modellvorhersagen auf Zielerreichungsgrade erfolgt über Indikatoren, die beispielsweise räumliche und zeitliche Aggregationen durchführen, mit Richt- und Grenzwerten vergleichen, Veränderungen zum Ausgangszustand aufzeigen, Verteilungsmaße berechnen oder mehrere Substanzen zusammenfassend bewerten.

Prinzipiell geht es darum, die verschiedenen Nutzungsansprüche im Einzugsgebiet so auszugleichen, dass eine dauerhafte Nutzung gewährleistet und das Risiko schädlicher Einwirkungen minimiert wird. Da für viele Güter kein Markt existiert, es sich um so genannte frei Güter handelt, kann nicht davon aus-

gegangen werden, dass sich von alleine eine optimale oder auch nur befriedigende Situation einstellt.⁴ Diesem Umstand verdankt das Management von Umweltsystemen seine Existenz.

Das Management von Mensch-Umweltsystemen erfordert dabei mehr als die reine Definition von Richt- und Grenzwerten. Lorenz *et al.* (2001) stellen folgende Anforderungen und Aufgaben des Flussgebietsmanagements im Hinblick auf nachhaltige Nutzung heraus:

- Inventarisierung des ökologischen Kapitals des Einzugsgebietes sowohl in seiner Funktion als Nutzstifter für die anderen Kapitalarten als auch nur auf sich selbst bezogen.
- Aufstellung der ökonomischen Aktivitäten im Flusseinzugsgebiet unter Berücksichtigung der Kosten und Nutzen, die der Einsatz des vorhandenen ökologischen Kapitals schafft.
- Erhebung der Auswirkungen der ökonomischen Nutzung auf das Umweltkapital im Flusseinzugsgebiet.
- Erfassung der Nutzungen und Eingriffe in das Abflussgeschehen und in den Stofftransport unter spezieller Berücksichtigung der Unterlieger.
- Berücksichtigung der institutionellen Arrangements und den damit verbundenen unterschiedlichen Zielvorgaben sowie den vorhandenen sozialen Sicht- und Verhaltensweisen im Hinblick auf die Nutzung des Flusseinzugsgebietes, um so mögliche Trade-offs zu ermitteln.

Ein Vergleich zwischen einzelnen Alternativen setzt eine Wichtung der einzelnen Ziele voraus; dies hängt von den Zielfunktionen der Entscheidungsträger ab und kann schlecht verallgemeinert werden. Die Methoden der multi-kriteriellen Entscheidungsunterstützung (siehe beispielsweise Simon *et al.*, 2004a,b) können unterstützend wirken, lösen jedoch nicht das grundlegende Dilemma das sich Zielfunktionen in den seltensten Fällen objektiv festlegen lassen. Unterschiedliche Zielfunktionen der Entscheidungsträger oder Interessenvertreter resultieren in Konflikten, die sich möglicherweise durch Verhandlungen lösen lassen.

Um Maßnahmen-Pläne durchsetzen zu können müssen Interessenvertreter und Öffentlichkeit sowohl über den aktuellen Zustand als auch über die Auswirkungen der geplanten Vorgehensweise und mögliche Alternativen informiert werden. Schlussendlich führt die Durchführung von Maßnahmen-Programmen zu einem neuen Zustand, der unter Einwirkung der realen Nebenbedingungen und im Modellsystem nicht berücksichtigter Effekte erneute steuernde Eingriffe erforderlich macht.

Beispiele für in Deutschland existierende oder im Aufbau befindliche Entscheidungsunterstützungssysteme im Flusseinzugsgebiet sind neben dem Elbe-DSS REHSPROX (Gnauck, 2000), FLUMAGIS (Möltgen & Streit, 2004), REGFLUD (Kreins *et al.*, 2004), das Havel DSS (Lahmer, 2004) sowie das DSS Weiße Elster (Petry *et al.*, 2004). Im internationalen Bereich ist die Entwicklung und der Einsatz von Entscheidungssystemen teilweise weiter fortgeschritten; Beispiele sind: WATERWARE (Jamieson & Fedra, 1996a,b), AQUATOOL (Andreau *et al.*, 1996), NELUP (O'Callaghan, 1995), FLOODSS (Catelli *et al.*, 1998), DSSIPM (da Silva *et al.*, 2001) sowie STEEL-DSS (Ostrowski, 1997).

⁴Das lässt sich unter anderem mit den als Trittbrettfahrer- oder Allmende-Problem bekannten Spieltheoretischen Überlegungen begründen (Weimann, 1994).

Kapitel 3

Charakteristika des Elbe Einzugsgebietes

Die Beschreibung und Beurteilung der Modell-Ergebnisse bedarf einer Reihe von Hintergrundinformationen über den Natur-Raum und die menschliche Nutzung des Elbe-Einzugsgebietes. Das nachfolgende Kapitel stellt die für die Interpretation relevanten Informationen zusammen.

3.1 Hydrologie

Die Elbe gehört mit einem Einzugsgebiet von etwa 148.000 km² und einer Flusslänge von rund 1.100 km zu den größten Flüssen Mitteleuropas (siehe Tabelle 3.1 und Abbildung 3.1, S. 15). Der größte Teil des Einzugsgebietes gehört mit etwa zwei Dritteln zu Deutschland (siehe Abbildung 3.2); das restliche Drittel gehört - abgesehen von kleineren Flächen - zur Tschechischen Republik. Die wichtigsten deutschen Nebenflüsse sind die Schwarze Elster (Einzugsgebietsfläche: 5541 km²), die Mulde ((Einzugsgebietsfläche: 7400 km²), die Saale ((Einzugsgebietsfläche: 24079 km²) und die Havel ((Einzugsgebietsfläche: 24096 km²).

Naturräumlich lässt sich das deutsche Einzugsgebiet in drei Landschaftszonen einteilen: das pleistozäne Tiefland mit Höhenlagen bis 150 m, die Löß-Region (Böhmisches Becken) mit Höhenlagen von 150 bis 300m und den Mittelgebirgsbereich im südlichen Teil des Einzugsgebietes, der bis 1500m aufragt.

Tabelle 3.1: Vergleich großer Flussgebiete Mitteleuropas. Quelle: IKSE (1995)

Name des Wasserlaufes	Länge (km)	Einzugsgebiet (km ²)	Mittlerer Jahresabfluß (m ³ /s)	Einwohner im Einzugsgebiet (Mill. E)
Donau	2 857	817 000	6 550	82,1
Rhein	1 326	183 800	2 300	50,0
Elbe	1 094	148 268	877	24,7
Loire	1 012	115 000	400	-
Oder	866	119 149	539	16,9
Po	676	75 000	1 500	-

Tabelle 3.2: Flächenanteile der Staaten am Einzugsgebiet der Elbe. Quelle: IKSE (1995)

Staat	Größe (km²)	Anteil am Gesamt- einzugsgebiet (%)
BRD	96 932	65,4
Tschechische Rep.	50 176	33,8
Österreich	920	0,6
Polen	240	0,2
Gesamt	148 268	100,0

Die Quelle der Elbe befindet sich in 1.348 m ü. NN. im Erzgebirge. Nach dem Verlassen des Riesengebirges und des Vorgebirges durchfließt die Elbe das Böhmisches Kreidebecken (Jaroměř bis Lovosice), dann das Böhmisches Mittelgebirge (bis Děčín) und das Elbsandsteingebirge bis Pirna. Das Mittel- und Norddeutsche Tiefland durchquert die Elbe zwischen Meißen und Riesa. Ab dem Wehr Geestacht, unterhalb von Lauenburg beginnt die Tideelbe.

Das Abfluss-Regime wird stark vom Mittelgebirge geprägt und gehört damit zum pluvialen Typ, bei dem höhere Abflüsse in den Wintermonaten mit ausgeprägte Niedrigwasserphasen von Juli bis November einhergehen. So traten zwischen 1800 und 1994 81% der Hochwasserereignisse am Pegel Dresden in den Wintermonaten auf. Der mittlere jährliche Abfluss in die Nordsee beträgt 877 m³/s.

Infolge fehlender Gletschereinspeisungen, geringer Niederschläge und der großen Lockermaterialmengen in den Urstromtälern ist die Abflussganglinie im Haveleinzugsgebiet stark gedämpft.

Im Vergleich zum Rhein, der dem alpinen Abfluss-Typ (Dominanz der winterlichen Schneespeicherung und verzögerte Abflussabgabe bis in die Sommermonate) zugehörig ist, schwankt das Abflussgeschehen der Elbe stärker. Während der Trockenjahre nach 1989 fiel der Abfluss am Pegel Barby (Elbe) auf 57%, während der Abfluss am Pegel Kaub am Rhein zur gleichen Zeit lediglich um 15% abnahm. Ein ähnliches Verhältnis kann man beim Vergleich der höchsten Monatsabflüsse feststellen: während der höchste Monatsabfluss an der Elbe bei 380% des langjährigen mittleren Abflusses liegt, liegt der höchste Monatswert am Rhein nur bei 240% des langjährigen Mittels. Das Verhältnis zwischen monatlichen Mindestabflüssen und monatlichen Höchstabflüssen beträgt an der Elbe 1:21, am Rhein 1:7,5 (ATV-DVWK, 2000).

Die Elbe selbst, die Moldau und die meisten der Hauptnebenflüsse entspringen im Mittelgebirge und weisen das entsprechende Abfluss-Regime auf. Wichtige Ausnahmen sind die Havel und die Elde, die typische Flachlandflüsse sind. Das Gefälle der Havel bei ihrer Mündung in die Elbe ist geringer als das der Elbe an diesem Punkt; auch die Spree weist auf ihrem Fluss durchs Tiefland ein geringeres Gefälle als die Elbe auf (vergleiche Abbildung 3.3).

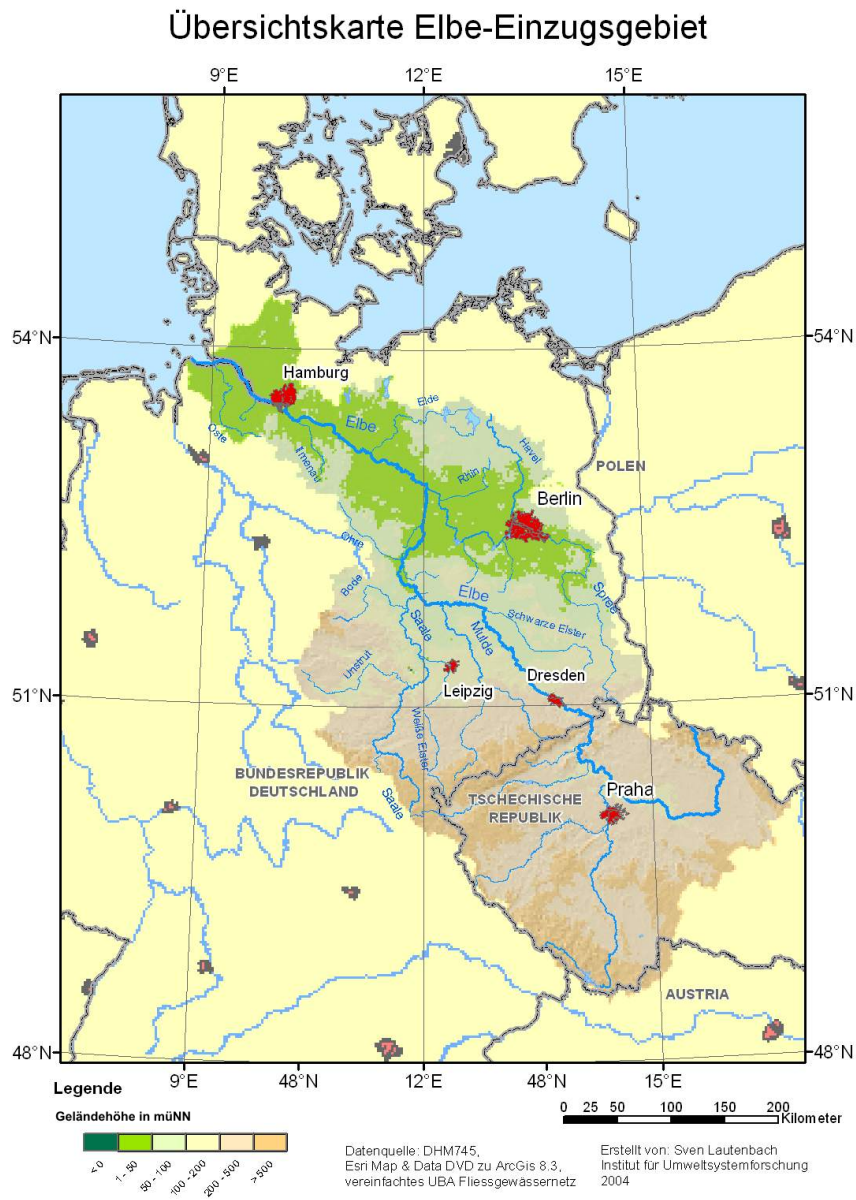


Abbildung 3.1: Übersichtskarte Elbe-Einzugsgebiet. Das Einzugsgebiet der Elbe befindet sich zu etwa zwei Dritteln im Staatsgebiet der Bundesrepublik Deutschland und zu einem Drittel auf dem Territorium der tschechischen Republik.

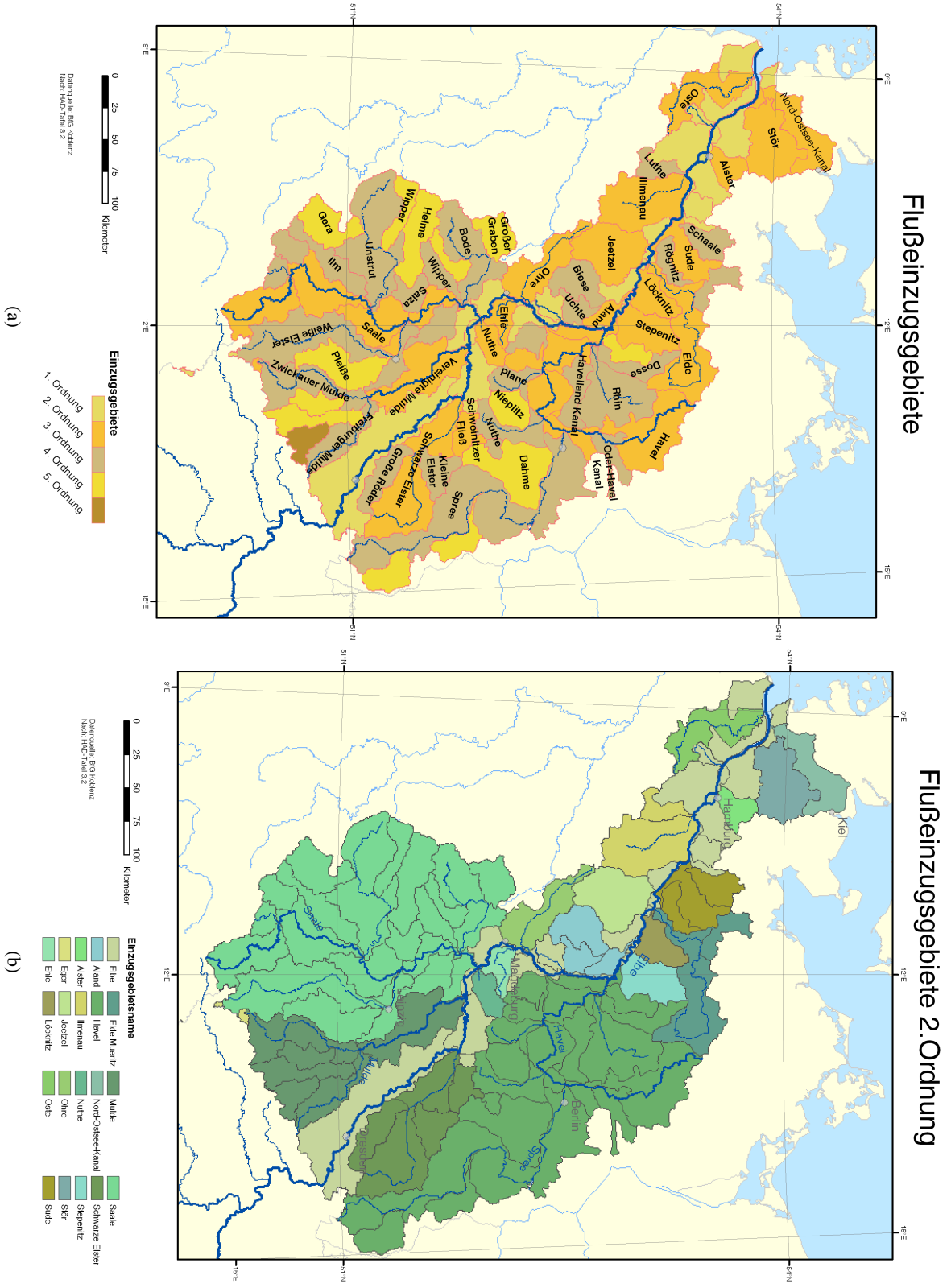


Abbildung 3.2: Flusseinzugsgebiete im deutschen Elbe-Einzugsgebiet. Dargestellt sind auf der linken Seite die wichtigsten Einzugsgebiete bis zur fünften Ebene. Die rechte Seite zeigt die Flusseinzugsgebiete der 2. Ordnung. Datenquelle: BfG, Koblenz

3.1.1 Charakteristika ausgewählter Einzugsgebiete

Moldau

Die Moldau entspringt als Kalte und Warme Moldau im Böhmerwald und entwässert einen größeren Teil der südlichen Tschechischen Republik. Während der Oberlauf weitgehend unbeeinflusst ist, wird der mittlere Verlauf bis oberhalb von Prag durch eine Reihe von Talsperren - die so genannte Moldau-Kaskade - reguliert (ATV-DVWK, 2000).

Eger/Ohře

Die Eger bzw. Ohře entspringt im bayrischen Fichtelgebirge; sie wird durch Talsperren in Ober- und Mittellauf beeinflusst.

Schwarze Elster

Die Schwarze Elster entspringt im westlichen Teil des Lausitzer Berglandes in 287 m über NN und fließt nach ihrem Lauf durch Sachsen und Brandenburg zwischen Torgau und der Lutherstadt Wittenberg rechtsseitig in die Elbe. Die bedeutendsten Nebenflüsse sind die Pulsnitz und die Große Röder.

Mulde

Die Freiburger Mulde, die Zschopau und die Zwickauer Mulde entspringen in den Höhenlagen des Erzgebirges, teilweise auf tschechischem Territorium. Die drei typischen Mittelgebirgsflüsse vereinigen sich beim Übergang zum westsächsischen Hügelland zur Vereinigten Mulde, die bei Dessau in die Elbe mündet. Im Oberlauf der Mulde und ihrer Zuflüsse befinden sich zahlreiche Talsperren, die vorwiegend der Trinkwasserversorgung und dem Hochwasserschutz dienen. Im Bitterfelder Braunkohle-Revier wurde sie teilweise weiträumig verlegt, z.B. durch das Restloch Muldestausee, und wird durch die Grubenwasserhaltung beeinflusst (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998).

Obere Saale

Die Saale entspringt im bayrischen Fichtelgebirge in 707 m über NN und folgt dann der Hauptabdachung des Mittelgebirges am östlichen Rand des Thüringer Beckens. An das Quellgebiet mit dem Zufluss der Selbitz schließt sich das Gebiet der Saale-Talsperren an, die den Abfluss der Saale vom Niedrig- bis zum Hochwasserbereich beeinflussen (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998). Vor dem Zufluss der Unstrut münden die Loquitz, die Schwarza und die Ilm in die Saale.

Unstrut

Die Unstrut entwässert das abflussarme Thüringer Becken, das von Thüringer Wald und Harz abgeschirmt wird. Infolge dieser Regenschattenlage zusammen mit den starken Reliefunterschieden schwanken die jährlichen Abflussmengen innerhalb des Gebietes beträchtlich (0 bis 1000 mm/a, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1998)). Schon früh wurde der Oberlauf der Unstrut und ihre Zuflüsse eingedeicht, was zu lang andauernden Überflutungen der Unstrut und Helme Niederungen führte. Als

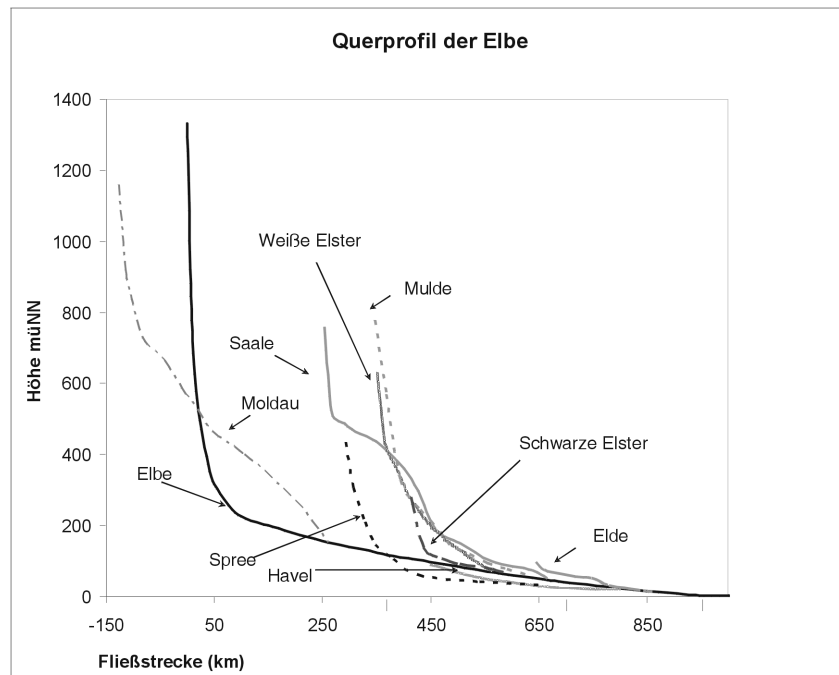


Abbildung 3.3: Höhenprofil der Elbe und einiger bedeutender Nebenflüsse. Deutlich zu erkennen sind die Unterschiede zwischen den Mittelgebirgsflüssen wie der Mulde, der Moldau oder der Saale und den Tieflandflüssen wie der Havel und der Elde. Die Kilometrierung der Fließstrecke entspricht den amtlichen Angaben; Nullpunkt ist die deutsch-tschechische Staatsgrenze. Die Lauflänge der Nebenflüsse ist relativ zur Elbe angegeben. Weiße Elster und Spree sind Nebenflüsse dritter Ordnung, sie münden in die Saale bzw. die Havel. Die Höhenprofile der Nebenflüsse wurden aus digitalen Geländemodellen abgeleitet und sind damit nicht für kleinräumige Analysen geeignet.

Reaktion darauf wurden nach dem II. Weltkrieg große künstliche Retentionsräume geschaffen, insbesondere in den später zu Talsperren ausgebauten Hochwasserrückhaltebecken Straußfurt/Unstrut (19,2 Millionen m³) und Kelbra/Helme (35,6 Millionen m³). In den gefällearmen Auen hat die Bewässerung durch Einstau und Beregnung eine lange Tradition.

Weißer Elster

Der zweitgrößte Zufluss der Saale, die Weiße Elster entspringt im tschechischen Einzugsgebiet auf 724 m über NN im Elstergebirge. Im Oberlauf ist sie ein typischer Mittelgebirgsfluß mit höherem Abflüssen im Winterhalbjahr. Die Wasserführung wird hier durch eine Vielzahl von Trink- und Brauchwassertalsperren beeinflusst, was sich in einer Anhebung der Niedrigwasserführung und der Kappung von Hochwasserscheitelabflüssen manifestiert. Ab der Linie Zeitz-Altenburg werden die hydrologischen Abflussverhältnisse stark durch den Braunkohlenbergbau beeinflusst (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998).

Untere Saale

Die untere Saale stellt eine Transitstrecke ohne größeres Eigendargebot dar. Die bedeutendsten linksseitigen Zuflüsse, die Salza und die Wipper tragen aufgrund des Regenschatteneffektes des Harzes wenig zum Abfluss bei, ebenso wie die Fuhne mit ihrer Bifurkation zwischen Saale und Muldegebiet. Dagegen wird die Wasserführung merkbar durch die Bode beeinflusst, trotz der großen Retentionsflächen machen sich insbesondere die Hochwasserabflüsse bemerkbar. Wie bei der oberen Saale wird das Abflussgeschehen durch die Saale-Talsperren beeinflusst, so dass das Abflussregime nicht immer mit dem anderer Fließgewässer im Einzugsgebiet der mittleren Elbe vergleichbar ist (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998).

Bode

Die Bode entwässert ein recht differenziertes Einzugsgebiet, das sich aus dem niederschlags- und abflussreichen Hoch- und Oberharz aus grundwasserarmen Grundgebirge und den intensiv pleistozän überformten Schichtgebirge des Harzvorlandes und der Magdeburger Börde zusammensetzt. Die Wasserführung der Bode wird maßgeblich durch die Trinkwassersperranlage in der Rappbode und die Überleitungssperre in der Bode beeinflusst, was sich in einer generellen Abflussverringerung aber einer Aufhöhung des Niedrigwasserstandes niederschlägt (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998).

Mittlere Elbe und Zuflüsse

Die Elbe ist zwischen Saale- und Havelzufluss mit Ausnahme des Magdeburger Stromfelsens durch geringes Gefälle gekennzeichnet. Das direkte Einzugsgebiet weist geringe (150 mm/a) bis negative Abflusshöhen (-100 mm/a in den Zehrgebieten Elbaue und Fiener Burch) auf (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998).

Havel

Die Quelle der Havel entspringt bei Dambeck in Mecklenburg-Vorpommern, durchfließt zahlreiche Seen und mündet bei Havelberg in die Elbe. Die Havel ist ein ausgesprochener Flachlandfluss, der überwiegend in pleistozänen Sander- und Urstromtalbildungen mit ungewöhnlich niedrigem Gefälle und sehr geringer Fließgeschwindigkeit verläuft. In dem niederschlagsarmen Gebiet stellen das stark verzweigte Gewässernetz mit seinen zahlreichen Seen und seenähnlichen Erweiterungen zusätzliche Zehrflächen dar. Das Abflussgeschehen wird durch eine Vielzahl von Nutzungen und Stauhaltungen sowie durch das weitgehend kanalisierte Gewässersystem beeinflusst (Landesumweltamt Brandenburg, 1995). Verbindungen zu anderen Einzugsgebieten bestehen über Schifffahrtsstraßen wie den Elbe-Havel-Kanal, den Oder-Havel-Kanal, den Müritz-Havel-Kanal und den Oder-Spree-Kanal.

Spree

Wichtigster Zufluss der Havel ist die Spree, die ungefähr 42% des Haveleinzugsgebietes ausmacht. Sie entspringt im Oberlausitzer Bergland im tschechischen Teil des Einzugsgebietes und mündet bei Berlin

in die Havel. Ihr Abflussverhalten wird wesentlich durch die Talsperren im Oberlauf und Grubenwasserreinleitungen beeinflusst. Im Unterlauf wird zudem ein Teil des für die Scheitelhaltung des Oder-Spree-Kanals benötigten Wassers vom Pumpwerk Neuhaus entnommen (Landesumweltamt Brandenburg, 1995).

Rhin

In Niedrigwasserzeiten wird ein Teil des aus der Müritz in das obere Havelgebiet gepumpten Wassermenge in die Rhin eingeleitet (Landesumweltamt Brandenburg, 1995).

3.2 Klimatische Verhältnisse

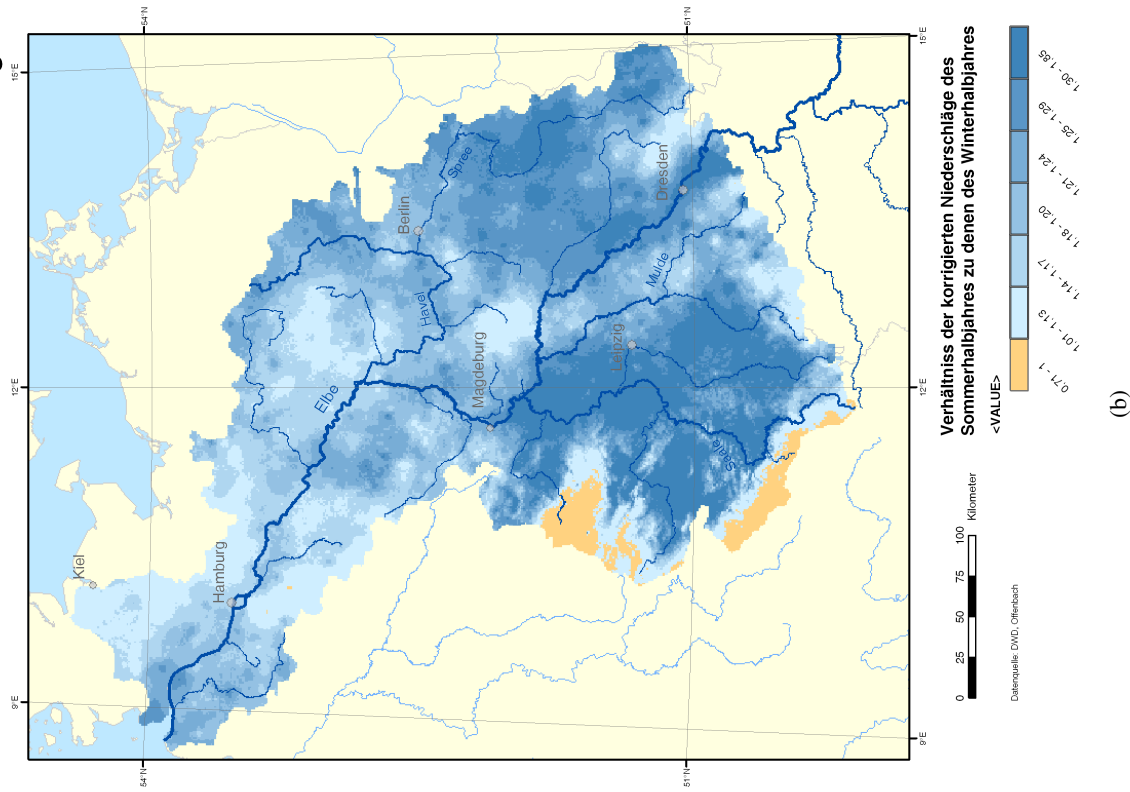
Das Elbe-Einzugsgebiet weist niedrigere Jahres-Niederschläge auf als der Rest von Deutschland. Für den Zeitraum 1961-1990 waren es fast 150 mm/a weniger als der Bundesdurchschnitt. Aufgrund des zunehmenden kontinentalen Einflusses nehmen die Niederschläge von West nach Ost und von Nord nach Süd ab (Abbildung 3.4, S. 21). Überprägt wird dieser Trend durch die Topographie. Wie in den mittleren Breiten üblich, nehmen die Niederschläge mit zunehmender Höhe zu, so dass sich die Höhenlagen des Erzgebirges, des Thüringer Waldes und des Harzes deutlich hervorheben. Auf der Ostseite der Gebirge ist diese Zunahme schwächer, da es bei der vorherrschenden Westwindlage zu Lee-Effekten kommt. Dieser Lee-Effekt ist besonders deutlich östlich des Thüringer Waldes und des Harzes.

Wegen des hohen Verdunstungspotentials während der Sommermonate ist vor allem der in den Wintermonaten fallende Niederschlag abflusswirksam. Im Westen des Einzugsgebietes verteilen sich die Niederschläge recht gleichmäßig auf die beiden Halbjahre. Süden und Osten weisen dagegen eine deutlichere Verschiebung des Verhältnisses Richtung Sommermonate auf.

Im Zusammenspiel von Niederschlags-Verteilung und Landnutzung lassen sich die realen Verdunstungshöhen, die Grundwasserneubildungsrate (Abbildung 3.5, S. 22) und die klimatische Wasserbilanz (Abbildung 3.6, S. 23) abschätzen, die wichtige Hinweise bezüglich der Abflussgenerierung liefern. Große Abflussmengen werden vor allem im Erzgebirge, dem Thüringer Wald und Teilen des Harzes gebildet. Weite Bereiche des Einzugsgebietes sind bei niedrigen Niederschlägen durch vergleichsweise geringe Abflussbildung gekennzeichnet. Im Einzugsgebiet der Unstrut, Teilen des Thüringer Beckens sowie im östlichen Harzvorland und der zugehörigen Börden weist die klimatische Wasserbilanz Zehrgebiete aus.

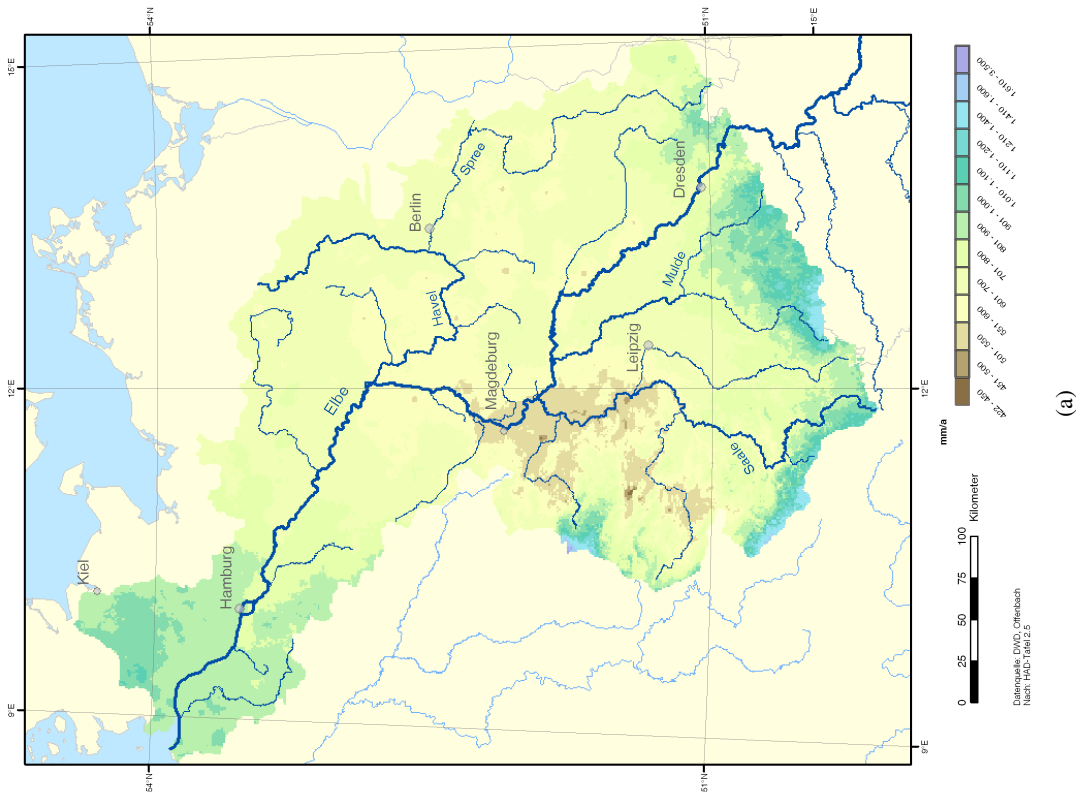
Aufgrund der genannten klimatischen Charakteristika und des hohen Wasseranspruchs der verschiedenen Nutzungen ist das Elbe-Einzugsgebiet im langjährigen Mittel eher durch Wassermangel gekennzeichnet.

Verhältnis der Sommer- und Winterniederschläge



(b)

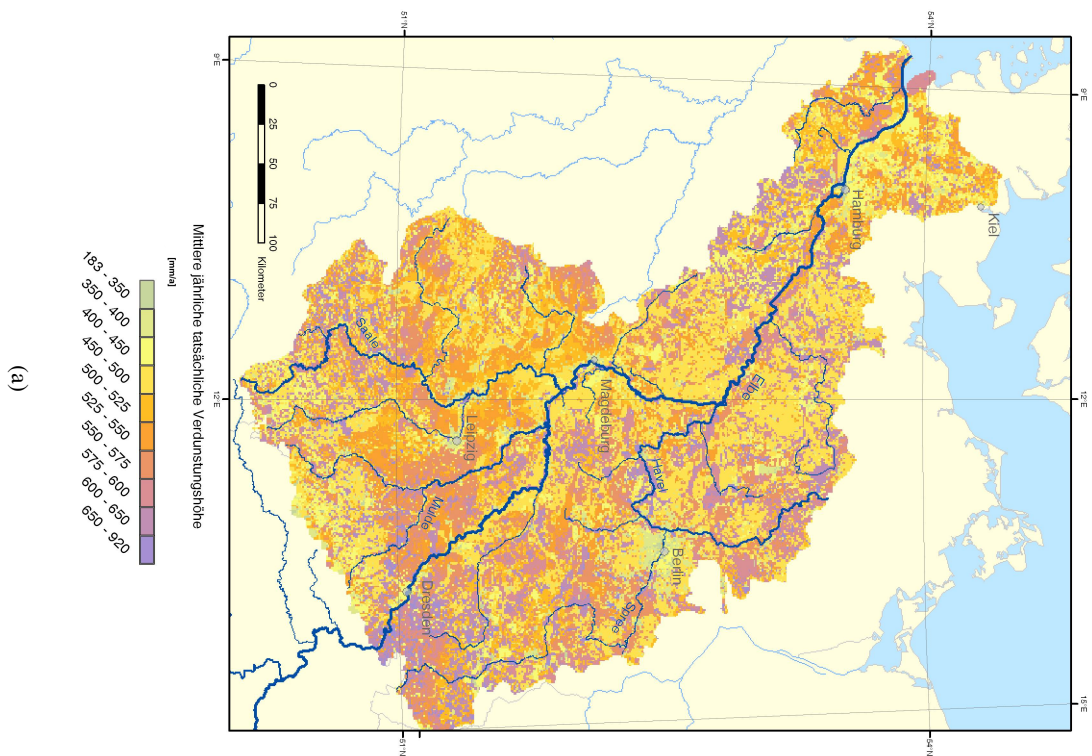
Mittlere korrigierte jährliche Niederschläge



(a)

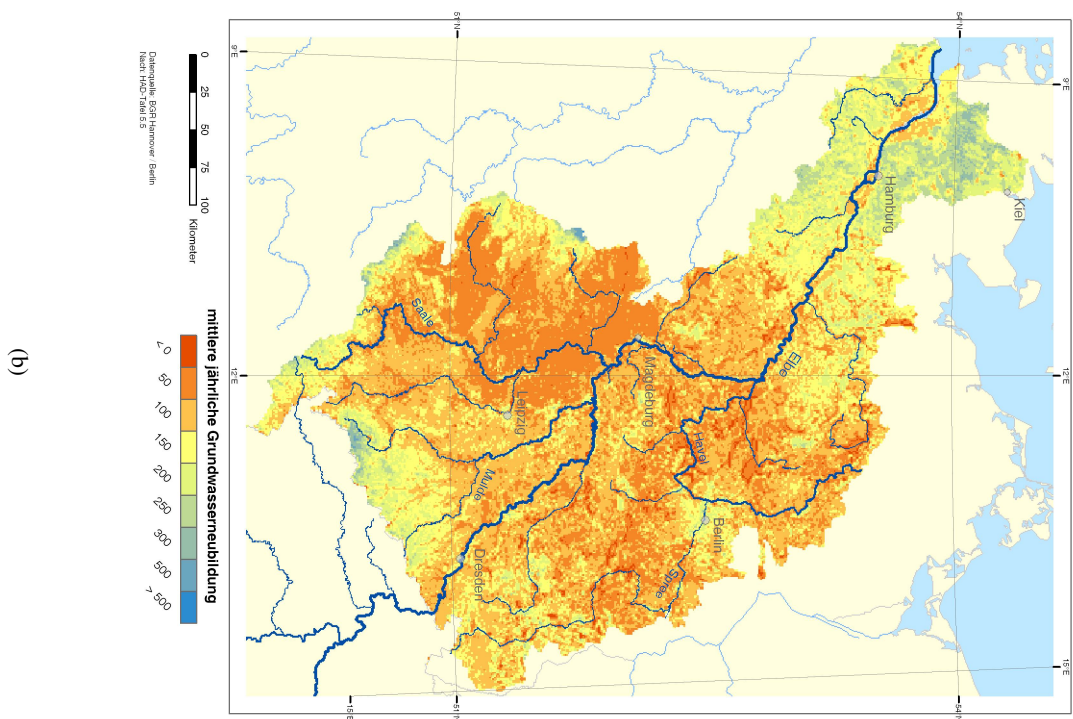
Abbildung 3.4: (a) Korrigierte jährliche Niederschläge [mm/a]. Die Darstellung zugrunde liegenden Messdaten der Niederschlagsstationen wurden vor der Interpolation vom DWD um den windbedingten Messfehler korrigiert (Richter & Schwanitz, 2000a). Datenquelle: DWD, Offenbach. (b) Verhältnis der korrigierten Sommer- und Winterniederschläge im Elbe-Einzugsgebiet. Datenquelle: DWD, Offenbach. Daten wurden anhand der korrigierten Niederschläge des Sommer- und des Winterhalbjahres berechnet (Richter & Schwanitz, 2000b).

Mittlere jährliche tatsächliche Verdunstungshöhe



(a)

Mittlere jährliche Grundwasserneubildung



(b)

Abbildung 3.5: (a) Tatsächliche Verdunstung; (b) Grundwasserneubildung im Elbe-Einzugsgebiet. Datenquelle: BGR (Neumann & Wycisk, 2000)..

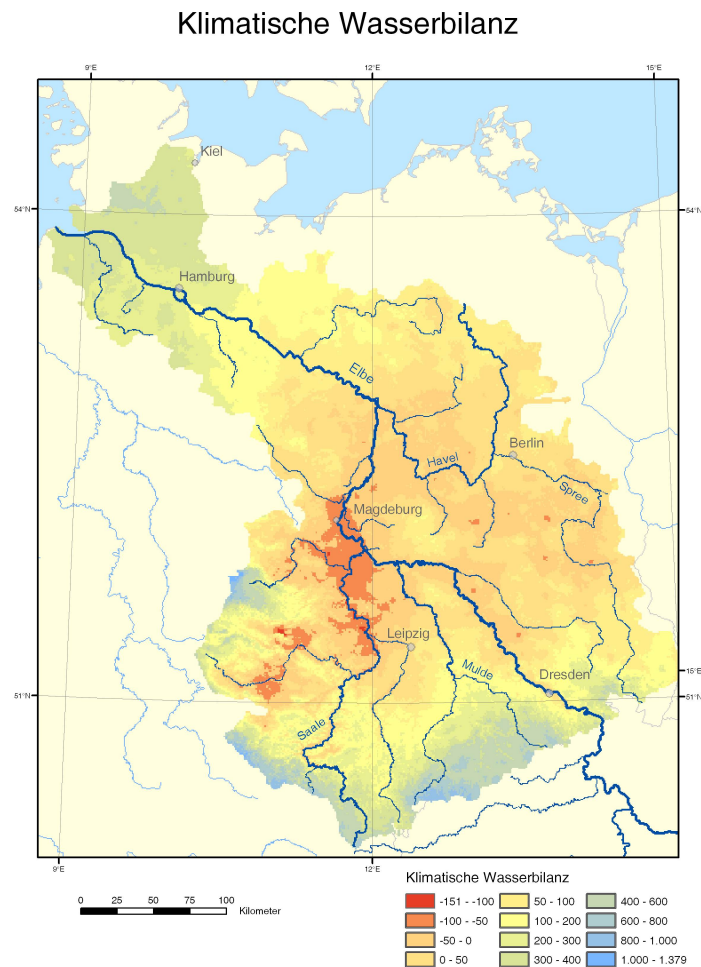


Abbildung 3.6: Mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz als Differenz des mittleren Jahresniederschlags und der mittleren Gras-Referenz-Verdunstung. Datenquelle: DWD, Offenbach.

3.3 Bodenstandorte und Geologie

Hinsichtlich der Böden lässt sich das Elbe-Einzugsgebiet in 5 Regionen einteilen: die Lössregion, die Berg- und Hügelländer, die Glaziallandschaften, die holozänen Ablagerungen der Flussauen und Marschen sowie die Küsten-Regionen und Moore (Abbildung 3.7, S. 26). Bei den großflächig nur im Mittel- und Unterlauf der Elbe auftretenden Böden der Flussauen und Marschen handelt es sich um recht homogen aufgebaute Böden. Die Böden bestehen vorwiegend aus feinkörnigen fluvialen Materialien, im Falle der Marschen auch aus marinen Ablagerungen.

Die Böden der Glaziallandschaften lassen sich in Böden der Jung- und der Altmoränenlandschaft gliedern. Aufgrund der geringeren Entwicklungszeit sind die Böden der Jungmoränenlandschaft in der Regel weniger tiefgründig entkalkt, lessiviert und podsoliert. Auf Grund- und Endmoränen haben

sich vorwiegend Braunerden und Parabraunerden sowie Pseudogleye entwickelt, während sich auf den Sander- und Geschiebe-Decksand-Standorten vorwiegend Podsole und Braunerde-Podsole entwickelt haben (Kunkel & Wendland, 2004).

Auf den eiszeitlichen Lössablagerungen im Übergangsbereich zur Mittelgebirgslandschaft haben in den niederschlagsarmen Beckenlagen Schwarzerden entwickelt, die in den etwas niederschlagsreicheren Gebieten von Parabraunerden abgelöst werden.

Das Ausgangsgestein prägt die Bodenbildung in den Berg- und Hügelländern. Während sich auf den karbonatischen Ausgangsgesteinen vorwiegend tonig-schluffige Rendzinen und Pararendzinen entwickelt haben, herrschen auf Sandsteinen und kristallinen Gesteinen sandig-lehmige Braunerden vor. Lehmige Braunerden, Braunerde-Podsole und Pseudogleye herrschen auf den Ton- Schluffschiefen von Harz, Thüringer Wald und Erzgebirge vor (Kunkel & Wendland, 2004).

Wichtige Kenngröße für die landwirtschaftliche Nutzung, aber auch die Abfluss-Modellierung ist die Wasserhaltefähigkeit des Bodens, ausgedrückt über die effektive Feldkapazität im Wurzelraum. Die effektive Feldkapazität ist ein Maß für das im Boden maximal speicherbare Wasser, das pflanzenverfügbar gebunden ist, d.h. sich mit den typischen Saugspannungen der Pflanzen dem Boden entziehen lässt. Wie Abbildung 3.7, S. 26 zeigt, sind hinsichtlich dieses Parameters vor allem die Lössböden Sachsen-Anhalts und Thüringens hinsichtlich des Pflanzenbaus positiv zu bewerten.

Die Austauschhäufigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Abbildung 3.3, S. 28) gibt an, wie oft das in der belebten Bodenzone vorhandene Wasser durch das zugeführte Niederschlagswasser ausgetauscht wird. Sie berechnet sich aus dem Quotienten von Grundwasserneubildung und nutzbarer Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (BGR, 1994). Bei einer geringen Austauschhäufigkeit ist die Verweilzeit des Wassers und damit auch die im Boden zurückgehaltene Wassermenge hoch. Eine geringe Austauschhäufigkeit ist somit positiv für den Landschaftswasserhaushalt zu bewerten. Längere Verweilzeiten wirken sich positiv auf die Qualität des Sickerwasser aus, da Abbau-Prozesse länger wirken können. Andererseits ist die Grundwasserneubildungsrate bei einem hohen Speichervermögen und geringer Austauschhäufigkeit des Bodenwassers niedrig, da ein höherer Anteil des Niederschlagswasser im Boden gebunden bleibt und für die pflanzliche Transpiration zur Verfügung steht.

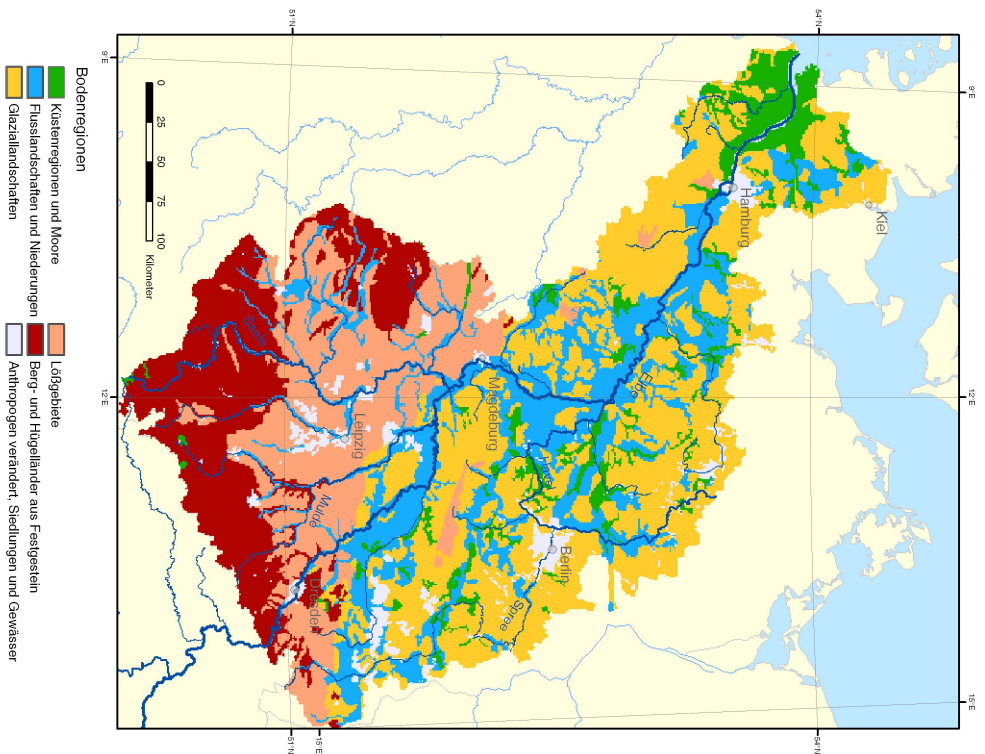
Die Mittelgebirgsbereiche im Süden des Einzugsgebietes sowie der Harz zeichnen sich durch hohe Austauschhäufigkeiten aus, was eine Folge der hohen Niederschläge mit der daraus resultierenden hohen Grundwasserneubildung sowie der geringen nutzbaren Feldkapazität der Böden ist. Auch die Flachlandbereiche der Lüneburger Heide und der Elbmarsch zeichnen sich, bedingt durch hohe Grundwasserneubildungsraten und geringe Feldkapazität, über weite Gebiete durch relativ hohe Austausch-Raten aus. Im Gegensatz dazu herrschen im Harzvorland sowie im Thüringer Becken Böden mit hohen nutzbaren Feldkapazitäten sowie geringe Grundwasserneubildungsraten vor.

Der Basisabfluss, aber auch das Denitrifikationspotential des Untergrundes wird maßgeblich über die Eigenschaften der grundwasserführenden Gesteinsschichten geprägt. Das oberste Stockwerk der grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbegebietes wird zu etwa 2/3 von Lockergesteinen eingenommen, deren Wasserführung in Poren stattfindet (siehe Abbildung 3.8 (b)). Aufgrund der wiederholten Vorstöße des skandinavischen Inlandeises zeichnen sich die Lockergesteine im Elbe-Einzugsgebiet durch eine ausgeprägte Schichtung aus.

Der südliche Teil des Einzugsgebietes wird dagegen von Festgesteinsbereichen gebildet, die als Kluft- oder Karstgrundwasserleiter in Erscheinung treten. Im Vergleich zu Lockergesteinen sind Aussagen über die Grundwasserführung im Festgesteinsbereich ausgesprochen schwierig. Generell scheinen die schnell abfließenden Abflusskomponenten hier dominierend zu sein (Kunkel & Wendland, 2004). Die Regionen weisen in der Regel ein geringes Wasseraufnahmevermögen auf, weshalb nur ein geringer Teil des in den Untergrund infiltrierten Wassers zu "echtem Grundwasser" mit langer Verweilzeit wird.

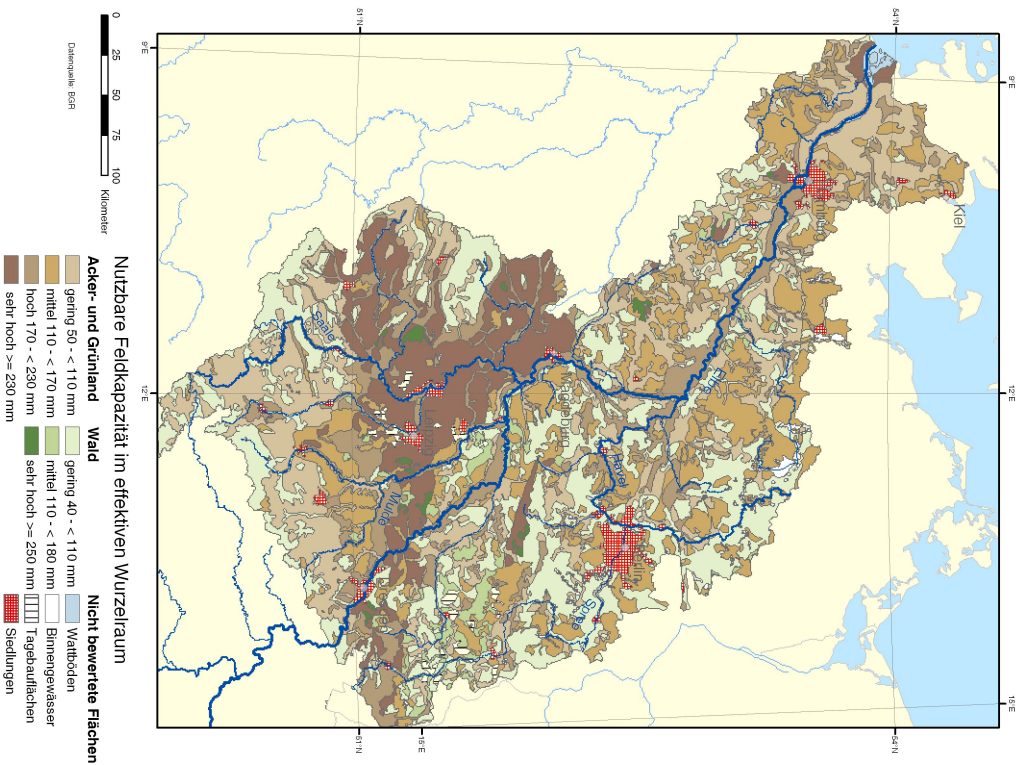
Insbesondere für die Betrachtung der Stickstoff-Einträge in die Gewässer stellt die Verweilzeit des Grundwassers eine bedeutende Größe dar. Von Kunkel & Wendland (1999) diesbezüglich getroffene Abschätzungen legen insbesondere für die Mittel- und Ostbrandenburgischen Platten, den Fläming, die Lüneburger Heide, die Altmarsch sowie die Elbmündungs- und Geehtbereiche Verweilzeiten größer 45 Jahre nahe. Für die Mittelgebirgsregionen wird von einer kurzen Verweilzeit des Grundwassers ausgegangen (Abbildung 3.9, S. 28).

Bodenregionen



(a)

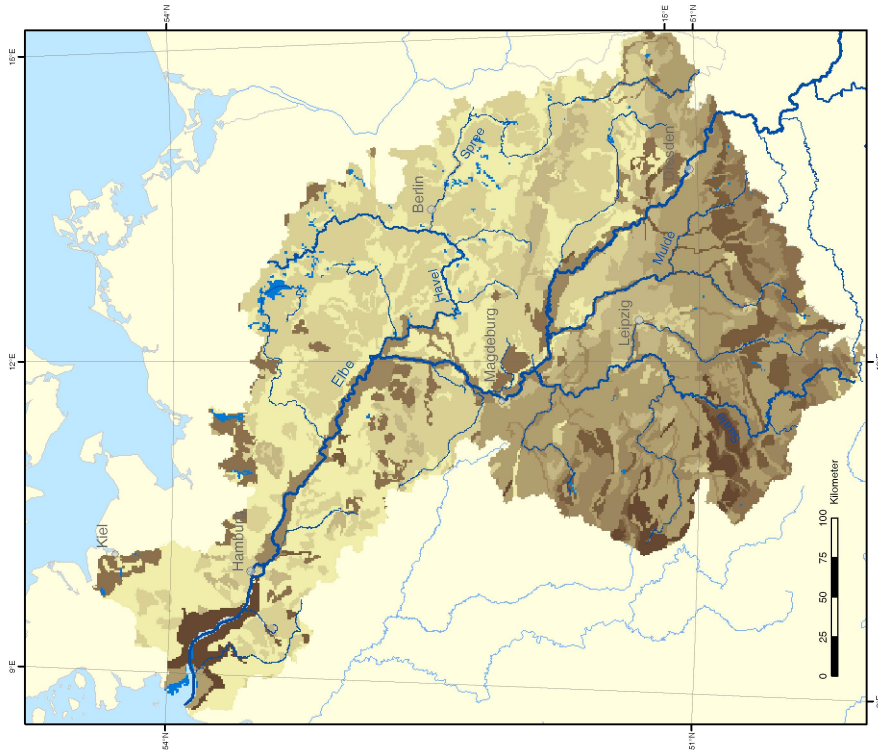
Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum



(b)

Abbildung 3.7: Bodenregionen (a) und nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (b). Datenquelle: BGR und BGR (Hennings *et al.*, 2000)

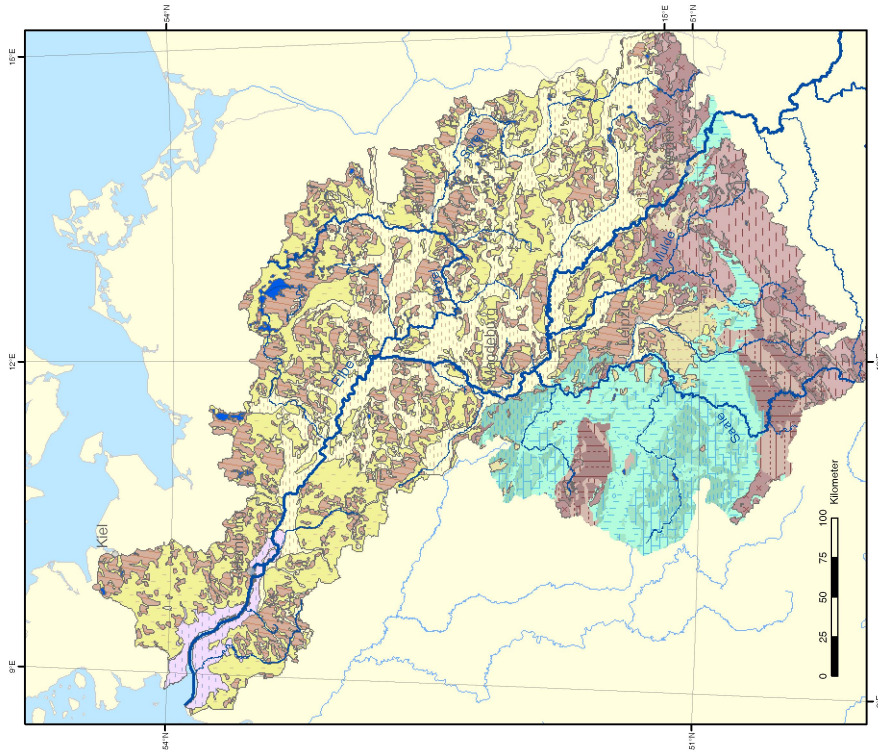
Bodenartengruppen



- Bodenartengruppen**
- Reinsande
 - Lehmsande
 - Schluffsande
 - Sandlehme
 - Lehmschluffe
 - Reinschluffe
 - Schlufftone
 - Sandwässer
 - Gewässer

(a)

Hydrogeologische Unterregionen



- Hydrogeologische Unterregionen**
- Küste**
 - Küstendünen
 - Seemarsch
 - Flachland- und Lockergesteinsregion**
 - Täler- und Schotterflächen
 - Sand- und Hochflächensande
 - Beckenablagern der Tertiärzeit
 - Moränenbildungen
 - Mittelgebirge, schwach diagenetisch mod.**
 - Sandsteine und Konglomerate
 - Kalksteine
 - Vulkanische Gesteine
 - Mergelsteine
 - Gips- und gipsführendes Gesteine
 - Feinsandsteine und Tonsteine
 - Täflungen
 - Mittelgebirge, stark diagenetisch mod. & kristalin**
 - Dolomite und Kalksteine
 - Grauwacken und Quarzite
 - Kristalline, stark gefaltete Gesteine
 - Kristalline, weniger gefaltete Gesteine
 - Tonsteine
 - Tabularungen
 - Sonstige**
 - Gewässer

(b)

Abbildung 3.8: (a) Bodenartengruppen und (b) hydrogeologische Unterregionen. Datenquelle: BGR

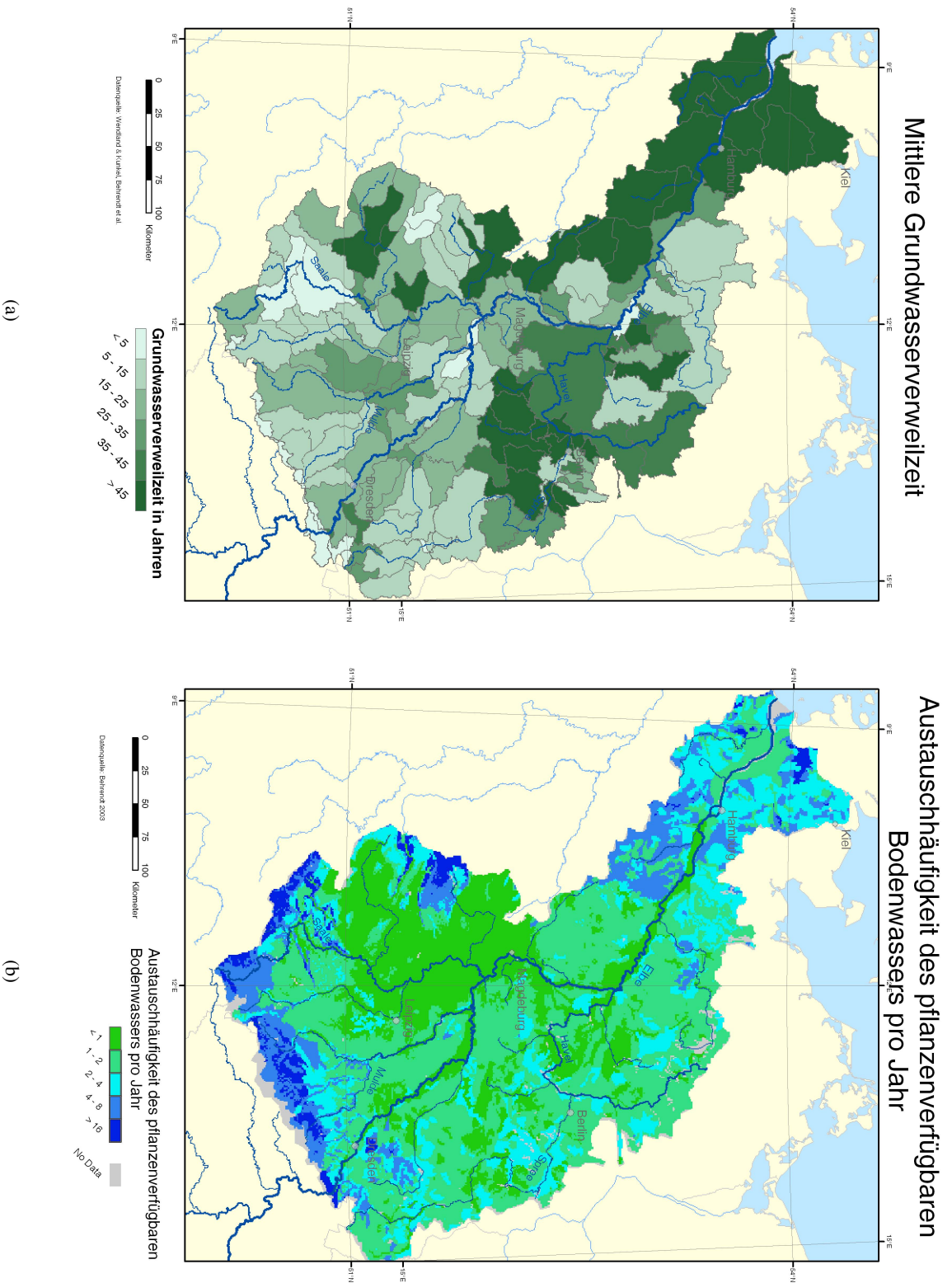


Abbildung 3.9: (a) Grundwasserneuerzeiten im Elbe-Einzugsgebiet auf Grundlage der MONERIS Einzugsgebiete. Datenquelle: Behrendt *et al.* (2003), auf der Grundlage von Kunkel & Wendland (1999). (b) Austauschfähigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassers. Berechnung: Graf (2004), Datenquelle: BGR (Neumann & Wycisk, 2000; Hennings *et al.*, 2000)

Naturräumliche Einheiten im dt. Elbe Einzugsgebiet



Abbildung 3.10: Naturräumliche Gliederung des deutschen Elbe-Einzugsgebietes. Naturräume wechseln mehr oder weniger stetig und weniger abrupt, so dass die Grenzen eher Übergangsbereiche markieren. Erstellt auf Grundlage von Burak & Zepp (2000); ursprüngliche Datenquelle: Bundesamt für Naturschutz.

3.4 Naturräumliche Gliederung

Zur Ansprache des Gebietes wird in der vorliegenden Arbeit neben der Einzugsgebietsunterteilung die Naturräumliche Gliederung auf Grundlage der Naturräumlichen Haupteinheitengruppen von Meynen *et al.* (1952-1963) verwendet (Abbildung 3.10, S. 29). Die Naturräume werden in Deutschland in der Hauptsache anhand der Tektonik und des Reliefs abgegrenzt; ergänzende Einteilungskriterien sind das oberflächennahe Substrat und das Regionalklima. Die eingezeichneten Grenzen auf der Grundlage von Burak & Zepp (2000) sind nicht trennscharf sondern markieren mehr oder weniger breite Übergangsbereiche. Da anthropogene Faktoren bei der Einteilung nicht berücksichtigt werden, können die Naturraumeinheiten nicht immer mit Räumen einheitlicher landschaftsökologischer Prozeßgefüge gleichgesetzt werden (Zepp, 1999).

3.5 Menschliche Nutzung

Eine Bevölkerung von 25 Millionen Menschen lebt und wirtschaftet im Einzugsgebiet. Chemische Industrie, Braunkohletagebau und Erzabbau haben neben der landwirtschaftlichen Nutzung ihren Teil zur Belastung der Flüsse beigetragen. Auch wenn sich die Belastung der Elbe in den letzten Jahren durch verbesserte Abwasserbehandlungsmaßnahmen und die eingebrochene industrielle Produktion in den fünf neuen Ländern deutlich verringert hat, bleibt die Elbe ein in weiten Teilen erheblich belastetes Flusseinzugsgebiet.

3.5.1 Landnutzung

Ackerflächen stellen mit gut der Hälfte der Einzugsgebietsfläche die dominierende Landnutzung im deutschen Elbe-Einzugsgebiet dar (Abbildung 3.11, S. 31). Besonders hoch ist der Anteil dieser Landnutzungs-kategorie in der Lössregion. Große zusammenhängende Waldflächen treten vor allem in den höheren Lagen der Mittelgebirge und des Harz sowie auf den sandigen Böden Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns auf. Nennenswerte Grünlandanteile finden sich in den Marschregionen westlich von Hamburg. Größere zusammenhängende urbane Flächen finden sich neben den Ballungsräumen Hamburg und Berlin auch um Leipzig, Dresden sowie in der Region Chemnitz-Zwickau.

Die Verteilung der Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet beeinflusst insbesondere über Verdunstung und Infiltration das Abflussgeschehen und prägt hinsichtlich diffus eingetragener Substanzen das räumliche Muster der Belastung. Haushaltsspezifische Emissionen lehnen sich in ihrem Belastungsmuster an die Siedlungsstruktur an, wobei dieses räumliche Muster gegebenenfalls durch den Ausbaugrad der Kläranlagen überprägt wird.

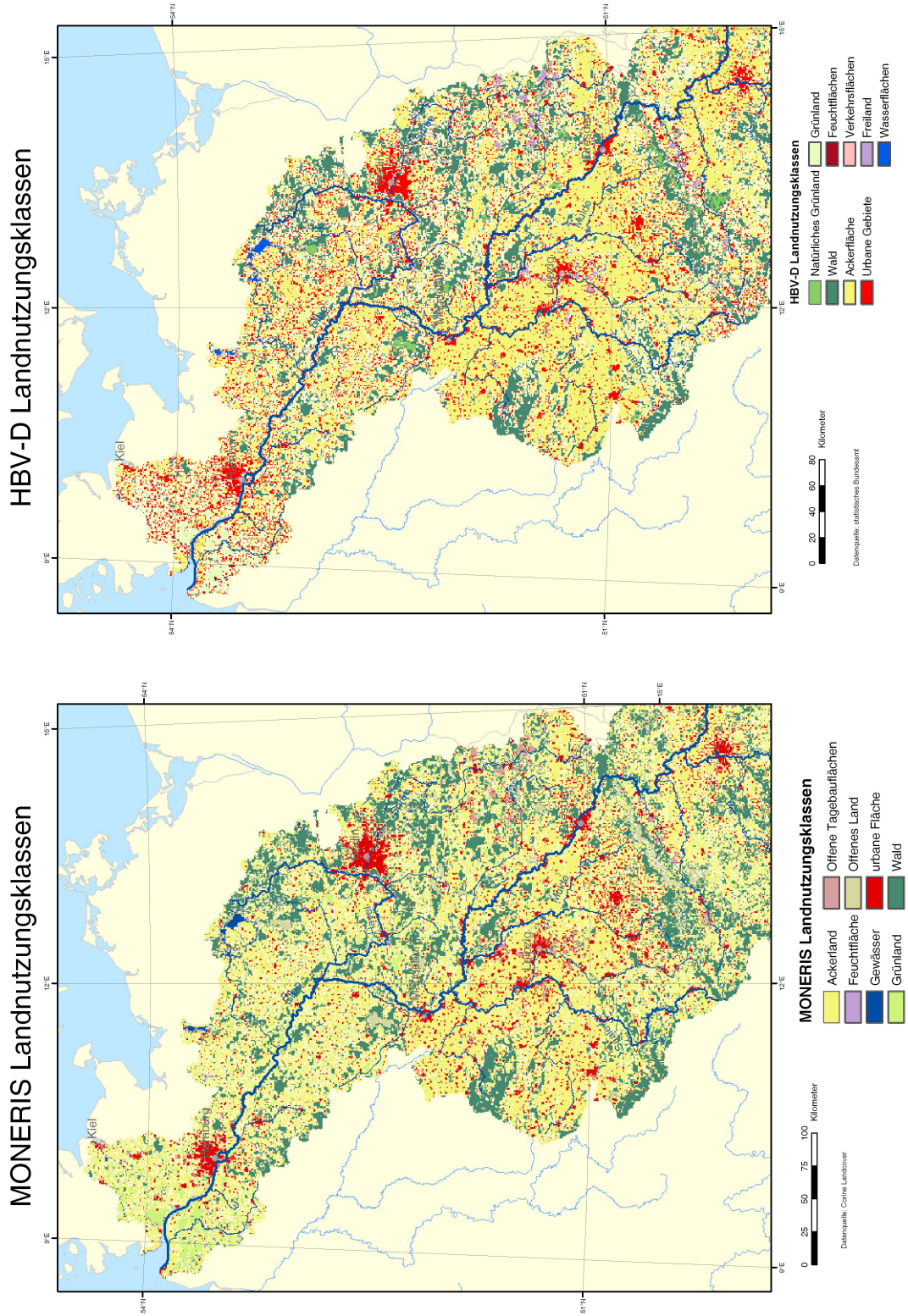


Abbildung 3.11: Landnutzung im Elbe-Einzugsgebiet. Die Modelle MONERIS und HBV-D verwenden beide den CORINE Landcover Datensatz als Grundlage ihrer Landnutzungsrepräsentation, verwenden jedoch unterschiedliche Zusammenfassungen der ursprünglich 44 Landnutzungsclassen. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (1997)

3.5.2 Landwirtschaft

Die Landwirtschaft als größte Flächen-Nutzung im Elbe-Einzugsgebiet beeinflusst maßgeblich den Wasserhaushalt und die diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer. Sie bedingt weitere relevante Stoffeinträge, wie zum Beispiel Pflanzenschutzmittel, die jedoch momentan im Elbe-DSS nicht abgebildet werden.

Relevant sind neben dem Ausmaß der landwirtschaftlichen Nutzfläche weitere Größen, die die Entwicklung der Nährstoffüberschüsse und die den einzelnen Eintragspfaden zugrunde liegenden Prozesse beeinflussen und bedingen. Während zu letzterem vor allem die drainierte Fläche (Abbildung 3.12 (b), S. 33) zu zählen ist, wird die Situation der Nährstoffüberschüsse durch Viehbesatzdichte und die Kulturartenzusammensetzung bedingt.

Diese räumliche Struktur ist die Grundlage der räumlich differenzierten Wirksamkeit der auf die landwirtschaftliche Nutzung zielenden Maßnahmen und der RAUMIS-Szenarien (Kapitel 7.5.4, S. 165).

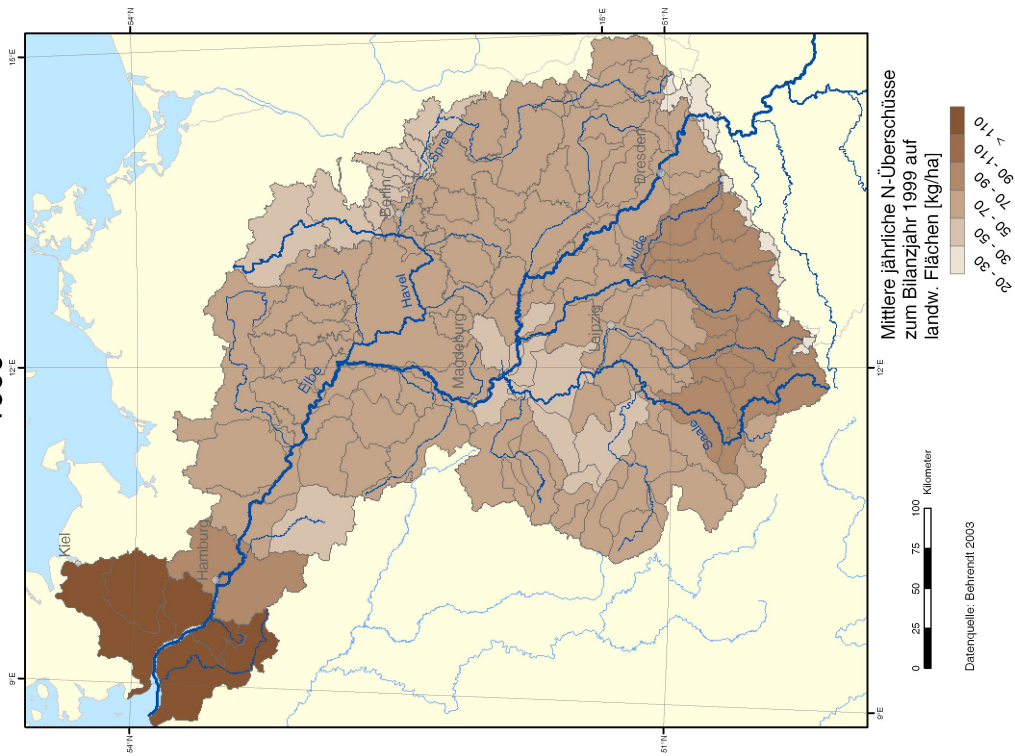
Wie im Rest des Bundesgebietes entfällt auch in den Kreisen des Elbe-Einzugsgebietes der größte Anteil der Tierhaltung - gemessen in Großvieh-Einheiten (GVE) - auf die Rindviehhaltung. Die Rindviehhaltung wird von Milchkühbeständen dominiert, die eine hohe Flächenbindung besitzen und damit dem räumlichen Muster der Grünlandnutzung folgen. Infolge der mit der deutschen Wiedervereinigung verbundenen Strukturbrüche nahm die Tierzahl im Bereich der neuen Länder von 1991 bis 1999 um 89% ab. Als Folge dieses Prozesses ist die Viehbesatzdichte im deutschen Elbe-einzugsgebiet mit circa 0,67 GVE deutlich geringer als in den westlichen Bundesländern mit etwa 1,14 GVE (Gömann *et al.*, 2004). Die geringsten Viehbesatzdichten des Elbe-Einzugsgebietes finden sich in den Bördegebieten Thüringens und Sachsen-Anhalts sowie in den zu Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern gehörenden nördlichen und nord-östlichen Kreisen, in denen die ackerbauliche Nutzung dominiert. Die höchsten Viehbesatzdichten finden sich im Gebiet der Unterelbe.

Bezüglich des Ackerflächenanteils (Abbildung 3.13 (a), S. 34) zeichnet sich das Elbe-Einzugsgebiet durch einen relativ zum restlichen Bundesgebiet erhöhten Wert aus (Gömann *et al.*, 2004). Höchste Ackerflächenanteile finden sich in den Börden Thüringens und Sachsen-Anhalts. Die Struktur der Grünlandnutzung (Abbildung 3.14 (a), S. 35) lehnt sich stark an die durch Milchviehhaltung dominierte Viehbesatzdichte (Abbildung 3.14 (b), S. 35) an. Hohe Anteile von Dauergrünlandnutzung finden sich im Thüringer Wald, dem Erzgebirge, an der Unteren Elbe sowie in Elbniederung und Altmark. Insgesamt überwiegen dabei im Elbegebiet die extensiven Grünlandnutzungsformen (Gömann *et al.*, 2004).

Bei den angebauten Feldfrüchten hebt sich das Elbe-Einzugsgebiet durch einen hohen Anteil von Hülsenfrüchten vom übrigen Bundesgebiet ab, der vor allem auf Kosten von Hackfrüchten und Futterpflanzen geht. Beim Getreide ist der hohe Anteil des Roggenanbaus auffällig, der sich aufgrund seiner geringen Ansprüche gut für die sandigen Böden und niederschlagsarmen Regionen Brandenburgs eignet (Gömann *et al.*, 2004).

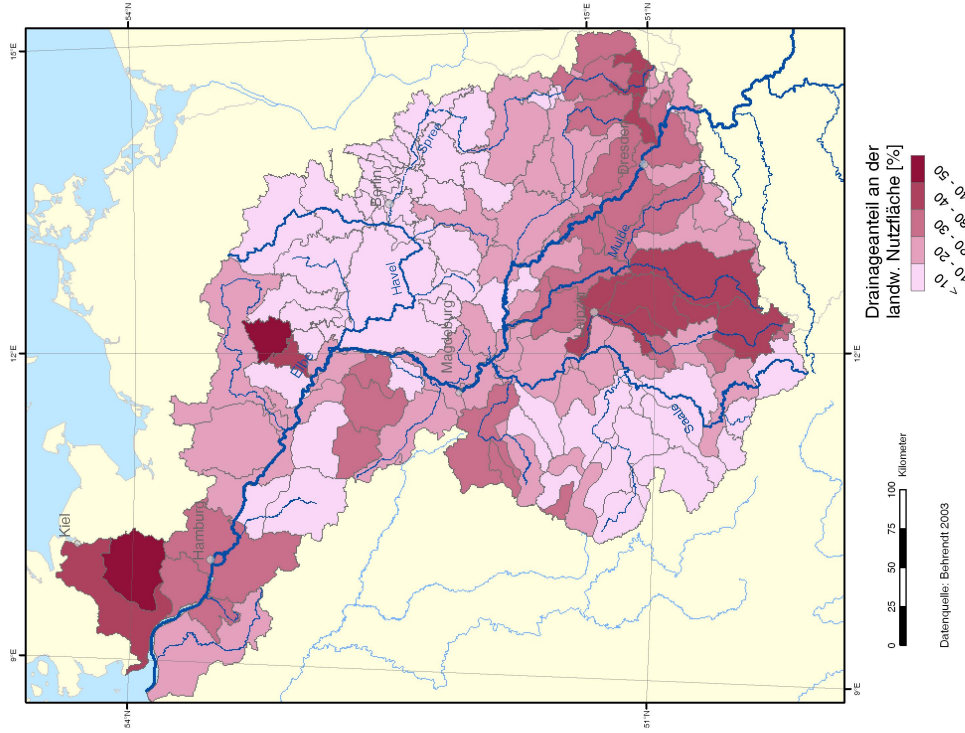
Mittlere N-Bilanzüberschüsse auf landw. Nutzfläche

1999



(a)

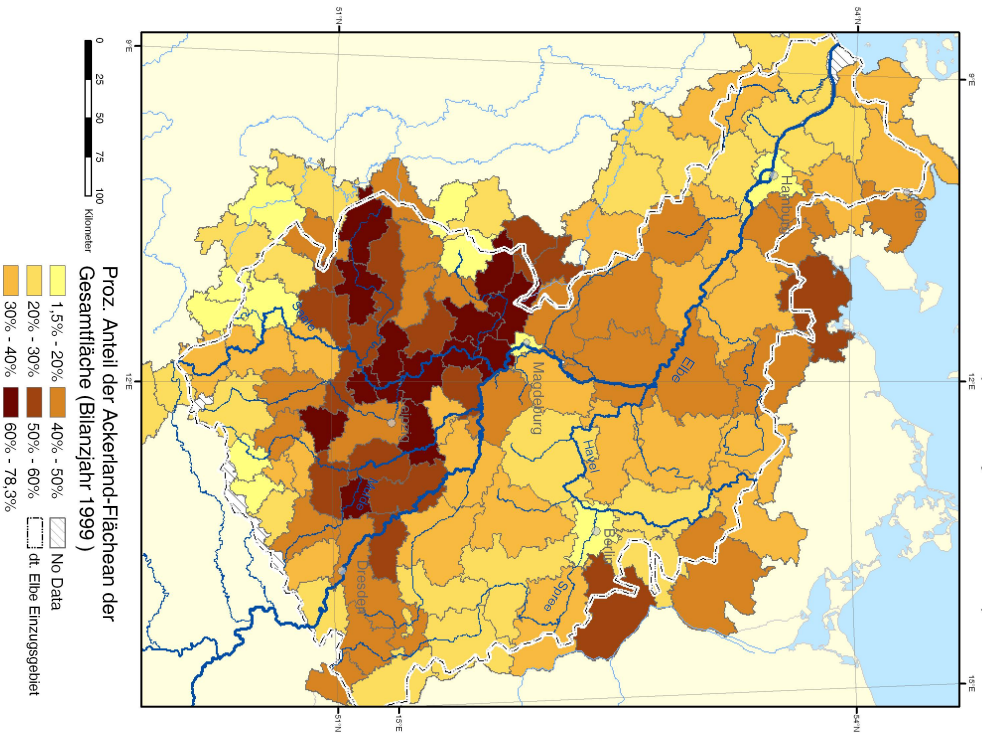
Anteil der Drainfläche an der landw. Nutzfläche



(b)

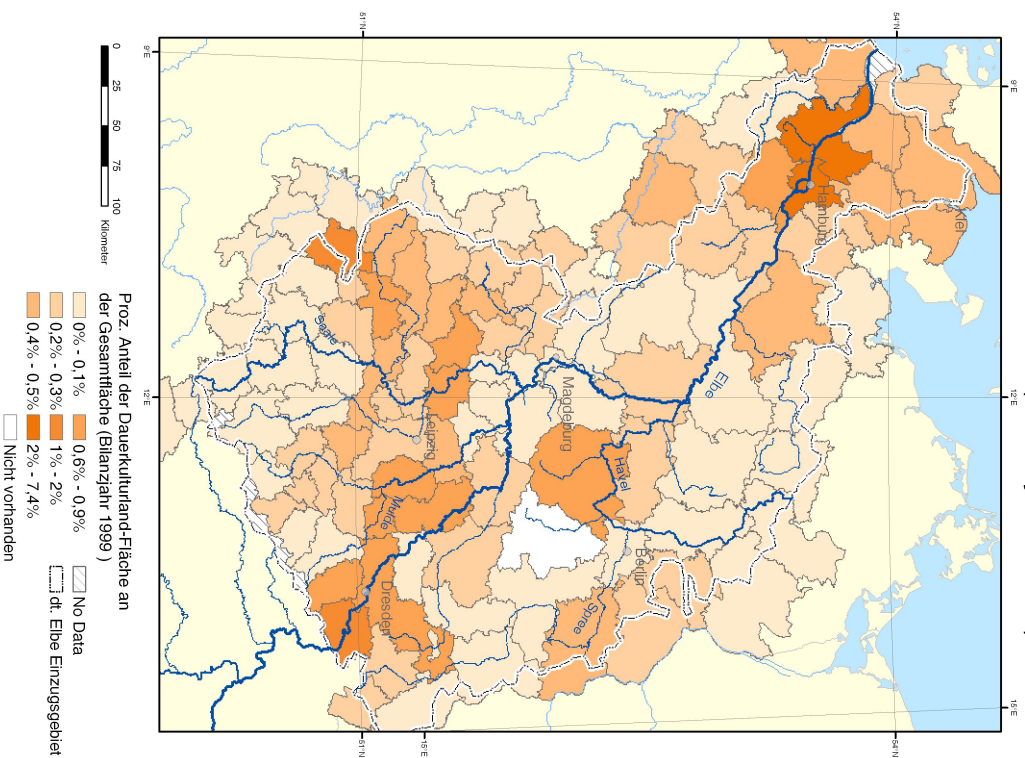
Abbildung 3.12: Landwirtschaftliche Nutzung: Stickstoffüberschüsse (a) und Drainflächen (b). Dargestellt sind auf der linken Seite die auf MONERIS Einzugsgebiete gemittelte Stickstoffüberschüsse in kg Stickstoff pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche für das Bilanzjahr 1999. Auf der rechten Seite sind die Anteile der drainierten Flächen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, aggregiert auf der Ebene der MONERIS Einzugsgebiete abgebildet. Datenquelle: Behrendt *et al.* (2003)

Proz. Anteil der Ackerland-Fläche an der Gesamtfläche (Bilanzjahr 1999)



(a)

Proz. Anteil der Dauerkulturland-Fläche an der Gesamtfläche (Bilanzjahr 1999)



(b)

Abbildung 3.13: Landwirtschaftliche Nutzung: Ackerland und Dauerkulturläche in den ganz oder teilweise zum deutschen Elbe-Einzugsgebiet gehörenden Kreisen. Datenquelle: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (1999)

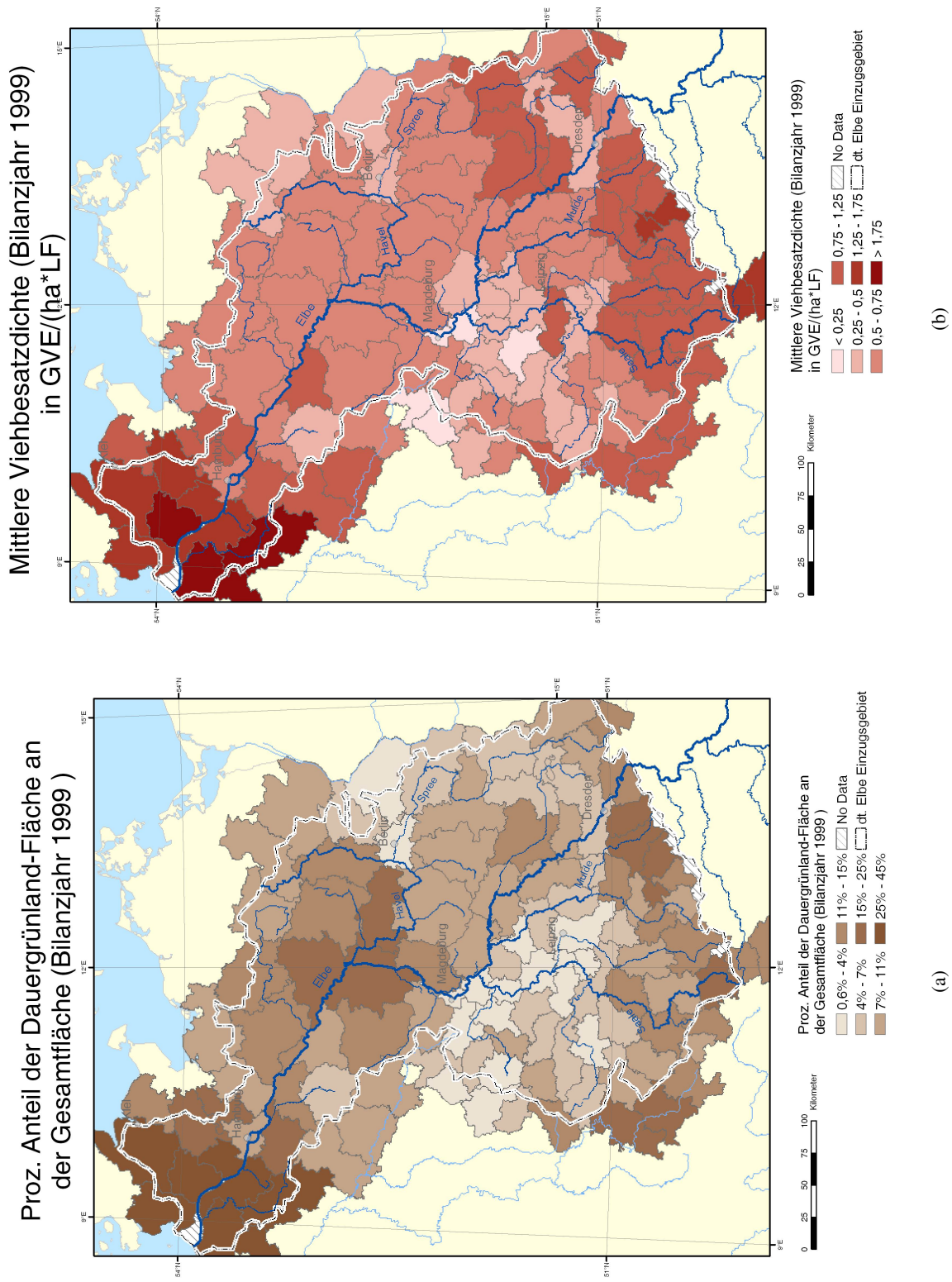
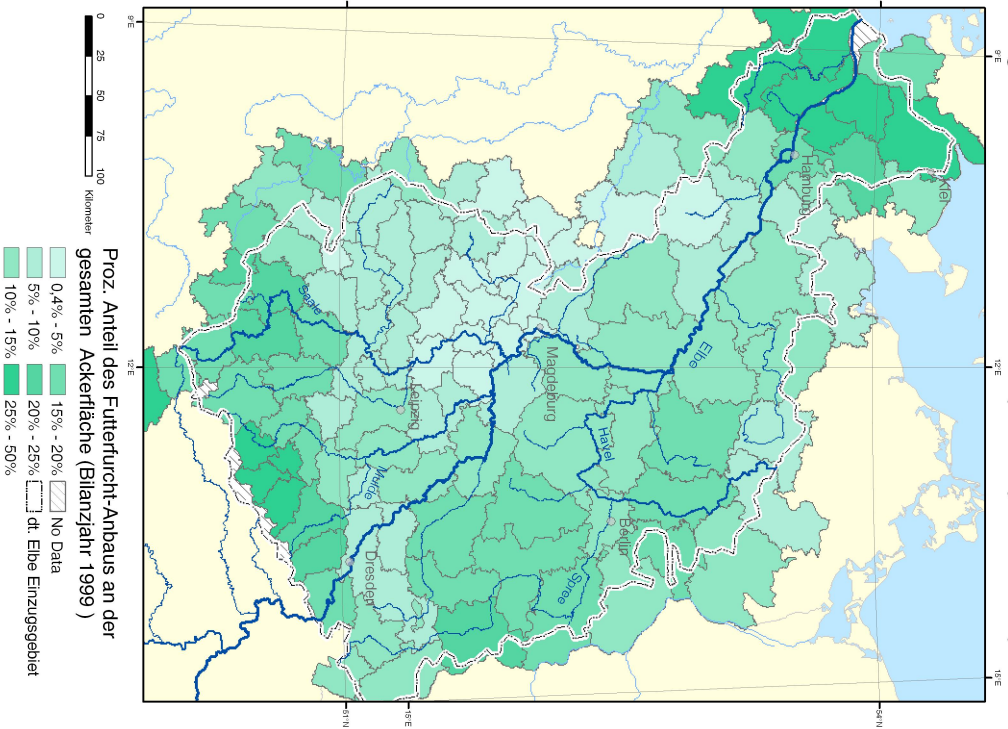


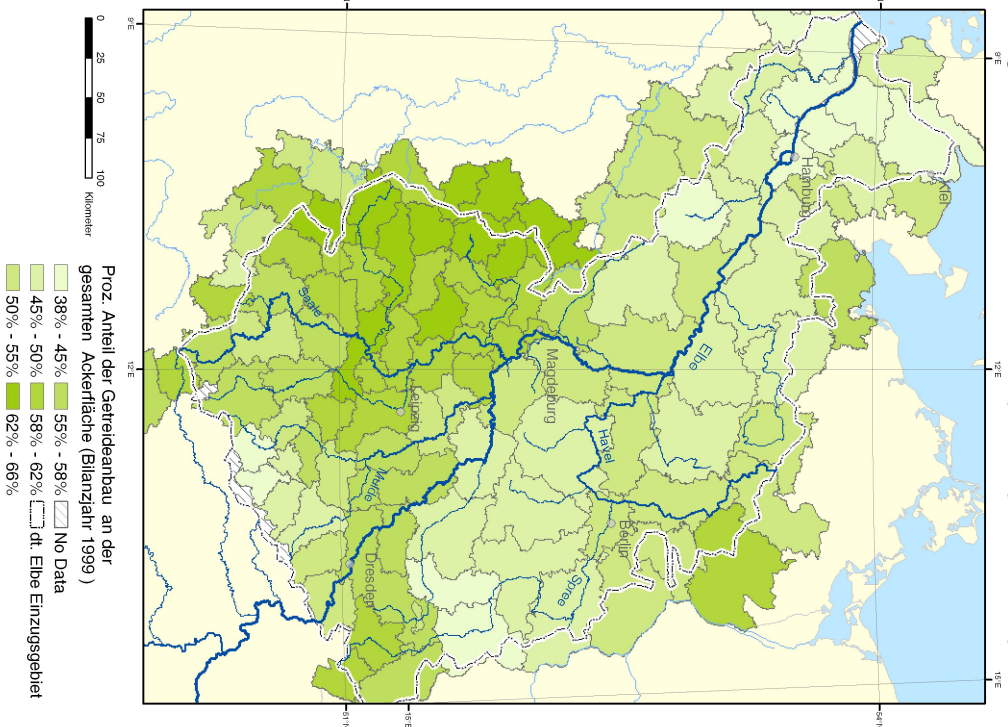
Abbildung 3.14: Landwirtschaftliche Nutzung: Dauergrünland und Viehbesatzdichte in den ganz oder teilweise zum deutschen Elbe-Einzugsgebiet gehörenden Kreisen. Da die flächenabhängige Tierhaltung Grünlandflächen benötigt, besteht ein Korrelation im Auftreten beider Größen. Datenquelle: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (1999)

Proz. Anteil des Futterfrucht-Anbaus an der gesamten Ackerfläche (Bilanzjahr 1999)



(a)

Proz. Anteil der Getreideanbau an der gesamten Ackerfläche (Bilanzjahr 1999)



(b)

Abbildung 3.15: Landwirtschaftliche Nutzung: Anbau von Futterpflanzen und Getreide in den ganz oder teilweise zum deutschen Elbe-Einzugsgebiet gehörenden Kreisen. Bei den angebaute Futterpflanzen handelt es sich überwiegend um Silo-Mais. Datenquelle: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (1999)

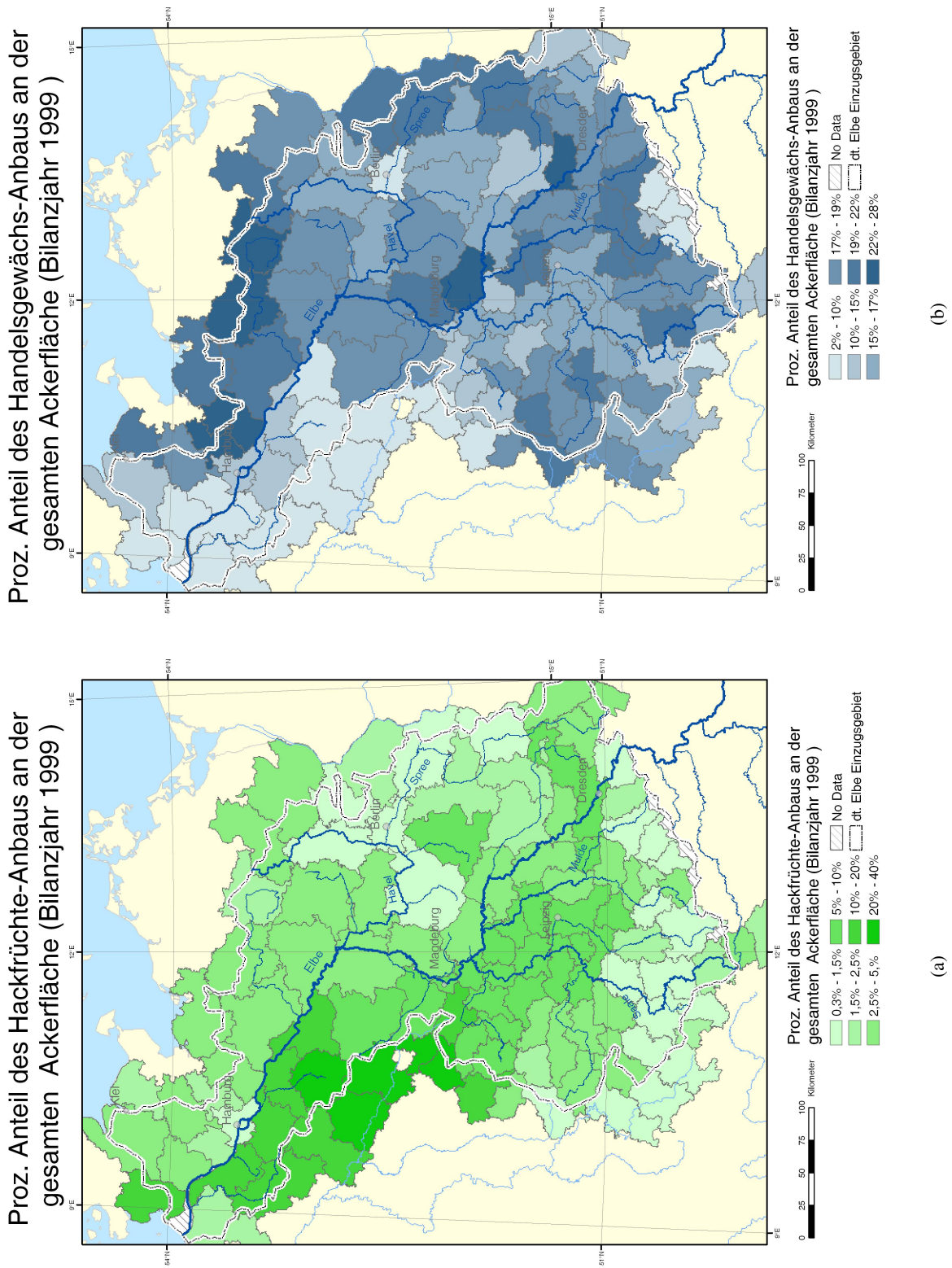


Abbildung 3.16: Landwirtschaftliche Nutzung: Anbau von Hackfrüchten und Handelsgewächsen in den ganz oder teilweise zum deutschen Elbe-Einzugsgebiet gehörenden Kreisen. Datenquelle: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (1999)

Proz. Anteil des Hülsenfrüchte-Anbaus an der gesamten Ackerfläche (Bilanzjahr 1999)

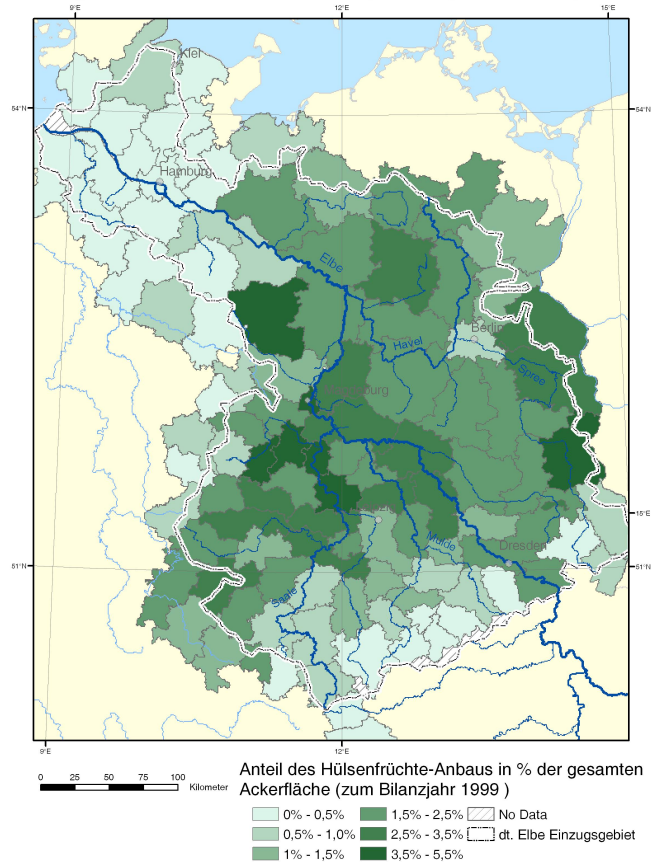


Abbildung 3.17: Landwirtschaftliche Nutzung: Hülsenfrucht-Anbau in den ganz oder teilweise zum deutschen Elbe-Einzugsgebiet gehörenden Kreisen. Datenquelle: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (1999)

3.5.3 Industrie

Entlang der Elbe und ihrer Nebenflüsse finden sich bedeutende industrielle Einleiter (Tabelle 3.3), die die chemische Gewässerqualität beeinflussen. Auch wenn nach der deutschen Wiedervereinigung und dem nachfolgenden Zusammenbruch der industriellen Produktion zusammen mit den erhöhten Anforderungen an die Kläranlagen-Technologie die Belastung deutlich zurückging, bleibt die Belastung der Gewässer hoch.

Tabelle 3.3: Wichtige Industriezweige an Elbe und Nebenflüssen (ATV-DVWK, 2000)

Flussabschnitt	Wichtige Industriezweige
Elbe (Quelle bis zur Moldau-Einmündung)	Chemische Industrie, Textilindustrie, Leder-Herstellung, Glas- und Keramikindustrie, Metall-Industrie
Jizera (Iser)	Metall-Industrie
Vltava (Moldau)	Chemische Industrie, Zellstoff- und Papier-Industrie, Metall-Industrie
Ohře (Eger)	Glas- und Keramikindustrie, Chemische Industrie, Braunkohle-Verarbeitung, Metall-Industrie, Leder-Herstellung und Pelz-Verarbeitung, Glas-Industrie
Bílina	Chemische Industrie
Elbe (Moldaumündung bis zur Staatsgrenze D/ČR)	Chemische Industrie, Zellstoff- und Papier-Industrie
Schwarze Elster	Chemische Industrie, Braunkohlenbergbau
Vereinigte Mulde	Chemische Industrie, Braunkohlenbergbau, Papier-Industrie
Freiberger Mulde	Papier-Industrie, Metall-Industrie, Lederindustrie, ehemaliger Bergbau (Uran, Metalle)
Zwickauer Mulde	Chemische Industrie, Metall-Industrie, Textil-Industrie, ehemaliger Bergbau (Uran, Metalle)
Saale	Chemische Industrie, Braunkohlenbergbau, Zellstoff- und Papier-Industrie
Ilm	Glas-Industrie, ehemaliger Bergbau (Metalle)
Unstrut	ehemaliger Bergbau (Kali)
Weißer Elster	Chemische Industrie, Papier-Industrie, Braunkohle-tagebau
Pleißer	Braunkohletagebau
Havel	Metall-Industrie, Chemische Industrie
Spree	Braunkohletagebau, Kohle-Verarbeitung, Lebens-mittelindustrie
Elbe (unterhalb der Mündung der Havel)	Chemische Industrie, Papier-Industrie, Metall-Industrie

3.6 Anthropogene Überformung der Gewässer

Die wirtschaftliche Inwertsetzung des Einzugsgebietes hat auch zu starken Überformungen des hydrologischen Geschehens geführt. Der tschechische Teil der Elbe sowie - mit Ausnahme der Havel - alle größeren deutschen Nebenflüsse sind durch Talsperren reguliert. Deiche sind für die Elbe auf deutschem Gebiet charakteristisch. Sie beginnen (abgesehen von einigen Teilstücken im Bereich Dresden) bei Strom-km 97,7 und reichen bis zur Nordsee. Dadurch hat sich die Retentionsfläche von ehemals 6172 km² auf 838 km² (13,8%) verringert (BfG, 2002a). Fluss-Begradigungen haben zudem zu einer Verkürzung der Lauflänge (55km in Tschechien, 60km in Deutschland) und der damit verbundenen Zunahme der Fließgeschwindigkeiten geführt.

Tabelle 3.4: Passierbarkeitsstufen. Quelle: ARGE Elbe (2002)

	Bewertungsstufe	Kriterien
1	passierbar	Das Querbauwerk ist für alle Fischarten und Altersstadien problemlos passierbar bzw. die vorhandene Fischaufstiegsanlage ist voll funktionstüchtig.
2	bedingt passierbar	Der Aufstieg wird zumindest für einige Artengruppen, z. B. Klein- und Jungfische, deutlich beeinträchtigt bzw. die vorhandene Fischaufstiegsanlage ist bedingt funktionstüchtig. Zeitweise kann die Passierbarkeit bei günstigen Bedingungen (bestimmte Wasserstände oder Abflussverhältnisse) ohne Einschränkungen gegeben sein.
3	weitgehend unpassierbar	Der Aufstieg ist nur für einzelne, leistungsstarke Arten möglich bzw. die Fischaufstiegsanlage wirkt selektiv.
4	unpassierbar	Der Aufstieg ist nicht oder nur in Ausnahmesituationen durch Einzelexemplare möglich bzw. die vorhandene Fischaufstiegsanlage ist nicht funktionstüchtig.
5	nicht bekannt	

Eine andere wichtige Folge der Verbauung der Gewässer sind Veränderungen der Gewässerstruktur. Eine Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt entweder anhand von Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld (Vor-Ort-Verfahren, LAWA (2000)) oder anhand von Gewässerbettodynamik und Auendynamik (Übersichtsverfahren, LfW (1999)). Leitbild beider Verfahren ist der natürliche oder potentiell natürliche Zustand der Fließgewässer und ihrer Auen.

Im Vergleich zu den anderen großen Flüssen Deutschlands ist die Gewässerstrukturgüte des Elbe-Einzugsgebietes überdurchschnittlich. Insbesondere entlang des Hauptlaufes finden sich bis auf wenige Ausnahmen (Hamburg und Fließstrecke von Dresden bis zur Einmündung Schwarzer Graben) die Strukturklasse 4 (deutlich verändert), während entlang von Rhein, Main, Donau und etwas abgeschwächt entlang

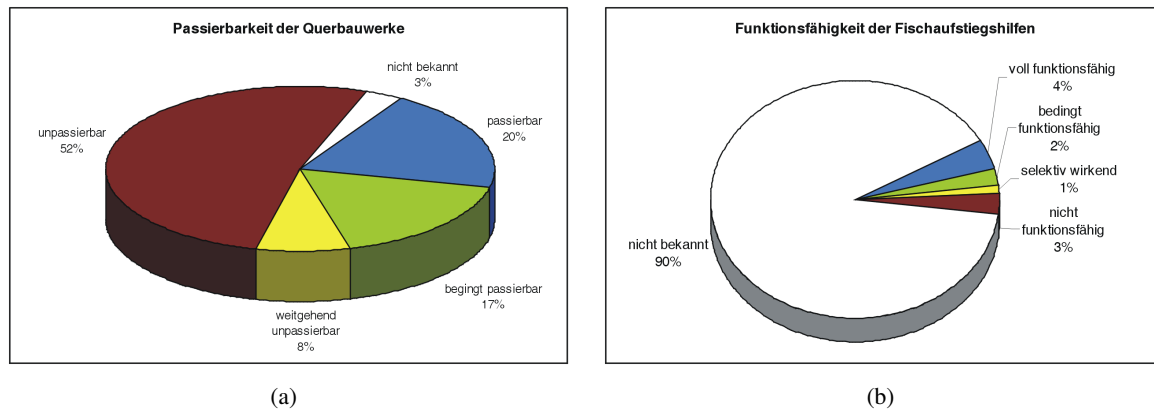


Abbildung 3.18: Zusammenfassende Beurteilung der Querbauwerke hinsichtlich ihrer Passierbarkeit und der Funktionsfähigkeit ihrer Fischaufstiegshilfen.

der Weser die Strukturklassen 7 (vollständig verändert) und 6 (sehr stark verändert) dominieren (LAWA, 2002). Stärker überformte Fließgewässer finden sich um Leipzig und im Berliner Raum, an der Unstrut sowie an der Schwarzen Elster.

Eine Beurteilung der Gewässer erfolgt auch anhand der Durchgängigkeit für wandernde Fischarten. Für potamodrome¹ und diadrome² Arten ist die freie Durchwanderbarkeit der Fließgewässer von entscheidender Bedeutung.

Durch die Inbetriebnahme der Fischaufstiegshilfe am Wehr Geestacht im April 1998 steht wandernden Arten der Elbe Hauptstrom bis zum nächsten Querbauwerk in der Tschechischen Republik offen (ARGE Elbe, 2002). Jedoch bleiben durch unpassierbare Querbauwerke etliche Nebengewässer für Fischwanderungen verbaut. Die Abbildungen 3.6 (a) und (b), S. 44 geben einen Überblick über die Lage der Querbauwerke und der an ihnen verfügbaren Fischaufstiegshilfen. Besonders verbaut sind die Einzugsgebiete der Unstrut, der Saale, der Mulde, der Schwarzen Elster, der Ohre, der Jetze, der Tanger, im Oberlauf der Spree sowie in der Region um Dresden. Die nicht im Kartenbild dargestellten Einzugsgebiete der Unteren Elbe, der Elbmündung, der Oste, Ilmenau und Stör sind eher wenig verbaut. Querbauwerke finden sich damit schwerpunktmäßig in den Gebieten höherer Reliefenergie, während die ausgesprochenen Flachlandbereiche von Havel und Spree weitgehend unverbaut erscheinen.

Nur 20% der Querbauwerke werden als passierbar, immerhin 52% als unpassierbar klassifiziert (Abbildung 3.18, S. 41). Oftmals befinden sich unpassierbare Querbauwerke am Unterlauf eines Flusses und verhindern so, dass diadrome Arten ihre Laichgründe aufsuchen können. Die Passierbarkeit der Querbauwerke kann durch vorhandene funktionsfähige Fischaufstiegshilfen erhöht werden, somit liefert die Karte der Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen Ansatzpunkte für die Planung von Maßnahmen zur Erhöhung der Durchgängigkeit. Hinsichtlich der Qualität der Fischaufstiegshilfen muss jedoch die

¹Arten, die innerhalb des Süßwasser-Bereiches ihre Flussaufwärts gerichteten Laichwanderungen ausführen. Beispiele sind die Barbe, die Quappe und der Ukelei.

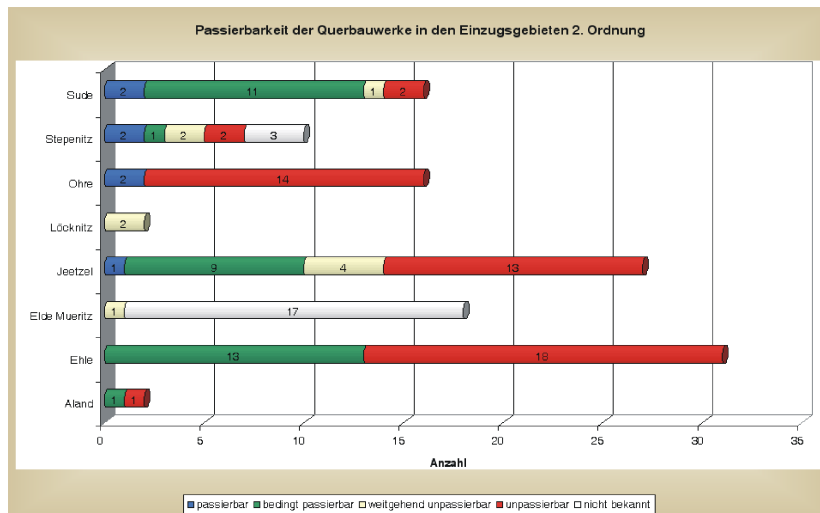
²Arten, die zwischen der offenen See und dem Süßwasserbereich der Flüsse pendeln um ihr Laichgeschäft zu vollziehen. Vertreter dieser Gruppe sind das Flussneunauge, der Lachs, die Meerforelle und der Aal.

Datenlage als unzureichend angesehen werden, für 90% stehen keine Informationen über die Qualität der Fischaufstiegshilfen zur Verfügung.

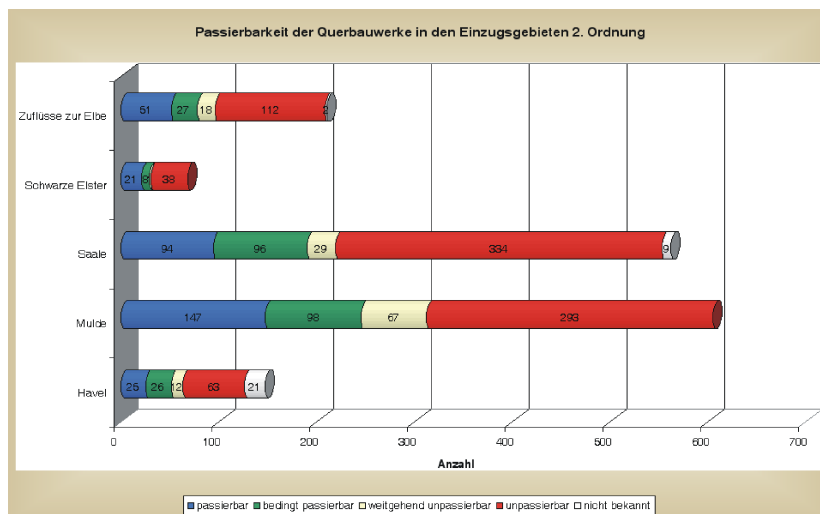
Zudem muss davon ausgegangen werden, dass nicht alle Querbauwerke erfasst wurden, da die Datenlieferungen unvollständig waren (ARGE Elbe, 2002). Für die nicht betrachteten Gewässer kleiner der 1. Ordnung wird angenommen, dass der Verbaungsgrad nochmals höher ausfallen könnte.

Tabelle 3.5: Funktionsfähigkeitsklassen der Fischaufstiegshilfen. Quelle: ARGE Elbe (2002)

	Bewertungsstufe	Kriterien
1	voll funktionsfähig	alle im Gewässer vorkommenden Fischarten in einer der Gewässergröße entsprechenden Menge können die Fischaufstiegsanlage überwinden.
2	bedingt funktionsfähig	eine Passierbarkeit ist zwar ohne Einschränkungen für bestimmte Fischarten und -größen gegeben, die Anzahl der aufgestiegenen Fische ist aber z. B. aufgrund einer schlechten Auffindbarkeit oder nicht optimaler hydraulischer Bedingungen in der Anlage zu gering. aufgrund falscher Dimensionierung ist die Anlage nur zeitweise funktionstüchtig, auch wenn in Betriebszeiten keine Beeinträchtigungen zu erkennen sind (z. B. Trockenfallen oder ungenügende Wassertiefen bei Niedrigwasser und zu hohe Fließgeschwindigkeiten bei MQ, HQ). die Anlage ermöglicht nur zu bestimmten Randbedingungen einen ungehinderten Aufstieg (z. B. nur bei bestimmten Wasserständen, Stauhöhen oder Abflussverhältnissen).
3	selektiv wirkend	nur bestimmte Arten oder Alters- und Größenstadien können die Fischaufstiegsanlage überwinden, z. B. aufgrund zu hoher Fließgeschwindigkeiten nur große, leistungsstarke Tiere oder wegen zu geringer Schlupfloch- und Beckenabmessungen nur kleine Fische.
4	nicht funktionsfähig	Fische können nur vereinzelt oder gar nicht aufsteigen
5	nicht bekannt	Es liegt keine fischökologische Untersuchung vor, die für eine Einschätzung der Funktionstüchtigkeit notwendig wäre.



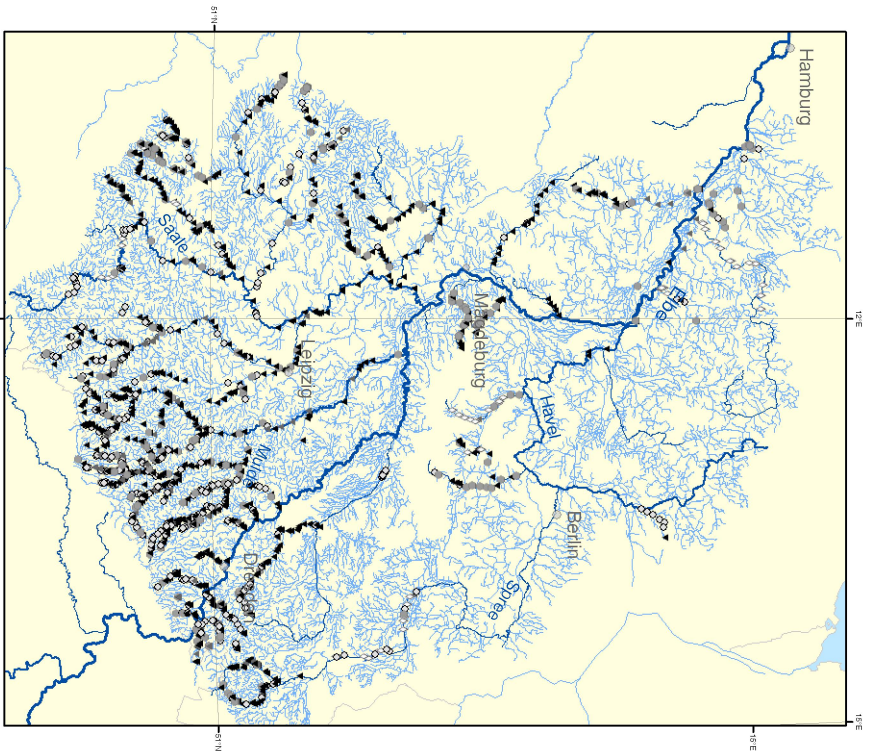
(a)



(b)

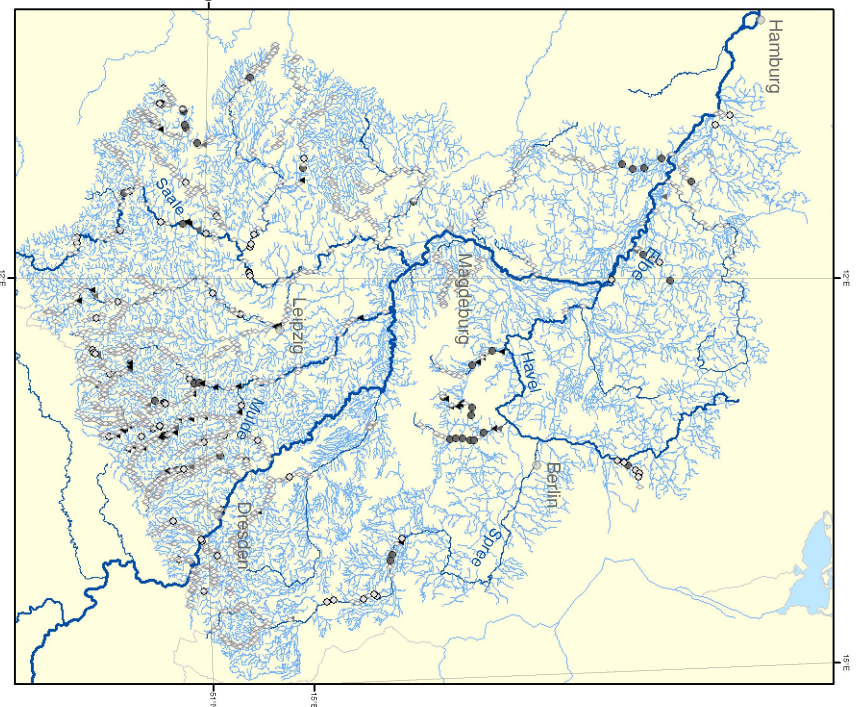
Abbildung 3.19: Passierbarkeit der Querbauwerke pro Einzugsgebiet.

Passierbarkeit der Querbauwerke



(a)

Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfen



(b)

Abbildung 3.20: Passierbarkeit der Querbauwerke und Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfen an den Querbauwerken im Elbe-Einzugsgebiet; erfasst wurden Bauwerke an Gewässern ab 1. Ordnung. Datenquelle: ARGE Elbe (2002), für Sachsen Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2002), eigene Datenaufbereitung im Auftrag der BfG

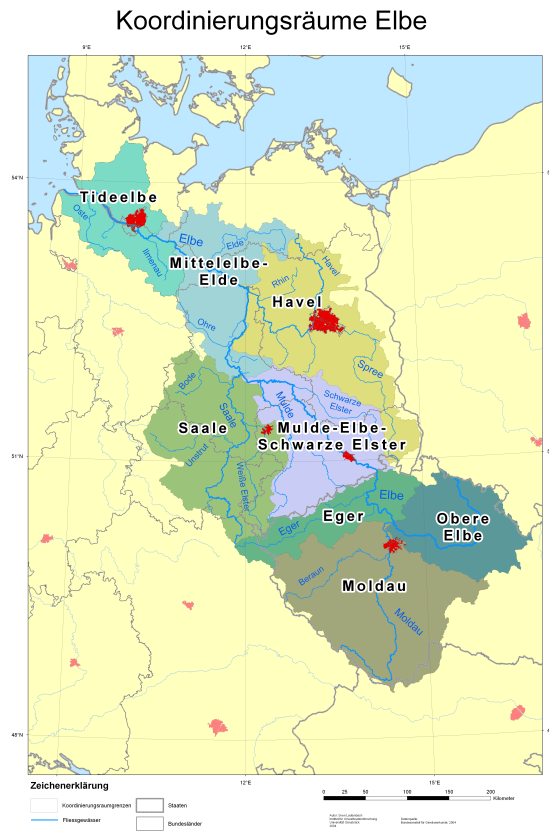


Abbildung 3.21: Koordinierungsräume der WRRL im Elbe-Einzugsgebiet.

3.7 Administrative Gliederung des Einzugsgebietes

Wesentliche administrative Einheit für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sind die neu geschaffenen Koordinierungsräume (Abbildung S. 45), die versuchen die bislang quer zu den Einzugsgebieten gelegenen administrativen Einheiten für die Belange der WRRL neu zu ordnen.

Die Koordinierungsräume sind im Elbe-DSS als räumliche Unterteilung für die Auswahl von Maßnahmen vorhanden, so dass die Wirkung von Maßnahmen-Programmen auf der relevanten räumlichen Einheit durchgeführt werden kann.

Teil I

Methodik

Kapitel 4

Modellintegration

Um den in späteren Kapiteln vorgestellten Arbeiten zur Modellintegration im Elbe-DSS ein theoretisches Fundament beizugeben, wird im folgenden Kapitel eine Charakterisierung der bei der Integration von Modellen auftretenden Schwierigkeiten vorgenommen. Der Zielsetzung der Arbeit folgend liegt der Schwerpunkt der Ausführungen auf konzeptionellen Fragestellungen, die als ursächlich für die Problemlage angesehen werden. Technische Aspekte werden demgegenüber deutlich kürzer abgehandelt.

4.1 Konzeptionelle Fragestellungen der Modellintegration

4.1.1 Vom Einzel-Modell zur Modellintegration

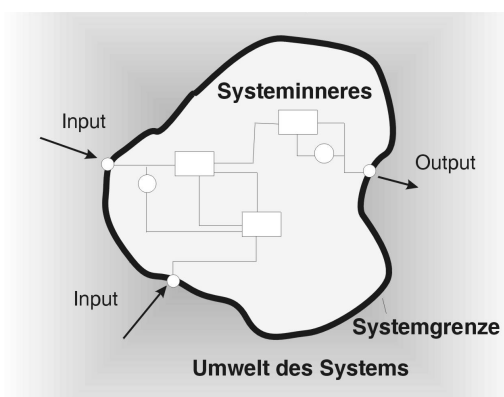


Abbildung 4.1: System und Systemumwelt. Ausgangspunkt der Modellbildung ist die Abgrenzung von System und dessen Umwelt. Während das Systeminnere im Modell abgebildet wird, ist dies bei der Umwelt des Systems nicht der Fall. Die Systemumwelt wirkt nur in Form definierter Inputs auf das Systeminnere, die Wirkungsbeziehungen der Systemumwelt werden nicht detailliert abgebildet.

Ausgangspunkt der Modellbildung ist die Abgrenzung von System und dessen Umwelt (Abbildung 4.1), mit der das System weiterhin verbunden bleibt. Unter anderem befinden sich die Entscheidungsträger und die durch sie gegebenenfalls initiierten Maßnahmen in der Umwelt des Systems. Während das In-

ner des Systems detailliert beschrieben wird, bleibt die Systemumwelt weitgehend unstrukturiert; sie wirkt zwar auf das System-Innere - beispielsweise in Form von Maßnahmen und Szenarien - ein, wird jedoch selbst nicht detailliert beschrieben.

Auswirkungen des Systems auf die Umwelt und deren Rückkopplung auf das System werden in aller Regel nur unzureichend oder nicht erfasst. Für das momentane Verhalten des Systems mag diese Rückkopplung vernachlässigbar sein, bei Hinzunahme weiterer Modelle oder gezielter externer Eingriffe mag sich die einmal gezogene Systemgrenze dagegen als unzulänglich herausstellen.

Modelle entstehen üblicherweise ohne vorhandene Modelle zu berücksichtigen. Die den Modellen zugrunde liegenden Systeme beziehen Input aus ihrer gemeinsamen System-Umwelt - da die Wirkungsstruktur der Umwelt der Systeme nicht abgebildet wird, besteht auch keine Wechselwirkung der Systeme untereinander (siehe Abbildung 4.2). Möglich sind auch Überlappungen der Systemgrenzen; dies bedeutet jedoch nicht im Umkehrschluss, dass die Struktur im System-Inneren vergleichbar wäre. Da sich der gewählte Systemaufbau nach dem Modellzweck richtet, sind Unterschiede nicht einer fehlerhaften Beschreibung des einen oder des anderen Systems geschuldet sondern gewollt.

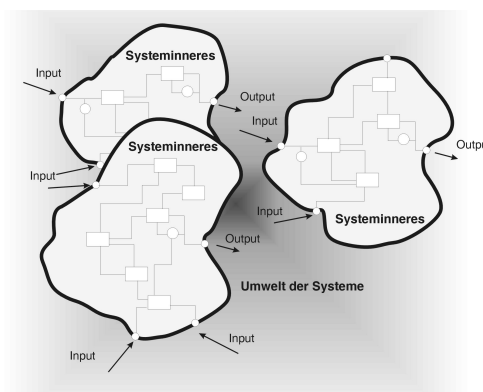


Abbildung 4.2: Unverbundenes Auftreten mehrerer Systeme. Modelle entstehen üblicherweise ohne Berücksichtigung vorhandener Modelle. Die den Modellen zugrunde liegenden Systeme beziehen Input aus ihrer gemeinsamen Systemumwelt. Da die Wirkungsstruktur der Systemumwelt nicht abgebildet wird, kann sie nicht von den Systemen beeinflusst werden - somit sind die Systeme nicht integriert. Möglich sind auch Überlappungen der Systemgrenzen.

Eine Integration der Einzel-Modelle bedeutet aus systemtheoretischer Sicht das Koppeln der einzelnen Systeme (siehe Abbildung 4.3). Betroffene Outputs "verpuffen" nicht mehr in der System-Umwelt, sondern werden als Input an andere Systeme weitergegeben. Dabei werden teilweise Ergänzungen der Systeme oder die Hinzunahme vermittelnder Systeme notwendig um Output und Input aneinander anzugleichen. Damit bestehen nun Wechselwirkungen zwischen den Einzelsystemen, die ein komplexeres Systemverhalten zeigen können, sofern Rückkopplungen vorhanden sind.

Neben dem beschriebenen Design von Schnittstellen muss auch die Überschneidung zwischen einzelnen Systemen gelöst werden, da sonst kein konsistentes Gesamtverhalten des integrierten Systems zu erreichen ist. Hierzu müssen die Modelle umstrukturiert und anschließend geeignete Schnittstellen gesetzt

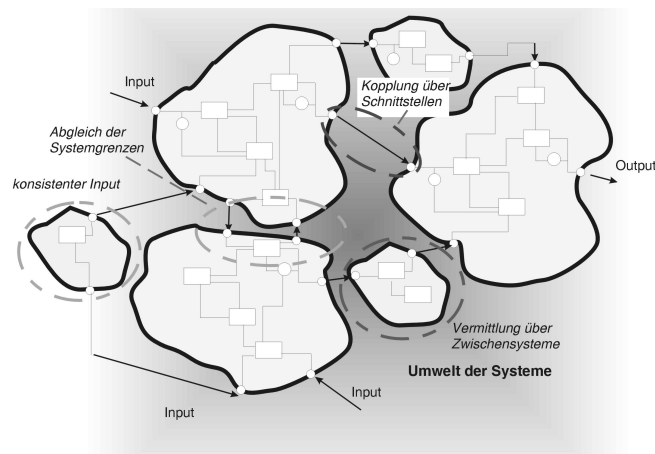


Abbildung 4.3: Integrierter Modellverbund in seiner Umwelt. Im Gegensatz zu den Ursprungsmodellen wurden die Modellgrenzen abgeglichen, so dass keine Überschneidungen mehr stattfinden, was eine Modifikation der beteiligten Systeme notwendig macht. Inputs und Outputs der Systeme wurden - soweit möglich - verbunden und gegebenenfalls Zwischensysteme eingeschaltet, die für ein Umsetzen von Output des einen Systems auf sinnvollen Output für das zweite System benötigt werden. Damit bestehen nun Wechselwirkungen zwischen den Einzelsystemen, die ein komplexeres Systemverhalten zeigen können, sofern Rückkopplungen vorhanden sind.

werden. Ein konsistentes Systemverhalten erfordert gegebenenfalls auch eine Abstimmung der Inputs. Globalisierungsszenarien wirken beispielsweise nicht nur direkt auf ein den Agrarsektor beschreibendes System sondern möglicherweise auch auf die Systeme der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur, die wiederum Rückwirkungen auf die Landwirtschaft haben. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, eine abgestimmte Veränderung der Inputs der Einzelsysteme zu gewährleisten.

Am Ende der beschriebenen Entwicklung kann ein neues integriertes Gesamt-Modell stehen, welches alle als relevant identifizierten Prozesse beinhaltet (Abbildung 4.3). Aus praktischen Erwägungen kann an die Stelle eines solchen, speziell für die Fragestellung neu entworfenen Modells eine Integration bestehender Modelle rücken. Vorteile einer Beibehaltung bestehender Modelle bestehen unter anderem in der Möglichkeit, von Weiterentwicklungen der Modelle direkt zu profitieren, auf die Vertrautheit der Nutzer mit dem Modell aufbauen zu können und auf gegebenenfalls bereits aufbereitete Datensätze zugreifen zu können. Die Eignung der Modelle für eine Integration in ein entsprechendes Framework ist umso höher, je modularer die Modelle aufgebaut sind und je umfassender Informationen über Unsicherheiten und Skalenabhängigkeiten zu Verfügung stehen.

4.1.2 Skalenprobleme und Regionalisierung

Die Beschreibung von Prozessen erfolgt generell in Abhängigkeit von der räumlichen und zeitlichen Betrachtungsebene.¹ Konzepte, die auf einer Skala zur Prozessbeschreibung geeignet sind, können auf einer

¹Siehe hierzu Blöschl & Sivapalan (1995); Blöschl (1999) für die Hydrologie, Strommel (1963) für die Ozeanographie, Hillel & Elrick (1990) für die Bodenkunde, Haury *et al.* (1977) bezüglich der Ökologie, Dovers (1995) für die Ökonomie, deVriend (1991) bezüglich Fragestellungen der Küstenhydraulik, de Boer (1992) für das Feld der Geomorphologie und Avissar (1995) hinsichtlich der Meteorologie.

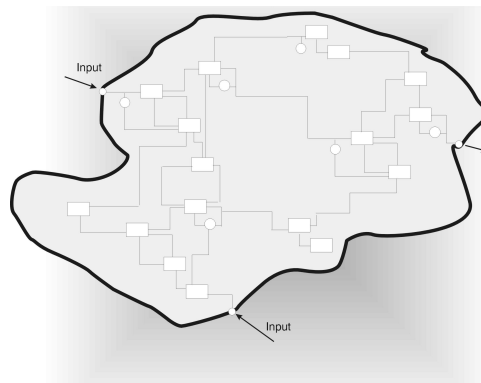


Abbildung 4.4: Integriertes neues Gesamt-Modell in seiner Umwelt. Der aufwendigste Weg der Integration ist das Schaffen eines neuen integrierten Gesamt-Modells, das in seinem Inneren alle relevanten Prozesse abdeckt.

anderen Maßstabsebene irrelevant sein. Während beispielsweise Temperatur in makroskopischen Modellen ein geeigneter Parameter ist, kann das Konzept bei der Betrachtung von Vorgängen auf molekularer Ebene nicht mehr angewandt werden. Falls Modelle verschiedener Maßstabsebene miteinander in Beziehung gebracht werden sollen, ist eine Skalierung des gesamten Modellkontextes notwendig. Hierzu zählt die Prozessbeschreibung, die Zustandsvariablen, die Modellbeschreibung und die Inputparameter (Blöschl & Sivapalan, 1995).

Die Probleme des Skalenübergangs betreffen nicht nur die Modellierung der beteiligten Prozesse sondern treten bereits bei der Erfassung von Messdaten auf. Blöschl (1999) sieht den Unterschied der Maßstabsebenen auf denen die wahren Prozesse ablaufen, auf denen sie durch Messdaten erfasst werden und auf der sie modelliert werden als treibende Kraft der Skalenproblematik an. Aggregation, Dissaggregation, Interpolation und Extrapolation in zeitlicher und räumlicher Hinsicht sind Fragestellungen, die angegangen werden müssen um beispielsweise aus Messdaten räumliche Verteilungsmuster abzuleiten oder Modellergebnisse unterschiedlicher Auflösung miteinander in Beziehung zu setzen. Typische Probleme äußern sich in der Tatsache, dass relevante Prozesse unterhalb der räumlichen oder zeitlichen Auflösungsebene ablaufen, wie es beispielsweise bei der Wolkenbildung in globalen Klimamodellen der Fall ist. Lösungsmöglichkeiten können im Einsatz effektiver Parameter, fraktaler Ansätze oder auch geostatistischer verfahren liegen (Blöschl & Sivapalan, 1995; Blöschl, 1999).

Auch die Übertragung von konzeptionellen Prozessbeschreibungen derselben Ebene (Regionalisierung) bereitet Schwierigkeiten (Pilgrim, 1983; Merz & Blöschl, 2004; Bardossy & Schmidt, 2002), die sich teilweise auch auf Skalenprobleme zurückführen lassen. So erfolgt die genannte Skalierung des gesamten Modellkontextes oftmals unter impliziter Berücksichtigung regionaler Besonderheiten, die nicht ohne weiteres in anderen Gebiete gültig bleiben.

Im Fall der Integration existierender Modelle besteht die zusätzliche Schwierigkeit, die implizit in der Modell-Struktur steckenden Annahmen aufzudecken und gegebenenfalls anzupassen. Die Dokumentation der Modelle bietet hierzu in der Regel nicht genügend Information.

4.1.3 Datenkonsistenz

Idealerweise liegt einem integrierten Modellsystem eine einheitliche Datenbasis zugrunde, die einfach aktualisiert werden kann. In der Realität benutzen die unterschiedlichen Modelle jedoch sehr oft unterschiedliche Gebietseinteilungen oder Schrittweiten. Prinzipiell gleichartige, in den Modellen verwendeten Daten können mit unterschiedlichen Interpolationsverfahren aus Messdaten erzeugt worden sein; auch die Auswahl der Messstationen oder die auf die Messdaten angewandten Korrekturverfahren können verschieden sein. Auch auf der Datenseite existieren die für die Prozessmodellierung beschriebenen Skalenprobleme.

Eine Vereinheitlichung der Datensätze ohne grundlegende Eingriffe in die Modellstruktur ist bei Verwendung vorhandener Modelle nicht immer möglich. Als Konsequenz ergibt sich oft die Notwendigkeit Daten in verschiedenen Varianten vor zuhalten, was die Aktualisierung des Datenbestandes verkompliziert.

4.1.4 Zusammenführen unterschiedlicher Modellansätze

Auch wenn es prinzipiell möglich sein sollte, mit einem Modellierungsansatz alle möglichen Problemstellungen anzugehen, haben sich in der Realität verschiedene Ansätze zur Beschreibung verschiedener Probleme herausgebildet.² In der ökologischen Modellierung werden beispielsweise Differenzgleichungen (Populationsmodelle), gewöhnliche (Prozessmodelle) und partielle Differentialgleichungen (räumlich explizite Prozessmodelle) nebeneinander eingesetzt (Seppelt & Temme, 2001). Hinzukommen zelluläre Automaten und Fuzzy-Ansätze (Bárdossy & Duckstein, 1995). Diese unterschiedlichen Modellierungsansätze mit ihren speziellen Rahmenbedingungen gilt es in einen Kontext zu integrieren, so dass Daten ausgetauscht werden können, Überschneidungen der Modelle vermieden werden, die Unsicherheit in einem erträglichen Ausmaß bleibt und das Modell validiert werden kann.

4.1.5 Entwicklung geeigneter Nutzerschnittstellen

Modellintegration kann nicht mit einer Verkopplung der beteiligten Modelle aufhören. Neben den Schnittstellen zwischen den Modellen bedürfen die Schnittstellen zum Nutzer besonderer Beachtung. Diese Auffassung deckt sich mit der allgemeineren Darstellungen über den Entwurf graphischer Benutzerschnittstellen (GUIs) (Johnson, 2000). Für die Integration eines Modells bedeutet das, den Benutzer nicht mit den technischen Details des Modells zu konfrontieren sondern ihm verständliche Dialoge zu präsentieren, deren Einstellungen dann intern auf die Modellparameter umgesetzt werden. Ebenso müssen die Modellergebnisse in einer Art und Weise aufbereitet präsentiert werden, die nützliche Informationen extrahiert und gegebenenfalls aggregiert. Entscheidungsunterstützung bedeutet ja gerade, Daten zu Informationen zu aggregieren, die dann als Wissen in den Entscheidungsprozess eingebracht werden können.

²Im Sinne positiver Rückkopplungen haben "Modellierungsschulen" sicher zu einer Verstärkung der Methoden-Separation geführt.

Damit muss das Design eines Entscheidungsunterstützungssystems quasi vom Ende her gedacht werden; der Benutzer gibt die Struktur der Benutzerschnittstellen vor, wobei die internen Modellstrukturen davon weitestgehend unberührt bleiben sollten.

4.1.6 Unsicherheit

Mit Hilfe von Modellen generierte Vorhersagen weisen Unsicherheiten auf, die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen. Unsicherheit muss als generell vorhanden vorausgesetzt werden; es lässt sich wohl keine Aussage über die zukünftige Entwicklung eines Zustandes machen, die nicht entweder trivial oder mit Unsicherheit behaftet ist. Unsicherheit umfasst mehr als die Abwesenheit von Wissen; Unsicherheit kann auch bei hohem verfügbarem Wissen relevant sein (Asselt & Rotmans (2002)). Unsicherheit verringert sich auch nicht zwangsläufig durch zusätzliche Forschungsergebnisse, möglicherweise wird durch neu hinzu gewonnenes Wissen erst klar, wie wenig man das zu beschreibende System verstanden hat. Als grundlegende Richtlinien gilt, dass sich die Komplexität des einzusetzenden Modells einerseits nach der Verfügbarkeit der Input Daten, andererseits nach dem Grad des Wissens, dass über die zu beschreibenden Prozesse verfügbar ist, richten sollte (Jørgensen (1992)).

Nach Walker *et al.* (2003) lässt sich Unsicherheit in drei Dimensionen einteilen und beschreiben:

- Den Ort der Unsicherheit (*location of uncertainty*) im Modellsystem.
- Das Ausmaß der Unsicherheit (*level of uncertainty*) auf einem Maßstab von Determinismus zu völliger Unwissenheit.
- Die Natur der Unsicherheit (*nature of uncertainty*), die beschreibt, ob die Unsicherheit aufgrund eines unzureichenden Wissensstandes vorhanden ist oder es sich um ein systemimmanentes Phänomen handelt.

Verortung der Unsicherheit im Modellsystem Unsicherheit kann sich an verschiedenen Stufen des Modellbildungsprozesses manifestieren. Diese Dimension der Unsicherheit weist auf die Quelle der Unsicherheit im generischen Modellsystem hin.

So handelt es sich bei der Definition der Systemgrenzen um keine objektive Entscheidung sondern um einen von subjektiven Einschätzungen der beteiligten Wissenschaftler bestimmten Prozess. Die Verwendung von oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen für hydrologische Gebietsunterteilungen ist ein Beispiel für Unsicherheiten bei der Abgrenzung der Systemgrenzen. Eine solche Abgrenzung setzt voraus, dass ober- und unterirdisches Einzugsgebiet zusammenfallen, was keinesfalls der Fall sein muss - insbesondere bei Vorliegen von Karst kann ein erheblicher Wasser- und Stoffinput oder -output in das System erfolgen, der nicht erfasst wird. Eine solche Abgrenzung vernachlässigt auch anthropogene Eingriffe ins Abflussgeschehen, wie Kanäle, Schleusen, Wasserentnahmen für Landwirtschaft, Industrie, Bergbau und Trinkwasser-Gewinnung, die nicht in jedem Fall in dasselbe Einzugsgebiet zurück geleitet werden, dem sie entnommen wurden.

Zur eigentlichen Modellunsicherheit gehört sowohl die durch die Modellstruktur verursachte Unsicherheit als auch die, durch die technische Implementierung bedingte Komponente. Auch bei der konzeptionellen Ausgestaltung des Modells, der Systembeschreibung treten Unsicherheiten durch mehrdeutige

Beschreibungsmöglichkeiten auf.

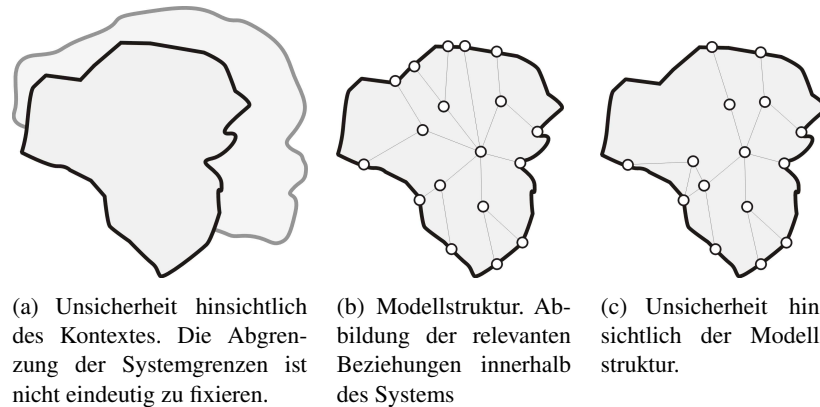


Abbildung 4.5: Verortung der Unsicherheit nach Walker *et al.* (2003). Die in Abbildung 4.5(a) dargestellte Unsicherheit hinsichtlich der zu ziehenden Systemgrenzen kann dazu führen, dass die falsche Frage vom Modellsystem beantwortet wird. Üblicherweise besteht zudem Unsicherheit darüber, wie die Struktur innerhalb der Systemgrenzen beschrieben werden soll. Abbildung 4.5(b) und 4.5(c) verdeutlichen dies. Verschiedene Modellierungen der System-Struktur bedingen in der Regel differierendes Systemverhalten.

Unsicherheit kann auch der Umwelt des Systems entspringen; unter der Voraussetzung, dass es sich um ein offenes System handelt - was in der Praxis praktisch immer der Fall sein dürfte - wird das System durch Inputs aus seiner Umgebung beeinflusst. Unter externe Einflüsse fallen insbesondere auch die Maßnahmen zur Systemsteuerung. Unsicherheit kann über die Auswirkungen der Eingriffe bestehen, also über den Effekt des Input auf das System, aber auch über das Ausmaß zusätzlicher, möglicherweise vernachlässigter Inputs außerhalb der Kontrolle der Entscheidungsträger (z.B. Effekte der Globalisierung, Auswirkungen des Klimawandels, technologischer Fortschritt).

Neben den genannten *external driving forces*, die Veränderungen im System hervorrufen bezieht das betrachtete System in der Regel auch Daten ein, die als gegeben und relativ unveränderbar angenommen werden.³ Dabei kann es sich um digitale Geländemodelle handeln, Landnutzungs- oder Infrastrukturdaten. Diese Daten weisen in aller Regel Unsicherheiten auf, die ebenfalls den Systemoutput beeinflussen.

Neben den Input-Größen sind auch die Parameter innerhalb des Systems als mit Unsicherheit behaftet anzusehen. Ausnahmen stellen lediglich die Naturkonstanten wie π oder e oder die Gravitationskonstante g . Alle anderen Parameter, seien es a priori festgelegte Werte oder Kalibrierungsparameter sind dagegen zu einem genaueren zu bezifferndem Ausmaß unsicherheitsbehaftet.

Zwischen der Unsicherheit und der Modellstruktur und der Unsicherheit von Kalibrierungsparametern kann ein Trade-off unterstellt werden: Modellstruktur bedingte Unsicherheit dominiert typischerweise gut kalibrierte Modelle einfacher Modellstruktur, während in stärker parametrisierten Modellen

³Werden diese Daten nicht als Zustandsgrößen innerhalb des Systems betrachtet, stellen sie Inputs aus der Systemumwelt dar.

Parameter-Unsicherheit an Gewicht gewinnt (Walker *et al.*, 2003). Damit unterstellt man, dass sich Modellkomplexität und Anzahl der Parameter als Funktion der für die Kalibrierung verfügbaren Daten und der in diesen Daten enthaltenen Information ergeben und damit prinzipiell auch optimieren lassen (siehe Abbildung 4.6). Wie Harremoës & Madsen (1999) darlegen, kann eine simultane Erhöhung von Modellkomplexität und Parameteranzahl bei gleich bleibender Datenbasis der Kalibrierung die Unsicherheit der Modellergebnisse erhöhen. Constanza & Skalar (1985) zeigen anhand von 88 Modellen einen Zusammenhang zwischen *articulation* als Indikator der Komplexität des Modells und *effectiveness* als Maß der Aussagekraft auf, der sich prinzipiell durch ähnliche Kurvenverläufe wie in Abbildung 4.6 gezeigt abbilden lässt.

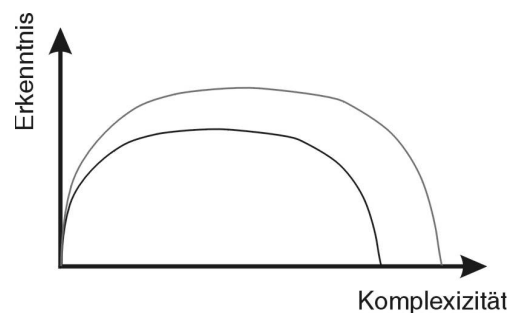


Abbildung 4.6: Zusammenhang zwischen Modellkomplexität und Erkenntnisgewinn nach Jørgensen (1992). Komplexität eines Modells (gemessen beispielsweise nach der Anzahl Zustandsvariablen) kann zu zusätzlicher Erkenntnis führen, da das betrachtete Phänomen besser beschrieben werden kann. Der Grenznutzen der Hinzunahme zusätzlicher Modellgrößen nimmt jedoch mit zunehmender Anzahl der Modellgrößen ab, um irgendwann negativ zu werden. Diese Abnahme des Grenznutzens hat ihre Ursache in der Qualität und Quantität der verfügbaren Kalibrierungsparameter. Um zunehmend Parameterwerte der Interaktion zwischen den Modellgrößen schätzen zu können, benötigt man mehr Information - nachdem der komplette Informationsgehalt der Kalibrierungsdaten ausgeschöpft wurde wird das Systemverhalten durch Hinzunahme weiterer Parameter schlechter. Da die Kurve von den zur Verfügung stehenden Daten abhängig ist, verändert sich der Zusammenhang bei einem anderen Kalibrierungsdatensatz (graue Linie).

Grundsätzlich gilt, dass die Güte der Kalibrierung nur etwas über das Systemverhalten während der Kalibrierungs- und Validierungsphase aussagt und nichts darüber, ob die Modellstruktur korrekt abgebildet wurde - sich das System also bei sich ändernden Rahmenbedingungen (Extrapolation) realitätsgemäß verhält. Kalibrierung verringert die Parameterunsicherheit, falls die Informationsdichte in den zur Verfügung stehenden Daten hoch genug ist. In diesem Zusammenhang muss auch die Überparametrisierung von Modellen genannt werden, die mehrdeutigen Systemparametrisierungen Vorschub leistet.

Ausmaß der Unsicherheit Das Ausmaß der Unsicherheit zu kennen bedeutet, diese bei Entscheidungen berücksichtigen zu können. Wenn sich Unsicherheit nicht weiter reduzieren lässt, sollten die Auswirkungen der möglichen Realisierungen des Modellprozesses bei der Entscheidungsfindung mit Berücksichtigt werden (Vorsorgeprinzip). Je höher die Unsicherheit der Vorhersagen ist, desto wichtiger wird es, robuste Maßnahmen zu treffen - die in einer Vielzahl von Fällen zu zufrieden stellenden Ergebnissen führen - oder adaptive Planungen vorzunehmen - die ein mögliches Nachjustieren als Folge neuer

Daten von vornherein mit einbeziehen und ermöglichen.

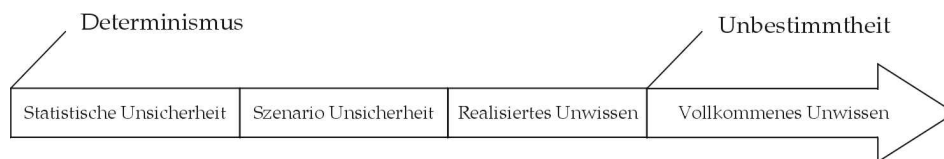


Abbildung 4.7: Unsicherheit präsentiert sich als ein Kontinuum, das von deterministischen Aussagen über statistische Unsicherheit, Szenario Unsicherheit und realisierte Ignoranz bis zur totalen Ignoranz jeglicher Unsicherheit erstreckt. Abbildung nach Walker *et al.* (2003).

Determinismus, als vollkommene Vorhersagbarkeit stellt nur das theoretische Ende des Kontinuums dar; in der Praxis wird man - selbst unter Laborbedingungen - kaum deterministische Vorhersagen treffen können.

Zumindest statistische Unsicherheit wird bei den meisten Modellvorhersagen vorhanden sein. Diese beschreibt Situationen, in denen die Unsicherheit mit statistischen Kennzahlen adäquat beschrieben werden kann. Abbildung 4.8 veranschaulicht wie sich statistische Prozesse im Modell manifestieren können. Im Unterschied zum deterministischen Modell, in dem Messdaten für Input und Output als wahr erfasst angesehen werden, werden statistische Variationen gemessener Größen beim stochastischen Modell explizit unterstellt und berücksichtigt. Nicht dargestellt ist die Situation, dass sich die Veränderungen Zustandsgröße selbst statistisch ergeben, dass also bei gleichem In- und Output unterschiedliche Zustände resultieren können.

Damit Unsicherheit statistisch beschrieben werden kann, ist es notwendig, dass das modellierte Phänomen gut verstanden wird und die für die Kalibrierung eingesetzten Daten die Situation, die das Modell vorhersagen soll, ausreichend beschreiben. Bei Szenarien wird man oft den Bereich der statistischen Unsicherheit verlassen und sich mit einer höheren Stufe der Unsicherheit auseinandersetzen müssen.

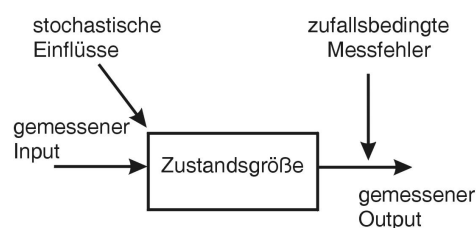


Abbildung 4.8: Stochastisches Modell. Während ein deterministisches Modell nur den gemessenen Input und Output betrachtet, die statistischen Fehler also als vernachlässigbar ansieht bzw. gleich Null setzt, werden diese Komponenten bei stochastischen Modellen mit einbezogen. Abbildung nach Jørgensen (1992).

Der Begriff Szenario Unsicherheit wird eingesetzt um Situationen zu beschreiben, in denen Vorhersagen für Systemzustände getroffen werden sollen, die außerhalb des Bereiches der Kalibrierungsdaten liegen. Da die aus der Kalibrierung gewonnenen statistischen Unsicherheits-Maße auf diese Situation nicht

übertragen werden können, hat man es mit einer neuen Stufe der Unsicherheit zu tun.

Szenarien treffen streng genommen keine Vorhersagen für die Zukunft, sondern beschreiben plausible zukünftige Zustände auf der Grundlage in sich konsistenter Annahmen bezüglich externer Antriebskräfte. Im Gegensatz zur statistischer Unsicherheit, die eine kontinuierliche Verteilungsfunktion möglicher Realisierungen beschreibt, hat man es bei der Szenario Unsicherheit mit diskreten Einzelzuständen zu tun, deren Eintrittswahrscheinlichkeit sich nicht genau beziffern lässt.

Szenario Unsicherheit kann sich in Form von Unsicherheit über das Ausmaß der Veränderungen manifestieren, als Streubreite der möglichen Realisierungen selbst oder als Unsicherheit darüber, welche Entwicklungen und Veränderungen für die relevanten Modellergebnisse entscheidend sind.

Fehlt zusätzlich Wissen über relevante Systemzusammenhänge, so wird die Entwicklung von Szenarien erschwert bis unmöglich gemacht. Besitzt man zumindest eine Vorstellung davon, wie wenig man weiß, spricht man von wahrgenommener Unkenntnis; ist selbst dieses Wissen nicht vorhanden, weiß man also nicht einmal was man nicht weiß, wird der Begriff der vollkommenen Unwissenheit gebraucht. Während im letzteren Fall nicht reduzierbares Unwissen vorliegt, kann im Falle der wahrgenommenen Unkenntnis teilweise reduzierbares Unwissen vorliegen. Reduzierbares Unwissen setzt die Kenntnis darüber voraus, was man nicht weiß und eröffnet darüber die Möglichkeit über weitergehende Untersuchungen den Wissensstand zu verbessern und damit das Ausmaß der Unsicherheit zu verringern.

Natur der Unsicherheit Die Natur der Unsicherheit beschreibt nach Walker *et al.* (2003), ob die Unsicherheit einem Mangel an Wissen entspringt, der prinzipiell behoben werden kann (epistemische oder erkenntnistheoretische Unsicherheit) oder ob es sich um die der Variabilität des Verhaltens natürlicher und sozialer Systeme geschuldeten Unsicherheit handelt, die prinzipiell nicht verringert werden kann (Ontologische Unsicherheit). Bei realen Phänomenen kann nicht klar zwischen epistemischer und ontologischer Unsicherheit unterschieden werden. Wissenschaftliche Arbeit in den verschiedenen Disziplinen ist ja gerade auf die Verringerung von Unsicherheit in den genannten Bereichen ausgerichtet.

Ontologische Unsicherheit kann verschiedene Ursachen haben:

- Variabilität natürlicher Prozesse - chaotische und unvorhersagbare natürliche Prozesse
- Menschliches Verhalten - nicht-rationales Verhalten, kognitive Dissonanz (Unterschied zwischen Aussagen und Verhalten der Person), Abweichungen vom Standard-Verhaltensmuster (Verhalten auf der Mikro-Ebene)
- Soziale, ökonomische und kulturelle Dynamik - chaotisches und unvorhersagbares Verhalten auf der Makro-Ebene
- Technologische ‘‘Überraschungen’’ - technischer Fortschritt und unerwartete Nebeneffekte neuer Technologien

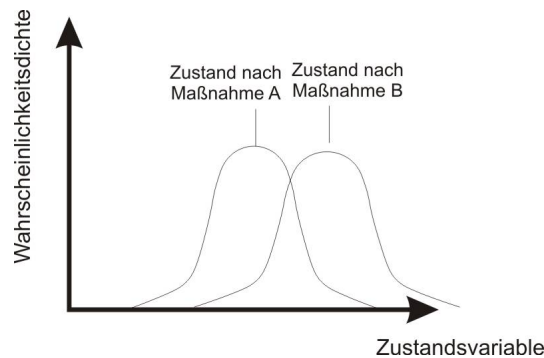


Abbildung 4.9: Beispiel für Modellergebnisse und Unsicherheitsbereiche. Bei hohen Modellunsicherheiten kann das Ergebnis zweier Modellläufe - beispielsweise zwischen Referenzlauf und unter Anwenden einer Maßnahme - nicht sicher unterschieden werden, da sich die resultierenden Zustände nicht signifikant unterscheiden.

Relevante Unsicherheit - Unsicherheit von Modellaussagen und Entscheidungsunterstützung

Unsicherheit lässt sich nicht in allen Fällen reduzieren, zum Teil muss sie als systemimmanent hingenommen werden. Auch wenn sie prinzipiell reduziert werden kann, geschieht dies nicht ohne zusätzlichen Entwicklungsaufwand. Da Entscheidungen aber in jedem Fall getroffen werden müssen sind verfügbare unsichere Informationen oft besser als keine Information. So empfiehlt das (NRC (National Research Council) (1999)) den Einsatz von Simulationsmodellen im Flussgebietsmanagement, auch wenn die Modellergebnisse auf unsicheren Informationen basieren.

Die bei Umweltmodellen im allgemeinen und großskalige Umweltmodelle im besonderen anzutreffende, relativ hohe Unsicherheit der Vorhersagen wird durch die Kopplung oder Integration verschiedener Modelle prinzipiell eher noch verstärkt. Daraus resultiert oftmals ein Unsicherheitsbereich, der größer ist als die Unterschiede die sich als Resultat von Maßnahmen oder der Wirkung externer Szenarien ergeben. Damit stellt sich die Frage, ob die Ergebnisse solcher Modellläufe überhaupt geeignet sind, signifikante Unterschiede zwischen verschiedenen Szenarien aufzuzeigen. Falls dies nicht der Fall ist, müsste der Einsatz von Modellen für die Entscheidungsunterstützung prinzipiell in Frage gestellt werden.

Relevant ist jedoch bei der Beurteilung von Maßnahmen zumeist die Verteilung der Unsicherheit bezüglich der Unterschiede zwischen dem Modellläufen mit und ohne Berücksichtigung der Maßnahmen und nicht die Unsicherheits-Verteilung der Modellergebnisse selbst. Dies ist zumindestens dann der Fall, wenn die möglicherweise eintretenden seltenen Ereignisse ken irreparablen Schäden hervorrufen können.

Nach Reichert & Borsuk (2002) lässt sich dieser Sachverhalt wie folgt formalisieren:

Seien die Ergebnisse einer Modell-Simulation gegebener Modellvariablen an festgelegten Orten in Zeit und Raum ($\mathbf{y} = (y_1, \dots, y_n)^T$) in Abhängigkeit von einer Eingriffs-Alternative a gegeben und sei ferner vorausgesetzt, dass diese durch Zufallsvariablen dargestellt werden können:

$$\mathbf{Y}(a) = (Y_1(a), \dots, Y_n(a))^T$$

unter Verwendung der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion:

$$f_{\mathbf{Y}}(\mathbf{y}, a).$$

Entscheidungen werden üblicherweise auf der Grundlage der Erwartungswerte der unterschiedlichen Alternativen getroffen:

$$E[\mathbf{Y}(a)]$$

Aufgrund der Linearität des Erwartungswertes lässt sich die Differenz der Erwartungswerte zweier Entscheidungsoptionen wie folgt berechnen:

$$E[\mathbf{Y}(a_1) - \mathbf{Y}(a_0)] = E[\mathbf{Y}(a_1)] - E[\mathbf{Y}(a_0)]$$

Hinsichtlich der Dichtefunktion der Differenz $\mathbf{Y}(a_1) - \mathbf{Y}(a_0)$ gibt es keine einfache Berechnungsformel dieser Art. Diese Verteilung hängt nicht-trivial von den Beziehungen zwischen den (Vektoren der) Zufallsvariablen $\mathbf{Y}(a_1)$ und $\mathbf{Y}(a_0)$ ab. Diese Verteilung ist es jedoch, die in der Regel für die Entscheidung über Handlungsalternativen vonnöten ist. Je nachdem, wie diese Verteilung ausgestaltet ist, kann trotz hoher Modellunsicherheiten die Abschätzung von Konsequenzen von Maßnahmen und Szenarien signifikant sein.

Falls Variabilitäten der Prozesse die Ursache der Unsicherheit sind kann für die Beurteilung der Maßnahme auf den Erwartungswert zurückgegriffen werden; falls jedoch fehlendes Wissen für die Unsicherheit verantwortlich ist, ist anzunehmen, dass eine Entscheidung zwischen den Alternativen nur unter in Kaufnahme hoher Unsicherheit getroffen werden kann.

4.2 Technische Fragestellungen der Modellintegration

Die angesprochenen Problemstellungen lassen sich nur teilweise durch software-technische Lösungen beheben. Die technische Implementierung soll sicherstellen, dass die eventuell vorhandene Abhängigkeiten der Modelle korrekt behandelt werden und die möglicherweise unterschiedlichen modellinternen Zeitverläufe harmonisiert werden.

Die Verwendung modularer Software-Entwurf-Schemata mit klarer Abgrenzung der Prozesse sowie eine klare und offene Datenstruktur erleichtern die Integration von Modellen, bei denen diese Grundsätze befolgt wurden. Der Einsatz von Standard-Schnittstellen, wie sie beispielsweise bei Open-MI (Blind & Gregersen, 2004; Gregersen & Blind, 2004) definiert werden, kann die Integration zusätzlich erleichtern. Die Schritte sollten jedoch von den Modell-Entwicklern durchgeführt werden oder aber bei der Erstellung eines neuen integrierten Gesamtsystems erfolgen. Die Praxis zeigt, dass vorhandene Modelle oftmals eine gewachsene Struktur aufweisen, die die Integration nicht unbedingt erleichtert.

Das Beispiel GLOWA Danube (Ludwig *et al.*, 2003) zeigt, wie die Entwicklung eines neuen integrierten Gesamt-Modells von der Verwendung einer klaren Struktur, der Verwendung der Beschreibungssprache UML und einer einheitlichen räumlichen Bezugsgröße profitieren kann. Der im Rahmen von GLOWA Elbe verfolgte integrative Ansatz (Becker *et al.*, 2001), bietet auf software-technischer Seite weniger Potential für die Vereinfachung anstehender Modellkopplungen.

Kapitel 5

Elbe-DSS: Beschreibung des Gesamtsystems

Nachdem im vorangegangenen Kapitel die allgemeinen Fragen und Probleme der Modellintegration angesprochen worden sind, sollen im folgenden Kapitel die spezifischen Anforderungen des Elbe-DSS vorgestellt werden. Das Elbe-DSS stellt den Rahmen dar, innerhalb dessen die in der vorliegenden Arbeit besprochenen Ansätze verwirklicht wurden. Hierzu werden Rahmenbedingungen und Zielsetzungen des Projektes genannt, die Einbindung potentieller Endnutzer vorgestellt sowie die konzeptionelle Umsetzung aller beteiligten Module und der softwaretechnische Rahmen des Projektes dargelegt.

5.1 Zielsetzung und Rahmenbedingungen

Hinter dem Projekt zur Erstellung einer Pilot Version des Elbe-DSS stehen mehrere Motivationen. So soll das Projekt versuchen, die Ergebnisse der *Elbe Ökologie* Forschung zu integrieren und für eine leichtere Nutzung des in den zugehörigen Forschungsprojekten erworbenen Wissens sorgen. Daneben soll perspektivisch gezeigt werden, wie ein solches System bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, vor allem bei der Erstellung des Maßnahmen-Planes unterstützend eingesetzt werden kann. Dem integrativen Aspekt, der der WRRL zugrunde liegt, kommt das System durch seine sektorübergreifende Ausrichtung entgegen; soweit möglich wurden die räumlichen Einheiten der Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt. Das Elbe-DSS soll dabei Fragen der strategischen Handlungsebene (Kapitel 2.2, S. 6) bearbeiten.

Neben den Ansprüchen der Wasserrahmenrichtlinie wurde weiterhin angestrebt, relevante Rahmenbedingungen, unter denen die Gewässergütebewirtschaftung zukünftig stattfinden wird, zu berücksichtigen. So wurden potentielle Ausprägungen des Klimawandels, der Bevölkerungsentwicklung, agro-politische Szenarien sowie mögliche Entwicklungen der Siedlungs- und Verkehrsstruktur berücksichtigt und in das System integriert.

Zielsetzung war es nach Möglichkeit mit dem Einsatz vorhandener Modelle und Daten - aus den Elbe Ökologie Projekten - auszukommen und möglichst wenig Zeit in die Entwicklung neuer Modelle zu stecken (Integration vor Neuentwicklung). In Absprache mit den potentiellen Nutzern des Systems wurde eine Verengung der Themenfelder durchgeführt; die Pilot-Version des Systems soll perspektivisch aufzeigen, was möglich ist, fehlende Themenfelder gegebenenfalls in späteren Entwicklungsstadien nachgerüstet werden.

5.1.1 Einbeziehung der Nutzeransprüche

Entsprechend den oben genannten Anforderungen an die Gestaltung eines Entscheidungsunterstützungssystems wurden während der gesamten Projektphase Kontakte zu potentiellen Nutzern des Systems gesucht und Zwischenergebnisse mit ihnen rückgekoppelt. Eingebunden wurden potentielle Nutzer, die weitgehend im Rahmen der Machbarkeitsstudie (Kofalk *et al.*, 2001) identifiziert worden waren, in Form des so genannten Lenkungskreises¹. Im Rahmen der Treffen wurde der Fortschritt des Projektes diskutiert, Anregungen der Mitglieder eingeholt und Vorabversionen des Elbe-DSS vorgestellt.

Es zeigte sich, dass neben die allgemeinen Treffen des Lenkungskreises kleinere Expertengruppen zu spezifischen Fragenkomplexen befragt werden mussten. Diese Expertengruppen rekrutierten sich ebenfalls aus den Reihen des Lenkungskreises, gegebenenfalls zusätzlich zu den entsprechenden Experten in den Institutionen der Lenkungskreis-Mitglieder. Weiterhin wurden Tests der Software mit denjenigen durchgeführt, die später einmal mit dem Elbe-DSS am Rechner arbeiten werden.

Ergebnisse der Lenkungskreistreffen

Vorstellungen und Ansprüche der Nutzer bezüglich des Elbe-DSS wurden bei der ersten Sitzung des Lenkungskreises am 4. Juli 2002 in Berlin formuliert (siehe BfG, 2002b). Eine zweite Sitzung des Lenkungskreises fand am 8. Juli 2003 in Magdeburg statt (BfG, 2002c). Während dieser Sitzung wurde eine erste Prototyp-Version des Pilot-DSS vorgestellt und den Teilnehmern Gelegenheit gegeben sich hinsichtlich Gestaltung, Benutzerfreundlichkeit und Funktionsumfang zu äußern.

Weitere spezielle Nutzertreffen fanden zu den Modulen Einzugsgebiet/Fließgewässernetz am 22.01.2003 in Hannover (BfG, 2003a) und zu den Modulen Hauptstrom/Flussabschnitt am 20.02.2003 (BfG, 2003b) in Magdeburg statt. Ziel der Treffen war die Vorstellung, Diskussion und Abstimmung der konzipierten Funktionalitäten für die genannten Module nach Berücksichtigung des 1. Lenkungskreistreffens.

Beteiligte Institutionen waren:

- Bundesanstalt für Gewässerkunde
- Bundesanstalt für Wasserbau (BAW)
- Biosphärenreservatsverwaltung Mittlere Elbe
- FH Nordost Niedersachsen
- ILAT Berlin/LAWA-UA "Biologische Bewertungsverfahren"
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)
- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt

¹Der Begriff des Lenkungskreises ist insofern missverständlich, als er impliziert, dass dieser Ausschuss aktiven Einfluss auf das Projekt nehmen konnte bzw. weisungsbefugt gewesen wäre. Er hatte vielmehr um eine beratende Funktion inne.

- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Sachsen-Anhalt
- Landesumweltamt Brandenburg
- Umweltamt, Landkreis Stendal
- Umweltbundesamt
- Wassergütestelle Elbe (WGE)
- Wasser- und Schifffahrtsamt Magdeburg
- Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost
- Wissenschaftlicher Beirat ‘‘Elbe-Ökologie’’
- WWF-Projektbüro Mittlere Elbe

Von den Nutzern wird ein Pilot-DSS empfohlen, welches sich auf einige Kernbestandteile beschränkt. Das Pilot-DSS sollte einzelne Aspekte der EU-WRRL berücksichtigen, sofern geeignete Daten und Modelle verfügbar sind. Die Tatsache, dass das Pilot-DSS nicht ausschließlich zur Unterstützung bei der Umsetzung der WRRL konzipiert worden ist, wurde akzeptiert, auch wenn die Anforderungen der WRRL im Fokus des Interesses stehen. Über die Notwendigkeit, die Terminologie der WRRL zu übernehmen, herrschte Uneinigkeit in der Gruppe.

Den Mitgliedern des Lenkungskreises war an einem Werkzeug gelegen, dass sich einerseits an den Anforderungen der WRRL ausrichtet, andererseits auch bekannte und akzeptierte Verfahren berücksichtigt (z.B. die FFH-Typen und FFH-Arten auf der Ebene des Flussabschnittmoduls). Die von den Ländern festgelegten Koordinierungsräume der EU-WRRL wurden auf Anregung des Lenkungskreises als räumliche Bezugsebenen für Datenmanagement und Modell-Analyse aufgenommen. Die als wichtig eingeordnete Zielvorgabe des *guten ökologischen Zustandes* konnte im Pilot-DSS nur teilweise behandelt werden, da entsprechende Daten und Modelle fehlen oder nicht im ausreichendem Maße zur Verfügung standen. Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurde die Liste der prioritären Schadstoffe als Grundlage der Stoffauswahl benannt; im Projekt konnten jedoch neben den bereits für GREAT-ER aufbereiteten Stoffen nur die nicht in der Liste enthaltenen Stoffe Phosphor und Stickstoff hinzugenommen werden. Für die Weiterentwicklung des Katalogs der zu bearbeitenden stofflichen Parameter in den Modulen Einzugsgebiet und Fließgewässernetz wurde empfohlen, die Ergebnisse der LAWA-Arbeitsgruppen abzuwarten.

Für die Nebenflüsse der Elbe wurde eine Erweiterung der Funktionalitäten ‘‘Gewässergüte und Abfluss’’ durch Berücksichtigung der Durchgängigkeit für Fische angeregt, die ebenfalls umgesetzt wurde. Dem Wunsch, vorsorgenden Hochwasserschutz im gesamten Einzugsgebiet betrachten zu können, konnte mit den verfügbaren Daten und Modellen nicht entsprochen werden. Der Ansatz, zusätzliche Retentionsflächen in HBV durch eine Vergrößerung der Seen-Fläche abzubilden, wurde angedacht, jedoch aus Zeitgründen zurückgestellt. Das Themenfeld Grundwasser wurde in Absprache mit den Teilnehmern des Lenkungskreises aufgrund fehlender Daten und Modelle zurückgestellt. Dem Wunsch nach Berücksichtigung sozio-ökonomischer Prozesse wurde mit den externen Szenarien im Einzugsgebiets Modul entsprochen. Auch die ökonomische Bewertung der Maßnahmen wurde im Lenkungskreis als wichtig angesehen und unterstützt. Dagegen kann der vorgeschlagene Tourismus-Aspekt im Pilot-DSS vorerst nicht behandelt werden, da z.Z. keine entsprechenden Modelle vorliegen.

Als grundsätzliche Funktion des Elbe-DSS wurde seine Möglichkeit gesehen, es Nicht-Experten zu ermöglichen fundierte Aussagen tendenzieller Art zu treffen. Der stellenweise verbreiteten Ansicht, das Elbe-DSS müsse juristisch belastbare Aussagen erzeugen, konnte entgegengewirkt werden. Der Einsatzbereich des Systems wird unter anderem auch in der Unterstützung bei der Kompromiss-Findung gesehen. Weiterhin wurde die Möglichkeit, Hintergrundinformationen und Zugriff auf Forschungsergebnisse zu erhalten als wichtig eingeschätzt.

Aus bisherigen Erfahrungen wird die regelmäßige Aktualisierung von Daten, Modellen und Tools als entscheidend für den gewinnbringenden Einsatz des Systems angesehen. Das DSS sollte auch eine Funktion als Informationsplattform wahrnehmen, wie es am Beispiel der Aufnahme der Querbauwerke in das Elbe-DSS praktiziert wurde. Wert gelegt wurde auf eine transparente Darstellung der Prozesse im System und auf die Integration vorliegender Messwerte. Hierzu wurde auch die explizite Nennung der derzeitigen Grenzen des Pilot-DSS gezählt.

Weitere berücksichtigte Informationen

Neben den Hinweisen der Teilnehmer des Lenkungskreises wurden das 5-Punkte-Programm der Bundesregierung zum vorsorgenden Hochwasserschutz (BMBVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen), 2002) und Koalitionsvereinbarungen der Bundesregierung vom 16.10.2002 (SPD und Bündnis 90/Die Grünen, 2002) ausgewertet und die Ergebnisse der im Rahmen des Harmoni-CA Projektes WP 5 durchgeführten Workshops mit Entscheidungsträgern und Modellierern berücksichtigt. Die sich durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in deutsches Recht ergebenden Anforderungen wurden als allgemeine Rahmenbedingungen ebenfalls berücksichtigt.

5-Punkte Programm der Bundesregierung Die Auswertung des 5-Punkte-Programms der Bundesregierung zum vorsorgenden Hochwasserschutz (BMBVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen), 2002) hinsichtlich einer Berücksichtigung im Pilot-DSS ergab folgende Punkte:

1. Änderung von Deichlinien zum Schutz von Siedlungsbereichen
2. Rückverlegung von Deichen im unbesiedelten Bereich der Flüsse durch Deichrückverlegung
3. Schaffung von steuerbaren Entlastungspoldern
4. Nach ökologischen Gesichtspunkten gesteuertes Abflussmanagement
5. Ausweisung von natürlichen Überschwemmungsgebieten durch Erhalt und Wiederherstellung von Flussaue
6. Renaturierungsmaßnahmen (Rückbau von Begradigungen und Uferbefestigungen)
7. Nutzung von Talsperren zur Hochwasserrückhaltung
8. Verbesserung der Versickerungsfähigkeit des Bodens durch verringerte Flächeninanspruchnahme und Entsiegelung
9. Steuerung der Siedlungsentwicklung und Minderung der Schadenspotentiale

10. Erfassung und Bewertung der Flächen mit erhöhtem Überflutungsrisiko

In der Pilot-Version des Elbe-DSS konnten in den Modulen Einzugsgebiet und Fließgewässernetz nur die Fragen der verringerte Flächeninanspruchnahme und Entsiegelung berücksichtigt werden. Geplante Maßnahmen zur Flächenbewertung und zum ökologischen Abflussmanagement mussten aus Zeitgründen und aufgrund der Datenlage zurückgestellt werden.

Koalitionsvereinbarungen der Bundesregierung vom 16.10.2002

Die unter dem Eindruck der Elbe-Flut zustande gekommenen Koalitionsvereinbarungen der neuen Bundesregierung vom 16.10.2002 (SPD und Bündnis 90/Die Grünen, 2002) enthielten folgende für das Elbe-DSS relevante Gesichtspunkt:

1. Die Befahrbarkeit der Flüsse soll durch die Entwicklung flussangepasster Binnenschiffe verbessert werden.
2. Geplante Staustufen an der Saale werden nicht gebaut.
3. Die Ausbaumaßnahmen und in ihren Auswirkungen vergleichbare Unterhaltungsmaßnahmen auf der Elbe werden nicht umgesetzt.
4. Die untere Havel wird vor 2006 aus dem Netz der Bundeswasserstraßen herausgenommen.

In Konsequenz der Koalitionsvereinbarungen wurde auf eine Erweiterung des Schifffahrt-Moduls im Modul Hauptstrom auf weitere Bundeswasserstraßen verzichtet.

Ergebnissen des Harmoni-CA Workpackages 5 Wertvolle Hinweise liefert der erste Workshop im Rahmen des WP 5 des Harmoni-CA Projektes (Hare (2004b)). Ziel des Workshops war es, von Seite der Entscheidungsträger² ein Anforderungsprofil für Modelle, die sich in der Praxis einsetzen lassen zu bekommen. Weitere Workshops beschäftigen sich mit der Sicht der Modellierer (Hare (2004a)) und der Zusammenfassung beider Perspektiven.³

Auch wenn sich der Workshop thematisch mit den partizipatorischen Aspekten des Einsatzes von Modellen beschäftigt und damit nur einen Teil der Einsatzmöglichkeiten von Entscheidungsunterstützungssystemen im Flussgebietsmanagement abdeckt, liefert er wertvolle Anregungen für die Ausgestaltung eines solchen Systems.

Interessant ist, in welcher Form Modelle bisher im Planungsprozess eingesetzt werden. Die eingesetzten Modelle scheinen eher operationell und auf die Beantwortung spezifischer Fragen ausgerichtet zu sein. Daneben sind sie auch für die Analyse von "if-then"-Szenarien im Einsatz. Allgemein wird ein Mangel sozio-ökonomischer Modelle beklagt, wobei von den Teilnehmern angezweifelt wurde, ob es in diesem Bereich jemals Modelle hinreichender Genauigkeit geben wird.

²15 Teilnehmer aus zehn europäischen Nationen

³Der letztgenannte Workshop fand vom 6.-8. Oktober 2004 in Osnabrück statt; ein Bericht wird noch veröffentlicht.

Kritisch wurde die Aussagesicherheit von Modellen beäugt. Es herrscht der Wunsch, transparente Modelle anstelle von Black-Box Modellen einsetzen zu können, deren Unsicherheiten klar kommuniziert werden. Es wird klar gesehen, dass die Form der Transparenz auf die Anwender zugeschnitten werden muss; es sollten insbesondere die Teile der Modelle "geöffnet" werden, die die Anwender unmittelbar betreffen.

Für die Bewertung von Maßnahmen wird die Abschätzung von Kosten - insbesondere im Hinblick auf die vor Ort betroffene Bevölkerung - angemahnt. Weiterhin wird gefordert, Interessensvertreter nach Möglichkeit frühzeitig in die Modellentwicklung mit einzubeziehen.

Die Entscheidungsträger wünschen einerseits aggregierte aufbereitete Ergebnisse, andererseits aber auch Informationsvielfalt. Gewünscht wird von ihrer Seite die Aufbereitung der Modellergebnisse durch Verwendung geeigneter Indikatoren. Daneben sollen Kostenschätzungen präsentiert werden. Der Einsatz von GIS-Technologien wird sowohl bei der Erstellung von Modellen, als auch bei der Präsentation der Ergebnisse gefordert.

Die WRRL und ihre Auswirkungen auf das Flussgebietsmanagement In der am 22.12.2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (von Keitz & Schmalholz, 2002) wird die Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen für Stromgebiete bzw. Flussgebiete von der Quelle bis zum Meer gefordert. Die Pläne und Aktivitäten im Maßstab des gesamten Strom- bzw. Flussgebietes sollen durch regionale (z.B. WRRL-Koordinierungsräume) und lokale Maßnahmen (kleinere Flüsse) untersetzt werden, die in Übereinstimmung mit den Bewirtschaftungsplänen für die Stromgebiete stehen.

Generell ist vorgesehen, dass die Flüsse in den nächsten 15 Jahren eine "gute" Qualität erreichen sollen. Die Definition eines "guten" Zustandes hängt von den biologischen und chemischen Charakteristika der Flüsse ab, d.h. "guter" Zustand kann bezogen auf den lokalen, regionalen und gesamten Maßstab eines Flussgebietes jeweils etwas anderes bedeuten.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Ableitung von Qualitätskriterien und für die Erarbeitung der Bewirtschaftungspläne ist damit die Kenntnis der Qualitätsprobleme und eine umfassende Analyse der natürlichen Gegebenheiten und der gegenwärtigen Belastungssituation in den verschiedenen Maßstabsebenen eines Stromgebietes. Darauf aufbauend ist der für eine "gute" Wasserqualität erforderliche Sollzustand zu definieren. Aus dem Vergleich von Ist- und Sollzustand ergibt sich der Handlungsbedarf und das mögliche Spektrum von Maßnahmen, die zur Erreichung des Sollzustandes umgesetzt werden müssen.

Wichtige Konsequenzen der WRRL sind unter anderem:

- Ein Aufbrechen des bisher gültigen sektoralen Ansatzes im Flussgebietsmanagement und sein Ersatz durch einen integralen Ansatz.
- Ausrichtung auf nachhaltige Nutzungstrategien
- stärkere Berücksichtigung partizipativer Elemente und Öffentlichkeitsbeteiligung.

- Einzugsgebietsbezogene Gewässergütebewirtschaftung, die quer zu den bisherigen administrativen Einheiten liegt.
- hoher Zeitdruck für die mit der Umsetzung betrauten Institutionen aufgrund des strikten Zeitplans.

5.2 Konzeptionelle Umsetzung

Ausgehend von der, oben beschriebenen Anforderungsanalyse unter Einbeziehung des Lenkungs-kreises, wurde ein modularer Systemaufbau gewählt, der Fragestellungen gleicher Maßstabsebene gruppiert (siehe hierzu auch Matthies *et al.* (in press)). Die Einteilung erfolgte in die vier Module Einzugsgebiet, Fließgewässernetz, Hauptstrom und Flussabschnitt, von denen die ersten beiden Grundlage der vorliegenden Arbeit sind. Schnittstellen zwischen den Modulen verbinden die unterschiedlichen Maßstabsebenen in top-down Richtung. Der Zustand des Gesamtsystems wird anhand mehrerer, teilweise konkurrierender Entwicklungsziele und zugehöriger Indikatoren beschrieben. Ein an diese Struktur angepasster umfassender Maßnahmenkatalog ermöglicht es, Reaktionen des Systems auf Steuerungseingriffe vorherzusagen. Die in Zusammenarbeit mit potentiellen Endnutzern entwickelten Maßnahmen definieren angepasste Schnittstellen, die vielfältige Möglichkeiten zur Einflussnahme auf das zugrunde liegende komplexe System bieten. Erweitert werden die Analyse-Möglichkeiten durch die Einbeziehung externer Szenarien, die frei mit den vorhandenen Maßnahmen kombiniert werden können.

Soweit möglich, wurden Modelle zur Beschreibung des Systems ausgewählt, die auf einer ähnlichen Maßstabsebene operieren sowie die den Modellen zugrunde liegende Datenbasis nach Möglichkeit angeglichen.

5.2.1 Begriffserklärungen

Im Elbe-DSS werden folgende Funktionen verwendet, die sich an de Kok & Wind (2002) und Miser & Quade (1985) anlehnen:

externes Szenario:

Unter einem externen Szenario werden die von außen wirkenden, nicht beeinflussbaren Triebkräfte und Komponenten des Globalen Wandels oder ein äußerer Faktor verstanden, der die Entwicklung des Elbe-Flussgebietes beeinflusst, aber außerhalb der Kontrolle der Entscheider liegt. Ein externes Szenario wird durch einen Satz von Werten bestimmt, die außerhalb des DSS berechnet worden sind. Der Nutzer des Elbe-DSS kann die Entstehung der Werte nicht beeinflussen, aber zwischen verschiedenen vorgegebenen Einstellungsmöglichkeiten wählen.

Entwicklungsziel:

Unter einem Entwicklungsziel wird ein angestrebter Systemzustand verstanden, der durch Maßnahmen im Elbe-Einzugsgebiet erreicht werden kann; das Ausmaß der Zielerreichung wird anhand von Indikatoren gemessen.

Maßnahme:

Maßnahmen sind alle Handlungen oder Aktivitäten, die zur Erreichung der Entwicklungsziele eingesetzt werden können. Aufgrund der konkurrierenden Entwicklungsziele können Maßnahmen aber auch zu einer Verschlechterung bei einzelnen Entwicklungszielen führen.

Indikator:

Eine Zustandsgröße/Parameter, die/der den Grad der Erreichung eines Entwicklungsziels messbar macht bzw. anzeigt. Mit einem Indikator kann die Bewertung der Auswirkungen von alternativen Handlungsstrategien dargestellt werden und das Erreichen von Entwicklungszielen messbar gemacht werden.

5.2.2 Beschreibung des Konzeptes - Systemdiagramm

Graphische Repräsentation des integrierten Gesamt-Modells ist das Systemdiagramm, welches die komplexen Wirkungszusammenhänge veranschaulicht und im Elbe-DSS die zentrale Benutzerschnittstelle definiert. Die Abbildung der hinter den Systemelementen steckenden Modelle, sowie die Wirkungsweise der Maßnahmen und externen Szenarien werden im Kapitel 7 detaillierter vorgestellt.

Die Systemdiagramme sollen das prinzipielle Zusammenspiel der relevanten Prozesse darstellen; sie geben nicht unmittelbar die Detailliertheit der den Prozessen zugrundeliegenden Modelle wieder. Grundsätzlich wurde angestrebt, die konzeptionelle Beschreibung des Systems in Form der Systemdiagramme möglichst unabhängig von den verwendeten Modelle zu halten; ein Austausch von Modellen im Zuge einer möglichen Weiterentwicklung des Elbe-DSS sollte möglichst wenig Modifikationen des Systemdiagramms erfordern, auch wenn sich die dahinter liegende technische Struktur ändern sollte.

Modul Einzugsgebiet

Großskalige Prozesse in der Fläche des deutschen Einzugsgebiet der Elbe werden im Modul Einzugsgebiet behandelt (Abbildung 5.1). Die relevante zeitliche Skala der modellierten Prozesse ist der mehrjährige mittlere Zustand; auch wenn die Prozesse teilweise in deutlich kürzeren Zeitschritten modelliert werden, werden nur Berechnungsergebnisse in Form des langjährigen mittleren Zustandes verwendet. Die räumliche Auflösung erfolgt durch Aufteilung des Raumes in Pegeleinzugsgebiete regionaler Größe. Teilweise erfolgt eine weitergehende Untergliederung der Einzugsgebiete in Höhenstufen.

Betrachtet werden Qualität und Quantität des Abflusses im Wechselspiel zwischen natürlichen oder quasi-natürlichen Prozessen und anthropogenen Eingriffen.

Die Abflussbildung wird durch das Niederschlagsgeschehen getrieben, das sich räumlich und zeitlich differenziert manifestiert. Bevor der Niederschlag ins Gewässer gelangt, wird er in verschiedenen Speichern (vergleiche Abbildung 5.2) zurückgehalten, die ebenfalls räumlich differenziert vorliegen. Wichtigstes räumliches Differenzierungsmerkmal ist die Topographie, welche die Niederschlagsbildung⁴, die Tem-

⁴Beispielsweise durch Luv- und Lee-Effekte sowie die Abkühlung aufsteigender Luftmassen

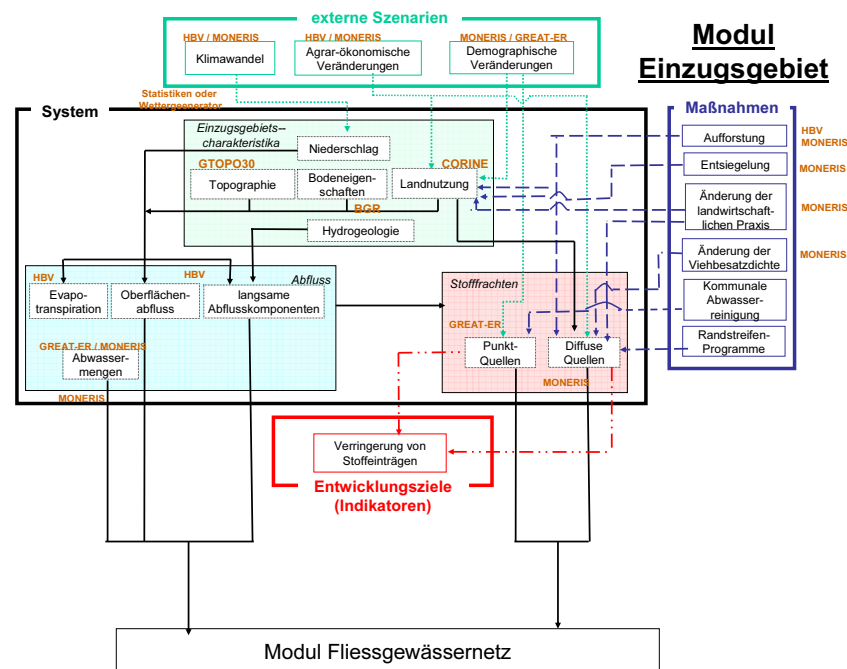


Abbildung 5.1: Systemdiagramm - Modul Einzugsgebiet. Neben den Systemelementen sind die Entwicklungsziele, Maßnahmen und die externen Szenarien dargestellt. Einige der verwendeten Modelle und Daten sind ebenfalls vermerkt. Das Modul wurde an der Universität Osnabrück bearbeitet und ist Teil der vorliegenden Arbeit.

peratur⁵ und die Aufteilung des Oberflächenwassers auf die unterschiedlichen Abfluss Komponenten maßgeblich beeinflusst. Die Infiltration in den Boden hängt von den Bodeneigenschaften, wie der Bodenart und der Bodentyp sowie dem Zustand der Bodenfeuchte ab. Diese Eigenschaften bedingen auch, wie schnell das Wasser in Richtung Grundwasser abgeführt wird (Perlokation). Die Verweildauer des Grundwasser wird unter anderem von den hydro-geologischen Eigenschaften der Grundwasserführenden Gesteinsschichten beeinflusst.

Beeinflusst wird die Abflussbildung auch von der Landnutzung, die zudem direkt mit dem Ausmaß diffuser Einträge in die Gewässer verknüpft ist. Neben den diffusen Quellen sind Einträge aus Punktquellen für die in die Gewässer eingetragenen Substanzmengen verantwortlich. In Gewässern niedrigen Durchflusses kann es, durch die Abwassereinleitungen kommunaler Kläranlagen, zudem zu einer nicht unerheblichen Modifikation des Abflussgeschehens kommen.

Eine Vielzahl von Maßnahmen, die vorwiegend die Landnutzung und die (Nährstoff-) Einträge aus diffusen Quellen betreffen, sind auf der Ebene des Einzugsgebietes definiert. Die Wirkung der Maßnahmen wird auf dieser Modul-Ebene nur anhand des Entwicklungsziels *Verringerung von Stoffeinträgen* gemessen, beeinflusst über die top-down Kopplung jedoch auch die Entwicklungsziele der anderen drei Module. Als maßgebliche externe Entwicklungsszenarien werden der Klimawandel, Agrar-ökonomische Veränderungen und Demographische Veränderungen in diesem Modul abgebildet.

⁵Welche die Aufteilung in die unterschiedlichen Niederschlags-Komponenten, die Evaporation und indirekt die Transpiration beeinflusst, sowie den Schneespeicher steuert

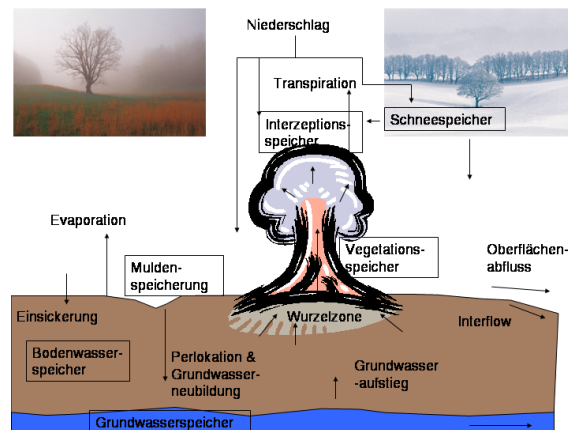


Abbildung 5.2: Komponenten des natürlichen Wasserhaushalts in Form der wichtigsten Zustandsgrößen und Prozesse. Nicht alle dargestellten Komponenten werden im Elbe-DSS detailliert erfasst und abgebildet.

Modul Fließgewässernetz

Das Modul Fließgewässernetz bildet die Transport und Abbauprozesse im Gewässernetz des nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebietes ab. Der Durchfluss in den Flussabschnitten des Gewässernetzes, wird von den im Modul Einzugsgebiet modellierten Niederschlags-Abfluss-Beziehungen gesteuert, die in Form generierter Pegeldata an das Gewässernetz gekoppelt werden. Aus diesen Pegelabflüssen wird die Fließgeschwindigkeit und der Durchfluss im Gewässernetz abgeleitet, die sich auf die Konzentrationen und den Abbau im Gewässernetz auswirken. Stoffeinträge stammen aus den Punktquellen und diffusen Einleitungen des Moduls Einzugsgebiet.

Neben den Stoffkonzentrationen und -frachten im Fließgewässernetz wird die Fischdurchgängigkeit der Gewässer anhand der Eigenschaften der Querbauwerke erfasst und bewertet. Auf diese Durchgängigkeit der Querbauwerke wirkt die einzige Maßnahme des Moduls.

Entwicklungsziele dieses Moduls sind die Verbesserung des Zustandes des Fließgewässernetz, die Verringerung von Stofffrachten in die Nordsee und die - nicht implementierte - Verringerung von Extremabflüssen.

Die Zielvorgabe *Verringerung der Stofffrachten in die Nordsee* beruht auf der London Declaration (1987), auf der für Stickstoff und Phosphor eine Verringerung der Einträge um 50% vereinbart wurde. Diese Vorgaben wurden in der OSPAR-Konvention 1992 bestätigt. Grundlegendes Ziel ist es, die Situation der Nordsee grundlegend zu verbessern.

Das Entwicklungsziel *Zustand des Fließgewässers verbessern* (\rightarrow EU-WRRL) bezieht sich auf den guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie, der den ökologischen, chemischen und hydromorphologischen Zustand der Gewässer beschreibt. Im Pilot-DSS werden bisher nur einzelne Aspekte des

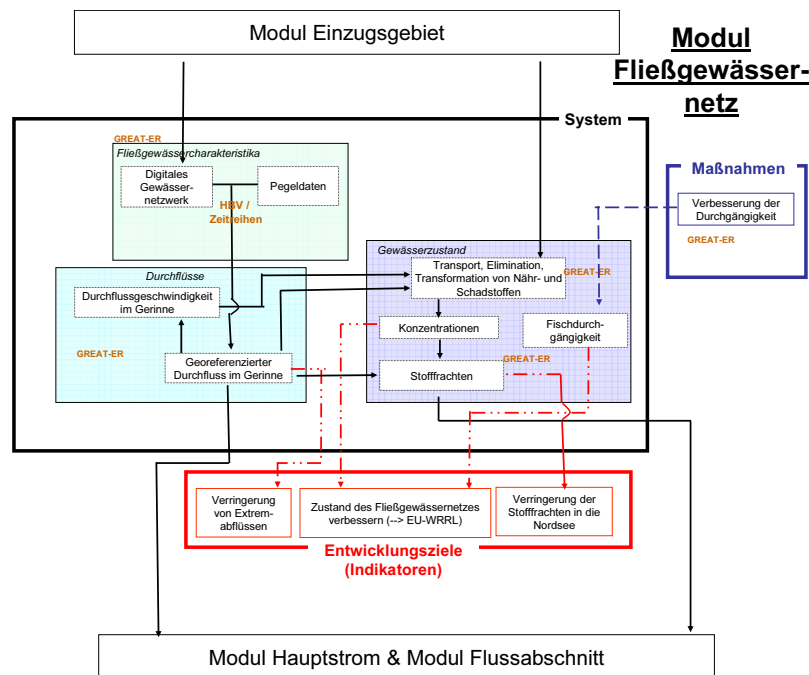


Abbildung 5.3: Systemdiagramm - Modul Fließgewässernetz. Neben den Systemelementen sind die Entwicklungsziele und Maßnahmen sowie einige der verwendeten Daten und Modelle dargestellt. Das Modul wurde an der Universität Osnabrück bearbeitet und ist Teil der vorliegenden Arbeit.

guten ökologischen Zustands betrachtet. Hierzu zählt der chemische Zustand und die Durchgängigkeit der Fließgewässer für wandernde Fischarten.

Chemischer Zustand der Gewässer Solange die Vorgaben der WRRL nicht konkretisiert worden sind, muss auf ältere Vorgaben zurückgegriffen werden. Im Elbe-DSS wird die von LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) und UBA (Umweltbundesamt) erarbeitete Chemische Gewässergüteklassifikation (Tabelle 5.1) verwendet (LAWA, 1998). Im Hinblick auf die WRRL bedarf diese Klassifikation jedoch einer Überarbeitung; so müssen einzelne Werte verschärft werden und die Klassifikation von sieben auf fünf Stufen verringert werden. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass es nach der WRRL kein für alle Gewässer einheitliches Klassifizierungsschema geben wird, sondern nach Gewässertyp unterschieden wird.

Für gefährliche Stoffe bildet die Zielvorgabe die obere Grenze der Güteklasse II (Stufe 3), für alle anderen Kenngrößen - z.B. Nährstoffe (s. Tabelle 5.2) - ein aus anderen Bewertungsansätzen resultierender Wert. Die Klassenobergrenzen ergeben sich aus der Multiplikation des Zielvorgabenwertes mit dem Faktor 2. Die Güteklasse I-II weist in der Regel den halben Wert der Zielvorgabe auf (UBA (Umweltbundesamt), 2004).

Tabelle 5.1: Chemische Gewässergüteklassifikation. Quelle: LAWA (1998); UBA (Umweltbundesamt) (2004)

Güteklasse	Beschreibung	Erklärung
I	anthropogen unbelastet	Geogener Hintergrundwert (bei Naturstoffen) bzw. "Null" (bei Xenobiotika)
I-II	sehr geringe Belastung	i.d.R. bis halber Wert der Zielvorgabe
II	mäßige Belastung	Einhaltung der Zielvorgabe
II-III	deutliche Belastung	bis zweifacher Wert der Zielvorgabe
III	erhöhte Belastung	bis vierfacher Wert der Zielvorgabe
III-IV	hohe Belastung	bis achtfacher Wert der Zielvorgabe
IV	sehr hohe Belastung	größer achtfacher Wert der Zielvorgabe

Tabelle 5.2: Gewässergüteklassifikation bzgl. der Nährstoffe. Vergleichswert: 90-Perzentil Quelle: LAWA (1998); UBA (Umweltbundesamt) (2004)

Stoffname	Einheit	Güteklassen						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Gesamt-Stickstoff	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	≥ 24
Nitrat-N	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≥ 20
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≥ 0,8
Ammonium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≥ 2,4
Gesamt-Phosphor	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≥ 1,2
ortho-Phosphat-P	mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≥ 0,8

Während im Elbe-DSS augenblicklich nur Jahreswerte berücksichtigt werden, kann eine Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik zusätzliche Erkenntnisse bringen. Eine Differenzierung in Winter- und Sommerhalbjahr könnte aufgrund der in der Regel höheren Winterausträge zu einer Zunahme der Grenzwertüberschreitung mit sich bringen (Krönert *et al.*, 2004).

Modul Hauptstrom

Die Themenfelder Hydraulik, Überflutungsrisiko, Ökologie und Schifffahrt entlang der deutschen Elbe stehen im Fokus des an der Universität Twente bearbeiteten Moduls Hauptstrom (Abbildung 5.4). Entwicklungsziele stellen neben dem guten ökologischen Zustand der Flussauen die Schiffbarkeit und die Überflutungssicherheit dar. Die Gewässergüte des Hauptstroms wird als Bestandteil des Fließgewässernetzes simuliert und ist damit Teil der vorliegenden Arbeit.

Maßnahmen auf der Ebene des Hauptstroms stellen die Schaffung von Auwald, Landnutzungsänderungen im Überflutungsbereich, sowie Änderungen der Deichhöhen, der Fahrrinnenmorphologie oder der Transportkapazität dar. Externe Szenarien wurden in diesem Modul nicht definiert, der Zustand des Moduls wird aber von den externen Szenarien und den Maßnahmen des Moduls Einzugsgebiet beeinflusst.

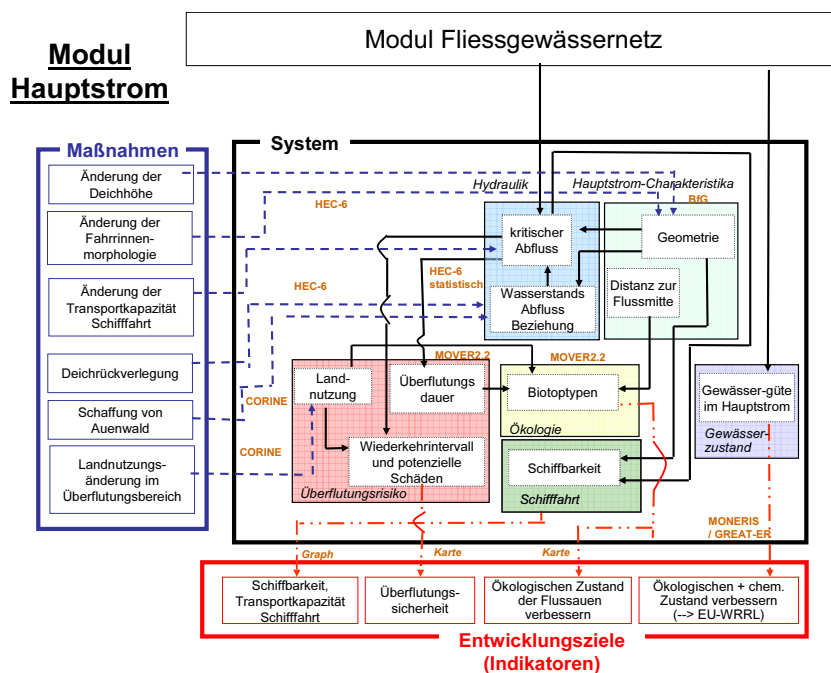


Abbildung 5.4: Systemdiagramm - Modul Hauptstrom. Neben den Systemelementen sind die Entwicklungsziele, Maßnahmen und externen Szenarien dargestellt. Zusätzlich sind einige der verwendeten Modelle und Daten vermerkt. Das Modul wurde an der Universität Twente bearbeitet und ist nicht Bestandteil der vorliegenden Arbeit. Eine Ausnahme stellt das Systemelement Gewässergüte im Hauptstrom dar, dass als Teil des Fließgewässernetzes Bestandteil der vorliegenden Arbeit ist.

Modul Flussabschnitt

Das an der Universität Twente bearbeitete Modul Flussabschnitt (Abbildung 5.5) beschäftigt sich mit den Wechselbeziehungen zwischen Hydraulik und Morphologie von Flussaue und Strom, dem Überflutungsrisiko und Ökologischen Fragestellungen. Um die Entwicklungsziele des Überflutungsrisikos und der Verbesserung des ökologischen Zustandes von Flussaue und Strom zu erreichen, stehen in diesem Modul die Maßnahmen Deichrückverlegung, Schaffung von Auwäldern, Änderung der Deichhöhe, Buhnenmodifikation und Landnutzungsänderungen zur Verfügung. Über den Abfluss/Wasserstand besteht eine Anbindung zum Modul Einzugsgebiet, so dass in diesem Modul gewählte Maßnahmen Einfluss auf die Entwicklungsziele des Flussabschnittmoduls besitzen.

Als externes Szenario tauchen mehrere, mit dem Modell SOBEK gerechnete Deichbruchvarianten auf, die in Folge der Elbeflut 2002 von den Mitgliedern des Lenkungscreises gewünscht wurden. Auch diese Deichbruchszenarien sind, analog zum Gesamtsystem, strategisch und nicht operativ ausgerichtet, eignen sich somit nicht zur konkreten Anwendung bei Hochwasser-Ereignissen.

Die räumliche Bezugsebene des Moduls ist ein etwa 20 km^2 großes Gebiet in der Nähe von Sandau an der Mittleren Elbe, für das im Rahmen des Elbe-Ökologie Projektes umfangreiche Datenerhebungen durchgeführt wurden. Diese Daten, aber auch die auf deren Grundlage parametrisierten Modelle dieser Untersuchungen bilden zusammen mit Modulen des integrierten Flussauenmodells INFORM (Fuchs *et al.*, 2003) die Basis dieses Moduls.

Die Auswahl der Maßnahmen des Moduls deckt einen großen Teil, der in Diskussion um Flussrenaturierungsprogramme genannten Maßnahmen (Buijse *et al.*, 2002) ab; hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen wird bisher allerdings nur einen Teil des Wirkungsgefüges berücksichtigt.

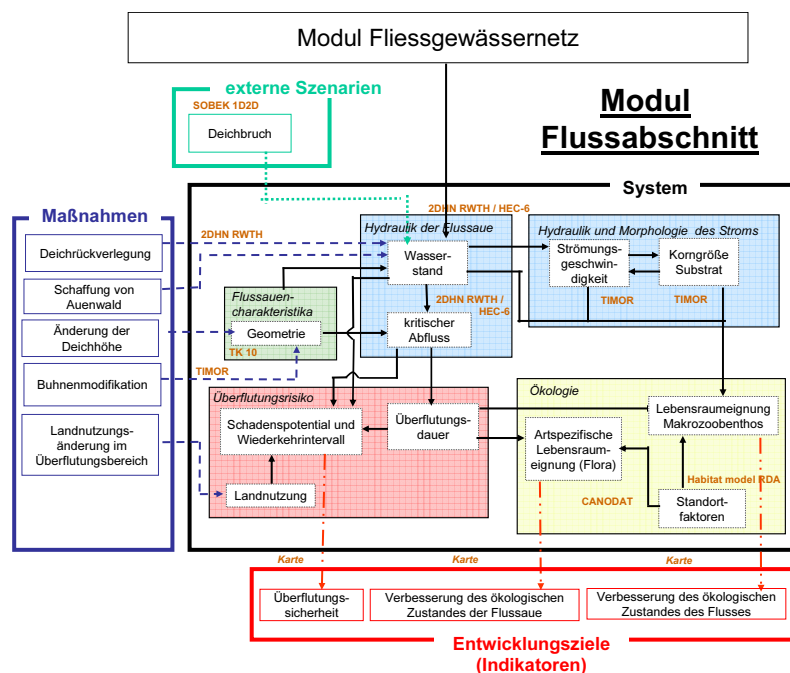


Abbildung 5.5: Systemdiagramm - Modul Flussabschnitt. Neben den Systemelementen sind die Entwicklungsziele, Maßnahmen und externen Szenarien sowie einige Angaben zu verwendeten Daten und Modellen dargestellt. Das Modul wurde an der Universität Twente bearbeitet und ist nicht Bestandteil der vorliegenden Arbeit.

5.3 Softwaretechnischer Rahmen

Die Modelle und Daten der Module wurden für das Elbe-DSS vom Projektpartner RIKS (Research Institute for Knowledge Systems, Maastricht, Niederlande) in das Softwareframework Geonamica integriert. Dabei handelt es sich um eine vom RIKS entwickelte Softwarebibliothek, welche die Kernfunktionen für das Scheduling von Modellen, Basis-GIS-Funktionalitäten und GUI-Elemente bietet. Geonamica wird als DSS-Generator benutzt. Die Modelle der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz werden zwar vom Softwareframework gesteuert, wurden jedoch vom RIKS nicht neu implementiert, sondern sind unverändert Teil des Gesamtsystems geworden. Teile der Modell-Kopplung wurden vom RIKS anhand

der gelieferten Daten, Beschreibungen und Beispiel-Programme neu implementiert, um eine höhere Performance und bessere Steuerbarkeit der Modelle im Elbe-DSS zu gewährleisten. Da es keine Möglichkeit zur Einblicknahme in den Quellcode gibt, konnte die Stimmigkeit der Implementierung nur anhand des Vergleichs mit der parallel durchgeführten eigenen Implementierung der Funktionalität durchgeführt werden.

Transparenz für den Anwender wird durch die Dokumentation der Einzel-Modelle und der Modellintegration in der Online Hilfe des Programms gewährleistet.

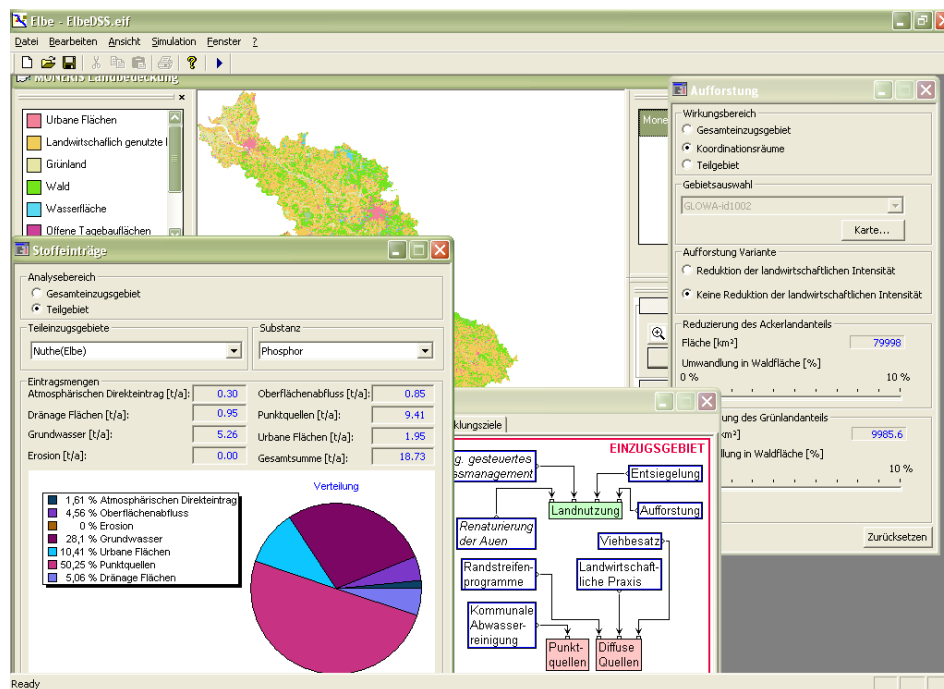


Abbildung 5.6: Screen shoot des Elbe-DSS. Die Steuerung des Elbe-DSS geschieht weitgehend anhand des interaktiven Systemdiagramms, von dem aus Dialoge zur Einstellung von Maßnahmen und Ergebnisdarstellungen aufgerufen werden können.

Kapitel 6

Kriterien für die Integrierbarkeit von Modellen

Um die, im vorangegangenen Kapitel angesprochenen, Problemfelder der Modellintegration bereits bei der Auswahl der Modelle zu berücksichtigen, wurde eine Reihe von Kriterien entwickelt und auf die in Frage kommenden Modelle angewandt. Tabelle 6.1 nennt die abgeleiteten Kriterien. Generell war das Kriterium der Verfügbarkeit eines für das Elbe-Einzugsgebiet validierten und kalibrierten Modellesentscheidend; Modelle, die für den Einsatz im Elbe-DSS geeignet gewesen wären, jedoch zu Projektbeginn nur für Teilbereiche des Einzugsgebietes eingesetzt worden waren, konnten nicht in die engere Auswahl aufgenommen werden.

Tabelle 6.1: Kriterien der Modellbewertung hinsichtlich der Integrierbarkeit

Kriterium	Beschreibung
Konzeptionelle Kriterien	
Übertragbarkeit	Ist das Modell inklusive seiner Datenansprüche im Untersuchungsgebiet anwendbar und liegt es in einer anwendbaren Form vor?
Schnittstellen zum Benutzer	Können auf Grundlage des Modells Maßnahmen und Entwicklungsziele praxisgerecht formuliert und geeignete Indikatoren abgeleitet werden? Wie gut lässt sich das Modell in das Schema der allgemeinen Systemanalyse anpassen?
Schnittstellen zu anderen Modellen	Input-Output-Kriterien: logische Verbindung zu in- und output-verbundenen Modellen
Quantitative Systemkonsistenz	Wie verhält sich das Modell hinsichtlich der Unsicherheit des Gesamtsystems? Ist das wissenschaftliche Paradigma kompatibel mit denen der anderen Modelle?
Unsicherheit	Gibt es Aussagen zur Modellunsicherheit? Liegt eine Unsicherheitsabschätzung, beispielsweise basierend auf Sensitivitätsanalysen und Mont-Carlo Simulationen, vor?

Validität	Wurde das Modell hinreichend validiert? Auch in der Region, der Skala auf der es im integrierten System zum Einsatz kommen soll? Lässt sich das Modell im integrierten Modell validieren?
Bezugsskala	Sind räumliche und zeitliche Skala kompatibel mit dem Modellzweck des integrierten Systems? Sind Skalenprobleme bei der Interaktion mit den anderen Modellen im Modellverbund zu befürchten? Passt der Zeithorizont des Modells zum Modellzweck? Harmoniert er mit den anderen eingesetzten Modellen?
Akzeptanz	Ist das Modell in der wissenschaftlichen Community akzeptiert?

Organisatorische Kriterien

Verfügbarkeit	Verfügbarkeit, bestehen bereits Vereinbarungen bzgl. Daten- und/oder Modellnutzung (z.B. im Rahmen von Forschungsprojekten, Kooperationsverträgen), handelt es sich um Open Source Code, steht das Modell unter einer freien Software Lizenz wie der GPL?
Dokumentation	Ist Beschreibung des Modells verfügbar, die die Einarbeitung erleichtert und als Basis für das Erstellen einer Dokumentation des integrierten Systems dienen kann? Werden die im Modell verwendeten Daten darin vollständig aufgeführt?

Anwender Kriterien

Transparenz	Kann der im Modell dargestellte Sachverhalt dem Benutzer transparent dargestellt werden? Dies impliziert nicht, dass der Sachverhalt oder die Zusammenhänge einfach sein müssen. Wichtig ist, dass sich die Wirkungsweise des Modells an den Benutzer kommunizieren lässt und er die Wirkungszusammenhänge grundsätzlich nachvollziehen kann. Gegenbeispiele sind Neuronale Netze.
Interaktivität	Bietet das Modell die Möglichkeit der Interaktion mit dem Benutzer? Nicht jedes Modell muss Interaktivität bieten; bei Modellen, die im integrierten System vom Benutzer angesprochen werden sollen, vereinfacht das Vorliegen von Benutzerschnittstellen die Kommunikation mit dem Modell - in der Regel auch dann, wenn neue andersartige Benutzerschnittstellen verwendet werden. Wird das Modelle bereits von potentiellen Anwendern eingesetzt? Sind vergleichbare Modellansätze bereits bekannt?

Technische Kriterien

Dauer von Modellläufen	Liegt die Laufzeit des Modells innerhalb eines erträglichen Zeitrahmens? Lässt sie sich durch Vereinfachungen in den gewünschten Zeitrahmen bringen, ohne bei den anderen Kriterien zu viele Abstriche in Kauf nehmen zu müssen?
------------------------	--

Speicherbedarf	Lässt sich das Modell mit der gängigen Hardwareausstattung problemlos betreiben, oder kommt es durch Swapen zu unerwünschten Laufzeitverlängerungen?
Schnittstellen	Kann das Modell im Quellcode bezogen werden, liegt eine API vor oder lässt sich das Modell nur über eine fest verdrahtete GUI ansprechen?
Quellcode	In welcher Programmiersprache liegt das Modell vor, welchem Entwurfs-Schema folgt es, für welche Betriebssysteme liegt es vor, welche Compiler sind zu verwenden, handelt es sich um Spagetti-Code?
Externe Solver	Benötigt das Modell spezielle externe Solver-Software?
Software-Architektur	Liegt dem Modellaufbau ein modulares Konzept zugrunde? Sind Schnittstellen zum Modell definiert? Werden übermässig viele globale Variablen verwendet?
Datenumfang	Benötigt das Modell große Datensätze, können diese gegebenenfalls komprimiert werden?
Flexibilität	Ist das Modell einfach anzupassen oder weiterzuentwickeln?

Im Rahmen einer Modellauswahlphase wurden die Modelle GREAT-ER (Wagner & Koormann, 1999; Matthies *et al.*, 2001; Schulze & Matthies, 2001), MONERIS (Behrendt *et al.*, 2003), HBV (Bergström, 1976), ARC/EGMO (Pfützner *et al.*, 1997) und SWIM (Krysanova *et al.*, 2000) sowie die Ansätze von (Kunkel & Wendland, 1997; Wendland & Kunkel, 1999; Kunkel & Wendland, 2002) untersucht und bewertet (Tabelle 6.2). Generell zeigen sich die im Kapitel 4 genannten Probleme, da jedes der Modelle als stand-alone Modell konzipiert wurde. Schnittstellen zu anderen Modellen sind nicht vorhanden, sondern müssen ebenso wie Schnittstellen zu den im Elbe-DSS gewünschten Benutzerschnittstellen weitgehend neu konzipiert werden. Auch die vorhandene Dokumentation ist auf den Einsatz der Modelle ausgelegt und unterstützt eine Integration in einen Modellverbund nur bedingt.

Die Modelle ARC/EGMO und SWIM waren zu Projektbeginn nur für Teileinzugsgebiete eingesetzt worden, eine Übertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet wurde im Rahmen des Pilot-DSS als zu aufwändig angesehen. Als Folge wurde eine Entscheidung gegen die Integration eines dieser Modelle getroffen und stattdessen der Einsatz von MONERIS und HBV favorisiert. Auch der auf Fuzzy-Regeln basierend und prinzipiell als geeignet angesehene Ansatz von Haberland *et al.* (2002) wurde nicht weiterverfolgt, da das Modell noch nicht für das gesamte Untersuchungsgebiet eingesetzt worden war.

Die Modelle GREAT-ER, MONERIS und HBV-D erschienen geeignet die Fragestellungen des Elbe-DSS geeignet bearbeiten zu können; ebenso erschien die Kopplung der Modelle im gegebenen Zeitrahmen möglich. Da wesentliche Teile der Modelle GROWA98 (Kunkel & Wendland, 2002) und WEKU (Kunkel & Wendland, 1997) in der für das Elbe-DSS zur Verfügung gestellten MONERIS (Behrendt *et al.*, 2003) Version integriert sind, konnte die Integration als Teil von MONERIS erfolgen.

Tabelle 6.2: Übersicht der Ergebnisse der Modellauswahlphase

Kriterium	HBV	MONERIS	GREAT-ER	GROWA98, WEKU, DeNIt	ARC/EGMO	SWIM
Konzeptionelle Kriterien						
Übertragbarkeit	für Elbe verfügbar	für Elbe verfügbar	für Elbe verfügbar	für Elbe verfügbar	für Teilgebiete verfügbar	für Teilgebiete verfügbar
Schnittstellen Benutzer	zum definierbar	definierbar	definierbar	definierbar	definierbar	definierbar
Schnittstellen zu anderen Modellen	nicht vorhanden	integriert und WEKU	GROWA nicht vorhanden	nicht vorhanden	nicht vorhanden	Kopplung mit RAUMIS im Rahmen von GLOWA Elbe I
Quantitative Systemkonsistenz	geeignet	geeignet	geeignet	geeignet	geeignet	geeignet
Informationen Unsicherheit	zur teilweise verfügbar	nicht verfügbar	teilweise verfügbar	nicht verfügbar	nicht verfügbar	teilweise verfügbar
Validität	auf anderer Pegelsebene validiert, über Pegelmessungen validierbar	ja	ja	teilweise	für Teilgebiete	für Teilgebiete
Bezugsskala	geeignet, allerdings zeitlich aufgelöst	geeignet	geeignet	geeignet	zu kleinräumig - bisher für Gebiete bis 10.000 km ² eingesetzt, zeitlich hoch aufgelöst	zu kleinräumig bis her für Gebiete bis 20.000 km ² eingesetzt, zeitlich hoch aufgelöst
Akzeptanz	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch

Kriterium	HBV	MONERIS	GREAT-ER	GROWA98, WEKU, DeNit	ARC/EGMO	SWIM
Organisatorische Kriterien						
Verfügbarkeit	möglich	möglich	verfügbar	möglich	nicht geklärt	möglich
Dokumentation	grundsätzlich handen	grundsätzlich handen	grundsätzlich handen	grundsätzlich handen	grundsätzlich handen	grundsätzlich handen
Anwender Kriterien						
Transparenz	Transparente Darstellung möglich	Transparente Darstellung möglich	Transparente Darstellung möglich	Transparente Darstellung möglich	Transparente Darstellung möglich	Transparente Darstellung möglich
Interaktivität	teilweise	nicht vorgesehen	ja	nicht vorgesehen	ja	ja
Technische Kriterien						
Dauer von Modellläufen	circa 10 Minuten	Sekunden	Minuten (ohne Monte-Carlo-Analyse)	Sekunden	10 Minuten bis halbe Stunde (geschätzt)	10 Minuten bis halbe Stunde (geschätzt)
Speicherbedarf	gering	gering	mittel	gering	unbekannt	unbekannt
Schnittstellen	Quellcode, API	keine API	API	keine API	unbekannt	unbekannt
Quellcode	Fortran77, Windows und Linux	MS Excel basiert, VBA	Python, plattformunabhängig	unbekannt, GIS basiertes Modell	C, MS Windows und Unix	unbekannt
Externe Solver	nein	nein	nein	nein	benötigt ArcInfo	nein
Software-Architektur	Funktionsbasiert, komplex	Zeilenbezüge	Modulare, Client-Server Architektur	GIS-basiert	modular	modular, GRASS Interface
Datenumfang	hoch	gering	mittel	gering	mittel	mittel
Flexibilität	vertretbarer Aufwand für Weiterentwicklung	vertretbarer Aufwand für Weiterentwicklung	vertretbarer Aufwand für Weiterentwicklung	vertretbarer Aufwand für Weiterentwicklung	unbekannt	unbekannt

Kapitel 7

Elbe-DSS: Umsetzung der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz

Das nachfolgende Kapitel stellt die hinter den im Kapitel 5 beschriebenen Themenfeldern stehenden Modelle dar, beschreibt die Integration der Modelle untereinander, sowie die an den integrierten Modellverbund ansetzenden Maßnahmen und externen Szenarien. Abgeschlossen wird das Kapitel mit Ausführungen zur Konsistenz der im Modellverbund eingesetzten Datenbasis.

7.1 Zuordnung der Modelle zu den Systemelementen

Die Modelle HBV-D, MONERIS und GREAT-ER sowie das Flächenbilanzmodell von Bach & Frede bilden den Kern der Funktionalität der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz (Abbildung 7.1). Das Niederschlags-Abfluss-Modell HBV-D treibt die Hydrologie des Nährstoffbilanzmodells MONERIS und des Expositionsabschätzungsmodells GREAT-ER sowie die einiger Modelle in den Modulen Hauptstrom und Flussabschnitt. Die Nährstoffüberschüsse des Flächenbilanzmodells beeinflussen die von MONERIS berechneten Einträge von landwirtschaftlicher Nutzfläche. Die diffusen Emissionen aus MONERIS werden an das Fließgewässernetz von GREAT-ER angeschlossen und dort weiter behandelt.

GREAT-ER beschreibt die chemische Gewässerqualität im Gewässer sowie Einleitungen aus Punktquellen. Das Modell umfasst damit einen Großteil des Systemdiagramms im Fließgewässernetz und einen Teil des Moduls Hauptstrom, da die chemische Gewässerqualität des Hauptstroms ebenso wie der Rest des Fließgewässernetzes von GREAT-ER behandelt wird. Bisher nicht mit GREAT-ER verkoppelt sind die Aspekte der Durchgängigkeit, die im Elbe-DSS durch Querbauwerke beschrieben werden. Ebenfalls GREAT-ER zugeordnet ist das Systemelement Punktquellen im Modul Einzugsgebiet; das Modell verwaltet Lage, technische Ausstattung und angeschlossene Einwohner der Kläranlagen im nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet.

MONERIS wird für die Beschreibung der diffusen Nährstoff-Emissionen eingesetzt. Neben dem Systemelement "diffuse Quellen" gehört zur Datenbasis des Modells eine große Anzahl von Parametern aus dem Themenfeld "Charakteristika des Einzugsgebietes" wie die Landnutzung, Bodeneigenschaften und hydro-geologische Größen. Ergänzt wird MONERIS durch das Flächenbilanzmodell zur Ermittlung der Nährstoffüberschüsse von landwirtschaftlicher Nutzfläche, welches insbesondere benötigt wird um die Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzungsänderungen zu simulieren.

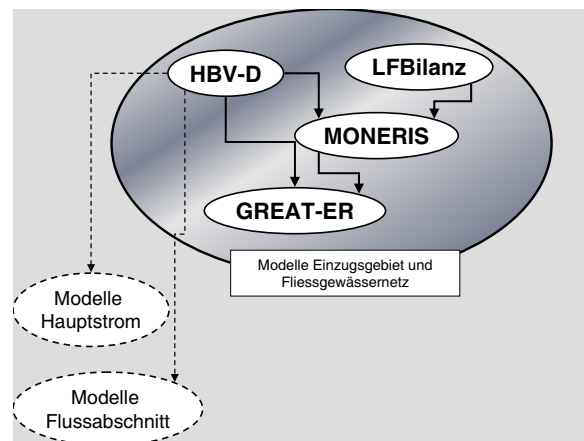


Abbildung 7.1: Übersicht der Modellintegration im Elbe-DSS. Die Modelle HBV-D, MONERIS und GREAT-ER sowie das Flächenbilanzmodell der landwirtschaftlichen Fläche (LFBilanz) bilden den Kern der Funktionalität der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz. Das Niederschlags-Abfluss-Modell HBV-D treibt die Hydrologie von MONERIS und GREAT-ER sowie die einiger Modelle in den Modulen Hauptstrom und Flussabschnitt. Die diffusen Emissionen aus dem Nährstoffbilanzmodells MONERIS werden an das Fließgewässernetz des Expositionsabschätzungsmodells GREAT-ER angekoppelt und dort weiter behandelt. MONERIS selbst wird mittelbar von den Ergebnissen des Flächenbilanzmodells der landwirtschaftlichen Fläche beeinflusst.

Das Niederschlags-Abfluss-Modell HBV-D ist in der Hauptsache dem Themenfeld Quantität des Abflusses zugeordnet - wobei diese Prozesse in MONERIS stellenweise ebenfalls abgebildet werden. Seine Datenbasis deckt sich teilweise mit der von MONERIS, da beide Modelle Landnutzung und Relief als Input Parameter benötigen.

7.2 Beschreibung der eingesetzten Modelle

7.2.1 GREAT-ER

GREAT-ER (Boeije, 1999; Wagner, 2001; Matthies *et al.*, 2001; ECETOC, 2004; USF, 2004) ist ein Expositionsabschätzungsmodell für Fließgewässer, das 1996-1998 von den Universitäten Gent, Mailand und Osnabrück sowie dem Institute of Hydrology Wallingford unter Leitung von ECETOC entwickelt wurde. Das Modellsystem beschreibt - für den steady-state Fall - geo-referenziert Substanzkonzentrationen und Frachten in Fließgewässern.

Das Modellsystem setzt sich aus vier Teilmodellen zusammen, die hintereinander geschaltet sind, wobei einzelne Modelle je nach gewähltem Komplexitätsgrad übersprungen werden können (Abbildung 7.2). Ein einfaches Emissionsmodell beschreibt ausgehend von dem Pro-Kopf-Verbrauch und den angeschlossenen Einwohnern die Emissionen der Haushalte - zuzüglich weiterer Quellen. Diese Emissionen wer-

den an das Kanalisationsmodell übergeben, wo Abbauprozesse und Transport innerhalb der Kanalisation beschrieben werden. Der Output des Kanalisationsmodells geht in das Kläranlagenmodell, wo weitere Abbauprozesse modelliert werden. Die Ergebnisse des Kläranlagenmodells werden an das Flussmodell übergeben, in welchem Transport- und Abbauvorgänge im Fließgewässernetz beschrieben werden.

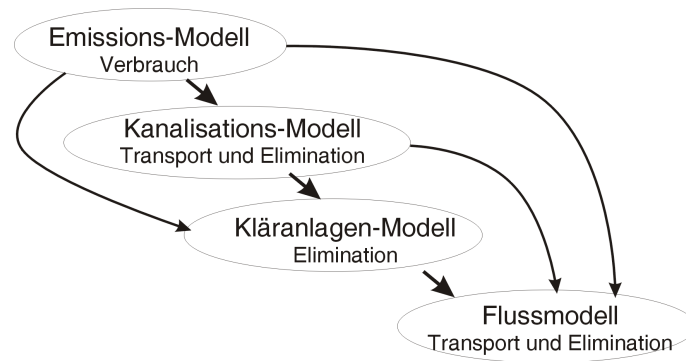


Abbildung 7.2: Teilmodelle von GREAT-ER. Nach Wagner (2001), verändert.

Wichtigster Datensatz des Modells ist das Fließgewässernetz, das in Form eines gerichteten Graphen vorliegen muss. Die räumliche Diskretisierung ergibt sich aus der Unterteilung des Fließgewässernetzes in Flussabschnitte; eine Länge von 1,5 Kilometern hat sich als geeignet erwiesen.¹ An das Fließgewässernetz sind - ebenfalls geo-referenziert - Einleiter angeschlossen, von denen ausgehend Substanzmengen ins Gewässernetz gelangen, wo die Substanz Abbauprozessen unterliegt. Die verbleibende Fracht wird an die flussabwärts gelegenen Flussabschnitte weitergereicht, wo sie weiterhin abgebaut wird.

Beim typischen Einleiter-Objekt handelt es sich um eine kommunale Kläranlage, die einen aufgrund der angeschlossenen Einwohner und des - für das Gebiet konstanten - Pro-Kopf-Verbrauchs berechneten Stoffzulauf behandelt. In Abhängigkeit von der eingesetzten Technologie wird ein Teil der Substanz eliminiert, während der Rest in das Gewässernetz gelangt.

Andere Einleiter-Klassen wie industrielle Direkteinleiter, Bergwerkswässer oder Zuleitungen über Bilanzpegel können ebenfalls über Kommunale Kläranlagen abgebildet werden, wobei sich über die Wahl der Parameter "angeschlossene Einwohner" und "Abbauleistung" der gewünschte Output einstellen lässt. Es ist jedoch auch die Möglichkeit vorgesehen, Stofffrachten von Direkteinleitern oder aus Oberflächenabfluss an das Gewässer anzuschließen.

Zusammen mit dem Durchfluss im Gewässer lassen sich aus den Frachten pro Flussabschnitt die Stoffkonzentrationen berechnen. Im Gegensatz zu den Frachten erfolgt jedoch kein Transport des Wassers im Modell; die hydrologischen Parameter jedes Flussabschnitt werden im Preprocessing festgelegt und anschließend nicht mehr verändert. Die vom Modell benötigten Durchfluss-Parameter MQ (mittlerer Abfluss) und Q5 (5-Perzentil des Durchflusses) werden standardmässig mit Hilfe einer nichtlinearen Regression über die akkumulierte Flusslänge aus vorhandenen Pegeldaten gewonnen (siehe die Diskussion

¹Aufgrund der an Zusammenflüssen, Einleitungen oder Gebietsgrenzen notwendigen Unterteilung der Flussabschnitte ergeben sich teilweise auch deutlich kürzere Flussabschnitte.

auf Seite 124). Aus den Durchflüssen pro Flussabschnitt werden mit Hilfe von Regressionsgleichungen Angaben für Tiefe und Fließgeschwindigkeit geschätzt.

Für die Ermittlung der Fließgeschwindigkeit werden nach Wagner & Koormann (1999) folgende Formeln benutzt:

$$v_{Mean} = A \cdot Q_{Mean}^B \quad (7.1)$$

$$V_5 = A \cdot Q_{Mean}^B \cdot \left(\frac{Q_5}{Q_{Mean}} \right)^C \quad (7.2)$$

Q_{Mean} = mittlerer Abfluss des Flussessegmentes [$\frac{m^3}{s}$]

Q_5 = 5-Perzentil des Abflusses des Flussessegmentes [$\frac{m^3}{s}$]

v_{Mean} = mittlere Fließgeschwindigkeit des Flussessegmentes [$\frac{m}{s}$]

v_5 = 5-Perzentil der Fließgeschwindigkeit des Flussessegmentes [$\frac{m}{s}$]

A, B, C = Regressionsparameter

und die nachstehenden, in den Pilotprojekten des GREAT-ER Projektes ermittelten Regressionsparameter verwendet:

$$A = 0,261$$

$$B = 0,283$$

$$C = 0,495$$

Für die Bestimmung der Tiefe werden die nachfolgenden, von Simonis & Albertson (1960) für Gerinne im Alluvial entwickelte Gleichungen benutzt:

$$r = 0,57 \cdot e^{0,36 \cdot \ln(Q)} \quad (7.3)$$

$$d = \begin{cases} 0,610 + 0,93 \cdot r & : r > 2,13 \\ 1,21 \cdot r & : r \leq 2,13 \end{cases} \quad (7.4)$$

d = Wassertiefe des Flussessegmentes [m]

Q = Abfluss des Flussessegmentes [$\frac{m^3}{s}$]

r = Zwischengröße

Die Fließgeschwindigkeit bestimmt, als Grundlage des advektiven Transportes, die Aufenthaltsdauer der Substanz im Flussabschnitt und damit die in diesem Segment realisierte Elimination des Stoffes. Die Tiefe wird vom Modell für die Bestimmung der Elimination durch Photolyse und Volatilisierung benötigt; im Mode 1 und 2 findet sie keine Verwendung (siehe Tabelle 7.1).

GREAT-ER kennt drei Komplexitätsstufen, die die Genauigkeit, mit der Eliminationsprozesse behandelt werden beschrieben (Tabelle 7.1). Während in der einfachsten Stufe (Mode 1) kein Abbau in der Kanalisation stattfindet, wird in den Stufen 2 und 3 ein fixierter (substanzabhängiger) Prozentsatz des Stoffes in der Kanalisation abgebaut.

Tabelle 7.1: Komplexitätsstufen in GREAT-ER

Komplexitäts- stufe	Abbau im		
	Kanalisation	Kläranlage	Fluss
1	kein Abbau	feste Abbaurate	Abbau 1. Ordnung, feste Rate
2	prozentualer Abbau	Simple Treat Modell	chemische Sorption
3	prozentualer Abbau	Simple Treat Modell	Prozessmodelle

Kläranlagen in der Stufe 1 unterscheiden sich hinsichtlich der eingesetzten Technologie; für jeden Typ werden substanzspezifisch Abbauleistungen festgelegt; zusätzlich kann dieser allgemeine Wert für jede einzelne Kläranlage überschrieben werden. Im Mode 2 und Mode 3 kommt für Belebtschlamm- oder Tropfkörperanlagen ein modifiziertes Simple Treat Modell (Struijs, 1996; Boeije *et al.*, 1998) zum Einsatz.

Der Abbau im Gewässer basiert auf dem WATER Modell (Trapp & Matthies, 1998). Im Mode 1 wird vereinfachend von einem Abbau erster Ordnung mit - substanzspezifisch - fixer Eliminationsrate ausgegangen. Im Mode 2 wird chemische Sorption berücksichtigt; das steady-state Verhältnis zwischen gelöstem und sorbiertem Anteil wird benötigt, um die fixen Abbauraten pseudo-erster Ordnung für die Subprozesse Volitalisierung, Abbau und Sedimentation zu bestimmen (Wagner, 2001). Mode 3 bildet Bioabbau, Hydrolyse, Photoabbau, Sedimentation und Volitalisierung als eigene Prozessmodelle ab.

Die Mehrzahl der GREAT-ER Parameter ist substanzspezifisch, weswegen Substanzdaten eine bedeutende Rolle spielen. Während für Mode 3 - und eingeschränkt Mode 2 - eine Vielzahl von physikalisch-chemischen Parametern benötigt werden, kann eine Substanz für Mode 1 durch ihre Eliminationsrate im Gewässer, den Pro-Kopf-Verbrauch und die Verfahrensspezifischen Abbauraten in den Kläranlagen-Typen hinreichend beschrieben werden.² Somit lassen sich bei Vorliegen eines vollständigen Grunddatenbestandes sehr einfach zusätzliche Substanzen simulieren³ oder der Verbleib hypothetischer Substanzen untersuchen.

Da die in GREAT-ER beschriebenen Prozesse Variationen unterliegen, bietet das Modell die Möglichkeit Verteilungen für die Mehrzahl der Parameter zu definieren und Monte-Carlo Simulationen durchzuführen.

²Für die Elbe kommt zusätzlich der Input am Bilanzpegel Schmilka hinzu, über den der tschechische Teil des Einzugsgebiets abgebildet wird.

³Beispielsweise wurden am Obermain von Klasmeier (2004) Simulationen für verschiedene Duftstoffe durchgeführt, die ohne zusätzliche Kalibrierung sehr gut mit den vorhandenen Monitoringdaten zusammenpassen

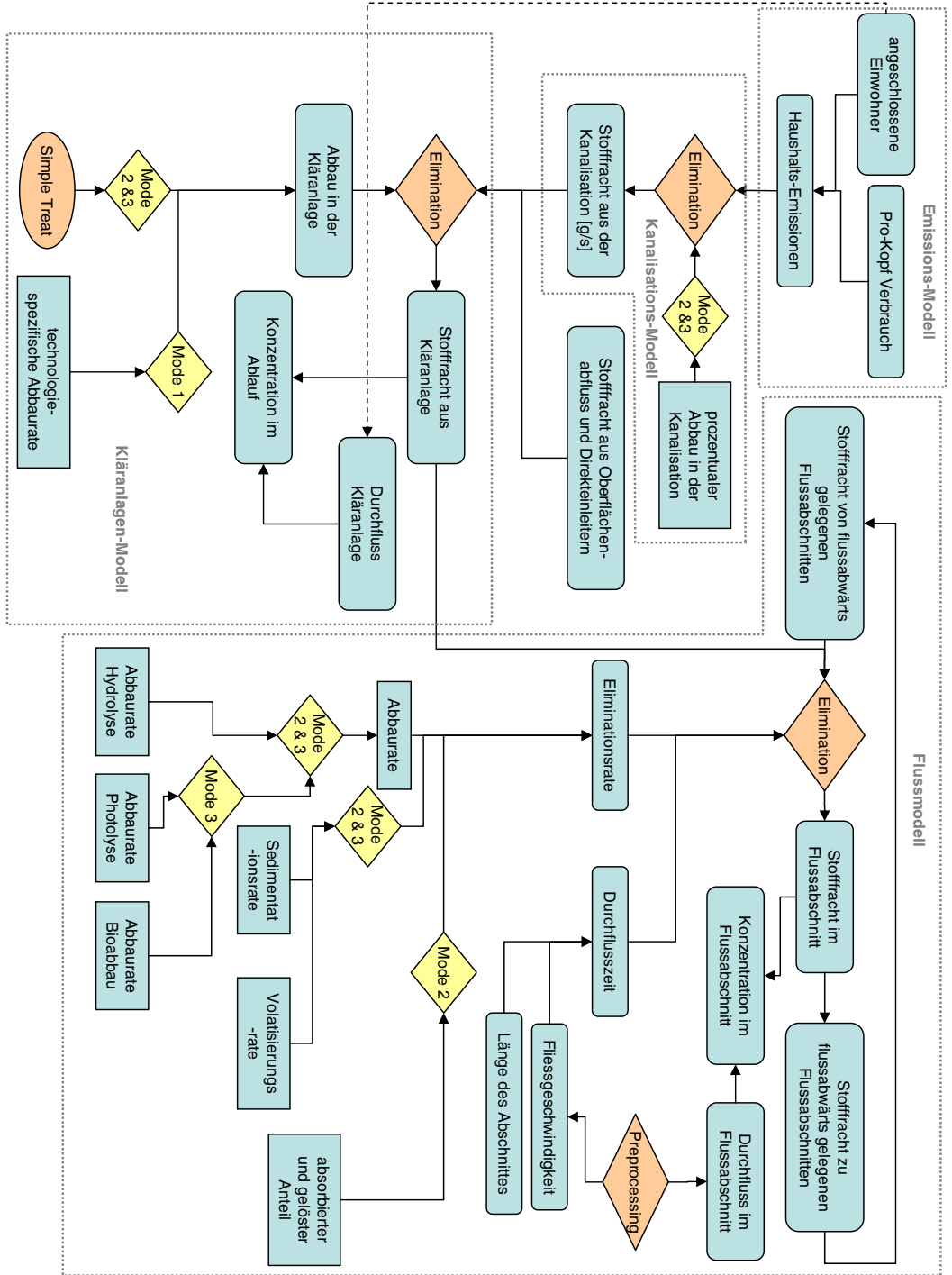


Abbildung 7.3: Flussdiagramm der relevanten GREAT-ER Prozesse. Nach Reimer (2004), verändert.

Tabelle 7.2: Kläranlagen-Größenklassen und die Verteilung der angeschlossenen Einwohner auf die Klassen im nicht-tidebeeinflussten Elbe-Einzugsgebiet.⁵

Größenklasse	Angeschlossenen Einwohner	Anzahl der Anlagen	Anzahl der angeschl. Einwohner
1	< 1.000	1056	309.879
2	1.000 - 5.000	337	776.494
3	5.000 - 10.000	105	770.834
4	10.000 - 100.000	191	518.3297
5	> 100.000	23	7.364.746

Im Elbe-DSS verwendetes Modell und Daten

Im Elbe-DSS wird eine Variante des GREAT-ER II Modells eingesetzt. Bei GREAT-ER II handelt es sich um eine neu implementierte Version des Originalmodells, die sich nicht mehr auf ArcView stützt, dafür allerdings eine ORACLE Datenbank benötigt. Zudem wurden bei der Neuimplementierung einige Fehler beseitigt, so dass nun beispielsweise Mode 2 und 3 eingesetzt werden können (Klasmeier, 2004). Ansonsten blieb das Modellsystem in seiner Funktionsweise quasi unverändert. Für den Einsatz im Elbe-DSS wurde eine Variante implementiert, die anstelle der ORACLE Datenbank eine dBase Tabellenstruktur für die Datenhaltung verwendet (Reimer, 2004).

Aufgrund des hohen Zeitbedarfs von $\frac{1}{2}$ bis 1 Stunde zur Durchführung einer hinreichend großen Anzahl von Monte-Carlo Shots, wurde im Elbe-DSS auf die Anwendung von Monte-Carlo Simulationen verzichtet und stattdessen stets mit dem Mittelwert der Verteilung gerechnet. Prinzipiell bleibt die Möglichkeit zur Durchführung von Monte-Carlo-Simulationen aber erhalten.⁴

Für die Verwendung im Elbe-DSS wurde auf die im Rahmen des UBA Vorhabens *Modellierung von Schadstoffflüssen in Flusseinzugsgebieten* (Heß *et al.*, 2004) Daten zurückgegriffen. Die räumliche Ausdehnung des im Modell abgebildeten Gebietes umfasst den deutschen Teil des nicht-tidebeeinflussten Elbe-Einzugsgebietes, von der Deutsch-Tschechischen Grenze bis zum Wehr Geestacht (Abbildung 7.2.1). Das Fließgewässernetz basiert auf dem UBA feinem Gewässernetz, was der Lagegenauigkeit einer TK 200 entspricht. Das Fließgewässernetz wurde in 33.000 Flussabschnitte unterteilt. 1712 Kläranlagen-Standorte sind erfasst, von denen sich der überwiegende Teil in der kleinsten Größenklasse < 1.000 Einwohner befindet (Abbildung 7.2.1); der größte Teil der Einwohner ist jedoch an Anlagen der Größenklasse > 100.000 Einwohner angeschlossen (Abbildung 7.2.1).

Da für Seen eine Ableitung von Fließgeschwindigkeit und Tiefe anhand der Formeln 7.1, 7.2 und 7.4 nicht in Frage kommt, wird der für den Abbau der Substanz relevante Parameter "Aufenthaltszeit" anhand von Seevolumen V und der effektiven Durchmischung geschätzt (Heß *et al.*, 2004).⁶ Die Ein-

⁴Aufgrund der Integration von GREAT-ER mit HBV und MONERIS gilt dies nur eingeschränkt.

⁵Soweit in GREAT-ER erfasst.

⁶Seen werden in der vorliegenden Version abweichend von der offiziellen Dokumentation nicht als solche gekennzeichnet sondern als normale Flussabschnitte behandelt, deren Fließgeschwindigkeit und Tiefe jedoch angepasst wurden. Nach der Dokumentation wird das Längsfeld bei Seen-Segmenten als Volumenfild betrachtet. Dies hätte bei den Darstellungsroutinen

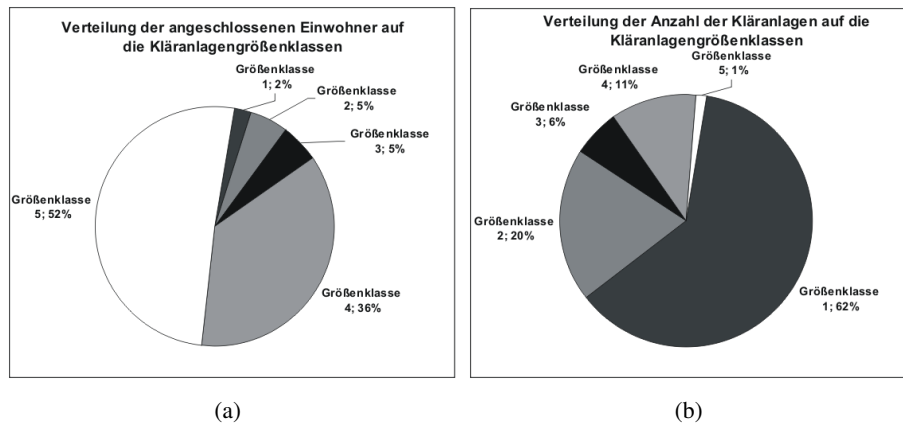


Abbildung 7.4: Der überwiegende Teil der Kläranlagen im nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiete gehört zur Kläranlagen-Größenklasse < 1.000 Einwohner und 1.000 bis 5.000 Einwohner (82 %). Jedoch werden die meisten Einwohner über Groß-Kläranlagen der Stufen 4 und 5 erfasst (92%).

führung der effektiven Durchmischung wird durch die in Realität anzutreffenden temperaturabhängigen Schichtungsbedingungen notwendig. Da keine Daten bezüglich der Austauschraten für die Seen im Elbegebiet vorlagen wurde von Heß *et al.* (2004) eine Kalibrierung der Seen mit effektiven Austauschraten zwischen 50% und 10% vorgenommen. Aufgrund des knappen Zeitbudgets wurde eine Parametrisierung nur für einzelne Stillgewässer vorgenommen. Die Auswahl der Gewässer erfolgte anhand der flusaufwärts angeschlossenen Einwohner⁷; berücksichtigt wurden von Heß *et al.* (2004) 26 Seen und Talsperren (siehe Abbildung 7.5).

Die im GREAT-ER Preprocessing implementierten Regressionsfunktionen, die aus dem Durchfluss eines Flussabschnittes Tiefe und Fließgeschwindigkeit schätzen, beschreiben diese beiden Parameter nur hinlänglich genau. Deswegen wurden von Heß *et al.* (2004) für den Elbe Hauptstrom Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes ‘‘Morphodynamik der Elbe’’ (Nestmann & Büchele, 2002) angewandt. Mit den aus dem Projekt für eine Reihe von Messstellen vorliegenden Beziehungen zwischen Abfluss und Fließgeschwindigkeit sowie Tiefe wurden, anhand des im Preprocessing geschätzten Durchflusses Abfluss und Tiefe berechnet. Zwischen diesen Stützstellen wurde linear interpoliert.

Da die Angaben der Landesumweltämter für die Kläranlagen mit Ausnahme von Sachsen nicht nach angeschlossenen Einwohnern und Einwohnergleichwerten unterscheiden, musste eine Korrektur durchgeführt werden. Hierzu wurden die in Sachsen für die Kläranlagen-Größenklassen vorgefundenen Verhältnisse zwischen Einwohnern und Einwohnergleichwerten auf die anderen Bundesländer verwendet. Mit Hilfe dieser Annahme konnte aus der vorhandenen Gesamtanzahl der Anteil der angeschlossenen Einwohner abgeschätzt werden, der für die Berechnung der Einleitungen anhand der Pro-Kopf-Verbräuche benötigt wird.

im Elbe-DSS jedoch zusätzlichen Aufwand nach sich gezogen, der sich bei der angewandten Methodik vermeiden ließ. Die Verwendung diesen Verfahrens führt zu exakt denselben Ergebnissen wie die offiziell vorgeschlagene Methode.

⁷Keine Berücksichtigung fanden bei dieser Auswahl die aus diffusen Quellen stammenden Einträge.

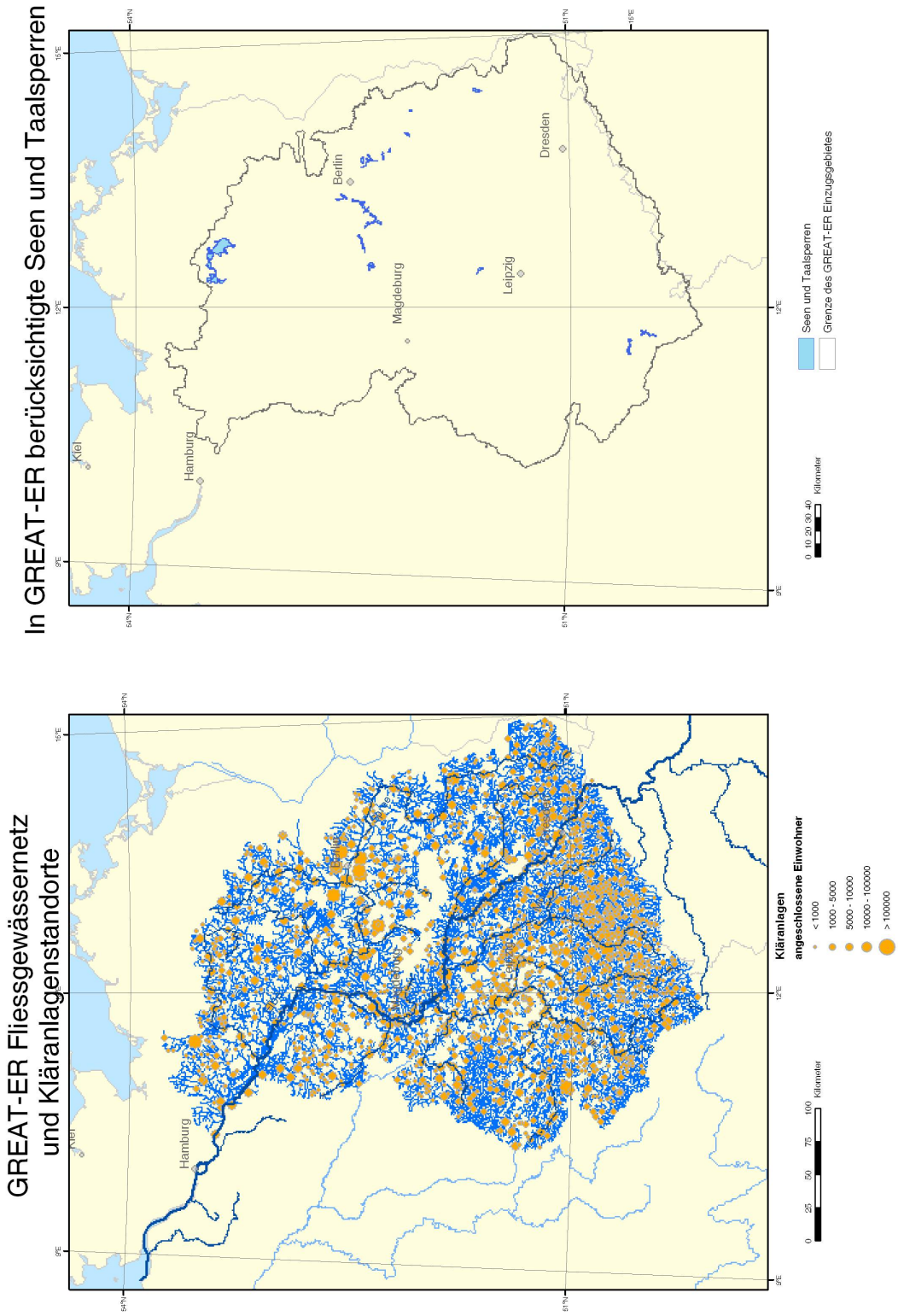


Abbildung 7.5: Die linke Abbildung zeigt eine Übersicht des GREAT-ER Fließgewässernetzes und der Kläranlagen-Standorte. Rechts dargestellt ist die Lage der in GREAT-ER berücksichtigte Seen und Taalsperren. Seen und Taalsperren stellen aufgrund ihrer stark erhöhten Aufenthaltszeit Sonderstandorte dar. 26 Seen und Taalsperren werden aktuell im nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet berücksichtigt.

7.2.2 MONERIS

MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) (Behrendt *et al.*, 1999, 2003) bilanziert einzugsgebietsbezogen Nährstoffeinträge (Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor) in Fließgewässer. Das deutsche Elbe-Einzugsgebiet⁸ wurde hierzu in 134 Einzugsgebiete unterteilt. Für jedes dieser Gebiete werden Gesamt-Phosphor- und Gesamt-Stickstoff-Emissionen auf Grundlage der modellinternen Datenbasis berechnet.

Das Modell berücksichtigt dabei die Eintragspfade (s. Abbildung 7.6):

- Erosion
- Abschwemmung
- Einträge über das Grundwasser
- Drainagenwasser
- Atmosphärische Deposition
- Einträge von versiegelten urbanen Flächen
- Punktquellen

Weiterhin berücksichtigt das Modell die über Regressionsformeln geschätzte Retention der Nährstoffe im Gewässer (Behrendt & Opitz, 2000) und führt ein einfaches Routing der Frachten zwischen den Einzugsgebieten durch.

Datenbasis

Die interne Datenbasis des Modells beruht auf den folgenden Datenquellen:

- Landnutzung nach CORINE-Landcover (Statistisches Bundesamt, 1997),
- ergänzend für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza Landnutzungsdaten nach Landsat TM 1989 (Datenbestand IGB),
- Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BGR, 1995),
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 100, Geologische Landesämter),
- Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK 25) für das Gebiet der Spree,
- Hydrogeologische Karte von Europa (RIVM, 1993),

⁸Zuzüglich einiger direkt nach Deutschland entwässernder tschechischer Einzugsgebiete.

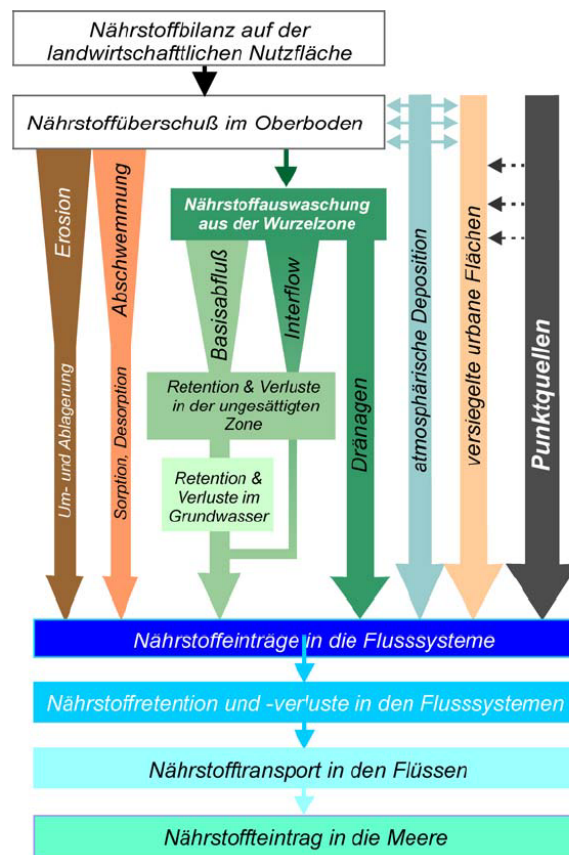


Abbildung 7.6: Übersicht der in MONERIS abgebildeten Nährstoffeintragspfade in die Gewässer. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

- Gewässernetz und Einzugsgebietsgrenzen (ArcInfo Cover Netz der ‘‘Gewässernetzkarte des UBA’’),
- Gewässernetz und Höhenlinien aus der Topographischen Karten 1:25.000 AS (Ausgabe für den Staat) für das Einzugsgebiet der Spree und der Salza,
- Digitales Höhenmodell GTOPO30 (USGS, 1996),
- ArcGemeinde 2000 (ESRI, 2000),
- Statistische Daten der Gemeinden und Kreise (Statistische Landesämter),
- Drainageflächen in ausgewählten Einzugsgebieten (Statistische Jahrbücher der DDR sowie Umfrageergebnisse nach (Bach *et al.*, 1998)),
- Bodenabträge für ausgewählte Gebiete auf Gemeinde- bzw. Kreisebene (Deumlich & Freilinghaus, 1994),
- Ergebnisse zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium im Raster von 150 km für 1985 und 50 km für 1996 und 1999 nach EMEP des Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI, 2000),

- Daten zum Kanalnetz von den Statistischen Landesämtern,
- Bevölkerungsdichtekarte nach Landscan 1999/2000 (CIESIN, 2000).

Eintragspfad Abschwemmung

Der Pfad Abschwemmung (Abbildung 7.7) in MONERIS umfasst den Transport der im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffe. In Abgrenzung zum Erosionspfad, wird der partikelgebundene Eintrag in die Gewässer hier nicht behandelt. Es wird angenommen, dass dieser Pfad nur für die Landnutzungsclassen Grünland, Ackerflächen und offene Flächen relevant ist. Während Einträge von urbanen versiegelten Flächen getrennt behandelt werden, wird für Waldflächen und Feuchtgebiete davon ausgegangen, dass kein Nährstofftransport über Oberflächenabfluss stattfindet, der bis in die Gewässer gelangt.

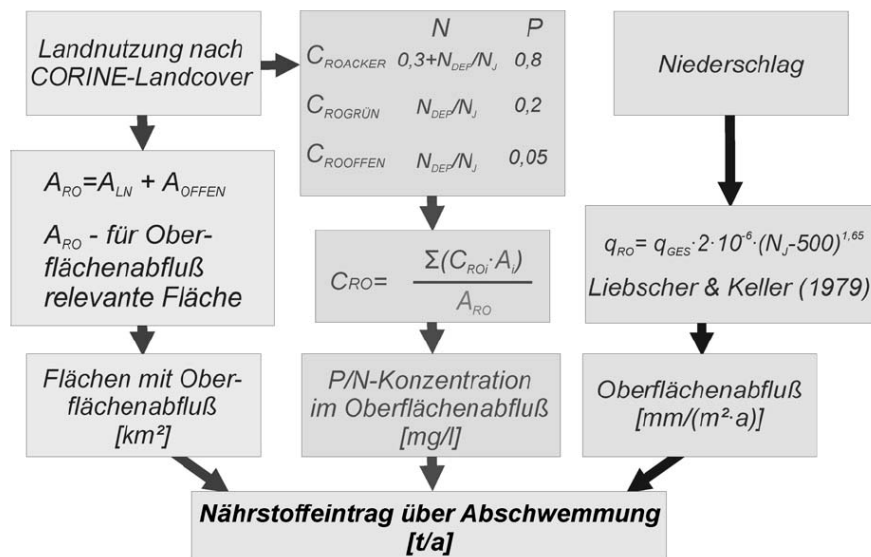


Abbildung 7.7: Abbildung des Nährstoffeintrages durch Abschwemmung in MONERIS. Quelle: Behrendt et al. (2003)

Der Oberflächenabfluss wird mit dem Ansatzes von Liebscher & Keller (1979) aus einer Regression über den mittleren Niederschlag des Gesamtjahres sowie des Sommer- und Winterhalbjahres geschätzt. Aus dem Oberflächenabfluss und den landnutzungsspezifischen Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss (Tabelle 7.3) wird dann das flächengewichtete Mittel des Nährstoffeintrages pro Einzugsgebiet errechnet.

Die Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss ergeben sich aus Annahmen hinsichtlich der Phosphor-Sättigung des Bodens; angenommen werden eine Phosphor-Sättigung für Ackerland bei 90%, von 70% bei Grünland sowie von 50% für natürliche offene Flächen. Die Ableitung der Phosphorkonzentrationen im Ablauf der Flächen beschreibt Gleichung 7.5. Die Stickstoffkonzentration im Ablauf von Ackerflächen geht auf Untersuchungen von Werner et al. (1991) zurück.

Tabelle 7.3: In MONERIS verwendete mittlere Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss

Nutzungsart	Stickstoffkonzentration im Oberflächenabfluss [gN/m^3]	Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss [gP/m^3]
Ackerfläche	$0,3 + \frac{N_{Dep}}{N_J}$	0,8
Grünland	$\frac{N_{Dep}}{N_J}$	0,2
offene Flächen	$\frac{N_{Dep}}{N_J}$	0,05

N_{Dep} = Mittlere jährliche Stickstoffdepositionsrate aus atmosphärischer Deposition

N_J = Mittlere jährliche Niederschlagshöhe [mm/a]

$$C_P = 0,0046 + 6,18 \cdot 10^{-7} \cdot e^{0,1564 \cdot PSD} \quad (7.5)$$

C_P = Wasserextrahierbare Phosphor-Konzentration [mg P/l]

PSD = Phosphor-Sättigung des Bodens [%]

Eintragspfad atmosphärische Deposition

Der Eintragspfad atmosphärische Deposition (Abbildung 7.8) beschreibt den direkten Eintrag von Nährstoffen durch trockene oder nasse Deposition in die Gewässer. Notwendig für die Berechnung ist die an das Fließgewässernetz angeschlossene Gewässerfläche. Da Satellitenaufnahmen (Statistisches Bundesamt, 1997) die wahre Gewässerfläche unterschätzen wird ein Korrekturfaktor verwendet.

Nach Abschätzung der an das Flusssystem angeschlossenen Gewässerfläche pro Teileinzugsgebiet, wird durch Multiplikation der mittleren Stickstoff- und Phosphor-Depositionsrate der jährliche Eintrag von Stickstoff- und Phosphorverbindungen in das Fließgewässersystem pro Teileinzugsgebiet berechnet.

Für Phosphor wird eine einheitliche Depositionsrate von 0,37 kg P/(ha*a) verwendet (Behrendt *et al.*, 1999). Stickstoffeinträge werden aus den Ergebnissen des EMEP-Programms übernommen (DNMI, 2000), die auf einem Raster mit 50 km Kantenlänge $NO_X - N$ - sowie $NH_4 - N$ -Depositionswerte zur Verfügung stellen.

Eintragspfad drainierte Flächen

Nährstoffeinträge über Drainageflächen (Abbildung 7.9) erfolgen auf Basis des Flächenanteils drainierter Flächen, der Dränspende und der mittleren Nährstoffkonzentration der Dränwässer. Da Informationen hinsichtlich des Vorkommens drainierter Flächen oft nicht verfügbar sind, werden vereinfachend Informationen aus Gebieten, für die diese Informationen vorliegen übertragen. Es wird davon ausgegangen, dass im Mittel 10,6% der Moorstandorte, 11,6% der Auenstandorte, 50,5% der staunassen Tiefenlehm- und Lehmstandorte sowie 9% der grundwassernahen Sandstandorte gedränt sind.

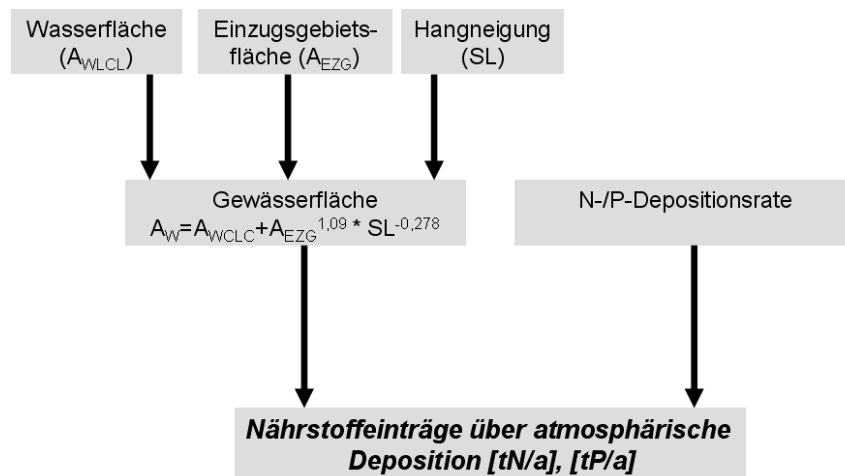


Abbildung 7.8: Eintragspfad atmosphärische Deposition in MONERIS. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

Tabelle 7.4: In MONERIS verwendete mittlere Phosphorkonzentration im Dränagewasser

Bodenart	Phosphorkonzentration im Dränagewasser [mg P/l]
Sandboden	0,2
Lehm	0,06
Niedermoor	0,3

Hinsichtlich der Dränspende wird in Anlehnung an Kretzschmar (1977) angenommen, dass sich die Dränspende aus 50% der Winter- und 10% der Sommerniederschlagsmengen zusammensetzt, so dass regionale Unterschiede der Niederschlags- und Abflussverteilung berücksichtigt werden. Die Phosphorkonzentration im Dränwasser werden als konstant unterstellt und nur nach Sand-, Lehm- und Niedermoorböden unterschieden (Tabelle 7.4). Die Berechnung der Stickstoff-Konzentrationen erfolgt nach Frede & Dabbert (1998) auf der Basis der regional differenzierten Stickstoff-Überschüsse und dem Verhältnis zwischen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und Sickerwasserhöhe (Gleichung 7.6).

$$C_{DR,N} = N_{\dot{U}S}^{0,85} \cdot \frac{AH}{SW} \quad (7.6)$$

$C_{DR,N}$ = Stickstoff-Konzentration in den Dränauslässen [g N/l]

SW = Sickerwasserhöhe [mm/a]

AH = Austauschhäufigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassers []

$N_{\dot{U}S}$ = Stickstoff-Überschuss

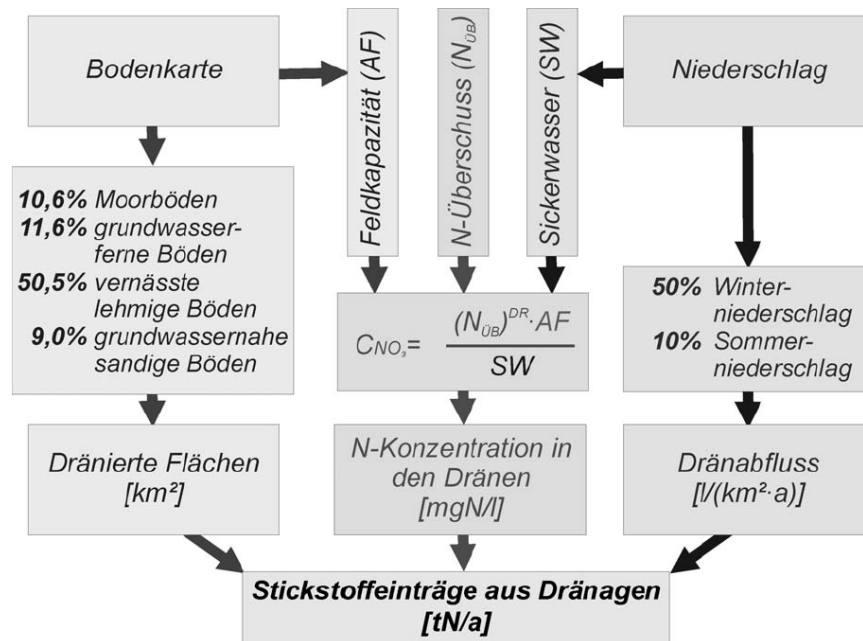


Abbildung 7.9: Stickstoff-Einträge in MONERIS über drainierte Flächen. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

Nach Multiplikation der Dränageflächen mit der mittleren jährlichen Dränspende und der Nährstoffkonzentration im Drainageabfluss ergibt sich der mittlere jährliche Nährstoffeintrag über Dränagen.

Eintragungspfad Erosion

Die Abschätzung der Nährstoffeinträge durch Erosion (Abbildung 7.10) erfolgt über das Sedimenteintrags- und des Nährstoffanreicherungsverhältnisses. Ausgehend von den nach Deumlich & Freilinghaus (1994) geschätzten jährlichen Bodenabtragsmengen⁹ wird über das Sedimenteintrags-Verhältnis (Sediment Delivery Ratio, SDR) die tatsächlich ins Gewässer gelangende Bodenmenge geschätzt. Das Sedimenteintrags-Verhältnis wird nach folgender Regressionsformel geschätzt:

$$SDR = 0,012 \cdot (SL - 0,25)^{0,3} \cdot A_{AL}^{1,5} \quad (7.7)$$

SDR = Sedimenteintrags-Verhältnis[]

SL=Mittlere Hangneigung im Einzugsgebiet nach digitalem Höhenmodell [%]

AAL=Anteil der Ackerfläche im Einzugsgebiet nach CORINE-Landcover [%]

⁹Die Bodenabtragsmenge wird auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG), einer von (Schwertmann *et al.*, 1987) auf bayerische Verhältnisse angepasste Form der Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier & Smith, 1978) berechnet.

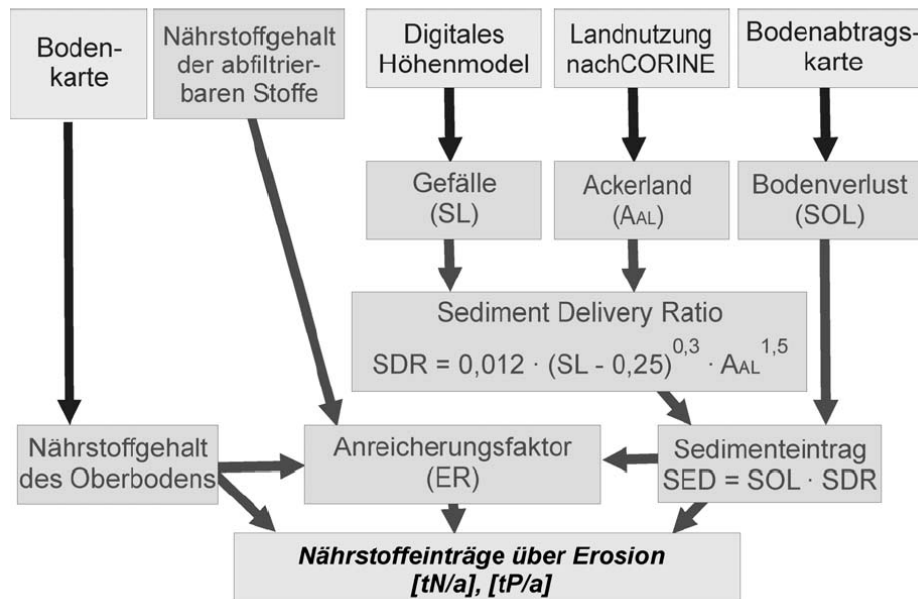


Abbildung 7.10: Eintragspfad Erosion in MONERIS. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

Zur Bestimmung der eingetragenen Nährstoffmenge werden Angaben über den Nährstoffgehalt des Bodens benötigt. Der Stickstoff Anteil im Boden kann anhand von Bodendaten abgeleitet werden. Da Phosphorverbindungen, im Gegensatz zum Stickstoff, partikulär im Boden gebunden werden können, spielt hierbei neben der Bindungsfähigkeit des Bodens, die über den Tongehalt geschätzt wird die Phosphor-Akkumulation über die Landwirtschaft eine entscheidende Rolle:

$$P_{Nat} = 10,2 \cdot TG + 150 \quad (7.8)$$

$$P_{tot} = P_{Nat} + P_{akk} \quad (7.9)$$

TG = Mittlerer Tongehalt des Bodens [%]

P_{Nat} = natürlicher Phosphorgehalt-Gehalt des Bodens [kg/ha]

P_{tot} = Phosphorgehalt-Gehalt des Bodens [kg/ha]

P_{akk} = akkumulierter Phosphorüberschuss aus der Landwirtschaft [kg/ha]

Da der Transport des erodierten Materials ein selektiver Prozess ist, bei dem die feine Kornfraktion des Bodens leichter abtransportiert wird, als die grobe Kornfraktion (Werner *et al.*, 1991) und es so zu einer Anreicherung von Nährstoffen im erodierten Material kommt (Scheffer & Schachtschabel, 1998), reicht es nicht aus, die Nährstoffkonzentration im Boden zu kennen.

Man benötigt Angaben über das Verhältnis zwischen Nährstoffkonzentration im erodierten Bodenmaterial und Nährstoffkonzentration im Oberboden - das so genannte Anreicherungsverhältnis (Enrich-

ment Ratio, ER). Behrendt *et al.* (1999) schätzt das Anreicherungsverhältnis mit Hilfe der spezifischen Schwebstofffracht - der in das Fließgewässersystem eines Einzugsgebiets eingetragenen Bodenmenge pro Einzugsgebietsfläche:

$$ER_N = 7,7 \cdot I_{AFS}^{-0,47} \tag{7.10}$$

$$ER_P = 18 \cdot I_{AFS}^{-0,47} \tag{7.11}$$

ER_N = Anreicherungsverhältnis für Stickstoff []

ER_P = Anreicherungsverhältnis für Phosphor []

I_{AFS} = Spezifische Schwebstofffracht $\left[\frac{t}{km^2 \cdot a} \right]$

Multiplikation der mittleren jährlichen Bodenabtragsmenge mit dem Sedimenteintrags-Verhältnis, dem Anreicherungsverhältnis und dem jeweiligen Nährstoffgehalt des Bodens resultiert im mittleren jährlichen Nährstoffeintrag durch Erosion.

Eintragspfad Grundwasser

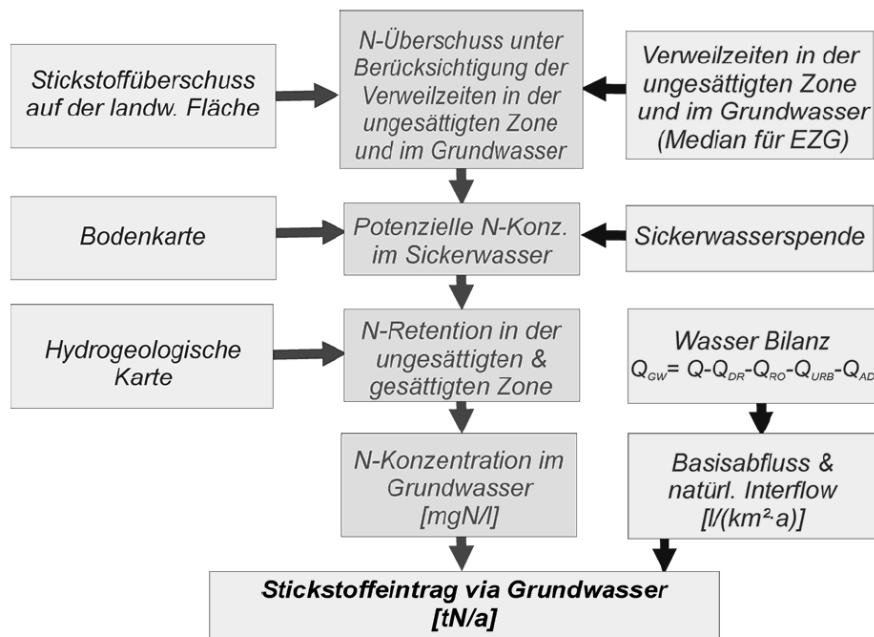


Abbildung 7.11: Stickstoff Einträge in MONERIS über den Pfad Grundwasser. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

Der Eintrag über das Grundwasser berechnet sich aus dem auf der Fläche vorhandenem Überschuss, dem Grundwasserabfluss sowie Verlust-Termen.

Tabelle 7.5: In MONERIS verwendete mittlere Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser

Bodentyp	Nutzungsart	Phosphorkonzentration im Grundwasser [gP/m^3]
Sandboden	Landwirtschaft	0,1
Lehm	Landwirtschaft	0,03
Niedermoor	Landwirtschaft	0,1
alle	Wald/Offene Flächen	0,01

Die Höhe des Grundwasserabflusses ergibt sich aus der Wasserbilanz des Gebietes, d.h. aus der Differenz des gemessenen Gesamtabflusses und den in MONERIS berechneten einzelnen Abflusskomponenten (Dränspende, Oberflächenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen und Direktniederschlag in das Fließgewässersystem).

Während Phosphorkonzentration im Grundwasser in Abhängigkeit von Flächennutzung und Bodenart geschätzt werden (Tabelle 7.5), ist das Verfahren für Stickstoff komplexer. Die Berechnung erfolgt dort unter Berücksichtigung regional differenzierter Stickstoff-Überschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen. Die Überschüsse müssen unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone verwendet werden, da aufgrund der teilweise sehr langen Verweilzeiten das heute im Gewässer ankommende Grundwasser nicht unmittelbar mit der Situation an der Oberfläche verknüpft ist.

Zur Abschätzung der Verweilzeiten des Wassers in der ungesättigten Zone wird ein eindimensionaler Ansatz verwendet, der vereinfachend unterstellt, dass sich im langjährigen Mittel nur der Anteil des versickerten Niederschlags Richtung Grundwasser bewegt, der die nutzbare Feldkapazität übersteigt (Henning, 1994). Weiterhin wird davon ausgegangen, dass der Oberflächenabfluss bereits nach kurzer Zeit in den Boden einsickert und eine Unterscheidung zwischen Interflow und Basisabfluss nicht notwendig ist. Wäre der Grundwasserflurabstand bekannt, könnten die Verweilzeiten in der ungesättigten Bodenzone nach Gleichung 7.12 berechnet werden. Da Angaben über den Grundwasserflurabstand nicht flächendeckend vorliegen, wurde mit potentiellen Grundwasserflurabständen von 1m, 2m, 5m, 10m oder 20m operiert (Behrendt *et al.*, 2003).

$$t_{UZ} = \frac{nFK_{UZ}}{Q_t} M_{UZ} \quad (7.12)$$

t_{UZ} = Verweilzeit in der ungesättigten Bodenzone

Q_t = Gesamtabflusshöhe [mm/a]

nFK_{UZ} = Mittlere nutzbare Feldkapazität in der ungesättigten Bodenzone [Vol-%]

M_{UZ} = Grundwasserflurabstand [m]

Die Verweilzeiten des Wassers in der gesättigten Bodenzone beruhen auf Ergebnissen des WEKU Modells von Kunkel & Wendland (1999), welches unter vereinfachenden Annahmen Verweilzeiten auf der Makro-Skala für den obersten Grundwasserleiter berechnet. Das Modell generiert nur Aussagen für den Lockergesteinsbereich; für den Festgesteinsbereich werden vereinfachende Annahmen getroffen.

Die Summe der Verweilzeiten ermöglicht es, die Zeitdauer zwischen der Entwicklung der Stickstoffüberschüsse auf der Fläche und der Ankunft des Grundwassers im Vorfluter zu berücksichtigen. Zusätzlich werden Informationen über die Entwicklung der Stickstoffüberschüsse innerhalb der maximal berücksichtigten Verweilzeit von 50 Jahren benötigt, um die relevante Konzentration im Sickerwasser berechnen zu können (Gleichung 7.13).

$$C_{SW,N}(t) = \frac{\overline{N_{\dot{U},GWA}(t-t_{GW})} \cdot AH}{SW} \quad (7.13)$$

$C_{SW,N}(t)$ = Stickstoff-Konzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt t [gN/m^3]
 $\overline{N_{\dot{U},GWA}(t)}$ = mittlerer Stickstoff-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen zum Zeitpunkt t
 t_{GW} = Grundwasseraufenthaltszeit
 SW = Sickerwasserhöhe [mm/a]
 AH = Austauschhäufigkeit des pflanzenverfügbaren Bodenwassers []

Im Grundwasser wird ein einfacher, nach hydrogeologischen Gesteins-Klassen differenzierter Abbau unterstellt (Gleichung 7.14).

$$C_{GW,N}(t) = \sum_{i=1}^4 \left(\frac{1}{1 + k_{1,i} \cdot SW(t)^{k_{2,i}}} \cdot \frac{A_{HG_i}}{A_{EZG}} \right) \cdot C_{SW,N}^{0,637}(t) \quad (7.14)$$

$C_{GW,N}(t)$ = Stickstoff-Konzentration im Grundwasser [gN/m^3] des Einzugsgebietes zum Zeitpunkt t
 $C_{SW,N}$ = Stickstoffkonzentration-Konzentration im Sickerwasser [gN/m^3] des Einzugsgebietes zum Zeitpunkt t
 $SW(t)$ = mittlere Sickerwasserhöhe [mm/a] des Einzugsgebietes zum Zeitpunkt t
 A_{HG_i} = Fläche der i-ten hydrologischen Einheit im Einzugsgebiet [km^2]
 A_{EZG} = Fläche des gesamten Einzugsgebietes [km^2]
 $k_{1,i}, k_{2,i}$ = Modell-Koeffizienten der i-ten hydrologischen Einheit im Einzugsgebiet, mittels nichtlinearer Ausgleichsrechnung bestimmt (s. Tabelle 7.6)

Eintragspfad versiegelte urbane Flächen

Die Einträge von versiegelten urbanen Flächen (Abbildung 7.12) umfassen im Modell nachstehende Teilprozesse:

- Einträge von versiegelten Flächen über die Trennkanalisation
- Einträge über Mischkanalisationsüberläufe

Tabelle 7.6: In MONERIS verwendete Modell-Koeffizienten der Retention im Grundwasser in Abhängigkeit von der hydrogeologischen Einheit

Hydrologische Einheit HG_i	$k_{1,i}$	$k_{2,i}$
HG1: Lockergesteinsbereich gut durchlässig	$k_{1,1} = 2,752$	$k_{2,1} = -1,54$
HG2: Lockergesteinsbereich schwach durchlässig	$k_{1,2} = 68,56$	$k_{2,2} = -1,96$
HG3: Festgesteinsbereich gut durchlässig	$k_{1,3} = 6,02$	$k_{2,3} = -0,9$
HG4: Festgesteinsbereich schwach durchlässig	$k_{1,4} = 0,0127$	$k_{2,4} = -0,66$

- Einträge von Haushalten und versiegelten Flächen, die an der Kanalisation nicht, aber an keiner Kläranlage angeschlossen sind
- Einträge von Haushalten ohne Kanalisationsanschluss.

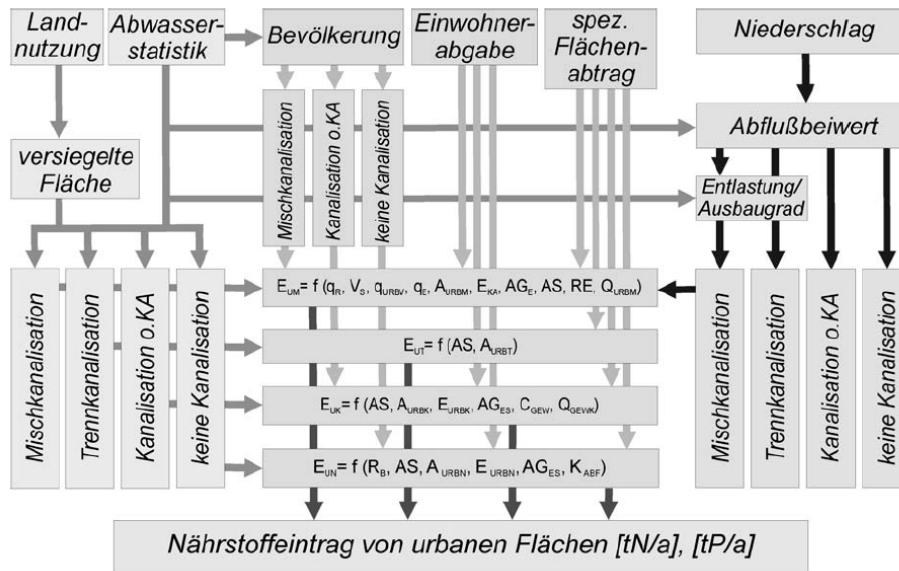


Abbildung 7.12: Eintragspfad versiegelte urbane Flächen in MONERIS. Quelle: Behrendt *et al.* (2003)

Grundlage der Berechnungen ist die Kenntnis des versiegelten Anteils der urbanen Fläche, der nach Heaney *et al.* (1976) anhand der Bevölkerungsdichte aus der gesamten urbanen Fläche abgeschätzt werden kann. Die gesamte versiegelte urbane Fläche wird im Anschluss anhand der Statistiken der Bundesländer und Kreise auf die verschiedenen Kanalisationssysteme aufgeteilt. Die Gesamtabflüsse in den verschiedenen Kanalsystemen werden auf der Grundlage des spezifischen Abflusses (Gleichung 7.15) - des so genannten Abflussbeiwertes - von der versiegelten urbanen Fläche bestimmt (Heaney *et al.*, 1976). Durch Multiplikation der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge mit dem Abflussbeiwert und der zugehörigen, an das jeweilige Kanalsystem angeschlossene Flächen erhält man die Gesamtabflussmenge in den einzelnen Kanalsystemen (siehe Abbildung 7.13).

$$a_{urbv} = 0,15 + 0,75 \cdot \frac{A_{urbv}}{A_{urb}} \quad (7.15)$$

a_{urbv} = Abflussbeiwert []

A_{urbv} = Versiegelte urbane Fläche [km^2]

A_{urb} = Gesamte urbane Fläche [km^2]

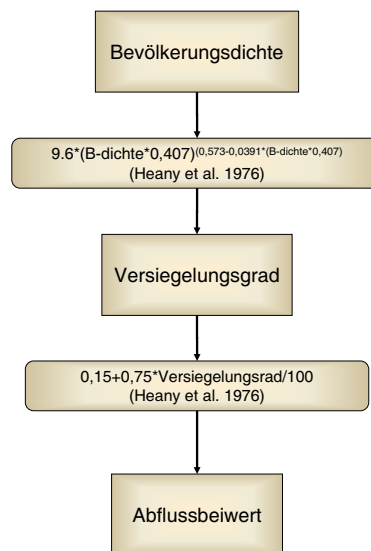


Abbildung 7.13: Berechnung des Abflussbeiwertes und des Versiegelungsgrades anhand der Bevölkerungsdichte, die zur Berechnung des Oberflächenabflusses von versiegelten urbanen Flächen in MONERIS dienen. Nach Graf (2004), verändert.

Trennkanalisation Bei über Trennkanalisationssysteme entwässerten versiegelten urbanen Flächen gelangt über den Regenwasserablauf eine gewisse Nährstoffmenge direkt in die Gewässer. Die Stärke des Eintrags hängt von dem auf der versiegelten Fläche verfügbaren Nährstoffdepot ab, dass sich aus der atmosphärischen Deposition, tierischen und pflanzlichen Abfällen sowie dem Straßenverkehr speist.

Der mittlere Eintrag von Phosphor über den Regenwasserablauf wird mit 2,5 [$kg P/(ha*a)$] angenommen. Den spezifischen Stickstoffeinträgen werden neben den Einträgen aus atmosphärischer Deposition pauschal 4 [$kg N/(ha*a)$] für Laubfall und tierische Exkremente zu Grunde gelegt.

Mischkanalisationsüberlauf Bei Mischkanalsystemen werden Schmutzwasser aus Haushalten und Industrie zusammen mit Regenwasserabläufen in einem Kanal erfasst. Bei Starkregen-Ereignissen kann

es zu Mischkanalisationsüberläufen (dem so genannten Entlastungsfall) und daraus resultierend zu un-
behandelten Einleitungen von Schmutzwasser in die Gewässer kommen. Das Ausmaß der Belastung
hängt einerseits von der Nährstoffkonzentration im Schmutzwasser ab, andererseits von der Anzahl der
Starkregen-Ereignisse und dem Rückhaltevermögen im Mischkanalsystem (Gleichung 7.16 und 7.17
(Meißner, 1991)).

$$Z_{NT} = 0,13 \cdot 10^{-5} \cdot \frac{RE_0}{RE_{ST}} \cdot N_J^{2,5} \quad (7.16)$$

Z_{NT} = Anzahl der Tage mit Mischkanalentlastung []

RE_0 = Entlastungsrate bei einem Speichervolumen von $0 \text{ m}^3/\text{ha}$ im Kanalsystem [%]

RE_{ST} = Aktuelle Entlastungsrate [%]

N_J = Mittlere jährliche Niederschlagssumme [mm/a]

$$RE = \frac{\frac{4000+25 \cdot q_R}{0,551+q_R}}{V_S \cdot \frac{36,8+13,5 \cdot q_R}{0,5+q_R}} + \frac{N_J - 800}{40} - 6 \quad (7.17)$$

RE = Entlastungsrate des Mischsystems [%]

q_R = Regenabflussspende [l/(ha*a)]

V_S = Speichervolumen [m^3/ha]

N_J = Mittlere jährliche Niederschlagssumme [mm/a]

Meißner (1991) geht davon aus, dass das Speichervolumen bei 100% Ausbaugrad $23,3 \text{ m}^3/\text{ha}$ beträgt.
Bei einem Ausbaugrad von 10% ist das Speichervolumen Null. Nach Mohaupt *et al.* (1998) kann davon
ausgegangen werden, dass nahezu der gesamte abflusswirksame Niederschlag von urbanen Flächen led-
iglich an den Stark-Regentagen des Jahres realisiert wird. Zusätzlich zum Niederschlagswasser befindet
sich auch gewerbliches und Haushaltsabwasser in der Kanalisation (Gleichung 7.18). Die Nährstoffkon-
zentration in der Mischkanalisation im Entlastungsfall wird anhand der spezifischen Einträge von der
versiegelten urbanen Fläche, den einwohnerspezifischen Abgaben sowie den Konzentrationen im ge-
werblichen Abwasser errechnet (Tabelle 7.7).

Tabelle 7.7: In MONERIS verwendete Nährstoffkonzentrationen bzw. Nährstoffeintragsmengen im Mischkanalisationssystem

Substanz	Nährstoffeintragsmenge von versiegelter urbaner Fläche	Einwohnerspezifische Nährstoffabgabe	Nährstoffkonzentration im gewerblichen Abwasser
Stickstoff	$4 + N_{Dep}$ [kg N/(ha a)]	11 [g N/(E d)]	1,0 [g N/m ³]
Phosphor	2,5 [kg P/(ha a)]	1,8 [g P/(E d)]	0,1 [g P/m ³]

N_{Dep} = Mittlere jährliche Stickstoffdepositionsrate

$$Q_{URBM} = a_{urbv} \cdot N_J \cdot A_{URBVM} + Z_{NT} \cdot (E_{KA} \cdot q_E + a_{GEW} \cdot q_{GEW} \cdot 100 \cdot 86,4 \cdot A_{URB}) \quad (7.18)$$

Q_{URBM} = Jährliche Wassermenge in der Mischkanalisation an Starkregen-tagen [m³/a]

a_{urbv} = Abflussbeiwert []

N_J = Mittlere jährliche Niederschlagssumme [mm/a]

A_{URBVM} = Versiegelte urbane Fläche mit Mischkanalisationsanschluss [km²]

Z_{NT} = Anzahl der Tage mit Mischkanalentlastung []

E_{KA} = An die Kläranlage angeschlossene Einwohner

q_E = Einwohnerspezifische Abflussspende (130[l/(E*d)])

a_{GEW} = Anteil der Gewerbefläche an der gesamten urbanen Fläche (0,8%)

q_{GEW} = Spezifische Abflussspende von gewerblichen Flächen (0,5 [l/(ha*s)])

A_{URB} = Gesamte urbane Fläche [km²]

Einträge von an die Kanalisation angeschlossenen Haushalten ohne Kläranlagenanschluss Für den Teil der urbanen Fläche, der an die Kanalisation, aber nicht an einer Kläranlage angeschlossen ist, wird der Stoffeintrag von diesen Flächen entsprechend den urbanen Flächen mit Trennkanalisationsanschluss berechnet. Für die angeschlossene Bevölkerung wird davon ausgegangen, dass nur der gelöste Anteil der Nährstoffabgabe des Menschen in die Kanalisation gelangt (60% der Phosphor- bzw. 80% der Stickstoff-Abgabe), da der partikuläre Anteil in Kleinkläranlagen oder Sammelgruben zurückgehalten wird.

Einträge von Haushalten ohne Kanalisationsanschluss Bei Haushalten mit eigener Sickergrube wird davon ausgegangen, dass nur die gelösten Nährstoffabgaben in den Boden und nach sehr unterschiedlicher Bodenpassage - in der ein Teil der Nährstoffe zurückgehalten wird - in die Gewässer gelangen. Für die versiegelten Flächen ohne Kanalisationsanschluss wird ebenfalls davon ausgegangen, dass ein Teil der angeschwemmten Nährstoffe im Boden zurückgehalten wird. Die restliche Menge (Gleichung 7.19) gelangt ungeklärt in die Gewässer.

Für den Rückhalt der Nährstoffeinträge im Boden werden 50% angenommen; für den Abfuhrgrad - den Anteil der Nährstoffmengen, der abgepumpt wird - werden pauschal 90% für die alten Bundesländer und 70% für die neuen Bundesländer angesetzt.

$$E_{UNN,P} = (1 - R)(AS_{N,P} \cdot A_{URBN} \cdot 100 + E_{URBN} \cdot AG_{N,P} \cdot 0,365 \cdot (1 - K_{ABF})) \quad (7.19)$$

$E_{UNN,P}$ = Nährstoffeintrag von den weder an einer Kläranlage noch an einer Kanalisation angeschlossenen Einwohnern und versiegelten Flächen [t/a]

R = Nährstoffrückhalt im Boden []

$AS_{N,P}$ = Spezifische Nährstoffeintragsmenge von versiegelten urbanen Flächen [kg/(ha*a)]

A_{URBN} = Versiegelte urbane Fläche ohne Kanalisationsanschluss [km^2]

E_{URBN} = Einwohner ohne Kanalisationsanschluss

$AG_{N,P}$ = Einwohnerspezifische Nährstoffabgabe [g/(E*d)]

K_{ABF} = Abfuhrgrad [%]

Eintragspfad Punktquellen

Einträge über Punktquellen werden in MONERIS pro Einzugsgebiet gemittelt. Den Angaben für kommunale Kläranlagen liegen vom Umweltbundesamt verfügbar gemachte, aggregierte Auszüge aus den Wasserwirtschafts- und Kläranlagendatenbanken zu Grunde. Diese Angaben beziehen sich auf das Jahr 1999 und Anlagen mit mehr als 10.000 angeschlossenen Einwohnern. Für Kläranlagen unterhalb dieser Größenklasse wurden, auf Grundlage der kreis- oder länderbezogenen Angaben zu den Ablauffrachten die Nährstoffeinträge der jeweiligen Administrativen Einheit geschätzt. Die räumliche Verteilung auf die Einzugsgebiete erfolgte anhand der urbanen Flächen (Behrendt *et al.*, 2003).

Einträge industrieller Direkteinleiter wurden anhand der Untersuchung von Rosenwinkel & Hippen (1997) geschätzt, wobei die vereinfachende Annahme zugrunde liegt, dass sich die Emissionen analog zu den kommunalen Kläranlagen verändert haben.

7.2.3 Berechnung von Stickstoff- und Phosphor-Flächenbilanzen für die Kreise (bzw. Kreisregionen) im Elbe-Einzugsgebiet

Ergänzt wird MONERIS durch ein, von Bach & Frede (2004) entwickeltes Nährstoffbilanzmodell auf Kreisbasis. Das Modul ersetzt die in MONERIS vorhandenen festen Werte der Nährstoffüberschüsse, die aus Bach *et al.* (1998) stammen und ermöglicht dadurch höhere Flexibilität bei der Umsetzung von Maßnahmen, die die Landwirtschaft betreffen.

Für die Nährstoffeinträge in die Gewässer ist die, auf den landwirtschaftlichen Flächen vorhandene Nährstoffmenge des jeweiligen Kreises bzw. der Kreisregion entscheidend, die anhand der Flächenbilanz oder der Hoftorbilanz berechnet werden kann (Bach *et al.*, 1998; Behrendt *et al.*, 2003). Den Berechnungen im Elbe-DSS liegt der Flächenbilanzansatz zugrunde, der nur die Pflanzen-/Bodenproduktion bilanziert.

Tabelle 7.8: Stickstoff- und Phosphor-Anfall in den tierischen Ausscheidungen zur Berechnung regionalisierter Flächenbilanzen. Nach: Bach & Frede (2004), Quellen: Muster-Verwaltungsvorschrift (1996); Bach *et al.* (1997).

Viehbestand	Stickstoff		Phosphor
	kg N pro Kopf bzw. Stallplatz und Jahr	Verfügbarkeit des N ¹⁰	kg P pro Kopf bzw. Stallplatz und Jahr
Milchkühe	115	80%	16,5
Sonstige Rinder	55	80%	6,5
Zuchtsauen	26	70%	6,5
Sonstige Schweine	13	70%	2,1
Schafe	10	55%	2,5
Legehennen (> 1/2 J.)	0,73	65%	0,145

Der Flächenbilanzüberschuss berechnet sich nach Bach & Frede (2004) anhand von Gleichung 7.20.

$$FB = MD + oD + SeRoD + aNDep + INB - EAb \quad (7.20)$$

FB = Flächenbilanzüberschuss

MD = Mineraldüngung

oD = organische Düngung

SeRoD = Sekundärrohstoff-Düngung

aNDep = atmosphärische Stickstoffdeposition auf landwirtschaftlicher Fläche

INB = legume Stickstoff-Bindung

EAb = Ernteabfuhr

Die organische Düngung ergibt sich aus den Stückzahlen der jeweiligen Tierart multipliziert mit dem mittleren N- bzw. P-Anfall der Tierart, abzüglich tierart- und haltungsspezifischer Lagerungs- und Ausbringungsverluste. Angaben zu überregionalen Gülleverlagerungen fehlen, sind angesichts der im Elbe-Einzugsgebiet vorzufindenden niedrigen Viehbesatzdichten aber auch nicht anzunehmen (Bach & Frede, 2004).

Falls statistische Angaben zum Ernteertrag vorliegen, kann die Ernteabfuhr durch Multiplikation des N- oder P-Gehaltes des Erntegutes mit den Ernteerträgen berechnet werden; fehlt diese Angabe, behilft man sich mit festen Entzugsmengen je Hektar Anbaufläche der jeweiligen Kulturart.

Die Sekundärrohstoff-Düngung wird ohne regionale Differenzierung als konstant angenommen; die legume Stickstoff-Fixierung ergibt sich aufgrund kulturartenspezifischer Parameter. Die atmosphärische Stickstoffdeposition berechnet sich aus den allgemeinen atmosphärischen Stickstoffdepositionen und einer zusätzlichen regional differenzierten Eintragsmenge, die sich aus der volatilen NH_3 Verfrachtung von landwirtschaftlichen Flächen speist und dem Verlust-Term der organischen Düngung entspricht. Al-

¹⁰Pflanzenverfügbare N-Menge im organischen Dünger nach Abzug der Lagerungs- und Ausbringungsverluste

lerdings wird nur ein Teil der atmosphärischen Deposition auf landwirtschaftlicher Fläche realisiert. Der Anteil wird anhand des Verhältnisses zwischen landwirtschaftlicher Fläche und der gesamten Kreis- bzw. Kreisregionsfläche geschätzt.

Da Angaben zum Mineraleinsatz unterhalb der nationalen Ebene fehlen (Bach & Frede, 2004), wird dieser anhand des Nährstoffbedarfs der jeweiligen Kulturart geschätzt. Der Nährstoffbedarf berücksichtigt neben dem Nährstoffentzug durch Ernteabfuhr weitere Prozesse, wie die Abschwemmung oder den partikelgebundenen Austrag von Nährstoffen, der summarisch im Mehrbedarfskoeffizienten Ausdruck findet (Gleichung 7.21). Dieser Mehrbedarfskoeffizient ist meist nicht bekannt, sondern wird vom Landwirt geschätzt. Es wird angenommen, dass diese Abschätzung Gleichung 7.22 folgt. Dabei wird unterstellt, dass Mineraleinsatz und über Leguminosen fixierter Stickstoff zu 100% angerechnet wird, während für organischen Dünger und Sekundärrohstoff-Düngung Anrechnungsfaktoren kleiner 1 angenommen werden und die atmosphärische Stickstoffdeposition vernachlässigt wird. Bei bekannten Anrechnungsfaktoren lässt sich dann die Mineraleinsatzung aus den anderen Faktoren berechnen (Gleichung 7.23).

$$NZ = NB = EAb \cdot Mbkoef \quad (7.21)$$

NZ = Nährstoffzufuhr

NB = Nährstoffgesamtbedarf

EAb = Ernteabfuhr

Mbkoef = Mehrbedarfskoeffizient

$$NB = MD + oD \cdot An_1 + SeRoD \cdot An_2 + INB \quad (7.22)$$

NB = Nährstoffgesamtbedarf

MD = Mineraleinsatzung

oD = organische Düngung

SeRoD = Sekundärrohstoff-Düngung

INB = legume Stickstoff-Bindung

An_1 = Phosphor- oder Stickstoff-Anrechnungsfaktor

An_2 = Anrechnungsfaktor, 50% für Phosphor, 1 für Stickstoff

$$MD = EAb \cdot Mbkoef - (oD \cdot An_1 + SeRoD \cdot An_2 + INB) \quad (7.23)$$

Die verwendeten, für alle Kulturarten gemittelten Mehrbedarfskoeffizienten von 1,2 für N und 1,0 für P wurden anhand von Düngeempfehlungen abgeleitet (Bach & Frede, 2004). Der N- bzw. P-Faktor ergibt sich, indem in Gleichung 7.23 der auf Ebene der gesamten Bundesrepublik bekannte Mineralstoffdüngungsabsatz eingesetzt und nach An_1 aufgelöst wird. Dieser mittlere Wert von 0,38 für N und 0,8 für P findet auch auf der regionalen Ebene des Elbe-Einzugsgebietes Anwendung.

Tabelle 7.9: Stickstoff- und Phosphor-Gehalte bzw. -mengen in der Ernteabfuhr zur Berechnung regionalisierter Flächenbilanzen. Nach: Bach & Frede (2004), Quellen: Muster-Verwaltungsvorschrift (1996); Bach *et al.* (1997).

Fruchtarten mit Angaben der Erntemenge	Stickstoff Gehalt ¹¹ in kg N/dt	Phosphor Gehalt in kg P/dt
Weizen	2,2	0,35
Roggen	1,5	0,35
Wintergerste	1,7	0,35
Sommergerste	1,4	0,35
Hafer	1,5	0,35
Triticale	1,8	0,35
Getreide-Stroh	0,5	0,13
Kartoffeln	0,35	0,062
Zuckerrüben	0,18	0,044
Zuckerrüben-Blatt	0,4	0,048
Winterraps	3,3	1,06
Silo-Mais	0,38	0,071
Grünland (Wiesen u. Weiden)	2,2	0,36
Fruchtarten ohne Angaben der Erntemenge	Menge in kg N/(ha*a)	Menge in kg P/(ha*a)
Rebland	25	5
Hülsenfrüchte	155	21
Sonstige Hackfrüchte	120	22
Sonstige Futterpflanzena	200	25
Gemüse und Gartengewächse, sonstige Dauerkulturen	45	9

Die verwendeten Daten beruhen auf der letzten verfügbaren Agrarstrukturvollerhebung von 1999. Die räumliche Ebene bilden die 128 Kreise und kreisfreien Städte, wobei die 19 kreisfreien Städte mit den sie umgebenden Landkreisen zu so genannten Kreisregionen zusammengefasst wurden.

7.2.4 HBV-D

Überblick und verwendete Version

Bei dem HBV Modell handelt es sich um ein konzeptionelles Niederschlags-Abfluss-Modell, das 1972 von Bergström (1976) am SMHI entwickelt wurde. Bei der im Elbe-DSS eingesetzten Version HBV-D (Krysanova *et al.*, 1998) handelt es sich um eine von Lucas Menzel und Valentina Krysanova betriebene Weiterentwicklung des "Nordischen HBV-Modells" (Sælthun, 1996), welches selbst eine Weiterentwicklung des Ur-HBV-Modells darstellt.

¹¹Jeweils bezogen auf Standardfeuchte des Erntegutes von 14%.

Der Unterschied zur ´Nordischen HBV-Modell´-Variante besteht in der Berücksichtigung einer zusätzlichen räumlichen Diskretisierungsebene in Form von Teileinzugsgebieten. Das ebenfalls weit verbreitete HBV-96 Modell (SMHI, 1997) berücksichtigt ebenfalls diese zusätzliche räumliche Ebene; die wesentlichen Unterschiede zur ´Nordischen HBV-Modell´-Version bestehen in folgenden Punkten (Krysanova *et al.*, 1999):

- keine Begrenzung hinsichtlich der Anzahl von Teileinzugsgebieten eines Einzugsgebietes
- Berücksichtigung von drei Abflusskomponenten im Gegensatz zu 2 in HBV-96

Räumliche Diskretisierung

HBV-D berücksichtigt damit die folgenden räumlichen Aggregierungsstufen: Einzugsgebiete, Teileinzugsgebiete, Höhenstufen und Vegetationszonen. Das Modell kann somit als semigegliedert bzw. semi-distributed bezeichnet werden.

Ein Einzugsgebiet ist eine Zusammenstellung mehrerer Teileinzugsgebiete, deren Abfluss auf den Auslass des Teileinzugsgebietes geroutet ist. Normalerweise werden die Einzugsgebiete so abgeleitet, dass sich ein Pegel am Gebietsauslass befindet und damit eine Kalibrierung des Modells vorgenommen werden kann. Für das gesamte Einzugsgebiet werden Parameter definiert, die aber auf der Ebene von Teileinzugsgebieten überschrieben werden können.

Teileinzugsgebiete gehören zu einem Einzugsgebiet und bestehen selbst wiederum aus jeweils 10 Höhenstufen. Teileinzugsgebiete generieren Abfluss - aufgeteilt in 3 Abflusskomponenten -, der auf den Auslass des Einzugsgebietes geroutet wird. Auf der Ebene der Teileinzugsgebiete werden die Routing-Parameter sowie der maximale Feuchtegehalt des Bodens (FC) verwaltet. Daneben geschieht auf der Ebene der Teileinzugsgebiete die Zuordnung und Gewichtung der Niederschlags- und Temperatur-Stationen.

Niederschlags- und Temperaturkorrekturen erfolgen auf der Ebene von 10 Höhenstufen, aus denen jedes Gebiet besteht. Die Höhenstufen sind nochmals in Landnutzungs-/Vegetationszonen unterteilt, die sich hinsichtlich ihrer Modellparameter unterscheiden (siehe Abbildung 7.15, S. 118).

Eingangsdaten und Ergebnisse

Das Modell rechnet mit fester Schrittweite von üblicherweise einem Tag; aus den, an Stationen vorliegenden, Niederschlags- und Temperaturwerten täglicher Auflösung werden Abflusswerte ebenfalls täglicher Auflösung generiert. Zusätzlich werden Monatsmittel der potentiellen Evapotranspiration benötigt. Die Ergebnisse liegen als geroutete Abflüsse an den Gebietsauslässen sowie als ungeroutete Abflusskomponenten auf Basis der Teileinzugsgebiete vor.

Das im Elbe-DSS eingesetzte Modell rechnet auf Tagesbasis; die Evapotranspiration wird im Modell selbst anhand der Temperatur geschätzt.

Struktur des Modell

Im folgenden wird nur die im Elbe-DSS verwandte Version des Modells, einschließlich der gewählten Optionen vorgestellt; zahlreiche andere Optionen bleiben außen vor. Für weitergehende Auskünfte sei auf Sælthun (1996) verwiesen. Bei allen verwendeten Parametern handelt es sich um konzeptionelle Parameter; Namensgleichheiten oder -ähnlichkeiten mit bestehenden Parametern legen eine gewisse Nähe zwischen realen Parametern und den konzeptionellen Parametern nahe, bedeuten im Umkehrschluss jedoch nicht, dass die Modell-Parameter anhand realer Daten geschätzt werden könnten.¹²

Das Modell lässt sich in 4 Hauptkomponenten unterteilen:

1. Schneemodell - dient der Berechnung von Schneeakkumulation und Schneeschmelze. Besitzt drei freie Parameter: Schneefall-Korrektur, Schwellentemperatur zum Übergang zwischen Regen und Schneefall sowie der Tag-Grad-Faktor.
2. Bodenmodell - Berechnet die Bodenfeuchte des gesamten Teileinzugsgebietes. Wird von drei freien Parametern kontrolliert: Maximaler Wassergehalt der Böden im Teileinzugsgebiet, Faktor zur Aufteilung des Bodenwassers in Speicherung und Absickerung sowie ein Faktor, der die Reduktion der potentiellen Evapotranspiration beschreibt.
3. Abflussmodell - Transformation des aus dem Bodenmodell aussickernden Wassers in drei Abflusskomponenten; das zugrunde liegende Modell beruht auf zwei Speichern und insgesamt sechs freien Parametern, die überwiegend Rückgangskonstanten beschreiben. Hinzu kommt ein Filter zur Glättung des aus den drei Abflusskomponenten generierten Abflusses.
4. Routing - Routing des Abflusses aus den Teileinzugsgebieten auf den Gebietsauslass des zugehörigen Einzugsgebietes. Zur Anwendung kommt eine einfache Dreiecksfunktion (vergleiche Abbildung 7.14)

Zusätzlich finden einige Korrekturen der Klimaparameter sowie die Berechnung der Evapotranspiration statt.

Schneemodell Schnee beginnt sich in einer Höhenstufe abzulagern, wenn Niederschlag bei einer Temperatur kleiner TX fällt. Solange die akkumulierte Schneemenge der Höhenstufe kleiner als der Schwellenwert SPDIST ist, erfolgt die Verteilung des Schnees gleichmäßig in der Höhenstufe. Wird SPDIST überschritten, so wird die Schneebedeckung je Höhenstufe auf 9 Teilzonen verteilt, wobei die Verteilung anhand einer lognormalverteilten Funktion abgeschätzt wird, deren Eigenschaften den Landnutzungs-/Vegetationsparameter CVMAX (Abbildung 7.2.4, S. 118) festgelegt werden.

Die Modellierung der Schneeschmelze erfolgt nach dem Temperatur-Index (oder Tag-Grad) Verfahren:

$$M = CX(T - TS) \frac{\Delta t}{24} [mm] \quad (7.24)$$

¹²Eine stimmige Kalibrierung des Modells wird stets versuchen nicht im Widerspruch zu den real vorgefundenen Parametern zu stehen; Abweichungen werden jedoch in Kauf genommen.

M = Schmelzrate [mm/Zeitintervall]

CX = Temperaturabhängiger Schmelzfaktor [mm / (°C* d)]

T = Tagesmittel der Lufttemperatur [°C]

TS = Grenztemperatur für Einsetzen der Schneeschmelze [°C]

Δt = Zeitintervall [h]

Falls $T < TS$ gilt $M = 0$.

Schmelzwasser wird in der Schneedecke aufgenommen, bis der Anteil des Wassers im Schnee den Schwellenwert LV übersteigt; ab dann tritt Schmelzwasser aus dem Schneespeicher aus. Für die Betrachtung des Wasseranteils an der Schneedecke wird jede der 9 Schneezonen der Höhenstufe gesondert betrachtet.

Falls die Temperatur unter die Grenztemperatur TS fällt, gefriert das Wasser in der Schneedecke wieder - allerdings mit einer geringeren Rate als beim Schmelzen des Schnees:

$$F = \begin{cases} CFR \cdot CX \cdot (TS - T) \frac{\Delta t}{24} & : T \leq TS \\ 0 & : T \geq TS \end{cases} \quad (7.25)$$

F = Wiedergefriertrate des in der Schneedecke gebundenen Wassers [mm]

CFR = Effizienz Faktor des Wiedergefrierens [-], < 1

CX = Temperaturabhängiger Schmelzfaktor [mm / (°C* d)], der zusätzlich mit dem landnutzungsabhängigen Parameter CXREL (Abbildung 7.2.4, S. 118) multipliziert wird.

T = Tagesmittel der Lufttemperatur [°C]

TS = Grenztemperatur für Einsetzen der Schneeschmelze [°C]

Δt = Zeitintervall [h]

Bodenmodell Das Bodenmodell erhält Input aus der Schneeschmelze, in Form von als Regen fallendem Niederschlag auf schneefreie Flächen oder durch aufsteigendes Wasser aus der Grundwasserzone.¹³ Aufgrund der im Bodenspeicher befindlichen Wassermenge berechnet sich die aktuelle Evapotranspiration (Gleichung 7.26) und die Versickerung in den Boden (Perlokation). Versickerndes Wasser verlässt den Bodenspeicher dabei ohne Verzögerung und steht der Abflussbildung unmittelbar zur Verfügung.

Die maximale Versickerungsrate in die Oberzone wird durch den Parameter INFMAX [mm/d] angegeben; der Anteil des Inputs, der diesen Schwellenwert übersteigt wird ohne jegliche Verzögerung in die Oberzone transferiert.

Die aktuelle Evapotranspiration errechnet sich aus der potentiellen Evapotranspiration zuzüglich eines linearen Korrektur-Terms, der das Verhältnis zwischen der Bodenfeuchte und einem Schwellenwert angibt, ab dem mit der potentiellen Evapotranspirationsrate Verdunstet wird.

¹³Die weitere Inputquelle Gletscherschmelzwasser spielt im Elbe-Einzugsgebiet keine Rolle.

$$AE = \begin{cases} PE \cdot \frac{SM}{FC \cdot LPDEL} & : SM \leq FC \cdot LPDEL \\ PE & : SM \geq FC \cdot LPDEL \end{cases} \quad (7.26)$$

AE = aktuelle Evapotranspiration [mm]

PE = potentielle Evapotranspiration [mm]

SM = aktueller Bodenfeuchtegehalt [mm]

FC = maximaler Wassergehalt des Bodens [mm]

LPDEL = Landnutzungsabhängiger Parameter der angibt, ab welchem Wert die Verdunstung der potentiellen Verdunstung entspricht (siehe Abbildung 7.2.4).

FC kann durch den landnutzungsabhängigen Parameter FCVEG (Abbildung 7.2.4) modifiziert werden, der aktuelle maximale Wassergehalt des Bodens entspricht dann $FCVEG \cdot FC$

Welcher Teil des Input Wassers in die Oberzone transportiert wird, hängt neben dem Verhältnis aus aktuellem (SM) und maximal möglichem Wassergehalt (FC) des Bodens maßgeblich vom Faktor BETA ab, der die Nicht-Linearität des Zusammenhanges zwischen dem Abfluss-Koeffizienten CUZ/INSOIL und dem Verhältnis SM/FC angibt.

$$\frac{CUZ}{INSOIL} = \begin{cases} \left(\frac{SM}{FC}\right)^{BETA} & : SM \leq FC \\ 1 & : SM = FC \end{cases} \quad (7.27)$$

CUZ = Weitergeleitete Wassermenge [mm]

INSOIL = In den Boden gelangte Wassermenge, auch als effektiver Niederschlag bezeichnet [mm]

SM = aktueller Bodenfeuchtegehalt [mm]

FC = maximaler Wassergehalt des Bodens [mm]

BETA = Parameter der Nicht-Linearität des Zusammenhanges

Der aufsteigende Bodenwasserstrom wird vom Parameter DRAW sowie dem Sättigungsgrad von Oberzone und Bodenzone gesteuert. DRAW gibt die aufsteigende Wasserbewegung bei $\frac{1}{2} \cdot FC$ in mm/d an.

$$UP = 2 \cdot DRAW \cdot \Delta t \cdot \frac{LZ}{LZMAX} \cdot \frac{FC - SM}{FC} \quad (7.28)$$

UP = Aufsteigendes Bodenwasser [mm]

DRAW = Modellparameter [mm/d]

SM = aktueller Bodenfeuchtegehalt [mm]

FC = maximaler Wassergehalt des Bodens [mm]

LZ = Wassergehalt der Oberzone

LZMAX = maximaler Wassergehalt der Oberzone

Δt = Zeitschritt [d]

Abflussmodell Das Abflussmodell beschreibt das Geschehen in der Ober- und Unterzone. Konzeptionell handelt es sich bei dem Abflussmodell um zwei lineare Speicher, die unter anderem durch ihre Rückgangskonstanten beschrieben werden. Die Bewegung von der Ober- zur Unterzone wird mit dem Parameter PERC beschrieben: solange sich Wasser in der Oberzone befindet, werden PERC [mm/d] in die Unterzone transferiert.

Das Modell kennt 2 Abflussregime, zwischen denen mittels des Schwellenwertes UZ_1 [mm] unterschieden wird.

$$Q_{UZ} = \begin{cases} K_{UZ1} \cdot UZ \cdot \Delta t & : UZ \leq UZ_1 \\ K_{UZ2} \cdot (UZ - UZ_1) \cdot \Delta t + K_{UZ1} \cdot UZ_1 \cdot \Delta t & : UZ > UZ_1 \end{cases} \quad (7.29)$$

Q_{UZ} = Abfluss aus der Oberzone [mm/d]

K_{UZ1} = Rückgangskoeffizient des schnellen Abflusses [1/d]

K_{UZ2} = Rückgangskoeffizient des langsamen Abflusses [1/d]

UZ = Wassergehalt in der Oberzone (upper zone) [mm]

UZ_1 = Schwellenwert des Übergangs zwischen den Abflussregimen [mm]

Δt = Zeitschritt [d]

Die Unterzone ist ebenfalls ein lineares Reservoir, mit einfachem Abflussregime.

$$Q_{LZ} = K_{LZ} \cdot LZ \cdot \Delta t \quad (7.30)$$

Q_{LZ} = Abfluss aus der Unterzone [mm/d]

K_{LZ} = Rückgangskoeffizient des sehr langsamen Abflusses [1/d]

LZ = Wassergehalt in der Unterzone (upper zone) [mm]

Δt = Zeitschritt [d]

Da der Input in die Unterzone durch den Parameter PERC limitiert ist, stellt sich bei $LZMAX = PERC/KLZ$ ein Fließgleichgewicht zwischen Input und Output in der Unterzone ein. Jedoch kann zusätzlich Wasser durch weitere Tiefensickerung verloren gehen, die mit dem konstanten Wert DEEP [mm/d] erfolgt.

Routing Der Abfluss der Teileinzugsgebiete wird zum Gebietsauslass geroutet; im Elbe-DSS wird die Variante *smoothing with fixed weights* verwendet, die einen gleitenden Mittelwert berechnet.

$$Q_i = \sum_{j=0}^9 W_{i-j} \cdot Q_{I_{i-j}} \quad (7.31)$$

Q_i = Auf den Gebietsauslass gerouteter Abfluss des Teileinzugsgebietes am Tag i

W_{i-j} = Gewicht des vor i-j-Tagen im Teileinzugsgebiet realisierten Abflusses

$Q_{I_{i-j}}$ = Ungerouteter Abfluss im Teileinzugsgebiet am Tage i-j

Die Gewichte ergeben sich anhand der - mittels GIS-Netzwerk-Operationen geschätzten - Fließlänge, aus der sich die Fließgeschwindigkeit wie folgt berechnet:

$$T = 0,012 \cdot L \quad (7.32)$$

T = Fließzeit in Tagen

L = Fließlänge in km

Die verwendeten Gewichte finden sich in Tabelle 7.10 (siehe auch Abbildung 7.14).

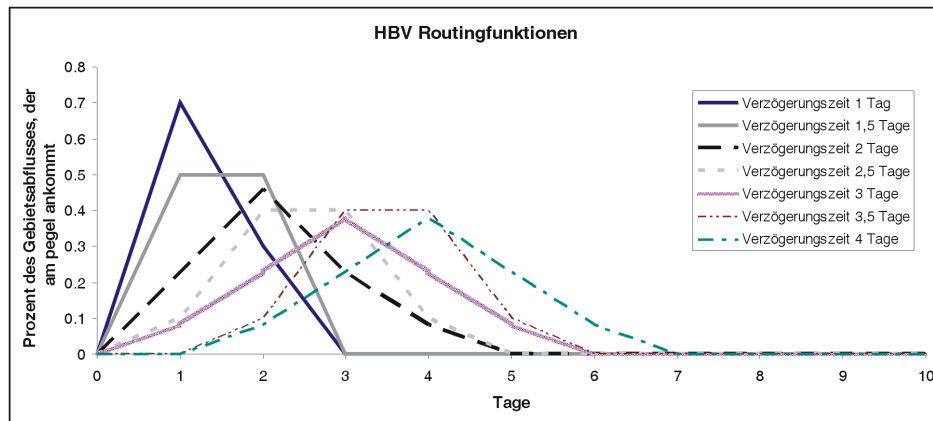


Abbildung 7.14: HBV Routing-Funktionen. Der im Teileinzugsgebiet entstehende Abfluss wird durch Bildung eines gleitenden Mittelwerts unter Anwendung der angegebenen Gewichte auf Pegel geroutet. Bei einer Fließzeit von 1 Tag kommen beispielsweise 70% des Gebietsabflusses am selben Tag an, während 30% erst mit einem Tag Verzögerung eintreffen.

Korrekturen der Klimaparameter Die an den Stationen gemessenen Niederschläge können über die Parameter PKORR und SKORR korrigiert werden. Dies bietet die Möglichkeit, Messfehler der Niederschlagsmesser sowie nicht repräsentative Stationen auszugleichen. Die Verteilung der Stationen kann insofern korrekturbedürftig sein, als Niederschläge nur in Luv- oder Lee-Lage gemessen werden, Messungen nur in Tälern erfolgen oder das am Rand des Gebietes repräsentative Meßstationen ganz fehlen.

Sowohl Temperatur als auch Niederschläge werden bei ihrer Verteilung im Gebiet (also nach einer eventuellen Korrektur der Stationsdaten) mit einem einfachen linearen Ansatz höhenkorrigiert.

Für Niederschlag existiert der Höhengradient PGRAD [1/100m], der die Zunahme des Niederschlags mit der Höhe beschreibt. Ab der Höhe GRADALT [m] kann der Koeffizient durch PGRAD1 ersetzt werden; PGRAD1 [] beschreibt die prozentuale Änderung des Niederschlags auf der Höhe GRADALT. Die höhenabhängigkeit der Temperatur wird durch den trockenadiabatischen (TTGRAD) und den feuchta-
diabatischen Höhenkoeffizienten (TVGRAD) in °C pro 100 Höhenmeter angegeben.

Die Berechnung der potentiellen Verdunstung erfolgt für Temperaturen über 5°C mittels einer für mitteleuropäische Verhältnisse angepassten Variante der Blaney-Criddle Formel:

$$ET_{pot} = -1,55 + 0,96 \cdot ET_{pot,blaney-criddle} \quad (7.33)$$

Tabelle 7.10: Routing-Gewichte HBV-D.

Fließzeit	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 Tag	0,7	0,3								
1,5 Tage	0,5	0,5								
2 Tage	0,23	0,46	0,23	0,08						
2,5 Tage	0,1	0,4	0,4	0,1						
3 Tage	0,08	0,23	0,38	0,23	0,08					
3,5 Tage		0,1	0,4	0,4	0,1					
4 Tage		0,08	0,23	0,37	0,23	0,08				
4,5 Tage			0,1	0,4	0,4	0,1				
5 Tage			0,23	0,46	0,23	0,08	0,08			
5,5 Tage				0,1	0,4	0,4	0,1			
6 Tage				0,08	0,23	0,38	0,23	0,08		
6,5 Tage					0,1	0,4	0,4	0,1		

Tabelle 7.11: In HBV-D verwendetes Verhältnis der täglichen astronomisch möglichen Sonnenscheindauer zur Jahressumme; gültig für Regionen um den 52. Breitengrad

Monat	Verhältnis	Monat	Verhältnis
1	0.185	7	0.363
2	0.223	8	0.325
3	0.265	9	0.283
4	0.31	10	0.238
5	0.35	11	0.196
6	0.372	12	0.174

Die Blaney-Criddle Formel selbst (Blaney & Criddle, 1950) lautet für die Berechnung von Tageswerten (DVWK, 1996):

$$ET_{pot,blaney-criddle} = (8,128 + 0,457 \cdot T) \cdot \frac{S_0 \cdot 100}{S_{Jahr}} \quad (7.34)$$

T = Tagesmittel der Temperatur in °C

S_0 = tägliche astronomisch mögliche Sonnenscheindauer

S_{Jahr} = Jahressumme der täglichen astronomisch möglichen Sonnenscheindauer

Bezüglich des Verhältnis-Terms siehe Tabelle 7.11.

Für Temperaturen unter 5°C wird eine modifizierte Version der Ivanov Formel (Wendling & Müller, 1984) angewandt, bei der die relative Feuchte als konstant bei 95% angenommen wird:

$$ET_{pot} = 3.6 \cdot 10^{-4} \cdot ((25 + T)^2) \cdot 1.05 \quad (7.35)$$

Gesondert behandelt wird die Verdunstung von Seen-Flächen und die Verdunstung während der Interzeption. Die Verdunstung von Seen-Flächen entspricht der potentiellen Evapotranspiration, multipliziert mit dem Korrekturfaktor CEVPL¹⁴, sofern der See nicht vereist ist. Ob der See vereist ist¹⁵, wird anhand der See-Temperatur ermittelt, die durch ein einfaches autoregressives Modell geschätzt wird (Sælthun, 1996):

$$T_{Lake}(t) = T_{Lake}(t-1) \cdot \left(1 - \frac{1}{TLDAY}\right) + \frac{T(t)}{TLDAY} \quad (7.36)$$

$T(t)$ = Tagesmittel der Temperatur in °C am Tag t

$T_{Lake}(t)$ = Tagesmittel der Temperatur an der Oberfläche des Sees zum Tag t

$TLDAY$ = Parameter, der das "Gedächtnis" des Sees für vergangene Temperaturwerten in Tagen beschreibt

Modifiziert wird die potentielle Verdunstung durch den landnutzungsspezifischen Parameter EPVAR (Abbildung 7.2.4, S. 118), mit dem die potentielle Verdunstung korrigiert wird.

Interzeptionsspeicherung wird durch den Landnutzungs-/Vegetationsparameter ICMAX [mm] (Abbildung 7.2.4, S. 118) beeinflusst, der bei Anwesenheit von Schnee zusätzlich durch den Faktor WCAN (winter canopy factor) der jeweiligen Landnutzungs-kategorie modifiziert wird. Aus dem Interzeptionsspeicher geht Wasser mit einer Rate verloren, die sich aus der potentiellen Evapotranspiration plus einem nicht temperaturabhängigen Basis-Evapotranspirations-Faktor CEZERO zusammensetzt. Solange der Interzeptionsspeicher gefüllt ist, wird die aktuelle Evapotranspiration aus der Bodenzone um den Faktor ERED¹⁶ [] verringert.

Von Schneeflächen geht - mit der angesprochenen Ausnahme des Interzeptionsspeichers - keine Evapotranspiration aus.

Daten und Gebietsunterteilung

Für das Elbe-DSS wurde das nicht-tidebeeinflusste deutsche Elbe-Einzugsgebiet in 20 Einzugsgebiete (Tabelle 7.12, 120) unterteilt, die anhand der MONERIS Gebietseinteilung nochmals in Teileinzugsgebiete unterteilt wurden. In der Summe ergeben sich damit 120 Teileinzugsgebiete. Aufgrund fehlender Daten wurde der tschechische Teil des Einzugsgebietes über den Bilanzpegel Schöna abgebildet; die für diesen Pegel vorliegenden Abflusszeitreihen werden als zusätzlicher Input für alle flussaufwärts liegenden Einzugsgebiete verwendet.

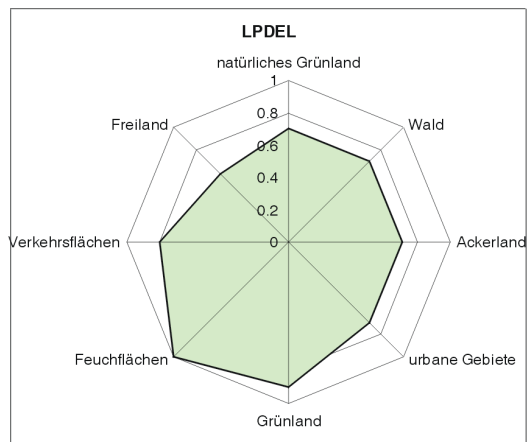
Die mit Hilfe von hydrologischen Rasterdatenfunktionen (ESRI, 2004a) aus dem digitalen Geländemodell DHM745¹⁷ (BKG, 2004) abgeleiteten und anhand von Flussgebiets-Einzugsgebietsgrenzen und der MONERIS Einzugsgebietsgrenzen korrigierte Einzugsgebietseinteilung weist kleinere Abweichungen gegenüber den offiziellen Angaben (Landesumweltamt Brandenburg, 1995; Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1998) aus (Tabelle 7.13, S. 122). Um eine konsistente Behandlung des Gebietes zu gewährleisten wurden die aus den abgeleiteten Gebieten ermittelten Flächen verwendet.

¹⁴ Als default-Wert wird 1,1 verwendet

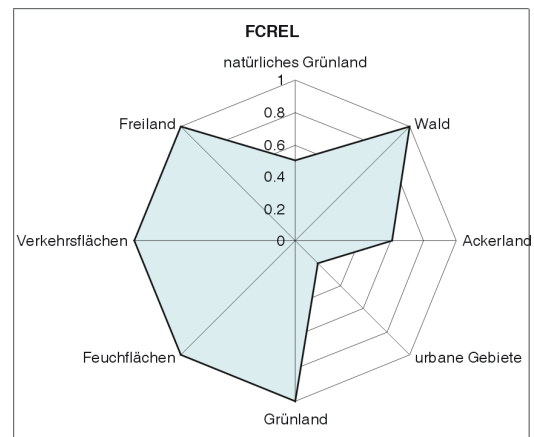
¹⁵ Falls die Evapotranspiration anhand der Temperatur geschätzt wird

¹⁶ Mit dem default-Wert 0,5.

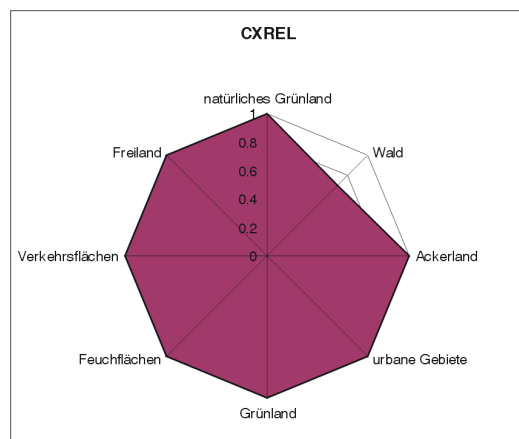
¹⁷ Um die Güte der Einzugsgebietbestimmung zu erhöhen wurde das vorhandene Fließgewässernetz in das digitale Geländemodell eingebracht.



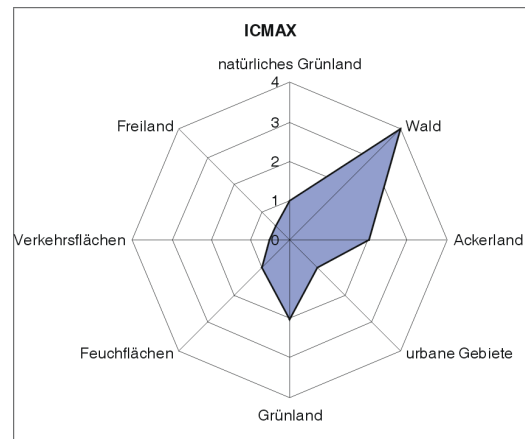
(a) Schwellenwert für den Übergang zwischen tatsächlicher und potentieller Verdunstung



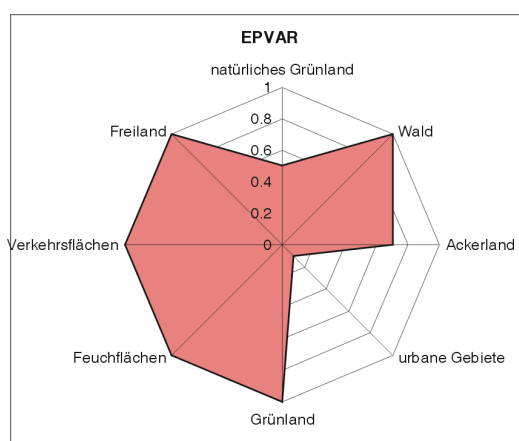
(b) Korrektur des maximalen Bodenfeuchtegehaltes



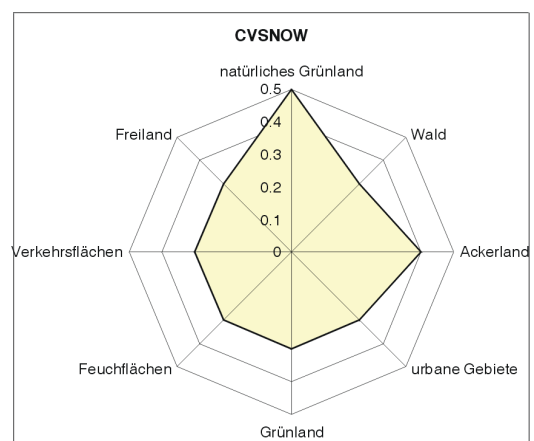
(c) Korrektur des Schneeschmelzfaktors CX



(d) Interzeptionsspeicher in mm



(e) Korrektur der potentiellen Evapotranspiration



(f) Koeffizient für die Verteilung der Schneedecke

Abbildung 7.15: Landnutzungsspezifische HBV-D Parameter. EPVAR, FCREL und CXREL werden direkt mit dem entsprechenden Parameter multipliziert, während LPVAR, ICMAX und CVSNOW komplexer wirken.

Klimadaten

Vom Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK) wurden Klimazeitreihen für 59 Temperatur und 369 Niederschlags-Stationen im deutschen Elbe-Einzugsgebiet und angrenzender Regionen zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um vom PIK fehlerbereinigte Daten des Deutschen Wetterdienstes. Während für den Referenz-Zeitraum von 1980-1996 vom Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung berechnete virtuelle Klima-Stationen verwendet werden (zur Methodik siehe Haberland & Kite (1998)), werden für die Berechnung der Daten der Klimaszenarien virtuelle Klima-Stationen anhand räumlicher Mittelwertbildung vorgenommen. Die Gewichte der Stationen bei der räumlichen Mittelwertbildung ergeben sich aus den Anteilen, die die Thiessen-Polygone der Klima-Stationen (Temperaturmessung) und der Niederschlags-Stationen (Niederschlagsmessung, aber keine Temperatur) an der Gesamtfläche des Teileinzugsgebietes einnehmen (siehe Abbildung 7.2.4, S. 121).

Abflussdaten

Um das Modell kalibrieren und validieren zu können, werden Abflussdaten benötigt. Diese wurden von der BfG, einzelnen Landesämtern, der RWTH Aachen und dem PIK zur Verfügung gestellt. Tabelle 8.2, S. 180 stellt die an den Einzelpegeln verfügbaren Abflusszeitreihen dar.

Der tschechische Teil des Elbe-Einzugsgebietes

Der tschechische Teil geht in die Modellierung als Bilanzpegel ein, d.h. an der tschechischen Grenze wird der am Pegel Schöna gemessene Durchflusswert zum Pegelauslass des HBV-Einzugsgebietes geroutet. Zuflüsse über Nebenflüsse wurden mit der Ausnahme des Pegelinzugsgebiets Dresden vernachlässigt. Da im Pegelinzugsgebiet Dresden wesentliche nicht an Schöna erfasste Zuflüsse aus dem tschechischen Teil des Einzugsgebietes erfolgen (Kamenice und Teile des Sebnitz Einzugsgebietes), wurde die Gebietsfläche um dieses Einzugsgebietsflächen erweitert. Grundsätzlich besteht entlang der tschechischen Grenze die Problematik, dass Klima-Stationen jenseits der Grenze nicht in den Modellläufen mit einbezogen werden. Während dies entlang des Erzgebirges aufgrund der klaren naturräumlichen Grenze vernachlässigt werden kann, muss diesem Umstand im Einzugsgebiet Dresden und weniger ausgeprägt auch für Torgau durch Niederschlags-Korrekturen Rechnung getragen werden.

Tabelle 7.12: Flächen der im Elbe-DSS verwendeten HBV-D Einzugsgebiete

Name	Fluss	Teileinzugs- gebiete	Fläche ohne Oberlieger [km ²]	Fläche incl. Oberlieger [km ²]	tschech. Anteil [%]
Schöna	Elbe	-	51.391,00	51629,7	100,0
Dresden	Elbe	2	1.943,66	53334,66	96,8
Torgau	Elbe	3	2.154,05	55488,71	93,0
Wittenberg	Elbe	2	2.291,95	62056,71	83,1
Aken	Elbe	3	2.050,85	70278,55	75,6
Barby	Elbe	2	495,23	94506,38	55,7
Magdeburg	Elbe	2	985,91	95492,28	55,1
Strombrücke					
Tangermünde	Elbe	3	2.874,08	98366,36	53,5
Wittenberge	Elbe	4	1.588,92	124034,69	42,2
Neu Darchau	Elbe	8	8.464,83	132499,52	39,5
Geestacht/ Hohnstorf	Elbe	2	5.5109,02	136217,54	37,8
Löben	Schwarze Elster	7	4.276,05	4276,05	00,0
Bad Dübén	Vereinigte Mulde	7	6.171,01	6171,01	00,0
Naumburg- Grochlitz	Saale	8	5.254,70	11510,94	00,0
Calbe- Grizehne	Saale	7	4481,74	23.732,58	00,0
Laucha	Unstrut	10	6.256,23	6256,23	00,0
Zeitz	Weißer Elster	4	2.464,28	2464,28	00,0
Oberthau	Weißer Elster	6	2.580,34	5044,62	00,0
Hadmersleben	Bode	4	2.695,28	2695,28	00,0
Rathenow	Havel	32	19.275,83	19275,83	00,0
Hauptschl. Havelberg	Havel	4	4.803,58	24079,41	00,0

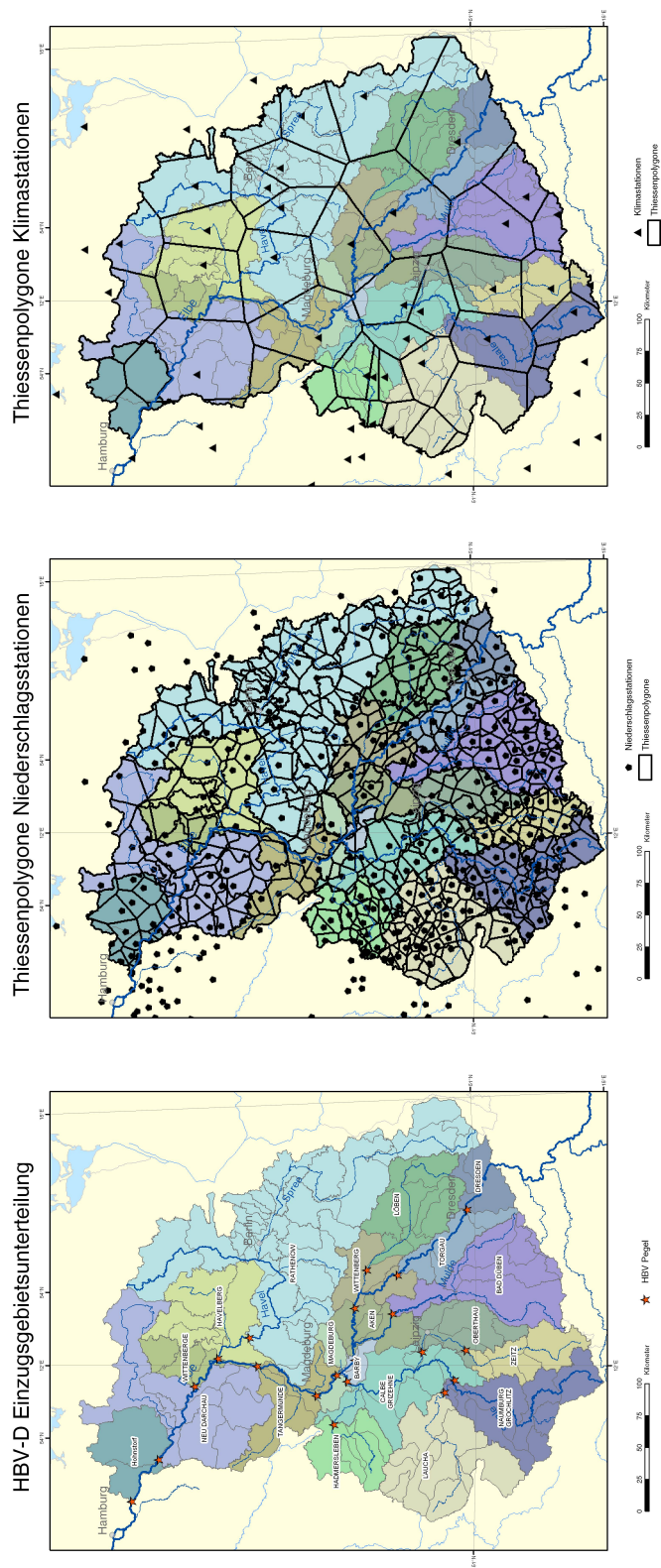


Abbildung 7.16: HBV-D Einzugsgebietunterteilung und Zuordnung der Klima- und Niederschlags-Stationen. Das nicht-tidebeeinflusste deutsche Elbe-Einzugsgebiet wurde in 20 Einzugsgebiete unterteilt (einheitlich gefärbte Flächen), die anhand der MONERIS Gebietseinteilung nochmals in Teileinzugsgebiete unterteilt wurden. Während im Referenz-Zustand die vom PIK berechneten virtuellen Klima-Stationen verwendet werden, erfolgt für die Berechnung der Klimaszenarien die Neuberechnung mittels des Anteils der zur Station gehörenden Thiesen-Polygons an der Gesamtfläche des Teileinzugsgebietes.

Tabelle 7.13: Abweichung der Flächen der HBV-D Einzugsgebiete von den amtlichen Angaben. Dargestellt ist die Abweichung der, aus dem Digitalen Geländemodell abgeleiteten Flächen der Einzugsgebiete zu den amtlichen Flächenangaben. Die Abweichung wird einmal bezogen auf das gesamte Pegelinzugsgebiet inklusive aller Oberlieger und einmal ohne Oberlieger angegeben.

Name	Abweichung bezogen auf Gesamtgebiet [%]	Abweichung bezogen auf Gebiet ohne Oberlieger [%]
Dresden	0,1	2,4
Torgau	-0,07	-1,90
Wittenberg	0,36	9,80
Aken	-0,28	-9,40
Barby	0,05	8,50
Magdeburg Strombrücke	0,13	-11,90
Tangermünde	-0,08	-2,60
Wittenberge	0,09	6,70
Neu Darchau	0,00	0,00
Geestacht/ Hohnstorf	-	-
Löben	-3,70	-3,70
Bad Dübén	0	0
Naumburg- Grochlitz	-0,18	-0,40
Calbe- Grizehne	-0,04	-0,20
Laucha	-0,50	-0,50
Zeitz	-3,10	- 3,10
Oberthau	-0,51	-1,00
Hadmersleben	2,30	2,30
Rathenow Hauptschl.	-0,60	-0,60
Havelberg	-0,24	-1,20

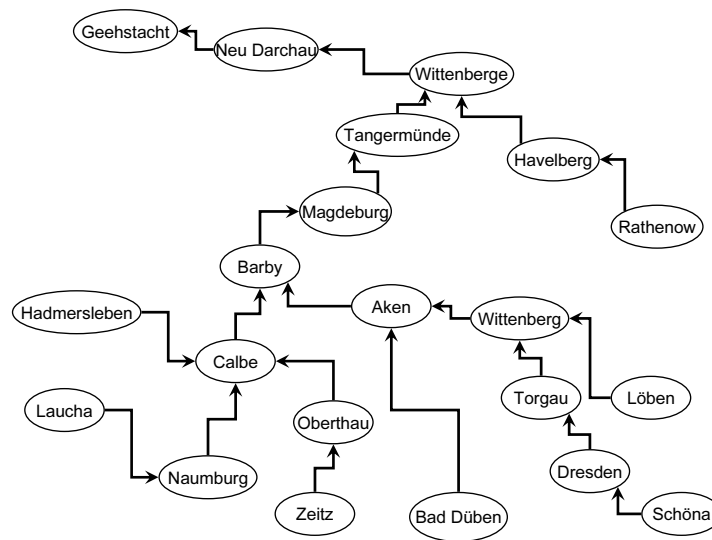


Abbildung 7.17: Baumstruktur der HBV-D Einzugsgebiete. Da die in den flussaufwärts gelegenen Einzugsgebieten (Kind-Knoten) generierten Abflüsse als Input für die Oberlieger (Vater-Knoten) dienen, muss der Baum von den Blättern her durchlaufen werden.

Unterlieger-Oberlieger Beziehung

In der gewählten HBV-D Struktur schließen die weiter flussabwärts gelegenen Einzugsgebiete die flussaufwärts gelegenen Gebiete nicht mit ein; die Einzugsgebiete sind vielmehr untereinander durch Unterlieger-Oberlieger Beziehungen verbunden. Die Einzugsgebiete sind dazu in einer Baumstruktur angeordnet (7.17, S. 123), wobei die unterhalb eines Knoten liegenden Knoten den Input für diesen Knoten liefern. Hierzu muss sichergestellt sein, dass die Baumstruktur von den Blättern her durchlaufen wird, d.h. die Oberlieger müssen vor den Unterliegern simuliert worden sein.

Die simulierten Pegelabflüsse der Oberlieger werden gegebenenfalls aufsummiert und in eine spezielle Teileinzugsgebiet Datei geschrieben, die stets die ID 00 trägt. Die in dieser Datei gespeicherten Abflusswerte werden zum nächsten Pegel geroutet, unterliegen ansonsten keiner Änderung mehr. Hierdurch wird sichergestellt, dass Effekte von Landnutzungsänderungen und Klimaänderungen wirklich in den sie betreffenden Einzugsgebieten realisiert werden. Außerdem wird so verhindert, dass Bilanz-Fehler zwischen den Pegeln auftreten können.

7.3 Modellintegration

7.3.1 Generierung der in GREAT-ER benötigten Abflusskennwerte anhand der HBV-D Ergebnisse

Die Integration zwischen HBV-D und GREAT-ER ersetzt bzw. modifiziert die herkömmliche hydrologische Parametrisierung von GREAT-ER. Herkömmlich wird die hydrologische Parametrisierung in GREAT-ER im Preprocessing vorgenommen und zur Laufzeit nicht mehr verändert. Benötigt werden 2 Parameter um die Lognormalverteilung, die als Verteilungsfunktion der Abflüsse angenommen wird, zu beschreiben.¹⁸ In GREAT-ER werden hierzu der mittlere Abfluss (MQ oder Q_{mean}) und das 5-Perzentil¹⁹ verwendet.

Konventionelle hydrologische Parametrisierung von GREAT-ER

Herkömmlich erfolgt die Abschätzung dieser Abflusskomponenten über eine nichtlineare Regression zwischen Einzugsgebietsgröße eines Flussabschnittes und dem MQ sowie dem Q5. Die Abschätzung der Einzugsgebiete zu den einzelnen Flussabschnitt erfolgt nach Dyck (1980) anhand der akkumulierten Flusslänge mittels folgender Regressionsformel:

$$Q_{reg}(SID) = A \cdot Acc(SID)^B \quad (7.37)$$

Q_{reg} = durch die Regression geschätzter Abfluss

Acc = akkumulierte Flusslänge aller Flussläufe flussaufwärts des Flussabschnittes SID

SID = Strech-ID, ID des Flussabschnittes

A, B = Regressionsparameter

Modifikationen dieser Methode die in einer Wichtung der lokalen Justierung nach der Entfernung (Schulze & Matthies, 2001) oder nach der Akkumulationslänge bestehen existieren, wurden jedoch in den von Heß *et al.* (2004) bearbeiteten Einzugsgebieten, Rhein in Nordrhein-Westfalen und nicht-tidebeeinflusstes deutsches Elbe-Gebiet, nicht eingesetzt.

Die Verwendung der Abschätzung mittels der nicht-linearen Regression weist Schwächen auf, die sie für den Einsatz in großen Einzugsgebieten fragwürdig erscheinen lassen. Hauptproblem der nichtlinearen Regressionsformel (Gleichung 7.37) ist der "Verlust" von Wasser im Modell, da beim Zusammenfluss zweier Gewässer nicht sichergestellt ist, dass die Wassermenge erhalten bleibt.

Betrachtet man die Einmündung der Nuthe in die Elbe unter Anwenden der von Heß *et al.* (2004, S. 27) vorgeschlagenen Regressionsformel für den Hauptstrom ($Q_{Mean} = 0,00005265Acc(SID)^{0,9105}$), so ergibt sich ein Verlust von $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$:

¹⁸Die Abflüsse werden in GREAT-ER mittels einer Lognormalverteilung abgebildet, die durch den Mittelwert und das 5-Perzentil beschrieben wird.

¹⁹Das 5-Perzentil des Abflusses (Q5) beschreibt den an 5% der Zeit bzw. den an 18,25 Tagen im Jahr unterschrittenen Abfluss. Es wird angenommen, dass es sich beim Q5 um den Basisabfluss handelt (Klasmeier, 2004).

Tabelle 7.14: Wasserbilanz-Fehler bei Verwenden der nicht-linearen Regression bei Einmündung der Nuthe in die Elbe

Gewässer	akkumulierte Flusslänge m	MQ nach Regressionsformel m^3/s
Elbe vor Nuthe-Mündung	24.426.833	280,6
Nuthe vor Elbe	230.511	4,0
Elbe nach Nuthe-Mündung	24.659.077	283,0
Differenz		-1,6

Tabelle 7.15: Wasserbilanz-Fehler bei Verwenden der nicht-linearen Regression bei Einmündung der Saale in die Elbe

Gewässer	akkumulierte Flusslänge m	MQ nach Regressionsformel m^3/s
Elbe vor Saale-Mündung	15.219.415	182,4
Saale vor Elbe	9.201.611	115,3
Elbe nach Saale-Mündung	24.421.028	280,5
Differenz		-17,2

Im Fall der Saale-Mündung führt die Verwendung der oben genannten Regressionsparameter zu einem Wasserbilanz-Fehler von $17,2 m^3/s$.

Da sich Änderungen der Wasserführung unmittelbar auf die Konzentrationen auswirken ist dieser Fehler nicht zu vernachlässigen und wirkt sich vor allem bei der Betrachtung von Konzentrationsprofilen durch Sprungstellen im Diagrammverlauf negativ aus.

Den Berechnungen liegt Formel 7.38 zugrunde:

$$Abweichung(SID_1, SID_2) = \frac{A \cdot Acc(SID_1)^B - A \cdot Acc(SID_2)^B - A \cdot (Acc(SID_1) + Acc(SID_2))^B}{A \cdot Acc(SID_1)^B} = 1 - \left(\frac{Acc(SID_1)}{Acc(SID_2)} \right)^B - \left(1 + \left(\frac{Acc(SID_1)}{Acc(SID_2)} \right)^B \right) \quad (7.38)$$

mit

Abweichung = Abweichung der Wasserbilanz in %

Acc = akkumulierte Flusslänge aller Flussläufe flussaufwärts des Flussabschnittes SID

SID_1 = ID des Flussabschnittes am Fluss der den Zustrom empfängt, unmittelbar vor der Einmündung

SID_2 = ID des Flussabschnittes am einmündenden Fluss, unmittelbar vor der Einmündung

A, B = Regressionsparameter

Die Unstimmigkeiten der Wasserbilanz fallen umso größer aus, je ähnlicher die Größenordnung der Abflusswerte von Nebenfluss und Hauptfluss ist. Ein Maximum erreicht die Abweichung wenn beide Flüsse den gleichen Wert haben (siehe Abbildung 7.18). Zudem hängt die resultierende Abweichung vom Regressions-Exponenten B ab: je stärker dieser von 1 abweicht, desto stärker der entstehende Fehler in der Wasserbilanz. Der Regressionsparameter A ist dagegen für das Ausmaß des Fehlers völlig unerheblich, da er sich bei der Berechnung der Abweichung kürzen lässt.

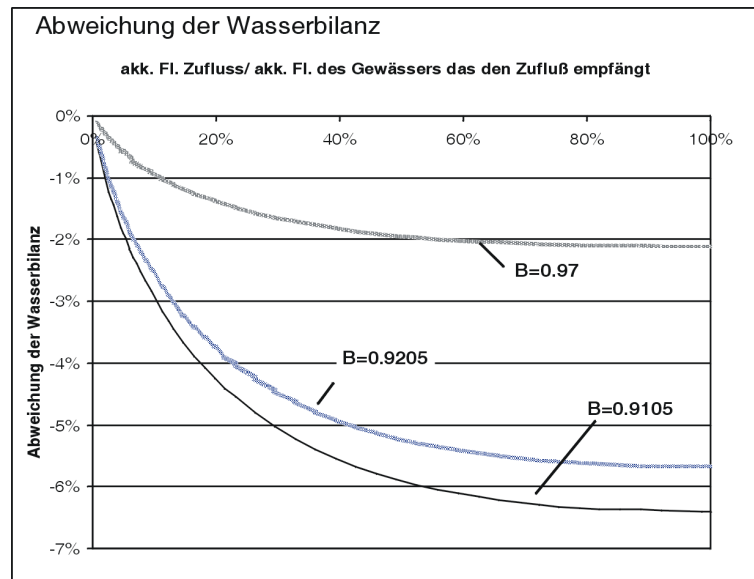


Abbildung 7.18: Dargestellt ist der Wasserbilanz-Fehler aufgrund der nichtlinearen Regression in Abhängigkeit vom Verhältnis der akkumulierten Flusslängen zwischen einmündenden und empfangendem Gewässer. Je näher das Verhältnis der akkumulierten Flusslängen an 1 ist, desto größer der Wasserbilanzfehler. Dieser Zusammenhang ist umso ausgeprägter, je stärker der Regressions-Exponent B von 1 abweicht.

Die hydrologische Parametrisierung der Elbe wurde von Heß *et al.* (2004) nach Einzugsgebieten unterteilt vorgenommen; für jedes der 18 Teilgebiete wurden anhand der dort vorhandenen Pegel die Regressions-Parameter neu geschätzt. Verwendet man für den Abfluss in der Nuthe die von Heß *et al.* (2004, S. 27) verwendeten Regressionsparameter ($Q_{Mean} = 0,00001660 \cdot Acc(SID)^{0,9864}$), während man in der Elbe selbst die bisherigen Parameter verwendet, halbiert sich der Verlust auf $0.6 \text{ m}^3/\text{sec}$. Im Falle der Saale-Mündung führt die Verwendung der lokalen Regressionsparameter zu einem zusätzlichen Abfluss von $10.2 \text{ m}^3/\text{s}$, was 3,8% des Elbe-Abflusses (ohne den Input aus dem tschechischen Teil) entspricht.

Die vorgenommene Schätzung der Regressionsparameter nach den verwendeten Teileinzugsgebieten ist jedoch kritisch zu hinterfragen. Nachteilig wirkt sich dabei aus, dass die Einzugsgebiete nicht anhand naturräumlicher Eigenschaften, beispielsweise anhand von Indikatoren wie gleichartigem geologischen Untergrund, gleicher Flusssdichte oder ähnlichem vorgenommen wurde. Damit sind die Einzugsgebiete hinsichtlich des Prozessgeschehens weiterhin nicht homogen, sondern als heterogen anzusehen. Nachteilig auf die Schätzung der Parameter wirkte sich die teilweise geringe Pegeldichte in den Gebieten

aus; so lagen für das Jetzel und das Alandgebiet nur 3 Pegel vor, was sich in einem unrealistisch hohen Regressions-Exponenten äußert. In anderen Einzugsgebieten konnten Ausreißer identifiziert und eliminiert werden; bei diesen Ausreißern handelte es sich durchweg um Pegelmessungen in Kanälen. Aufgrund der vollkommen anderen Abflussdynamik in Kanälen dürfen diese bei der Durchführung der Regression nicht verwendet werden.

Die in Heß *et al.* (2004) verwendeten Regressionsparameter für B weichen teilweise sehr stark von 1 ab, so dass die Störungen der Wasserbilanz bei Zusammenflüssen erheblich sein dürften.

Linearisierung der hydrologischen Parametrisierung

Nach Elimination der in Kanälen gelegenen Pegel wurde versucht das Abflussgeschehen im gesamten nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet mit Hilfe einer linearen Regression zu beschreiben. Die Lage der Regressionsgeraden richtet sich nach der Summe der Quadrate der Abweichungen, als Resultat beeinflussen hohe Werte die Lage der Geraden stärker als kleine. Im Fall der mittleren Abflüsse streuen die MQ Werte von nahe 0 bis $450 \text{ m}^3/\text{sec}$; Pegel an Gewässern außer der Elbe und der großen Zuflüsse fallen für die Bestimmung der Regressionsgeraden kaum ins Gewicht. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen wurden zwei Abschnitte (‘‘große Flüsse’’ und ‘‘kleine Flüsse’’) definiert, auf denen jeweils eine lineare Regression durchgeführt wurde. Die Aufteilung in zwei Abschnitte erfolgte anhand des Histogramms der akkumulierten Flusslängen im nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet (Abbildung 7.20). Gewählt wurde die Lücke zwischen 5 und 6 Millionen Metern akkumulierte Flusslänge. Die Wahl einer höher gelegenen Grenze hätte dazu geführt, dass der obere Abschnitt nur sehr dünn besetzt gewesen wäre, da nur wenige Pegel in dieser Größenordnung liegen.

Wie zu erwarten sinkt das Bestimmtheitsmaß der linearen Regression im Bereich der ‘‘kleinen Flüsse’’ unterhalb von 5 Millionen Metern akkumulierte Flusslänge ab. Während es sich bei den ‘‘großen Flüssen’’ um die zur Elbe selbst oder ihre großen Zuflüsse handelt²⁰ die relativ homogen sind, streuen die Abflüsse der quelaufwärts gelegenen Flussabschnitte viel stärker, da sie von lokalen Faktoren wie der Geologie oder dem Lokalklima deutlich stärker beeinflusst werden.

Prinzipiell ließe sich das Abflussgeschehen im Untersuchungsgebiet damit auch mit einer abschnittsweise definierten linearen Regression beschreiben. Das Bestimmtheitsmaß ist zwar etwas schlechter als bei der in Heß *et al.* (2004) verwendeten Methode, aber immer noch hinreichend hoch. Im Gegensatz zur nichtlinearen Regression fällt die Wasserbilanz besser aus, da Wasser nur beim Übergang zwischen den Regressions-Bereichen verloren gehen kann. Da der Übergang in einem nicht besetzten Bereich des Histogramms liegt, können nur Zusammenflüsse einiger weniger Flüsse der Klasse der ‘‘kleinen Flüsse’’ von einem Wechsel der verwendeten Regressionsgeraden betroffen sein.

²⁰Da die akkumulierte Flusslänge nur innerhalb des deutschen Einzugsgebietes erfasst wird fallen die zum oberen deutschen Teil der Elbe gehörenden Flussabschnitte zu den ‘‘kleineren Flüssen’’. Um dies zu korrigieren könnte der bekannte tschechische Input zu dem aus der Regression berechneten Input hinzuaddiert werden.

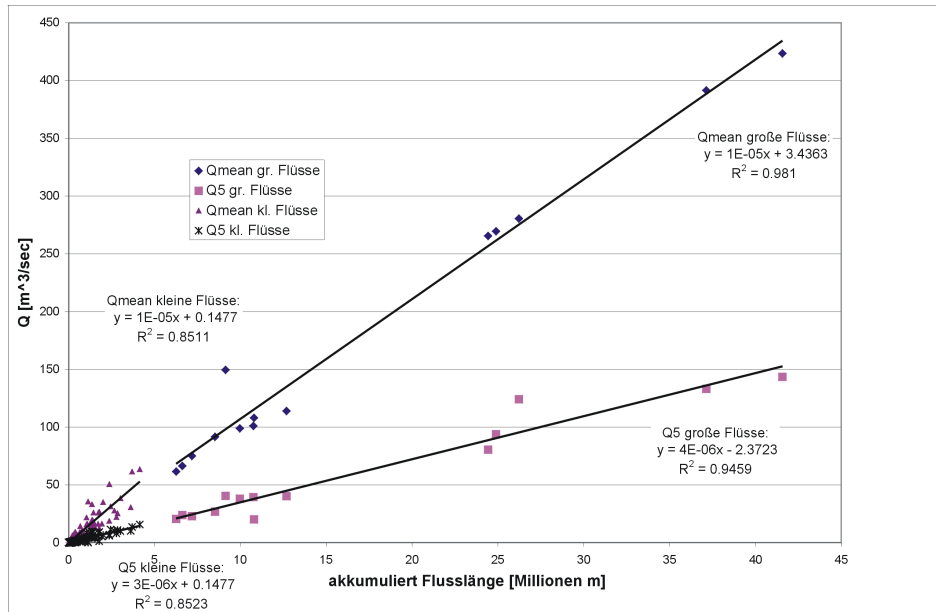


Abbildung 7.19: Abschnittsweise definierter linearer Regressions-Ansatz für die Parametrisierung des Abflusses im gesamten nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet. Die akkumulierte Flusslänge wurde nur innerhalb des deutschen Einzugsgebietes ermittelt. Entlang der Elbe müsste somit noch der Input des tschechischen Teiles addiert werden.

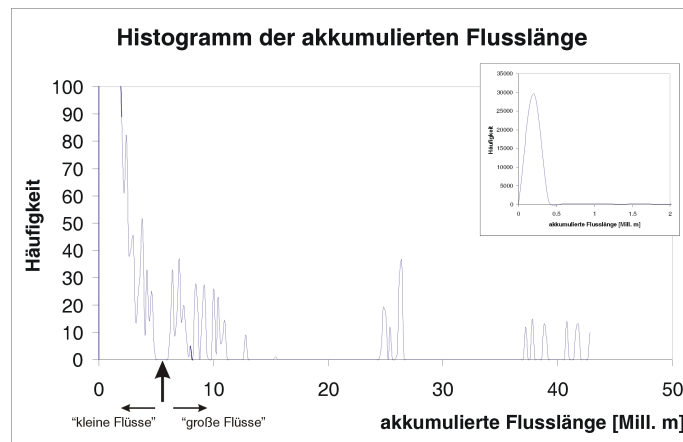


Abbildung 7.20: Histogramm der akkumulierten Flusslänge des Gesamtgebietes. Da sich der Großteil der Flussabschnitte aus Quellsegmenten zusammensetzt, ist die Häufigkeit hier sehr hoch (siehe Teil-Grafik rechts oben). Aus Darstellungsgründen wurde im Hauptteil der Abbildung deswegen die y-Achse beschnitten. Angezeigt wird ebenfalls die Stelle, an der die Unterteilung in die beiden Regressionsabschnitte vorgenommen wurde. Die der Abbildung zugrunde liegende akkumulierte Flusslänge wurde nur innerhalb des deutschen Teils des Einzugsgebietes ermittelt.

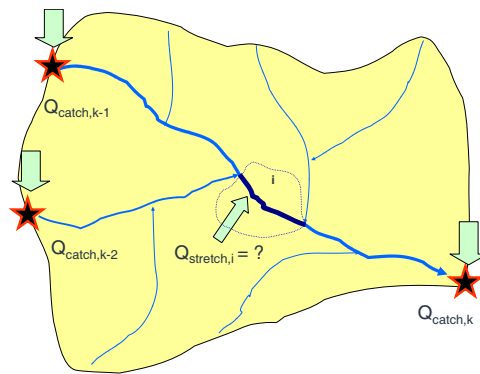
Tabelle 7.16: Ablaufschema der HBV-D - GREAT-ER Kopplung.

1. Schritt	Berechnung des im Pegelinzugsgebiet selbst entstehenden Abflusses (MQ und Q5), Abschätzung der Quellschüttung, Verteilen des Abflusses anhand der einem Flussabschnitt zugeordneten Einzugsgebietsfläche
2. Schritt	Verteilen des flussaufwärts realisierten Abflusses entlang der Verbindungsstrecken
3. Schritt	Berechnung von Fließgeschwindigkeit und Tiefe
4. Schritt	Berechnung der Parameter für Seen-Flächen
5. Schritt	Berechnung der Fließgeschwindigkeit entlang des Hauptstroms

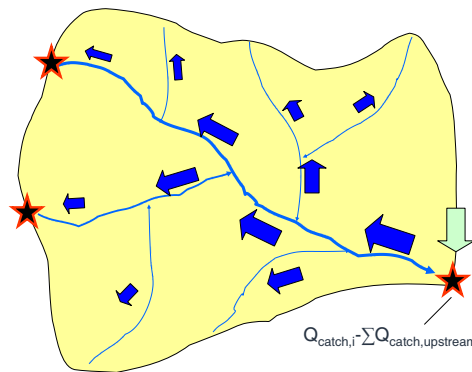
Verwendung der HBV-D Pegelabflüsse zur hydrologischen Parametrisierung von GREAT-ER

Allerdings wirft die Verwendung einer einheitlichen Regression für das gesamte GREAT-ER Fließgewässernetz einige Fragen auf, die diesen Ansatz ungeeignet für eine Verwendung bei der Kopplung zwischen GREAT-ER und HBV-D erscheinen lassen. Zudem ist die Verwendung einer generellen Regressions-Beziehung nicht geeignet, um auf räumlich differenzierte Veränderungen des Abflussgeschehens, beispielsweise aufgrund von Landnutzungsänderungen oder Klimaänderungen abzubilden. Statt dessen wird das in Tabelle 7.16 beschriebene Schema benutzt, um die Ergebnisse der HBV-D Simulationsläufe für die Parametrisierung des Gewässernetzes zu nutzen.

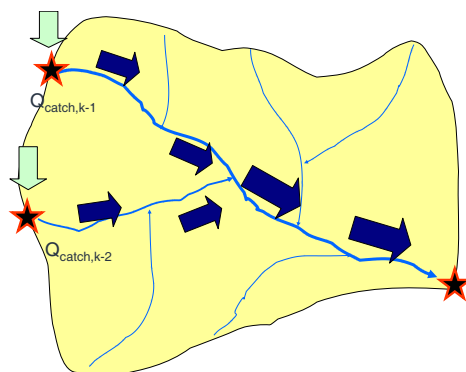
GREAT-ER benötigt für die Berechnung von Konzentrationen im Gewässer Angaben zum langjährigen mittleren Abfluss (MQ) in den 33.000 Flussabschnitten. Für die - im Elbe-DSS nicht geplante - Durchführung von Monte-Carlo-Simulationen wird außerdem das 5-Perzentil des Abflusses (Q5) pro Flussabschnitt benötigt. Diese Abflussdaten werden aus den Ergebnissen an den 20 HBV-D Pegeln generiert. Da keine Monte-Carlo-Simulationen geplant sind und im Elbe-DSS stets der Mittelwert verteilter Größen in GREAT-ER verwendet wird, werden bei der Berechnung des Q5 bewusst Ungenauigkeiten in Kauf genommen. Vor der Verwendung anderer Verteilungswerte als dem Mittelwert sollten diese Ungenauigkeiten nochmals überprüft und gegebenenfalls korrigiert werden.



(a) Kopplung GREAT-ER HBV Ausgangslage



(b) Kopplung GREAT-ER HBV 1. Schritt: Verteilen des im Gebiet selbst gebildeten Abflusses



(c) Kopplung GREAT-ER HBV 2. Schritt: Hinzufügen der flussaufwärts gelegenen Pegelabflüsse entlang der Verbindungsabschnitte

Abbildung 7.21: Kopplung GREAT-ER HBV. Um die zu einem Flussabschnitt gehörenden Abflusskennzahlen aus den HBV-D Pegelzeitreihen zu ermitteln (a) wird ein zweistufiges Verfahren verwendet. Zunächst wird der im Pegelinzugsgebiet selbst entstehende Abfluss (ohne Oberlieger Gebiete) ermittelt und im Fließgewässernetz des Pegelinzugsgebietes verteilt (b). Anschließend wird der an den flussaufwärts gelegenen Pegeln realisierte Abfluss entlang der Verbindungsabschnitte hinzuaddiert (c).

Berechnung und Verteilung des im jeweiligen Pegeleinzugsgebiet selbst entstehenden Abflusses

Aus den Simulationsergebnissen der HBV-D Pegel werden der MQ und der Q5 generiert. Diese Werte müssen auf die Flussabschnitte verteilt werden. Die Abflüsse der Flussabschnitte innerhalb eines Einzugsgebietes hängen nur von dem im Einzugsgebiet selbst generierten Abfluss ab, nicht vom Abfluss der in den flussaufwärts gelegenen Gebieten erzeugt wird. Deswegen wird die Differenz zwischen den Abflusswerten am Pegel und der Summe der Abflusswerte an den flussaufwärts gelegenen Pegeln berechnet und anschließend im Pegeleinzugsgebiet verteilt (Abbildung 7.21(b) a, Gleichung 7.39).

$$MQ_{korr}(Pegel_i) = MQ(Pegel_i) - \sum_{k=1}^n MQ(Pegel_k) \quad (7.39)$$

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel i

$MQ(Pegel_i)$ = simulierter mittlerer Abfluss am Pegel i

n = Anzahl der flussaufwärts von $Pegel_i$ gelegenen HBV-D Pegeleinzugsgebiete

$MQ_{korr}(Pegel_i)$ = im HBV-D Pegel-Einzugsgebiet i selbst entstehender mittlerer Abfluss

Für das 5-Perzentil des Abflusses erfolgt die Berechnung vereinfachend analog wie beim MQ (Gleichung 7.40).

$$Q5_{korr}(Pegel_i) = Q5(Pegel_i) - \sum_{k=1}^n Q5(Pegel_k) \quad (7.40)$$

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel i

$Q5(Pegel_i)$ = 5-Perzentil des simulierten Abflusses am Pegel i

n = Anzahl der flussaufwärts von $Pegel_i$ gelegenen HBV-D Pegeleinzugsgebiete

$Q5_{korr}(Pegel_i)$ = 5-Perzentil des im HBV-D Pegel-Einzugsgebietes i selbst entstehenden Abflusses

Die Verteilung der Abflüsse im Einzugsgebiet geschieht anhand des Verhältnisses zwischen der Fläche, die in den Flussabschnitt entwässert (die Möglichkeiten der Abschätzung der Flächengröße werden im Abschnitt 7.3.1 behandelt) zu der gesamten Fläche des Einzugsgebietes. Das vereinfachte Verfahren (Gleichung 7.41) wird dahingehend modifiziert, dass von einer vom Q5 abhängigen Quellschüttung (Gleichung 7.42) ausgegangen wird. Ohne diese Modifikation würde der Abfluss an jedem Quellsegment Null betragen. Die komplette Berechnung erfolgt nach Gleichung 7.43.

Um die im Elbegebiet vorliegenden Kanäle zu berücksichtigen kann die Gleichung durch einen Korrektur-Term erweitert werden, der den mittleren (bei angenommener geringer Fluktuation) Zu- oder Abfluss des Kanals in den Flussabschnitt beschreibt. Unterschieden werden muss dabei zwischen Kanälen ohne eigenes Einzugsgebiet und solchen mit eigenem Einzugsgebiet. Während letztere als normale Flussabschnitte betrachtet werden - also nicht im Korrektur-Term berücksichtigt werden -, dürfen die Kanäle

ohne eigenes Einzugsgebiet nicht in der Berechnung der einem Flussabschnitt zugeordneten Einzugsgebietsfläche berücksichtigt werden. Weitere mögliche Modifikationen der Berechnung ergeben sich durch die Berücksichtigung der Abwassereinleitungen aus Kläranlagen. Aufgrund fehlender Daten und des bestehenden Zeitrahmens musste in der vorliegenden Arbeit auf die Berücksichtigung von Kanälen und Kläranlagen-Abflüssen verzichtet werden (siehe Abschnitt 10.1, S. 249ff.).

$$MQ_{pre,vereinfacht}(SID) = MQ_{korr}(Pegel_i) \cdot \frac{A_i}{A_{pre}(SID)} \quad (7.41)$$

SID = ID des Flussabschnittes

$MQ_{pre,vereinfacht}(SID)$ = geschätzter mittlere Abfluss im Flussabschnitt SID nach dem vereinfachten verfahren ohne Quellschüttung

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel, zu dem der Flussabschnitt gehört

$MQ_{korr}(Pegel_i)$ = im HBV-D Pegel-Einzugsgebiet i selbst entstehender Abfluss

A_i = Gesamtfläche des HBV-D Pegel-Einzugsgebietes i

$A_{pre}(SID)$ = geschätzte akkumulierte, in den Flussabschnitt SID entwässernde Fläche

$$Q_{Quelle}(Pegel_i) = QuellFaktor(Pegel_i) \cdot \frac{Q5_{korr}(Pegel_i)}{AnzQuellen(Pegel_i)} \quad (7.42)$$

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel, zu dem der Flussabschnitt gehört

$Q_{Quelle}(Pegel_i)$ = Abfluss der Quellen im Pegel-Einzugsgebiet i

$QuellFaktor(Pegel_i)$ = Modellparameter

$Q5_{korr}(Pegel_i)$ = 5-Perzentil des im HBV-D Pegel-Einzugsgebietes i selbst entstehenden Abflusses

$AnzQuellen(Pegel_i)$ = Anzahl der Quelle-Flussabschnitte im Pegel-Einzugsgebiet i, d.h. die Anzahl der Flussabschnitte, die keinen flussaufwärts gelegenen Nachbarn besitzen

$$MQ_{pre}(SID) = (MQ_{korr}(Pegel_i) - Q_{Quelle}(Pegel_i)) \cdot \frac{A_i}{A_{pre}(SID)} + Q_{Quelle}(Pegel_i) + MQ_{Kanal} \quad (7.43)$$

SID = ID des Flussabschnittes

$MQ_{pre}(SID)$ = geschätzter mittlere Abfluss im Flussabschnitt SID nach dem vereinfachten Verfahren ohne Quellschüttung

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel, zu dem der Flussabschnitt gehört

$MQ_{korr}(Pegel_i)$ = im HBV-D Pegel-Einzugsgebiet i selbst entstehender Abfluss

A_i = Gesamtfläche des HBV-D Pegel-Einzugsgebietes i

$A_{pre}(SID)$ = geschätzte akkumulierte, in den Flussabschnitt SID entwässernde Fläche

$Q_{Quelle}(Pegel_i)$ = Abfluss der Quellen im Pegel-Einzugsgebiet i

MQ_{Kanal} = mittlerer Zu- oder Abfluss in Kanälen ohne eigenes Einzugsgebiet

Für das 5-Perzentil des Abflusses erfolgt die Berechnung unter der vereinfachenden Annahme, dass das Verhältnis von MQ und Q5 auch innerhalb der Nebenflüsse konstant bleibt (Gleichung 7.44).

$$Q5_{korr}(SID) = MQ_{korr}(SID) \cdot \frac{Q5(Pegel_i)}{MQ(Pegel_i)} \quad (7.44)$$

SID = ID des betrachteten Flussabschnittes

$Q5_{korr}(SID)$ = 5-Perzentil des Abflusses für den Flussabschnitt SID

$Pegel_i$ = HBV-D Pegel i

$Q5(Pegel_i)$ = 5-Perzentil des simulierten Abflusses am Pegel i

n = Anzahl der flussaufwärts von $Pegel_i$ gelegenen HBV-D Pegel Einzugsgebiete

$Q5_{korr}(Pegel_i)$ = 5-Perzentil des im HBV-D Pegel-Einzugsgebietes i selbst entstehenden Abflusses

$MQ(Pegel_i)$ = simulierter mittlerer Abfluss am Pegel i

$MQ_{korr}(Pegel_i)$ = im HBV-D Pegel-Einzugsgebiet i selbst entstehender mittlerer Abfluss

Möglichkeiten der Definition der zu den Flussabschnitten gehörenden Flächen

Zur Bestimmung der zu einem Flussabschnitt gehörenden Flächen existieren 3 Möglichkeiten (Abbildung 7.22, S. 134):

- Verwenden der akkumulierten Flusslänge
- Verwenden der akkumulierten Flächen, die aufgrund des Thiessen-Polygon Verfahrens ermittelt wurden
- Verwenden der akkumulierten Einzugsgebietsflächen, die mit GIS Funktionen ermittelt wurden

Die für den Einsatz von GREAT-ER als Standard-Methode etablierte Verwendung der akkumulierten Flusslänge unterstellt einen konstanten Zusammenhang zwischen Flusslänge und Einzugsgebietsgröße, während dieser Zusammenhang von den anderen beiden Ansätzen differenzierter betrachtet wird. Die Verwendung der Thiessen-Polygon-Methode zur Flächenschätzung berücksichtigt den Zerschneidungsgrad der Landschaft; in Regionen hoher Fließgewässerdichte ist das Verhältnis von Flusslänge zu Einzugsgebietsfläche größer als in Regionen niedriger Fließgewässernetzdichte. Während der Thiessen-Polygon Ansatz jegliches Relief ignoriert (unterteilt wird eine ebene Fläche ohne jegliche Erhebung), stellt dieses bei der Ableitung von Einzugsgebieten mittels GIS-Operationen den dominanten Faktor dar.

Thiessen-Polygone werden aus einem Satz von Punkten erzeugt. Das Thiessen-Polygon eines Punktes erhält man durch Berechnen der Mittelsenkrechten von allen Nachbar-Punkten zu dem untersuchten Punkt. Die Schnittpunkte dieser Mittelsenkrechten schneiden sich an den Thiessen-Scheitelpunkten, deren Verbindung das Thiessen-Polygon ergibt (Universität Rostock, 2005). Für Linien werden zunächst die Thiessen-Polygone der Einzelpunkte der Linien erzeugt und anschließend vereinigt (Dissolve). Bei der Methode muss zudem sichergestellt werden, dass die Thiessen-Polygone nicht über die Einzugsgebietsgrenzen der HBV-D Pegel hinausreichen.

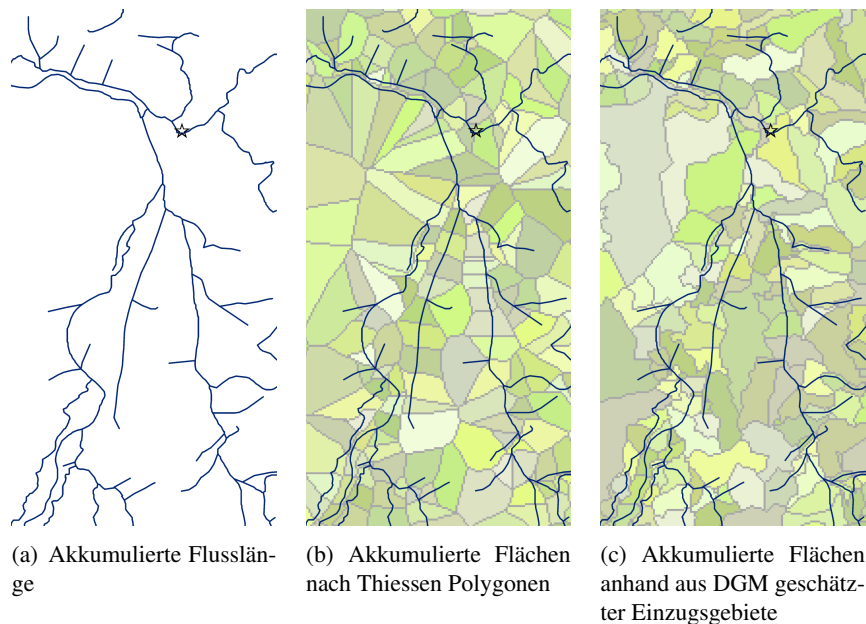


Abbildung 7.22: Es existieren 3 Möglichkeiten, die zu den Flussabschnitten gehörenden Flächen abzuleiten. Die Standard-Methode stellt die Verwendung der akkumulierten Flusslänge (a) dar.

Die Ableitung der Einzugsgebiete erfolgte mittels der hydrologischen Raster-Funktionen von ArcInfo Workstation (ESRI, 2004b). Als Digitales Geländemodell wurde das DHM 745 verwendet (BKG, 2004), in das zuvor das GREAT-ER Gewässernetz eingebracht wurde.

Sowohl die Thiessen-Polygon Methode, als auch der Einsatz von hydrologischen Raster-Funktionen sind in flachem Gelände anfällig für Artefakte. Für die im Teil II vorgestellten Ergebnisse wird die Einzugsgebietsschätzung über die akkumulierte Flusslänge verfolgt. Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der drei Methoden wird für das Pegel Einzugsgebiet Bad Dübener Mulde (Vereinigte Mulde) im Kapitel 11.1, S. 261f. vorgenommen.

Verteilen des flussaufwärts realisierten Abflusses entlang der Verbindungsstrecken

Um entlang der Verbindungsstrecken zwischen den HBV-D Einzugsgebieten die korrekte Abflussmenge zu erhalten, wird sie entlang der zu den Verbindungsstrecken gehörenden Flussabschnitte hinzuaddiert (Abbildung 7.22 (c)). Hierzu wurde mittels des ArcInfo Workstation TRACE Befehls (ESRI, 2004b) die Zugehörigkeit der Flussabschnitte zu Verbindungsstrecken ermittelt und in einer Tabelle gespeichert. Über einen Join zwischen dieser Tabelle und den MQ und Q5 Werten der Pegel kann der zu einem Flussabschnitt hinzu zu addierende Abflusswert ermittelt werden. Falls Flussabschnitte Abflüsse von mehreren Pegeln erhalten, werden die Pegelabflüsse aufsummiert.

Treten nicht aufgelöste Bifurkationen entlang der Verbindungsstrecke auf (z.B. entlang der Saale), so wird der zusätzliche Abfluss auf beide Segmente aufgeteilt. Die zu diesen Bifurkationen gehörenden

Flussabschnitte sind in einer weiteren Tabelle vermerkt. Die Berücksichtigung der Bifurkationen stellt sicher, dass es in GREAT-ER - in dem nur der Transport der Substanz-Frachten, nicht aber der der Wassermenge modelliert wird - zu keinen Konzentrations-Sprüngen kommt.

Berechnung von Fließgeschwindigkeit und Tiefe

Anhand der so ermittelten Abflüsse werden, mittels der Gleichungen 7.1, 7.2 und 7.4 (S. 86) für alle Flussabschnitte die Fließgeschwindigkeit und die Gewässertiefe ermittelt. Die notwendige Sonderbehandlung von Seen und der zum Hauptstrom gehörenden Flussabschnitte wird auf Seite 90 beschrieben.

7.3.2 Modifikation der MONERIS Abflusskomponenten anhand der HBV-D Simulationsergebnisse

Um veränderte hydrologische Bedingungen auch in MONERIS abbilden zu können, werden die hydrologischen Parameter des Modells anhand der Simulationsergebnisse aus HBV-D modifiziert. Da MONERIS und HBV-D beide eine einzugsgebietsbezogene Struktur besitzen, ist eine Anpassung der räumlichen Unterteilung prinzipiell möglich (Abbildung 7.23). Hierzu wurde das, auf Basis von einem Einzugsgebiet mit 44 Teileinzugsgebieten vom PIK zur Verfügung gestellte, HBV-D Projekt neu unterteilt. Aufgrund der Anforderungen der Modelle der Module Hauptstrom und Flussabschnitt war die Auswahl der Pegel vorgegeben. Die Unterteilung in Teileinzugsgebiete erfolgte durch Verschneiden der HBV-D Einzugsgebiete mit den MONERIS Einzugsgebieten, wobei kleinere Polygone ignoriert wurden. Das Ignorieren der Klein-Polygone begründet sich in der Vermutung, dass es sich nicht um echten Abweichungen, sondern um Ungenauigkeiten bei der Ableitung der Einzugsgebiete oder bei den weiteren Bearbeitungsschritten bei den Datenlieferanten handelt.²¹

Falls mehrere HBV-D Pegel in MONERIS Einzugsgebieten liegen, muss der Einfluss von 2 HBV-D Teileinzugsgebieten auf ein MONERIS Einzugsgebiet abgeschätzt werden. Die Effekte der Abflussänderungen werden in diesem Fall flächengewichtet gemittelt. Weiterhin wurden einzelne MONERIS Einzugsgebiete aufgrund ihrer geringen Flächengröße (vor allem entlang der deutsch-tschechischen Grenze) in HBV-D aggregiert. Für die Modifikation der MONERIS Abflusskomponenten wird unterstellt, dass die Abflussänderung gleichmäßig im HBV-D Einzugsgebiet eintritt.

Da beide Modelle nur konzeptionelle Abflusskomponenten betrachten, kann die Übertragung nicht direkt geschehen. Um dieses Problem zu umgehen, werden die Abflusskomponenten anhand der relativen Änderungen übertragen. Tabelle 7.17 zeigt, welche MONERIS Abflusskomponenten von den Änderungen der HBV-D Abflusskomponenten beeinflusst werden.

²¹Die Definition von Einzugsgebieten erlaubt Schnittmengen nur in sehr eingeschränktem Rahmen, alle sonstigen Abweichungen können als Fehler angesprochen werden.

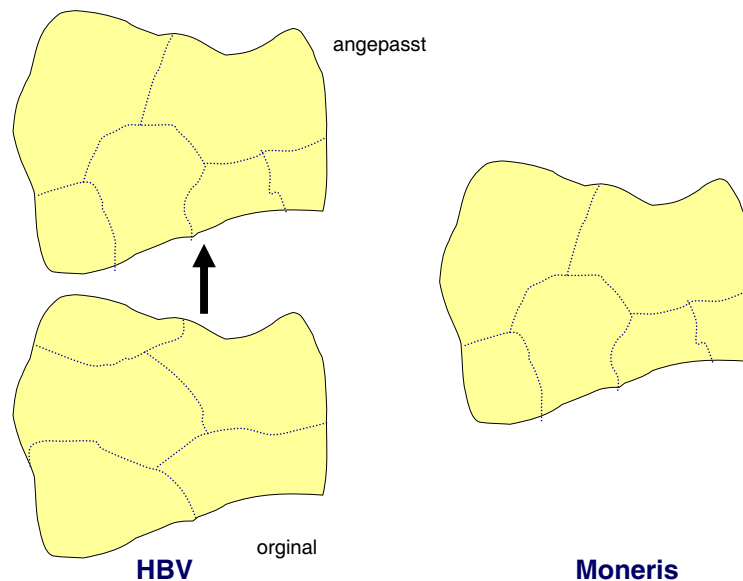


Abbildung 7.23: Angleichung der Gebietsunterteilung von HBV und MONERIS.

7.3.3 Anbinden der diffusen Einträge aus MONERIS an das Fließgewässernetz in GREAT-ER

Um diffuse Einträge in die Gewässer bei der Abschätzung der chemischen Gewässerqualität mit berücksichtigen zu können, ist es notwendig, die in MONERIS auf Ebene von Einzugsgebieten berechneten Einträge auf die in GREAT-ER abgebildeten Flussabschnitte zu verteilen (Abbildung 7.24).²² Da MONERIS keine Informationen bezüglich einer Binnenstrukturierung der diffusen Einträge in die Gewässer bietet, wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Emissionen gleichmäßig im jeweiligen MONERIS Einzugsgebiet entstehen.

Analog zur Kopplung zwischen GREAT-ER und HBV-D wird eine Schätzung der Einzugsgebietsfläche eines Flussabschnittes benötigt - genauer das Verhältnis der Einzugsgebietsfläche des Flussabschnittes zur gesamten Einzugsgebietsfläche. Um die Flächen zu schätzen, existieren die bei der Beschreibung der Kopplung zwischen HBV-D und GREAT-ER genannten Möglichkeiten (Abschnitt 7.3.1, S. 133).

Es wird davon ausgegangen, dass der Input entlang der gesamten Länge des Flussabschnittes realisiert wird. Da damit ein Abbau der eingeleiteten Nährstoffe bereits im selben Flussabschnitt erfolgt, ist eine Modifikation des zugrunde liegenden WATER Modells (Trapp & Matthies, 1998) notwendig (Reimer, 2004):

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{I(t)}{V} - k \cdot C(t) \quad (7.45)$$

²²Vergleiche hierzu auch Berlekamp *et al.* (submitted).

Tabelle 7.17: Mapping der Abflusskomponenten zwischen HBV-D und MONERIS. Die mit einem X markierten HBV-D Abflusskomponenten beeinflussen die korrespondierende MONERIS Abflusskomponente.

MONERIS Abflusskomponente	Summe	HBV-D Abflusskomponente		
		Schneller Abfluss	Langsamer Abfluss	Sehr langsamer Abfluss
Oberflächenabfluss	-	X	-	-
Drainagenabfluss	-	-	X	-
Grundwasserabfluss	-	-	-	X
Direktniederschlag auf Gewässer	X	-	-	-
Abfluss über Trennkanalisation	X	-	-	-
Abfluss urbaner Flächen über Kanalisation ohne Kläranlagenanschluss	X	-	-	-
Mischkanalisations- überlauf	X	-	-	-
Abfluss urbaner Flächen ohne Kanalanschluss	X	-	-	-

t = Zeit [s]

C(t) = Substanz-Konzentration [kg/m^3]

I(t) = Input [kg/s]

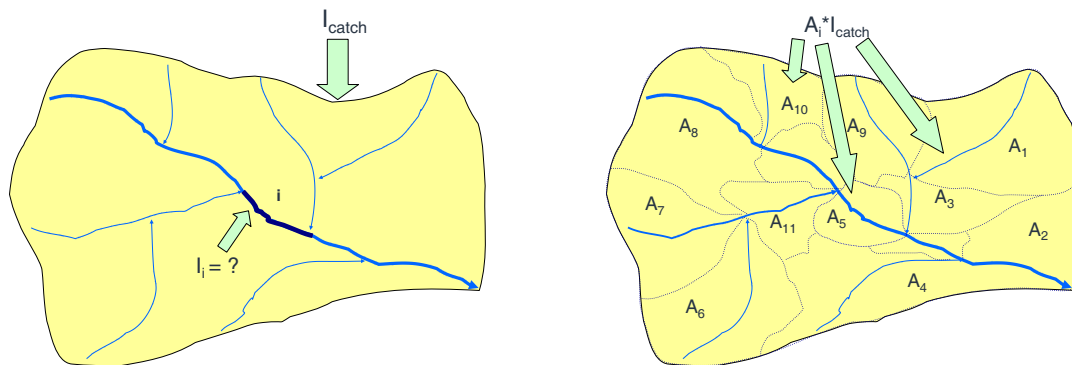
V = Volumen des Wasserkörpers im Flussabschnitt [m^3]

k = Abbaurrate [$1/\text{s}$]

Da der diffuse Input als konstant angenommen wird (I(t) = const) ergibt sich die allgemeine Lösung zu:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} + \frac{I}{V \cdot k} (1 - e^{-kt}) \quad (7.46)$$

Durch Multiplikation mit dem im steady-state als konstant angenommen Abfluss Q erhält man die Gleichung der in GREAT-ER verwendeten Massenflüsse:



(a) Kopplung diffuser Emissionen aus MONERIS an GREAT-ER - Ausgangslage (b) Kopplung diffuser Emissionen aus MONERIS an GREAT-ER - Lösung

Abbildung 7.24: Um die aus MONERIS stammenden diffusen Einträge in die Gewässer an das GREAT-ER Fließgewässernetz zu koppeln, muss eine Zuordnung zwischen dem jeweiligen Flussabschnitt und dem ihm zugeordneten Eintragsbereich vorgenommen werden. Hierzu wird das MONERIS Einzugsgebiet implizit in Einzugsgebiete der einzelnen Flussabschnitte unterteilt und der Anteil der Einträge dieses Gebietes am gesamten Gebietseintrag bestimmt. Aufgrund fehlender Binnendifferenzierungsmerkmale der MONERIS Einzugsgebiete wird momentan der Flächenanteil des Teilgebietes als Gewicht verwendet.

$$\phi(t) = \phi_0 \cdot e^{-kt} + \frac{I \cdot Q}{V \cdot k} (1 - e^{-kt}) \quad (7.47)$$

$Q = \text{Abfluss [m}^3/\text{s]}$

$\phi = C \cdot Q = \text{Massenfluss [kg]}$

7.3.4 Berücksichtigung der Nährstoff-Retention

Die für Nährstoffe relevanten Prozesse des Stoffumsatzes und des Stoffverlusts sind komplex und bisher nicht restlos aufgeklärt. Während bis Anfang der 80-er Jahre Flüsse lediglich als Transportmedien für Stickstoff und Phosphor betrachtet wurden, hat sich diese Einschätzung seitdem geändert. Sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor wird eine hohe Retentionsleistung von Flüssen unterstellt (Behrendt, 2004).

Für Stickstoff kommt es neben den Prozessen der Nitrifikation und Denitrifikation, zum Verlust durch Einbau in die Biomasse und anschließende Sedimentation der abgestorbenen organischen Masse. Arbeiten von Howarth *et al.* (1996); Billen *et al.* (1995); Behrendt (1996); Klose (1995); Köhler & Gelbrecht (1998) zeigen, dass es neben den Retentionsprozessen in Seen zu signifikanten Stickstoffverlusten in Flüssen kommt, die regional jedoch große Unterschiede aufweisen.

Der Stoffrückhalt von Phosphor wird durch Sorption und Desorption, aber auch Sedimentation und Resuspension gesteuert. Wie Stickstoff kann Phosphor aber auch durch Einbau in die Biomasse der Freiwasserzone entzogen werden. Neben dem Nährstoffrückhalt in Seen führt auch die Sorption an Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrat-Partikel und deren anschließende Sedimentation zu einem nicht unerheblichen Phosphorrückhalt im Gewässer (Behrendt, 2004). Infolge der Einleitung eisenhaltiger Sumpfungswässer in die Spree, oberhalb von Cottbus tritt die Sorption an eisenhaltige Partikel besonders stark auf. In Stillwasserzonen wie Talsperren kommt es zu einer besonders starken Entfernung partikelgebundenen Phosphors aus dem Gewässer durch Sedimentation. Aber auch bei Hochwassersituationen findet ein Entzug partikulären Phosphors durch Sedimentation auf der Überschwemmungsfläche statt.

Behrendt (2004) schließt aus der im Elbe-Einzugsgebiet weit verbreiteten Existenz von Auelehm und Flusstalmooren, dass seit der letzten Eiszeit eine dauerhafte Entfernung von Nährstoffen über Sedimentation von Partikeln stattgefunden hat. Die Räumung der, zu verstärkter Sedimentation neigenden Entwässerungsgräben dürfte diesem Prozesse noch verstärken.

MONERIS beschreibt den Abbau von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff im Gewässer anhand von Regressionsgleichungen, wobei ein Zusammenhang mit der hydraulischen Belastung und der spezifischen Abflusspende unterstellt wird (Behrendt *et al.*, 1999; Behrendt & Opitz, 2000; Behrendt *et al.*, 2003). Die Regressionsgleichungen beruhen auf Daten aus 50 mitteleuropäischen Flussgebieten (Behrendt & Opitz, 2000) mit Einzugsgebietsgrößen zwischen 121 und 194.000 km².

Für Gesamt-Stickstoff wird ein Zusammenhang zwischen Rückhalt und hydraulischer Belastung hergestellt (Gleichung 7.48), bei der es sich um das Verhältnis zwischen Abfluss und Wasserfläche des Einzugsgebietes handelt (Gleichung 7.49).

$$TN_{Load} = \frac{1}{1 + 1,9 \cdot HL^{-0,49}} \cdot TN_{Eintrag} \quad (7.48)$$

TN_{Load} = Gesamt-Stickstofffracht am Pegel

$TN_{Eintrag}$ = Gesamt-Stickstoffeintrag in das Pegelinzugsgebiet

HL = mittlere hydraulische Belastung [m/a]

$$HL = \frac{q \cdot 8,64 \cdot 0,365}{W} \quad (7.49)$$

HL = mittlere hydraulische Belastung [m/a]

q = mittlerer spezifischer Gebietsabfluss [l/(km² · s)]

W = Anteil der Wasserfläche an der Gesamtfläche des Pegelinzugsgebietes

Für Gesamt-Phosphor wurde ein statistischer Zusammenhang mit der hydraulischen Belastung und dem spezifischen Abfluss gefunden. Die Retention wird als Mittelwert der Gleichungen 7.51 und 7.50 gebildet.

$$TP_{Load} = \frac{1}{1 + 26,6 \cdot q^{-1,71}} \cdot TP_{Eintrag} \quad (7.50)$$

TP_{Load} = Gesamt-Phosphorfracht am Pegel

$TP_{Eintrag}$ = Gesamt-Phosphorfracht in das Pegelinzugsgebiet

q = mittlerer spezifischer Gebietsabfluss [$l/(km^2 \cdot s)$]

$$TP_{Load} = \frac{1}{1 + 13,3 \cdot q^{-0,93}} \cdot TP_{Eintrag} \quad (7.51)$$

TP_{Load} = Gesamt-Phosphorfracht am Pegel

$TP_{Eintrag}$ = Gesamt-Phosphorfracht in das Pegelinzugsgebiet

HL = mittlere hydraulische Belastung [m/a]

Behrendt *et al.* (1999) gibt für DIN Stickstoff und Gesamt-Phosphor nach Einzugsgebietsgröße unterschiedliche Regressionsparameter an (Tabelle 7.18); auch das Bestimmtheitsmaß schwankt deutlich, mit einer deutlichen Tendenz zu zunehmendem Bestimmtheitsmaß mit steigender Flächengröße. Für Gesamt-Stickstoff wird von Behrendt *et al.* (2003) pauschal ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0.521$ angegeben.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war es nicht möglich, die MONERIS Retentionsfunktionen in eine für GREAT-ER benötigte generelle Abbaurate umzusetzen. Problematisch ist das Fehlen der Aufenthaltszeit, mit deren Hilfe sich aus dem prozentualen Nährstoffrückhalt eine Abbaurate abschätzen ließe. GIS-basierte Abschätzungen der Aufenthaltszeit über die Fließstrecke führten zu keinen befriedigenden Ergebnissen, da die Aufenthaltszeit in den Stillgewässern nicht entsprechend parametrisiert werden konnte. Der Einsatz weiterer Modelle, welche die Prozesse des Nährstoffrückhalts geeignet abbilden können, wird für die zukünftige Weiterentwicklung des Systems empfohlen.

Vereinfachend wird der Nährstoff-Rückhalt für die in MONERIS behandelten Pfade vor der diffusen Einleitung in die Gewässer berücksichtigt. D.h. die Nährstoffeinträge aus MONERIS werden mit dem oben angegebenen Retentionsfaktor korrigiert, bevor sie an GREAT-ER weitergereicht werden. Für Punktquellen wird momentan keine Retention berücksichtigt; hier stellt sich die Wahl zwischen einer pauschalen Berücksichtigung über die nicht geo-referenziert Abbildung der Punktquellen in MONERIS, bei der die Retention vor dem Eintritt in die Gewässer berücksichtigt werden könnte, oder der Vernachlässigung der Retention bei Beibehaltung des geo-referenzierten Emissionsmusters. Um eine gewisse Konsistenz mit der Behandlung der Haushalts-Chemikalien im Elbe-DSS wurde auf die Berücksichtigung der Retention verzichtet und die Behandlung der Punktquellen auch für Nährstoffe in GREAT-ER belassen.

7.4 Implementierte Maßnahmen

Die Simulation von Wassergüteeaspekten und Nährstoffemissionen stellt einen bedeutenden Teil der Funktionalität des Elbe-DSS dar. Dem Benutzer wird mit dem System die Möglichkeit gegeben, die Auswir-

Tabelle 7.18: Regressionsparameter und Bestimmtheitsmaß für Nährstoffretention von DIN Stickstoff und Gesamt-Phosphor, nach Behrendt *et al.* (1999)

	Alle Flussgebiete		Flussgebiete < 1.000 km ²		Flussgebiete zwischen 1.000 und 10.000 km ²		Flussgebiete > 10.000 km ²	
	q	HL	q	HL	q	HL	q	HL
Gesamt-Phosphor								
r ²	0.8090	0.6148	0.7529	0.5785	0.7988	0.5884	0.8765	0.6879
a	26.6	13.3	41.4	57.6	21.7	9.3	28.9	26.9
b	-1,71	-0.93	-1.93	-1.26	-1.55	-0.81	-1.80	-1.25
n	89	89	29	29	32	32	28	28
DIN Stickstoff								
r ²	0.5096	0.6535	0.0.3936	0.4423	0.5763	0.6607	0.4548	0.7373
a	6.9	5.9	3.5	3.3	5.8	4.4	7.9	10.9
b	-1.10	-0.75	-1.01	-0.65	-0.96	-0.62	-1.03	-0.94
n	100	100	33	33	35	35	32	32

kungen einer ganzen Reihe von Maßnahmen auf die Entwicklungsziele "Verbesserung des Zustandes der Fließgewässer", "Verringerung der Frachten in die Nordsee" und "Verringerung von Stoffeinträgen" zu studieren, ohne sich mit den technischen Details der Implementierung auseinander setzen zu müssen. Realisiert wird die Modellierung dieser Zusammenhänge durch die Integration dreier Modelle: MONERIS wird zusammen mit LFBilanz benutzt, um langjährige Mittelwerte der Phosphor- und Stickstoff-Emissionen aus diffusen Quellen zu berechnen. In GREAT-ER erfolgt, für eine Vielzahl von Substanzen, die Simulation der Emissionen aus kommunalen Kläranlagen sowie von Abbau- und Transportprozessen im Gewässer. Das HBV-D-Modell liefert die notwendigen hydrologischen Parameter für die beiden anderen Modelle.

Das Abflussgeschehen wird durch Maßnahmen, die die Landnutzung beeinflussen, modifiziert. Hierzu zählen beispielsweise Wiederaufforstung, Wiedervernässung drainierter Standorte, Entsiegelung und agrar-politische Maßnahmen. Veränderungen des Abflussgeschehens beeinflussen im System den Durchfluss im Gewässer und damit die Konzentrationen sowie die Nährstoffemissionen über Abschwemmung, Erosion, Drainagewasser sowie von versiegelten urbanen Flächen und über den Grundwasserpfad.

Eine Veränderung der Nährstoffüberschüsse kann durch Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis, beispielsweise eine Verringerung der Viehbesatz-Zahlen, eine Ausweitung des ökologischen Landbaus, geänderte Kulturartenzusammensetzungen, eine erhöhte Wirksamkeit des eingesetzten Wirtschaftsdüngers oder eine verbesserte Nährstoffausnutzung im Viehfutter geschehen. Auch Landnutzungsänderungen können Auswirkungen auf die Nährstoffüberschüsse haben, wenn eine Verringerung der landwirtschaftlichen Fläche nicht durch Intensivierung der Nutzung auf den verbleibenden Flächen kompensiert wird. Wirksam werden auch agrar-politische Maßnahmen wie die Einführung einer Stickstoffsteuer oder die Festsetzung eines Grenzwertes für den Stickstoffbilanzüberschuss. Erosionsschutzmaßnahmen und Randstreifenprogramme beschränken den partikelgebundenen Eintrag von Phosphor in die Gewässer.

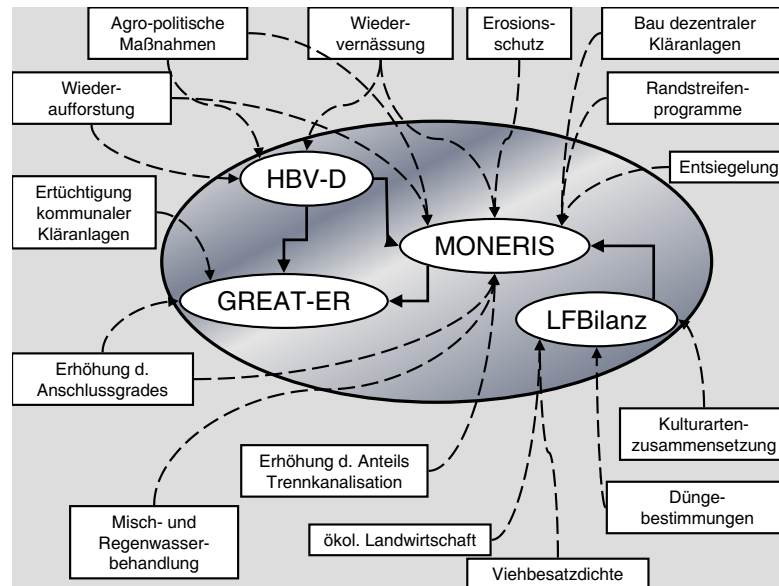


Abbildung 7.25: Übersicht der Verknüpfungen zwischen Maßnahmen und Modellen. Zu erkennen ist einerseits die Dominanz der Wirkungsweise MONERIS, andererseits das Vorhandensein von Maßnahmen, die auf mehrere Modelle gleichzeitig einwirken und damit besonderer Berücksichtigung bedürfen.

Maßnahmen auf Seite der kommunalen Kläranlagen können durch Erhöhungen des Anschlussgrades, die Ertüchtigung von Kläranlagen, den Bau dezentraler Kleinkläranlagen, eine Erhöhung des Trennkanalisationsanteils, den Bau zusätzlicher Überlaufbecken bei Mischkanalisation oder zusätzlicher Regenklärbecken und Bodenfiltrationsanlagen bei Trennkanalisationssystemen ergriffen werden.

Die Auswirkungen dieser Maßnahmen können unter Berücksichtigung veränderter Randbedingungen betrachtet werden. Diese externen Szenarien beinhalten Prognosen der Bevölkerungs- und Siedlungsflächenentwicklung, agrar-ökonomische Szenarien (RAUMIS) und Klimaszenarien (STAR). Insgesamt bietet das Elbe-DSS damit vielfältige Möglichkeiten, Auswirkungen von Maßnahmen auf die Gewässergüte und die Emissionen von Nährstoffen zu untersuchen.

7.4.1 Ertüchtigung von Kläranlagen

Die Ertüchtigung von Kläranlagen kann entweder durch Änderung der Abbauleistung einer Kläranlage oder durch Änderung der eingesetzten Technologiestufe erfolgen. Während die Auswirkung auf die Einträge in die Gewässer im GREAT-ER Kläranlagenmodell in gleicher Art und Weise abgebildet wird, wird dieser Unterschied für die ökonomische Bewertung relevant. Während der erste Fall (ändern der Abbauleistung einer Kläranlage) als Berichtigung eines im Modell nicht korrekt abgebildeten Wertes interpretiert wird (Hinzunahme von Expertenwissen), wird die Änderung der eingesetzten Technologiestufe als Baumaßnahme ausgelegt, für die Kosten entstehen.

Tabelle 7.19: Kläranlagenausbau - Voraussetzungen

Ausbaumaßnahme	Voraussetzung
Mechanische Anlage zu Tropfkörper	Mechanische Anlage
Mechanische Anlage zu Belebtschlammanlage	Mechanische Anlage
Phosphatelimination	Tropfkörper- oder Belebtschlammanlage
Stickstoffelimination (Nitrifikation und Denitrifikation)	Tropfkörper- oder Belebtschlammanlage
P-Simultanfällung	Phosphatelimination

Tabelle 7.20: Angenommene Reinigungsleistungen der einzelnen Technologiestufen kommunaler Kläranlagen für Nährstoffe. Die Reinigungsleistungen wirken "in Reihe", d.h. die Abbauleistung bezieht sich auf den Anteil, der die vorhergehende Stufe passiert hat.

	Stickstoff	Phosphor
Mechanische Anlage	10%	20%
Belebtschlammanlage	30%	20%
Tropfkörperanlage	25%	45%
Nitrifikation	45%	0%
Denitrifikation	75%	0%
P-Simultanfällung	0%	90%
P-Flockungsfiltration (nicht verwirklicht)	0%	90%

Die Wahl der Technologiestufen erfolgt im Elbe-DSS Größenklassen abhängig, d.h. alle Kläranlagen eines Gebietes (MONERIS Einzugsgebiet, Koordinierungsraum oder gesamtes nicht-tidebeeinflusstes Elbe-Einzugsgebiet) die zu einer Größenklasse gehören werden mit dem entsprechender Technologiestufe ausgestattet. Der Ausbau kann nur erfolgen, wenn die Anlage die Voraussetzungen erfüllt (Tabelle 7.19).

Im Elbe-DSS nicht vorgesehen, aber prinzipiell möglich ist die Änderung der Abbauleistung der Technologiestufe, die alle Kläranlagen dieses Technologie-Typs betreffen würde. Bei allen Varianten wirkt die Maßnahme substanzspezifisch, d.h. die Auswirkungen hängen von der betrachteten Substanz ab.

Für diese Maßnahme erfolgt teilweise eine ökonomische Bewertung durch Grossmann (2005). Nicht bewertet werden ein Wechsel von einer Mechanischen Anlage zu einer Belebtschlammanlage oder einer Tropfkörperanlage, oder der Umbau einer Belebtschlammanlage zu einer Tropfkörperanlage. Die zusätzlichen Nährstoff-Eliminationsstufen werden dagegen ökonomisch bewertet.

Tabelle 7.21: Angenommene Reinigungsleistungen dezentraler Kläranlagentechnologien für Nährstoffe. Die Reinigungsleistungen erfolgen zusätzlich zum allgemeinen Abbau, der für Nährstoffemissionen von Einwohnern ohne Kanalanschluss in MONERIS angenommen wird.

	Stickstoff-Retention	Phosphor-Retention
Pflanzenkläranlage	0,45	0,75
Abwasserteich	0,5	0,25

7.4.2 Bau von dezentralen Kläranlagen

Neben der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen sind im Elbe-DSS die Auswirkungen der Maßnahme *Bau von dezentralen Kläranlagen* abgebildet. Die Maßnahme wirkt auf die Emissionen des Anteils der Einwohner eines MONERIS Einzugsgebietes, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind. Der Bau von Pflanzenkläranlagen und Abwasserteichen erhöht die Abbauleistung gegenüber der sonst angenommenen Sickergruben-Technologie (siehe Tabelle 7.21).

Für diese Maßnahme erfolgt eine ökonomische Bewertung durch Grossmann (2005).

7.4.3 Erhöhung des Anschlussgrades

Über die Maßnahme *Erhöhung des Anschlussgrades* wird ein Anschluss von Einwohnern, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind oder weder an eine Kläranlage noch an die Kanalisation angeschlossen sind, an kommunale Kläranlagen vorgenommen. Die neu an kommunale Kläranlagen anzuschließenden Einwohner werden größtenteils auf die Kläranlagen in diesem Einzugsgebiet verteilt. Für die Einzugsgebietszuordnung wird dabei die Lage der Kläranlagen und nicht die Einmündung der Kläranlage ins Gewässer verwendet. Aus Modellsicht werden die Einwohner aus MONERIS entfernt, um in den angeschlossenen Einwohnern der GREAT-ER Kläranlagen-Tabelle wieder aufzutauchen.

Da für andere Substanzen keine Angaben über Einleitungen der nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossener Einwohner vorliegen, wirkt sich die Maßnahme nur auf die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff aus.

7.4.4 Misch- und Regenwasserbehandlung

Die Maßnahme *Misch- und Regenwasserbehandlung* setzt sich aus drei Untermaßnahmen zusammen:

- Zubau von Regenüberlaufbecken in die Mischsysteme
- Zubau von Regenklärbecken in die Trennsysteme
- Zubau von Retentionsbodenfilteranlagen in die Trennsysteme

Der *Zubau von Regenüberlaufbecken in die Mischsysteme* (Erhöhung des Ausbaugrades) bewirkt ein höheres Rückhaltevermögen bei Starkregen-Ereignissen. Es kommt in der Folge zu weniger Entlastungsfällen und damit zu einer Reduzierung des Eintrags ungeklärter Abwässer in die Gewässer. Im Elbe-DSS

Tabelle 7.22: Angenommene Retentionsleistung von Regenklärbecken und Bodenfilteranlagen. Quelle: Graf (2004); Grossmann (2005)

	Stickstoff [kg/(m ³ · a)]	Phosphor [kg/(m ³ · a)]
Regenklärbecken	0,103	0,055
Bodenfilteranlagen	0,053	0,011

werden Maßnahmen-Einstellungen, die zu einer Erhöhung des Ausbaugrades auf mehr als 100% führen würden gekappt; prinzipiell kann eine Erhöhung über 100% hinaus jedoch durchaus erfolgen und sinnvoll sein.

Der *Zubau von Regenklärbecken in die Trennsysteme* und der *Zubau von Retentionsbodenfilteranlagen in die Trennsysteme* reduziert den Eintrag über die Trennkanalisation, indem zwischen Kanalauslass und Eintritt in das Gewässer ein Filter geschaltet wird, der den Eintrag reduziert (siehe Tabelle 7.22). Bodenfilteranlagen stellen dabei eine zusätzliche Stufe dar, die Existenz von Regenklärbecken ist Voraussetzung für den Einsatz von Bodenfilteranlagen. Die Einstellung der Maßnahme erfolgt in Form des an Trennkanalisation angeschlossenen versiegelten urbanen Flächenanteils und kann 100% nicht überschreiten.

Für dies Maßnahme erfolgt eine ökonomische Bewertung durch Grossmann (2005).

7.4.5 Erhöhung des Trennkanalisationsanteils

Die Maßnahme *Erhöhung des Trennkanalisationsanteils* bewirkt eine Zunahme des Anteil der versiegelten urbanen Fläche, der an die Trennkanalisation angeschlossen ist. Die Erhöhung kann zu Lasten des Anteils der Mischkanalisation, der nur an Kanalisation nicht aber an kommunale Kläranlagen angeschlossen Fläche oder der nicht an ein Kanalsystem angeschlossen Flächen vorgenommen werden. Entsprechend erhöht sich die über die Trennkanalisation eingetragene Nährstoff-Fracht, während die des anderen Pfades zurückgeht.

Die Berechnung der Auswirkung der Maßnahme erfolgt, nachdem die Auswirkungen der Maßnahme Entsiegelung berechnet worden sind.

7.4.6 Wiederaufforstung

Diese Maßnahme beschreibt die Wiederaufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen, wobei es sich um Ackerland oder Grünlandflächen handeln kann. Als Folge nimmt die landwirtschaftlich genutzte Fläche im betrachteten MONERIS Einzugsgebiet ab; für die verbleibenden landwirtschaftlichen Flächen kann zwischen der Beibehaltung der bisherigen Nutzungsintensität und einer Intensivierung der Nutzung gewählt werden. Eine Intensivierung der Nutzung bedingt die Beibehaltung der landwirtschaftlichen Nutzung im Gebiet, was zu erhöhten Nährstoffüberschüssen auf den verbleibenden Flächen führt.

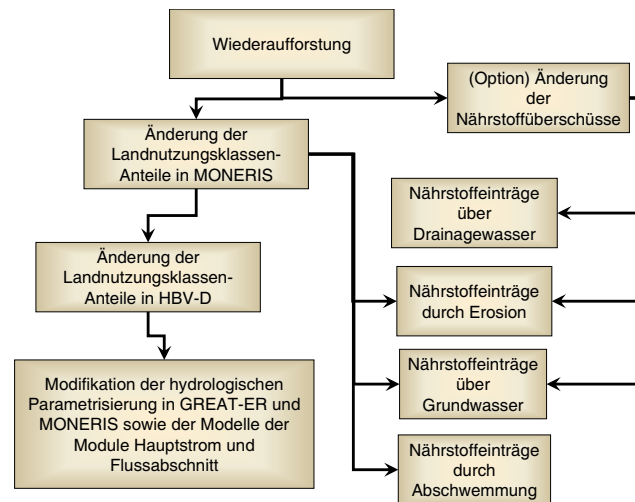


Abbildung 7.26: Wirkungsweise Maßnahme Wiederaufforstung. Die Wiederaufforstung landwirtschaftlich genutzter Flächen wirkt sich einerseits durch Veränderungen des Abflussgeschehens aus, die über HBV-D modelliert werden. Andererseits bewirkt die Wiederaufforstung Änderungen der Nährstoffemissionen über Abschwemmung, Erosion und den Grundwasserpfad. Sofern eine Konzentration der landwirtschaftlichen Nutzung simuliert wird, Ändern sich aufgrund der dann erfolgenden Veränderung der Nährstoffüberschüsse die Einträge über die Pfade Erosion, Drainagewasser und Grundwasser.

Die Auswirkungen (Abbildung 7.26) betreffen einerseits das Abflussgeschehens, die in HBV-D durch die landnutzungsspezifischen Parameter (Abbildung 7.15, S. 118) abgebildet werden. Andererseits bewirkt die Wiederaufforstung Änderungen der Nährstoffemissionen über Abschwemmung, Erosion und den Grundwasserpfad. Sofern eine Konzentration der landwirtschaftlichen Nutzung simuliert wird, ändern sich aufgrund der dann erfolgenden Veränderung der Nährstoffüberschüsse die Einträge über die Pfade Erosion, Drainagewasser und Grundwasser.

7.4.7 Wiedervernässung

Wiedervernässung beschreibt im Elbe-DSS den Rückbau drainierter Flächen. Die in MONERIS verwalteten Drainageflächen werden reduziert und in Feuchtfächen umgewandelt. Die Umwandlung der Flächen ist mit einer Modifikation der HBV-D Landnutzungsklassen verbunden, die in Änderungen des Abflussgeschehens resultiert.

Die Reduktion der drainierten Fläche wirkt direkt auf die über Drainagewasser eingetragene Nährstoffmenge, da der unveränderte spezifische Eintrag pro gedrainte Fläche über weniger Flächenanteil wirksam wird. Da die nicht mehr drainierten Flächen in Feuchtfächen umgewandelt werden, stellen sich Änderungen bei den Pfaden Erosion, Grundwasser und Abschwemmung ein (Abbildung 7.27). Die Umwandlung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Feuchtfächen wirkt auch auf die Abfluss-Modellierung in HBV-D ein. Ein direkter Einfluss des Drainageabflusses ist in HBV-D nicht abgebildet.

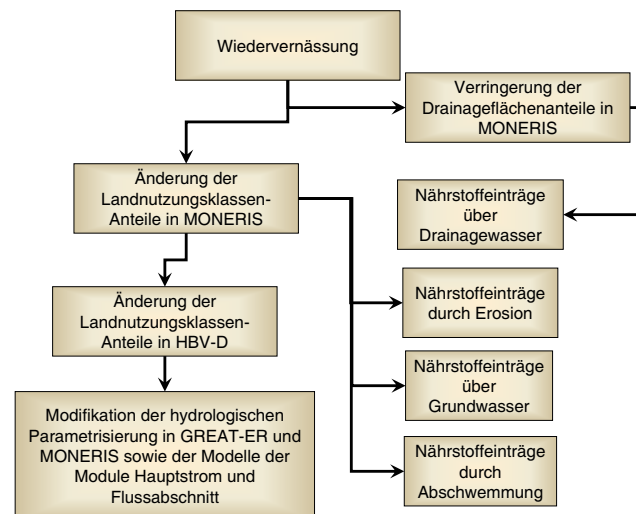


Abbildung 7.27: Wirkungsweise Maßnahme Wiedervernässung. Die Reduktion der drainierten Fläche zeitigt direkte Auswirkungen auf den Drainagepfad. Da die nicht mehr drainierten Flächen in Feuchtfächen umgewandelt werden, stellen sich Änderungen bei den Pfaden Erosion, Grundwasser und Abschwemmung ein. Die Umwandlung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Feuchtfächen wirkt auch auf die Abfluss-Modellierung in HBV-D ein. Ein direkter Einfluss des Drainageabflusses ist in HBV-D nicht abgebildet.

Die Umwandlung betrifft in MONERIS Grünland und Ackerfläche gleichermaßen; die Umwandlung wird proportional zu den Flächenanteilen realisiert. In HBV-D wird die Maßnahme jedoch nur in Form der Umwandlung von Ackerfläche in Feuchtfächen abgebildet; aufgrund der gemeinhin niedrigen Flächenanteile von Grünland dürfte der dadurch in Kauf genommene Fehler vernachlässigbar sein.

Bezüglich der Nährstoffüberschüsse wird davon ausgegangen, dass sie pro Fläche gleich bleiben, also keine Intensivierung der Nutzung auf den verbleibenden Flächen erfolgt.

7.4.8 Entsiegelung

Die Maßnahme Entsiegelung wird im Elbe-DSS nur über die Veränderung des Nährstoffeintrages in MONERIS und nicht über Veränderungen des Abflussgeschehens abgebildet. Aufgrund der sehr kleinräumigen Wirkung der Entsiegelungsmaßnahme - die sich nicht im 100x100m Raster des CORINE Landcover Datensatzes verorten ließe, sondern allenfalls auf Sub-Pixel-Ebene Veränderungen bewirken würde - ist eine Änderung der HBV-D Landnutzungsklassen nicht möglich. Ohnehin ist davon auszugehen, dass die Auswirkungen an den 20 verwendeten Pegeln vernachlässigbar gering ausfallen.

Die Wirkung der Maßnahme resultiert aus Veränderungen in MONERIS. Die Maßnahme Entsiegelung besteht aus den Untermaßnahmen Flächenrückbau und Bau von Versickerungsanlagen. Während der Bau von Versickerungsanlagen nur eine Verschiebung der Anschlussverhältnisse hin zu den, nicht an das Kanalsystem angeschlossenen Flächen bewirkt, resultiert der Flächenrückbau in einer Reduzierung der versiegelten urbanen Fläche. Dieser Rückbau wirkt gleichmäßig auf alle Kanalisationstypen. Als Folge

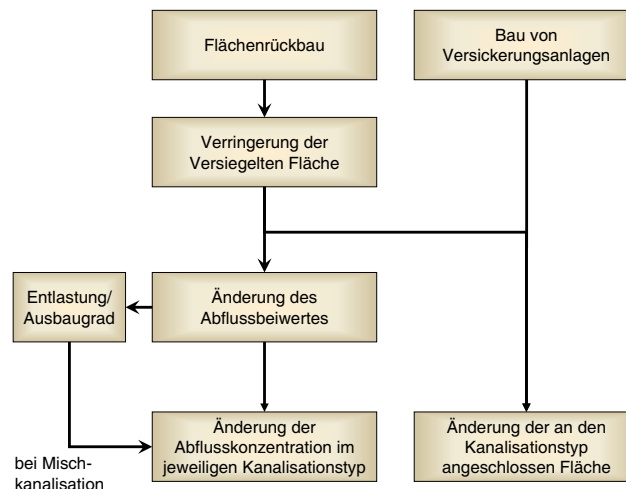


Abbildung 7.28: Wirkungsweise Maßnahme Entsiegelung. Die Maßnahme Entsiegelung besteht aus den Untermaßnahmen Flächenrückbau und Bau von Versickerungsanlagen. Während der Bau von Versickerungsanlagen nur die an den jeweiligen Kanalisationstyp angeschlossene Fläche reduziert, wirkt der Flächenrückbau zusätzlich auf die Verringerung der Abflusskonzentrationen im Abwasser des jeweiligen Kanalisationstyps. Nicht berücksichtigt werden die Abflussänderungen im Fließgewässernetz.

ergibt sich eine Verringerung der Abflusskonzentrationen im Abwasser des jeweiligen Kanalisationstyps (Trennkanalisationssystem, Mischkanalisationssystem, Kanalisation ohne Kläranlagenanschluss). Im Falle eines Mischkanalisationssystems, wirkt sich die Änderung des Abflussbeiwertes durch den Flächenrückbau auch auf das Eintreten des Entlastungsfalls und die damit verbundene Emission in die Gewässer aus.

Für diese Maßnahme erfolgt eine ökonomische Bewertung durch Grossmann (2005).

7.4.9 Erosionsschutz

Die Maßnahme Erosionsschutz fokussiert auf die Verringerung der Nährstoffeinträge durch partikelgebundenen Eintrag. Der Abschätzung des Eintrags durch Erosion in MONERIS liegt die Allgemeine Bodenabtragsgleichung nach Schwertmann *et al.* (1987) (Gleichung 7.52) zugrunde.

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (7.52)$$

Tabelle 7.23: C-Faktoren unterschiedlicher Kulturarten, nach Graf (2004)

Kultur	C-Faktor	
	Konventionelle Bodenbearbeitung	Konservierende Bodenbearbeitung
Brache	1	0,038
Winterweizen	0,092	0,014
Wintergerste	0,08	0,021
Winterroggen	0,042	0,010
Sommergerste	0,047	0,010
Hafer	0,047	0,014
Winterraps	0,114	0,114
Kartoffeln	0,205	0,205
Zuckerrüben	0,218	0,045
Silo-Mais	0,338	0,045

A = Mittlerer Bodenabtrag [t/a]

R = Regenerosivitt

K = Bodenerodierbarkeit

LS = Hanglängen und Hangneigungsfaktor

C = Kultur- und Bewirtschaftungsfaktor

P = Erosionsschutzfaktor

Während die R-, K- und LS-Faktoren anthropogen nicht beeinflusst werden, lassen sich Erosionsschutzmaßnahmen über Veränderungen des C- und P-Faktors modellieren (Graf, 2003, 2004). Implementiert wurden folgende Maßnahmen, die alle 3 den Bodenverlust Term in Abbildung 7.10, S. 98 betreffen:

- Konservierende Bodenbearbeitung
- Konturnutzung
- Streifennutzung

Die Konservierende Bodenbearbeitung wirkt auf den Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (C-Faktor), der in Abhängigkeit von der auf Kreisbasis vorliegenden, pro Einzugsgebiet gemittelten Kulturartenzusammensetzung neu berechnet wird. Da die C-Faktoren der konservierenden Bodenbearbeitung geringer sind, als die der konventionellen Bodenbearbeitung (Tabelle 7.23), reduziert sich der Bodenabtrag und damit der Nährstoffeintrag in die Gewässer.

Die Konturnutzung beeinflusst, nach Auerswald (1992) in Abhängigkeit von der Hangneigung, den Erosionsschutzfaktor (P-Faktor). Abbildung 7.29 verdeutlicht diesen Zusammenhang. Die Wirksamkeit der

Tabelle 7.24: Modifikation des P-Faktors durch Streifennutzung, nach Graf (2004)

P-Faktor	Hangneigung [%]	Max. Länge des Gesamthanges [m]	Streifenbreite [m]
0,45	1-2	250	40
0,38	3-5	200	30
0,38	6-8	150	30
0,45	9-12	80	25
0,52	13-16	50	25
0,60	17-20	40	20

höhenlinienparallelen Arbeitsweise ist bei Hangneigungen um 10 Grad am größten; bei größeren Steigungen werden die Käme bei Starkregen-Ereignissen zunehmend überflutet. Um die Gesamtwirksamkeit abschätzen zu können, muss jedoch auch der LS-Faktor berücksichtigt werden, der mit zunehmender Hangneigung größer wird.

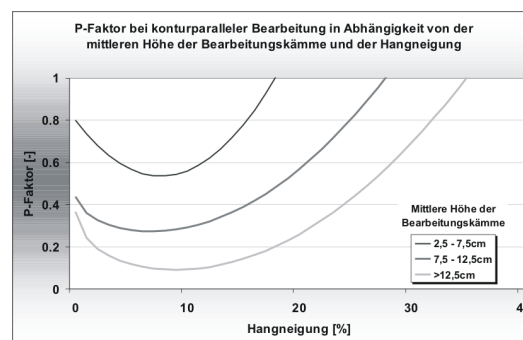


Abbildung 7.29: Der Erosionsschutzfaktor P kann durch konturparallele Landnutzung deutlich verringert werden. Das Ausmaß der Reduktion des P-Faktors hängt neben der Kammhöhe der Kontournutzung von der Hangneigung ab. Graf (2004), nach Auerswald (1992)

Auch die Streifennutzung wirkt über den Erosionsschutzfaktor. Die Wirksamkeit der Maßnahme hängt neben der Breite der Streifen von der maximalen Länge des Gesamthanges ab (Tabelle 7.24).

7.4.10 Randstreifenprogramme

Die Maßnahme *Randstreifenprogramme* betrifft den Eintrag über Erosion in MONERIS. Der Sedimenteintrag in einem MONERIS-Einzugsgebiet hängt neben dem Bodenabtrag in diesem Gebiet vom Flächenanteil ab, von dem Sediment ins Gewässer eingetragen wird; dieser Flächenanteil wird als Sedimenteintragsverhältnis bzw. Sediment Delivery Ratio (SDR) bezeichnet. Das Anlegen von Gewässerrandstreifen in einem Gebiet resultiert in einer Reduktion des Sediment liefernde Flächenanteils und damit des Sedimenteintragsverhältnisses verringert wird. Das Ausmaß der Verringerung hängt dabei neben der

von der Maßnahme betroffenen Flussstrecke auch von der Breite des Gewässerrandstreifens ab (Landesumweltamt Brandenburg, 1996).

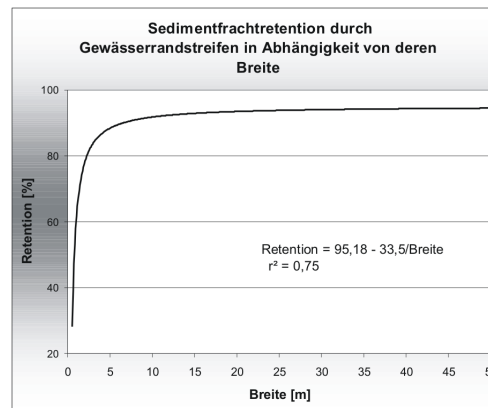


Abbildung 7.30: Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen in Abhängigkeit von deren Breite. Quelle: Landesumweltamt Brandenburg (1996), nach Graf (2004), verändert.

Die Wirksamkeit eines Randstreifen hängt daneben wesentlich von dem über das vom Randstreifen betroffene Einzugsgebiet ab. Man muss davon ausgehen, dass die in ein Gewässer entwässernden (und damit Nährstoffe eintragenden) Einzugsgebiete nicht gleichförmig verteilt sind. Im Elbe-DSS kann dieser Effekt aufgrund der vorhandenen Datenlage nicht abgebildet werden. Es wird vielmehr eine Gleichverteilung des Effektes unterstellt und jegliche darüber hinausgehende räumliche Differenzierung vernachlässigt.

Man kann jedoch davon ausgehen, dass Randstreifen nicht ausschließlich zum Zweck des Erosionsschutzes angelegt werden, sondern auch die Vermeidung von Pestizideinträgen eine nicht unwesentliche Rolle spielt. Dies stützt die These, dass die Auswahl der landwirtschaftlichen Flächen, die einem Randstreifenprogramm unterzogen werden, quasi zufällig und unabhängig von der Größe des damit verbundenen Einzugsgebietes erfolgt (Graf, 2004). Im Zuge einer gegebenenfalls anzustrebenden Monte-Carlo-isierung von MONERIS sollte hingegen zumindest der Effekt einer Normalverteilung unterstellt werden.

7.4.11 Veränderung der Viehbesatzdichte

Eine Veränderung der Viehbesatzdichte wirkt sich auf die Nährstoffbilanz des betreffenden MONERIS Einzugsgebietes aus (siehe hierzu 7.2.3, 106ff.). Aus Gründen der Benutzerfreundlichkeit wird die Veränderung in Form von Großvieheinheiten vorgenommen und nicht auf Basis einzelner Tierarten. Die relative Änderung der Großvieheinheiten wird als Faktor an die N- und P-Zufuhr über Wirtschaftsdünger multipliziert. Eine aufgrund der veränderten Nachfrage nach Futterpflanzen bedingte Veränderung der Kulturartenzusammensetzung wird nicht berücksichtigt.

7.4.12 Einführung von Düngebestimmungen

Die Auswirkungen der Maßnahmen Stickstoffsteuer und Stickstoffbilanzüberschuss können im Elbe-DSS nur im Zusammenhang mit einem RAUMIS Szenario (Kapitel 7.5.4, S. 165) simuliert werden. Es werden von der FAL auf Kreisregionsebene vorgerechnete Werte verwendet; die Berechnung erfolgte mit dem Modell RAUMIS (Henrichsmeier *et al.*, 1996). Eine Kombination der Maßnahmen ist nicht implementiert.

Beide Maßnahmen betreffen primär die Nährstoffüberschüsse der MONERIS Einzugsgebiete.

7.4.13 Verbesserung der Nährstoffausnutzung des Viehfutters

Die N-Effizienz in der Tierproduktion liegt derzeit bei nur 16%; 84% der mit dem Futter aufgenommenen Stickstoffmenge werden wieder ausgeschieden und gelangen somit auf die Felder (Becker, 1996). Durch eine Verbesserung der Stickstoff-Ausnutzung des Futters würde sich bei konstant bleibender Viehzahl eine Reduktion der ausgebrachten Stickstoffmenge ergeben. Becker (1996) hält dadurch eine Reduktion der Stickstoffmengen in der Gülle um 20 - 50% für möglich.

Im Nährstoffbilanzmodell wird eine Verbesserung der N-Ausnutzung des Futters durch reduzierte N-Konzentrationen der tierischen Ausscheidungsprodukte bei der Nährstoffüberschussberechnung berücksichtigt (Bach & Frede, 2004).

7.4.14 Modifikation der Kulturartenzusammensetzung

Die Kulturartenzusammensetzung beeinflussen die Nährstoffeinträge in die Fließgewässer auf zwei Wegen. Einerseits benötigen die einzelnen Kulturen unterschiedliche Düngeintensitäten und modifizieren somit die Nährstoffüberschüsse; andererseits wirken sie über eine Modifikation des C-Faktors auch auf den Bodenabtrag aus.

7.4.15 Erhöhung des Anteils der ökologischen Landwirtschaft

Der ökologische Landbau ist nach eigenem Selbstverständnis ein landwirtschaftliches System, das sich besonders um den Schutz natürlicher Ressourcen bemüht. Der Nährstoffaustrag wird von einer Umstellung auf ökologische Landwirtschaft aufgrund folgender Faktoren beeinflusst (Frede & Dabbert, 1998; Haas *et al.*, 1998; Haas, 2001):

- Verbot des Einsatzes synthetischer Stickstoffverbindungen sowie leicht löslicher Phosphate als Düngemittel
- Begrenzung des Viehbesatzes
- Umfangreicher Leguminosen-Anteil in der Fruchtfolge
- Wirtschaftsdünger enthalten weniger Stickstoff und Phosphor
- Reduzierung der Ernteerträge

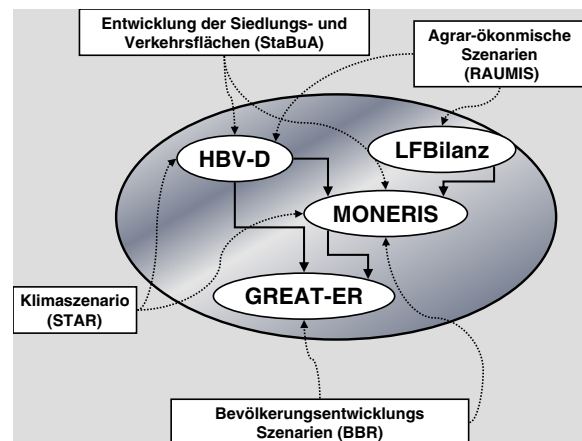


Abbildung 7.31: Übersicht der Verknüpfungen zwischen externen Szenarien und Modellen im Elbe-DSS.

Im Flächenbilanzmodell werden für die Fläche, die auf Ökolandbau umgestellt wird, folgende Effekte unterstellt und bei der Neuberechnung der Flächenbilanz berücksichtigt:

- Reduktion des Viehbesatzes auf maximal 1,4 GVE/ha landwirtschaftliche Fläche
- Verdoppelung der Stickstoff-Zufuhr durch Leguminosen
- ein Ertragsrückgang (Ernteabfuhr) auf 80% des Ausgangs-Niveaus
- eine Reduktion des N- und P-Gehalts der Wirtschaftsdünger um 25%
- Keine N- und P-Zufuhr über Mineraldünger.

Nach Bach & Frede (2004) stellen diese Modifikationen nur eine oberflächliche und überschlägige Umsetzung der Bewirtschaftungsänderungen dar, die mit einer Landnutzung gemäß den EU-Zertifizierungsrichtlinien für Ökologische Landwirtschaft bzw. gemäß der ökologischen Anbau-Verbände verbunden sind. Die Ergebnisse sollten deswegen mit einer gewissen Vorsicht zu interpretiert werden.

Für den Referenzzustand wird davon ausgegangen, dass die ökologisch bewirtschafteten Flächen in der Bilanz berücksichtigt sind.

7.5 Verwendete Szenarien

7.5.1 Das regionale Klimamodell STAR

Das Abflussgeschehen im Einzugsgebiet und damit verbundene Erosionsereignisse werden durch das Niederschlagsgeschehen und die, Verdunstung und Schneespeicher steuernde Lufttemperatur getrieben. Mögliche Änderungen des Klimas können damit weitreichende Konsequenzen für die im Elbe-DSS betrachteten Entwicklungsziele haben. Um die Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels abzubilden wurden die Ergebnisse des regionalen Klimamodells STAR (Gerstengarbe & Werner, 2004) in das Elbe-DSS integriert.

Das Modell leitet aus den Ergebnissen eines globalen Klimamodells regionale Klimaänderungen ab. Hierzu wird die Zustandsgröße des globalen Klimamodells ausgewählt, die die geringste Unsicherheit hinsichtlich der Vorhersage besitzt - nach allgemeiner Ansicht ist dies die Lufttemperatur. Der aus dem globalen Klimamodell abgeleitete Temperatur-Trend wird nun den vorliegenden (beobachteten) Zeitreihen aufgeprägt und von dieser Änderung ausgehend die anderen meteorologischen Größen konsistent angepasst. Bei der Anpassung der anderen meteorologischen Parameter ist sicherzustellen, dass deren statistische Grundeigenschaften und Zusammenhänge im wesentlichen erhalten bleiben (Werner & Gerstengarbe, 1997). Berücksichtigt werden der Mittelwert der jeweiligen Größe, deren Standardabweichung, die Erhaltungsneigung, der Jahresgang und die inner-annuelle Variabilität.

Die Anpassung selbst geschieht, indem zu dem neuen Lufttemperaturwert ein Tag ähnlicher Charakteristika aus der Beobachtungszeitreihe ausgewählt wird; die Lufttemperatur, als erklärende Größe für andere meteorologische Parameter, wird dabei neben dem Mittelwert durch weitere Größen wie Tagesminimum, Tagesmaximum, Temperaturverhalten der Vortrage und Tagesamplitude beschrieben. Hierzu wurden die beobachteten Daten zuvor mit Hilfe eines speziellen Cluster-Analyseverfahrens (Gerstengarbe & Werner, 1997; Gerstengarbe *et al.*, 1999) klassifiziert. Ähnlichkeit wird mithilfe des Abstandes von Mahalanobis (Weber, 1980) beschrieben. Aus dem ähnlichsten Cluster wird ein Element - ein Tag - *bedingt zufällig* - unter Berücksichtigung des jeweils davor liegenden Tages - ausgewählt. Werte außerhalb des in der Beobachtungszeitreihe auftretenden Wertebereiches werden auf die maximalen Werte begrenzt, da der so realisierte Fehler geringer als bei Extrapolation eingeschätzt wird.

Tabelle 7.25: Ablaufschema des regionalen Klimamodells STAR. Quelle: Gerstengarbe & Werner (2004), verändert.

1. Schritt	Berechnung der Jahresmittelwerte aus den Beobachtungen und Bestimmung der inter-annuellen Variabilität und Rangbestimmung. Die Rangbestimmung bezüglich der Jahresmitteltemperatur (Bezugsgröße) ist notwendig, um die Witterungscharakteristik der einzelnen Jahre besser erfassen zu können.
2. Schritt	Erzeugung einer simulierten Reihe der Jahresmittelwerte mit Hilfe eines Zufallszahlengenerators unter Berücksichtigung der statistischen Eigenschaften der Beobachtungsreihe und Rangbestimmung (wie in Schritt 1).
3. Schritt	Aufprägung der vorgegebenen Änderung (Trend) auf die simulierte Reihe.
4. Schritt	Bestimmung der Anomalien zwischen Tageswert und Jahresmittelwert für jedes Jahr der Beobachtungsreihe.
5. Schritt	Jedem simulierten Jahr werden entsprechend seines Ranges die entsprechenden Anomalien der Tageswerte zufällig zugeordnet. Dabei setzt sich jeder Tageswert zusammen aus Summe von Jahresmittelwert, dem Wert der Änderung und dem Anomaliewert.

6. Schritt	Da der Erhalt der statistischen Charakteristika eine wichtige Randbedingung darstellt, muss die simulierte Reihe entsprechend überprüft und gegebenenfalls korrigiert werden.
7. Schritt	Um im folgenden auf die Beobachtungsgrößen zurückgreifen zu können, werden die gleichen, die Bezugsgröße beschreibenden Parameter für die simulierte Reihe bestimmt. Hierzu wird - für eine repräsentative Station - aus dem, dem simuliertem Tag ähnlichsten Cluster <i>bedingt zufällig</i> ein Tag ausgewählt.
8. Schritt	Für die übrigen Stationen werden die Werte des im Schritt 7 ausgewählten Tages bestimmt und zugewiesen.

Um die räumliche Verteilung der meteorologischen Parameter zu realisieren, wird die beschriebene Zuordnung von Tagen aus der Beobachtungszeitreihe zu dem simulierten Temperaturwert zunächst für eine repräsentative Klima-Station durchgeführt. Da die Wetterbedingungen an den anderen Stationen zu dem gewählten Zeitpunkt bekannt sind, können sie direkt verwendet werden. Es wird also unterstellt, dass sich die das Wettergeschehen bestimmenden Prozesse nicht grundlegend ändern; das Modell sollte deswegen nur für einen Zeitraum verwendet werden, für den ein grundlegender Wandel der aktuell bestimmenden Prozesse nicht zu vermuten ist.

Die Beobachtungszeitreihen beruhen auf aufbereiteten Rohdaten des Deutschen Wetterdienstes auf Tagesbasis, die auf der Basis von 84 meteorologischen Hauptstationen und 285 Niederschlags-Messstellen den Zeitraum von 1951-2000 abdecken. Der Temperatur-Trend von 1,4 Grad Kelvin für den Zeitraum 2001-2055 stammt aus dem Klimamodelllauf ECHAM4-OPYC3 des MPI für Meteorologie Hamburg. Das dem Modelllauf zugrunde liegende A1 – CO₂-Emissionsszenario bewirkt eine relativ moderate Temperaturerhöhung (IPCC, 2001).

Von den von Werner und Gerstengarbe durchgeführten 100 Monte-Carlos-Shots werden im Elbe-DSS der wahrscheinlichste Modelllauf sowie 2 extremere Modellläufe verwendet um die Spannbreite der möglichen Entwicklungen besser einbeziehen zu können.

Es werden die folgenden Realisierungen verwendet (Abbildung 7.33 und 7.34):

- 032 - wahrscheinlichstes Szenario
- 054 - Szenario ohne Niederschlags-Trend
- 058 - Szenario mit Niederschlags-Zunahme

Mit Ausnahme des Thüringer Beckens nehmen die Niederschläge allgemein ab. Die Mittelbrandenburgischen Platten und Niederungen, der Fläming, Teile der Altmark und des Vogtlandes weisen - je nach Realisierung - die deutlichsten Abnahmen auf. Die deutlichsten Niederschlagsabnahmen finden sich in der Realisierung 32, die als die wahrscheinlichste Realisierung angenommen wird.

Das Szenario beeinflusst über die in HBV-D verwendeten Klimaparameter das Abflussgeschehen; weiterhin wird die Erosion und der Entlastungsfall bei Mischkanalisationsanlagen durch die Änderung der Anzahl der Starkregentage beeinflusst (siehe Abbildung 7.32).

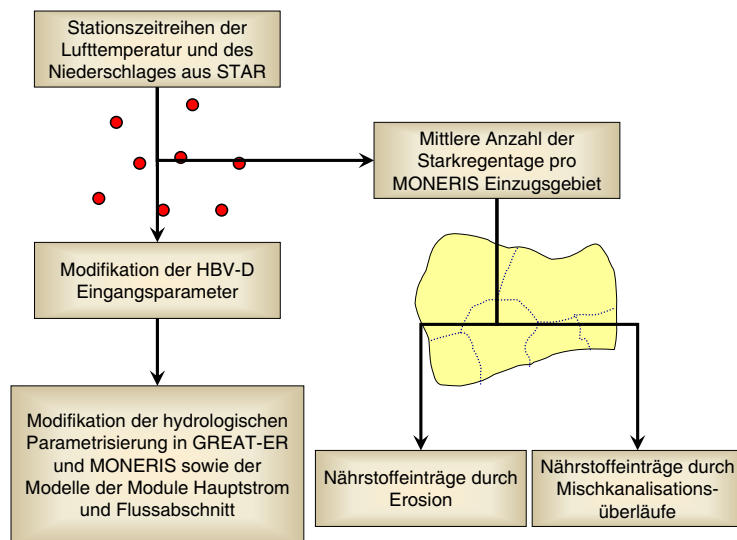


Abbildung 7.32: Wirkungsschema der Klimaszenarien. Die prognostizierten Stations-Zeitreihen für Niederschlag und Lufttemperatur wirken einerseits auf HBV-D, mit dem die Effekte des Klimawandels auf das Abflussverhalten der 20 Einzugsgebiete und 120 Teileinzugsgebiete simuliert werden, was wiederum Auswirkungen auf die Modelle GREAT-ER und MONERIS sowie die Modelle der Module Hauptstrom und Flussabschnitt hat. Andererseits wirkt sich der Klimawandel über die Anzahl der Stark-Regentage auf die Anzahl der Tage mit Mischkanalisationsüberläufen (Abbildung 7.12, S. 102) sowie die Berechnung des mittleren spezifischen Bodenabtrags (Abbildung 7.10, S. 98) aus.

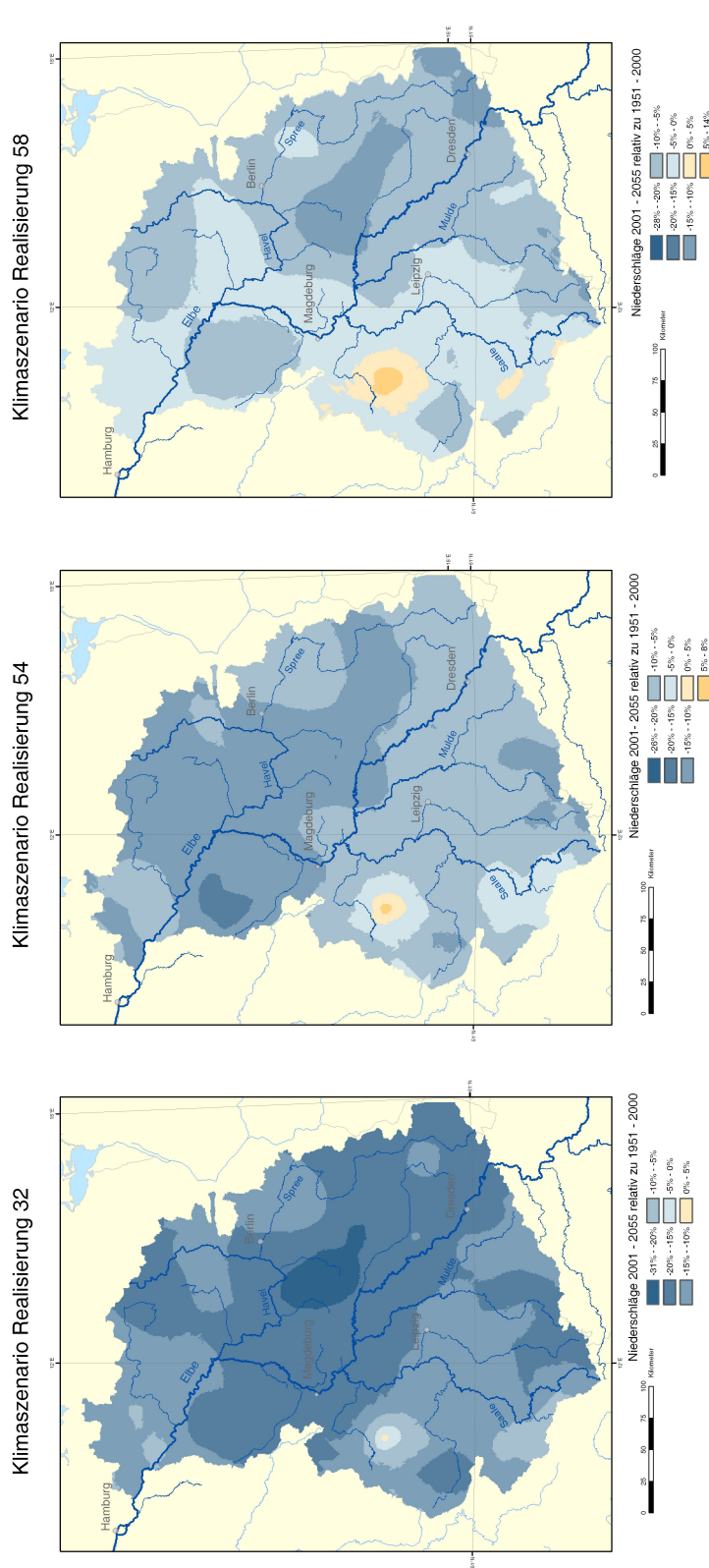


Abbildung 7.33: Niederschlagsentwicklung der drei Realisierungen des STAR Modells. Dargestellt ist das Verhältnis des mittleren Niederschlags 2001-2055 zum mittleren Niederschlag der Periode 1955-2000. Datenquelle: Gerstengarbe & Werner (2004). Für die Interpolation wurde ein Ordinary Krigin Ansatz mit linearer Trendkorrektur verwendet. Die mittleren Niederschlagswerte wurden vor der Interpolation höhenkorrigiert.

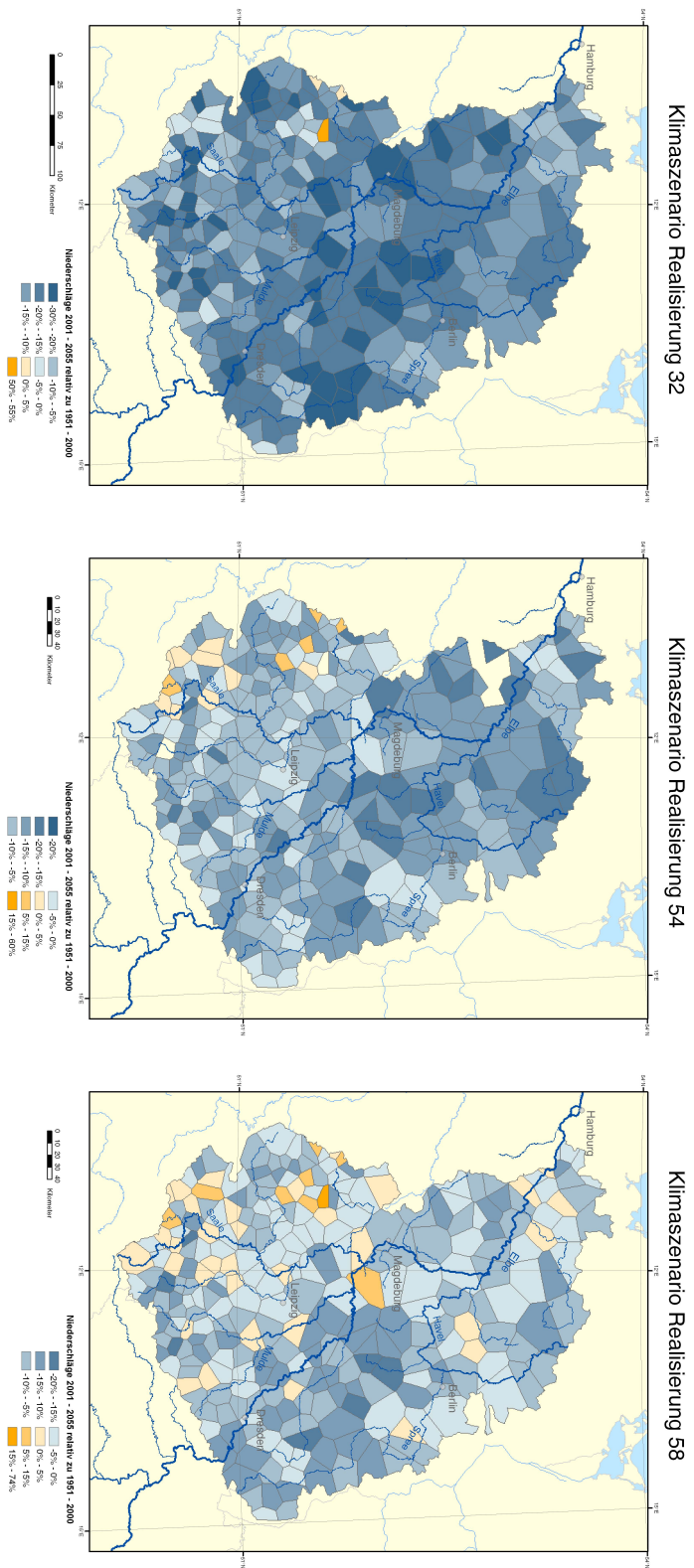


Abbildung 7.34: Niederschlagsentwicklung der drei Realisierungen des STAR Modells. Dargestellt ist das Verhältnis des mittleren Niederschlags 2001-2055 zum mittleren Niederschlag der Periode 1955-2000. Datenquelle: Gerstengarbe & Werner (2004). Für die Interpolation wurden Thiessen-Polygone verwendet. Die mittleren Niederschlagswerte wurden vor der Interpolation höhenkorrigiert. Die hier abgebildete Interpolationsvariante wurde für die Kopplung der Szenario-Ergebnisse an HBV-D verwendet.

7.5.2 Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung

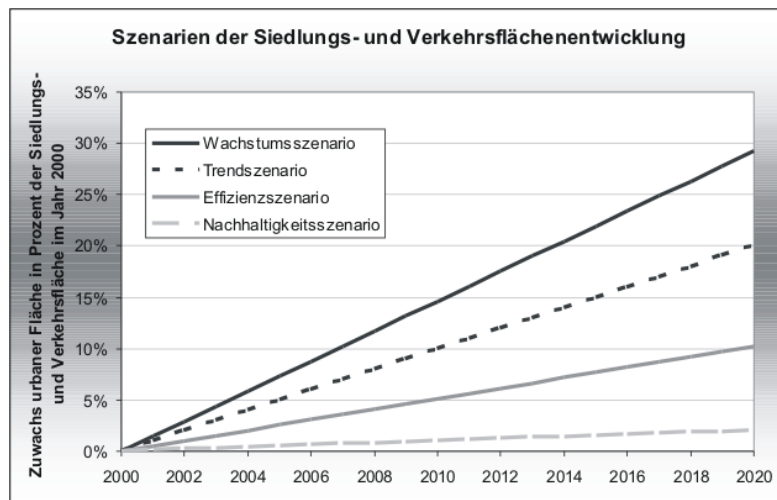


Abbildung 7.35: Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche bei unterschiedlichen Szenarien. Dargestellt ist die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche in Prozent der im Jahre 2000 von diesen beiden Landnutzungsklassen eingenommenen Fläche. Für alle vier Szenarien wurden konstante Zuwächse unterstellt.

Die Flächennutzung Deutschlands ist anhaltend durch eine Zunahme des Siedlungs- und Verkehrsflächenanteils gekennzeichnet. Während dieser Prozess bis in die 90er Jahre hinein durch Bevölkerungszunahme erklärt werden konnte, ist die aktuell zu verzeichnende Entwicklung in der Hauptsache auf die steigende Pro-Kopf-Flächeninanspruchnahme zurückzuführen (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2000). Es ist also, auch bei sinkenden Bevölkerungszahlen, von einer Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche auszugehen.

Da dieser Prozess die Nährstoffeinträge von urbanen versiegelten Flächen und das Abflussgeschehen beeinflusst, wurde er in Form von vier Szenarien ins Elbe-DSS integriert (Tabelle 7.26 und Abbildung 7.35).

Tabelle 7.26: Siedlungsflächenszenarien.

Name	Beschreibung
Trendszenario	Eine Fortschreibung des aktuellen Trends bis 2010 führt bundesweit zu einem Anstieg des Anteils der Siedlungs- und Verkehrsfläche an der Gesamtfläche von 11,8% im Jahr 1997 auf 13,4%. Dies entspricht einer Zunahme um rund 564 km ² auf ca. 4.800 km ² . Bundesweit entspricht die unter Status-quo-Annahmen prognostizierte Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche einem durchschnittlichen Zuwachs von 119 ha pro Tag (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2000).

Wachstumsszenario	Im Wachstumsszenario wird im Gegensatz zum Trendszenario von einer deutlich erhöhten Eigenheimquote, einer offensiven Ausweitung neuen Baulandes, einer verstärkten Flexibilisierung der Arbeits- und Berufswelt, einer nur geringen Wiedernutzungs- und Baustoff-Recyclingsquote sowie von einer anhaltenden Suburbanisierung ausgegangen. Die Folge wäre ein Anstieg des durchschnittlichen Siedlungsflächenwachstums auf 174 ha pro Tag, was bundesweit einen Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche von 13,7% entspräche (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2000).
Effizienzzenario	Dem Effizienzzenario liegen Forderungen der Entquetekommission zum "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages zugrunde. Voraussetzung für dieses Szenario wäre eine mittelfristig stark rückläufige Neubautätigkeit, sowie ein effizientes Flächenmanagement zur Nutzung brachliegender Flächen. Als Ergebnis würde die Siedlungsfläche bis 2010 um 330 000 ha zunehmen, was einem Siedlungsflächenwachstum von 61 ha pro Tag entspräche (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2000).
Nachhaltigkeitszenario	Das Nachhaltigkeitsszenario unterstellt gegenüber dem Effizienzzenario einen weiterführenden Struktur- und Bewusstseinswandel, der sich in Form nachhaltiger Nutzung äußert, z.B. durch eine neue Wertschätzung des Wohnens in der Stadt bei reduziertem und stadtverträglicherem Autoverkehr. Ergänzt wird dies durch eine städtische Innenverdichtung, indem z.B. mindergenutzte gewerbliche Bauflächen oder Parkplätze bebaut werden, Ergänzungsbauten bei lockerer Bauweise, Aufstockung von Gebäuden sowie der Aus- und Anbau von Einfamilienhäusern (Einlieger- oder Altenwohnungen) gegenüber den Prozessen der Suburbanisierung und Subsuburbanisierung an Vorrang gewinnt. Das Nachhaltigkeitsszenario resultiert in einem durchschnittlichen Flächenverbrauch von 12 ha pro Tag.

Um die Ergebnisse der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung regional zu differenzieren, wurden von Graf (2004) regionale Entwicklungspotentiale abgeschätzt. Die Abschätzung erfolgte auf Grundlage der Karten der Anteile der Siedlungs- und Verkehrsfläche für 2001 und 2020 unter Annahme des Referenzszenarios (Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, 2002). Anhand der mit den Entwicklungspotentialen bestimmten Gewichte wird der Zuwachs der Siedlungs- und Verkehrsfläche räumlich verteilt. Es wird vereinfachend angenommen, dass die Entwicklungspotentiale unter den Annahmen aller Szenarien konstant sind.

Die regionalen Entwicklungsfaktoren (Abbildung 7.36, 161) stellen die Abweichung vom bundesweiten Trend dar. Werte zwischen Null und Eins repräsentieren Gebiete unterdurchschnittlicher Erhöhung der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung, während solche größer Eins Regionen überproportionaler Zunahme beschreiben. Eine Multiplikation des Faktors mit dem bundesweiten Trend ergibt das regionale Wachstum auf Ebene der MONERIS Einzugsgebiete. Insbesondere für den Speckgürtel um Berlin, aber

auch um Erfurt und Dresden werden erhöhte Zunahmen der Siedlungs- und Verkehrsfläche prognostiziert.

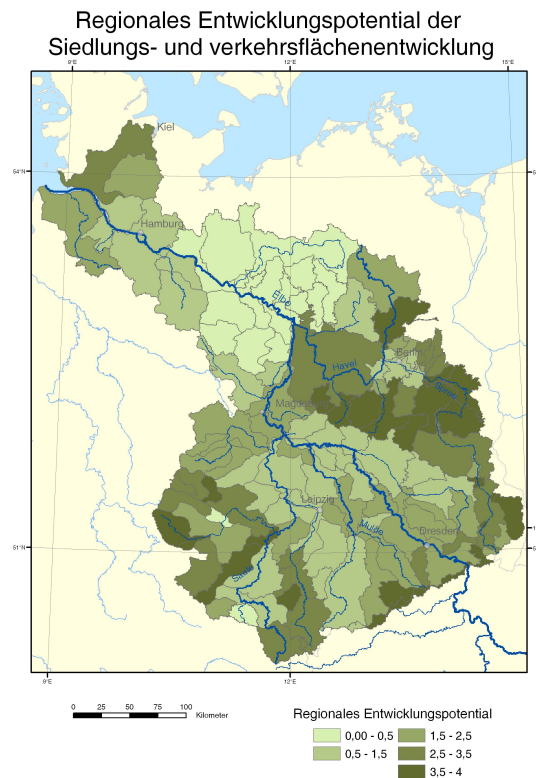


Abbildung 7.36: Regionale Entwicklungspotentiale der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung nach Graf (2004). Die regionalen Entwicklungsfaktoren stellen die Abweichung vom bundesweiten Trend dar. Werte zwischen null und eins repräsentieren Gebiete unterdurchschnittlicher Erhöhung der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung, während solche größer Eins Regionen überproportionaler Zunahme beschreiben. Die Multiplikation des Faktors mit dem bundesweiten Trend ergibt das regionale Wachstum auf Ebene der MONERIS Einzugsgebiete.

Die regionalisierte Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche wird in MONERIS über eine Zunahme der urbanen Fläche auf Kosten landwirtschaftlicher Nutzfläche realisiert. Die Zunahme der urbanen Fläche bewirkt eine Veränderung der Nährstoffeinträge über versiegelte urbane Flächen, während die gleichzeitige Abnahme landwirtschaftlicher Nutzfläche die Nährstoffeinträge durch Abschwemmung, Erosion und über den Grundwasserpfad betrifft. Ausgehend von den in den MONERIS Einzugsgebieten realisierten Landnutzungsänderung wird der Anteil der Landnutzungsklasse urbane Flächen in HBV-D auf Kosten der landwirtschaftlichen Nutzfläche erhöht, was eine Veränderung des Abflussgeschehens zur Folge hat, die an die mit HBV-D verbundenen Modelle weitergereicht wird (Abbildung 7.37). Da HBV-D die Landnutzungsklassen auf Ebene der Höhenstufen nochmals räumlich konkretisiert, ist es notwendig hier eine entsprechende Verteilungsfunktion zu definieren. Momentan wird die Änderung gleichmäßig auf alle Höhenstufen verteilt, d.h. die auf Ebene des MONERIS Teileinzugsgebietes berechnete relative Veränderung wird auf alle Höhenstufen angewandt.

Das Szenario ist nicht mit den Szenarien der Bevölkerungsentwicklung rückgekoppelt, d.h. die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche ist von Annahmen über Entwicklung der Bevölkerung entkoppelt. Rückwirkungen auf den Eintrag über kommunale Kläranlagen werden ebenfalls nicht berücksichtigt. Kritisch anzumerken ist auch die Vernachlässigung der Differenzierung in Siedlungs- und Verkehrsflächen bei der Übertragung der Ergebnisse auf HBV-D, da hinsichtlich der Parameter FCREL und EPVAR relevante Unterschiede zwischen beiden Landnutzungstypen bestehen (Abbildung 7.15, S. 118). Eine Weiterentwicklung des Systems sollte auch auf Ebene der HBV-Gebietsuntergliederung auf die regionalen Entwicklungspotentiale zugreifen und so die Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen auf der räumlichen Aggregierungsebene der Höhenstufen umsetzen.

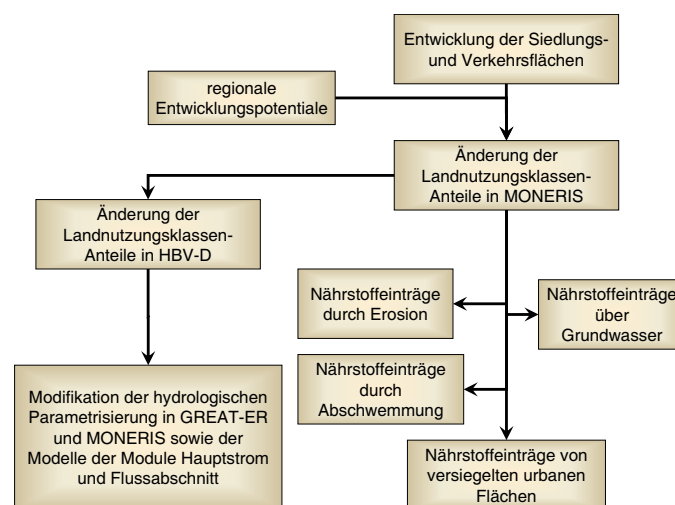


Abbildung 7.37: Wirkungsschema der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung. Die regionalisierte Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche wird in MONERIS über eine Zunahme der urbanen Fläche auf Kosten landwirtschaftlicher Nutzfläche realisiert. Die Zunahme der urbanen Fläche bewirkt eine Veränderung der Nährstoffeinträge über versiegelte urbane Flächen, während die gleichzeitige Abnahme landwirtschaftlicher Nutzfläche die Nährstoffeinträge durch Abschwemmung, Erosion und über den Grundwasserpfad betrifft. Ausgehend von den in den MONERIS Einzugsgebieten realisierten Landnutzungsänderung wird der Anteil der Landnutzungsklasse urbane Flächen in HBV-D auf Kosten der landwirtschaftlichen Nutzfläche erhöht, was ein verändertes Abflussgeschehen zur Folge hat, welches sich auch auf die mit HBV-D verbundenen Modelle auswirkt.

7.5.3 Szenario der Bevölkerungsentwicklung

Da die über Haushaltsabwässer eingetragenen Substanzmengen neben dem Pro-Kopf-Verbrauch entscheidend von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner abhängen, stellt die Entwicklung der Bevölkerung eine nicht unerhebliche Nebenbedingung der Entwicklung der chemischen Gewässerqualität dar. Dieser Prozess wird im Elbe-DSS anhand der regionalisierten Ergebnisse der 10. koordinierten Bevölke-

rungsvorausberechnung (Statistisches Bundesamt, 2003) zurückgegriffen.

Tabelle 7.27: In den Bevölkerungsszenarien verwendete Annahmen. Quelle: Schäfer *et al.* (2003), verändert.

Merkmal	Variante	Beschreibung
Geburtenhäufigkeit	alle	Die Geburtenhäufigkeit bleibt im früheren Bundesgebiet auf ihrem niedrigen Niveau von 1,4 Kindern pro Frau. Für die neuen Länder wird von einem allmählichen Anstieg der dort zurzeit noch niedrigeren Geburtenhäufigkeit von durchschnittlich 1,2 Kindern pro Frau auf das Niveau des früheren Bundesgebietes bis 2010 ausgegangen. Ab 2011 wird eine Konstanz der Geburtenhäufigkeit für Gesamt-Deutschland angenommen.
Lebenserwartung	L1	Die Lebenserwartung steigt bis zum Jahr 2050 weiter an und beträgt für Männer 78,9 und für Frauen 82,6 Jahre, das sind 4 bzw. 5 Jahre mehr als heute.
	L2	Die Lebenserwartung beträgt für 2050 geborene Männer 81,1 und bei 2050 geborene Frauen 86,6 Jahre, rund 6 Jahre mehr als heute.
	L3	Die höchste angenommene Lebenserwartung ist um mehr als 7 Jahre höher als heute und liegt für Männer bei 82,6 und bei Frauen bei 88,1 Jahren.
Außenwanderung ausländischer Personen	W1	Der jährliche Wanderungsüberschuss beträgt durchschnittlich 100 000 Personen.
	W2	Der jährliche Wanderungsüberschuss beträgt durchschnittlich 200 000 Personen.
	W3	Der jährliche Wanderungsüberschuss beträgt bis zum Jahr 2010 200 000 Personen und steigt im Jahr 2011 auf ein Wanderungssaldo von durchschnittlich 300 000 Personen pro Jahr.
Außenwanderung deutscher Personen	alle	Der Wanderungssaldo geht von aktuell etwa 80 000 pro Jahr auf 30 000 im Jahr 2010 zurück, verringert sich in zwei weiteren Stufen und wird ab dem Jahr 2040 ausgeglichen sein.

Die Prognose wurde ausgehend vom aktuellen Bevölkerungsaufbau unter Verwendung von Annahmen über die Entwicklung der Geburtenrate, der Lebenserwartung und der Außenwanderung erstellt (Tabelle 7.27). Von den insgesamt 9 Varianten wurden 3 auf der Ebene von Bundesländern regionalisiert (Tabelle 7.28, S. 165); diese wurden für das Elbe-DSS berücksichtigt.

Den drei Varianten ist gemeinsam, dass sie eine Abnahme der Bevölkerung voraussagen. Die Ursachen liegen in der angenommenen Zahl der Lebendgeburten bei einem gleichzeitigen Anstieg der Sterbezahlen aufgrund der zunehmenden Anteile hoher Altersklassen. Das Geburtendefizit wächst demnach (Statistisches Bundesamt, 2003) von 94.000 im Jahr 2001 auf fast 600.000 im Jahr 2050.

In der regionalisierten Darstellung ist deutlich der Unterschied zwischen den östlichen und westlichen Bundesländern zu erkennen. Während letztere anfangs sogar einen leichten Bevölkerungszuwachs verbuchen können, hat in den östlichen Bundesländern der Bevölkerungsrückgang bereits eingesetzt.

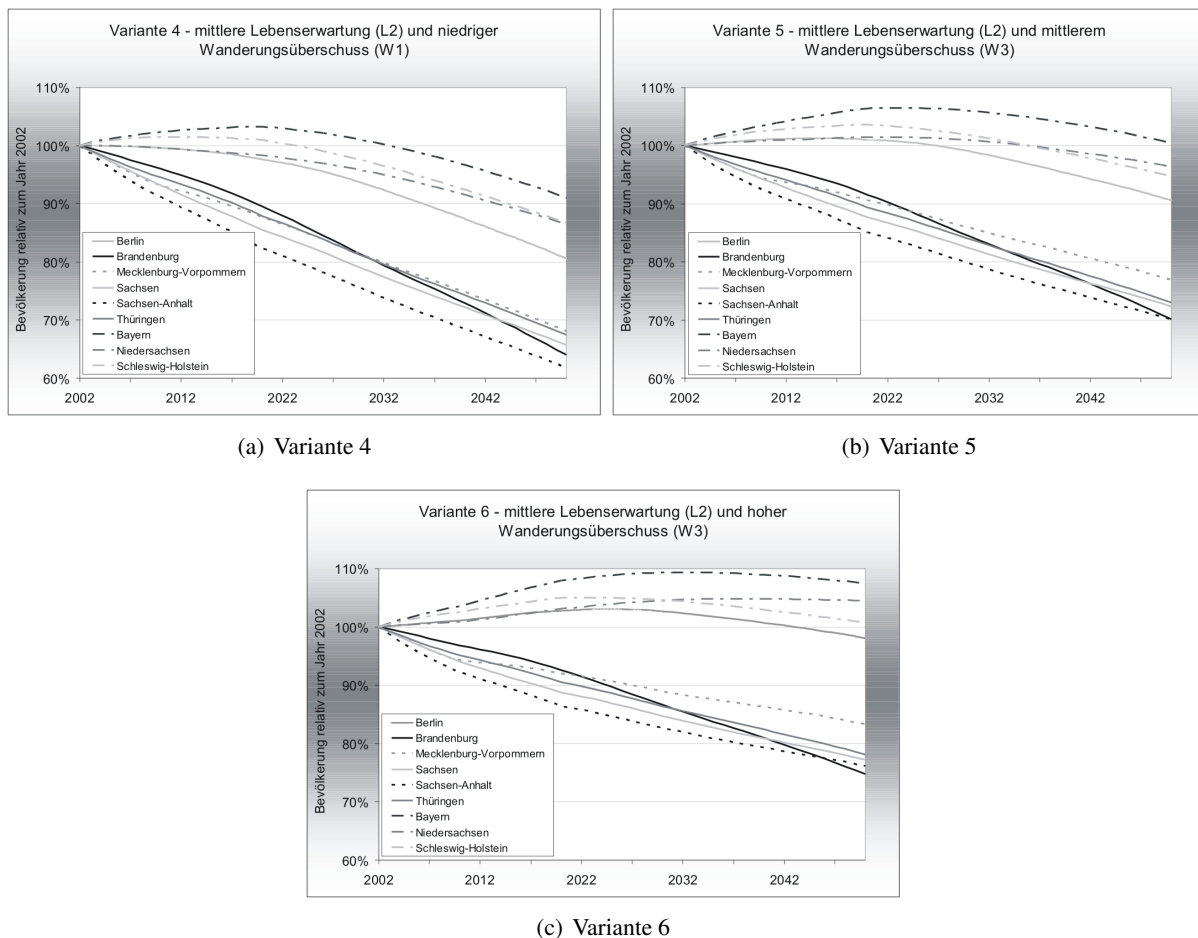


Abbildung 7.38: Regionalisierte Bevölkerungsentwicklung. Datenquelle: Statistisches Bundesamt (2003)

Die geänderten Bevölkerungszahlen werden sowohl in GREAT-ER als auch in MONERIS berücksichtigt (Abbildung 7.39, S. 166), in dem die Anzahl der Einwohner in den Klassen *an Kläranlagen angeschlossene Einwohner*, *an Kanalisation aber nicht an Kläranlagen angeschlossene Einwohner* sowie *nicht angeschlossene Einwohner* verändert wird. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Verhältnis zwischen den drei Klassen gleich bleibt, so dass die Ausgangswerte nur mit dem Faktor der relativen Bevölkerungsänderung versehen werden müssen.

Tabelle 7.28: Regionalisierte Bevölkerungsszenarien (Statistisches Bundesamt, 2003)

Variante	Beschreibung
4	Mittlere Lebenserwartung (L2) kombiniert mit niedrigem Wanderungsüberschuss (W1). Abbildung 7.5.3
5	Mittlere Lebenserwartung (L2) kombiniert mit mittlerem Wanderungsüberschuss (W2). Abbildung 7.5.3
6	Mittlere Lebenserwartung (L2) kombiniert mit hohem Wanderungsüberschuss (W3). Abbildung 7.5.3

Ebenfalls unterstellt wird, dass sich die Bevölkerungsentwicklung gleichmäßig im Raum vollzieht. Die auf Ebene der Bundesländer vorliegenden Daten werden 1:1 auf die MONERIS-Einzugsgebiete übertragen, wobei die Veränderung in Gebieten, die mehreren Bundesländern zugeordnet sind die Gesamtveränderungsrate flächengewichtet ermittelt wird. Die Veränderung in einem Teileinzugsgebiet wird auf alle Kläranlagen dieses Gebietes übertragen und die entsprechende GREAT-ER Tabelle²³ modifiziert. Dabei wird keine Unterscheidung hinsichtlich der Kläranlagen-Größenklassen gemacht, die relative Änderung ist bei allen Kläranlagen eines Gebietes gleich. Dies heißt auch, dass hinsichtlich der Kläranlagen nicht nochmals nach Zugehörigkeit zu einem Bundesland differenziert wird, sondern die für das Einzugsgebiet aus den Werten der beteiligten Bundesländer berechnete Veränderung auf alle Kläranlagen gleichmäßig angewandt wird.

Eine Änderung des Verhältnisses zwischen Misch- und Trennkanalisation wird nicht betrachtet, ebenso wird ein Aus- oder Rückbau des Ausbaugrades nicht berücksichtigt. Auch hinsichtlich des Technologiegrades der Kläranlage oder hinsichtlich der Einteilung in Größenklassen wird keine Veränderung unterstellt. Simuliert wird somit die Wirkung der Bevölkerungsänderung auf die vorhandene Abwasser-Infrastruktur (komparativ-statischer oder *ceteris-paribus* Vergleich).

7.5.4 Agrar-ökonomische Szenarien aus RAUMIS

Um agrar-ökonomische und agrar-politische Szenarien betrachten zu können, wurden vorgerechnete Szenarien des regional differenzierten Agrarsektorenmodells RAUMIS (Regional Differenziertes Agrar- und UmweltInformationssystem) (Henrichsmeier *et al.*, 1996) in das Modellsystem integriert. Das partielle Angebotsmodell für den landwirtschaftlichen Sektor Deutschlands wurde mit der Zielsetzung entwickelt, neben regional differenzierten ex-post Analysen auch Prognosen über die mittel- bis langfristige Entwicklung unter sich ändernden agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen durchführen zu können.

Das Modell berechnet unter anderem aufgrund eines nicht-linearen Optimierungsansatzes die sich für die räumlichen Bezugseinheiten aufgrund der unterschiedlichen agrarpolitischen Szenarien ergebenden Anteile der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren (Prozessanalyse-Modell). Weiterhin werden im so-

²³Die Tabelle local_disch.dbf.

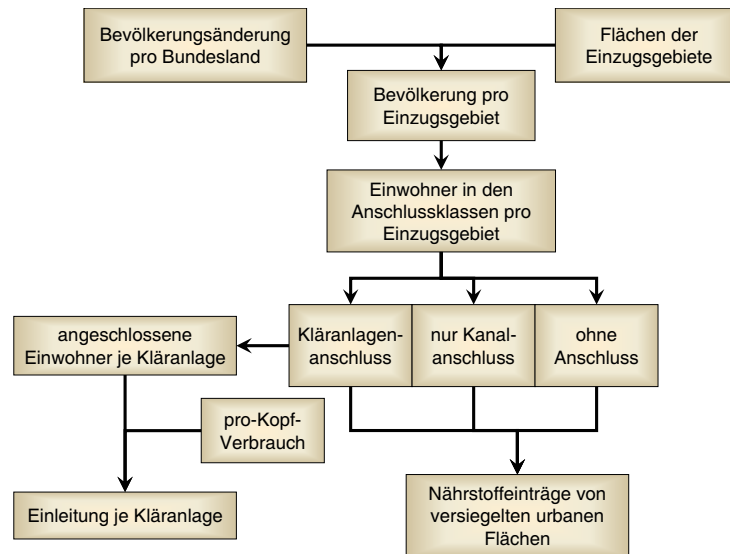


Abbildung 7.39: Wirkungsschema der Bevölkerungsszenarien. Die durch die Bevölkerungsszenarien ausgelöste Bevölkerungsänderung wirkt sich über die angeschlossenen Einwohner der Anschluss-Klassen auf die mit MONERIS simulierte Einträge über urbane versiegelte Flächen aus. Weiterhin wirkt sich die Änderung über die an den einzelnen Kläranlagen angeschlossenen Einwohner aus. Bezüglich der Wirkung auf den Eintragspfad über versiegelte urbane Flächen siehe auch Abbildung 7.12, S. 102.

genannten Intensitäts-Modell von RAUMIS anhand der Produktpreis-/Stickstoffpreis-Relation eine Anpassung der Düngung und anderer variabler Vorleistungen vorgenommen (Roedenbeck, 2004).

Im Elbe-DSS werden zwei Entwicklungsszenarien betrachtet:

- Referenz-Szenario (REF): Status-Quo Projektion unter der Annahme der Fortführung der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) (Agenda 2000). Kennzeichnend sind hohe Agrarstützungen (Preisstützung und Direktzahlungen).
- Globalisierungs-/Liberalisierungsszenario (KOM): Umsetzung der Vorschläge der Kommission der Europäischen Gemeinschaft (KOM) zum mid-term Review (MTR). Kennzeichnend sind der Abbau der Agrarpreisstützung sowie Entkopplung der Direktzahlungen.

Für die Entwicklungsszenarien liefert RAUMIS - gegebenenfalls unter Berücksichtigung der Maßnahmen zur Einführung von Düngebestimmungen - pro Kreisregion Werte für:

- die landwirtschaftliche Flächennutzung gegliedert nach Ackerland, Grünland und dauerhafte Stilllegungsflächen
- den N- und P-Bilanzüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche gegliedert nach extensiver Grünlandnutzung, intensiver Grünlandnutzung und Ackerland.
- die Zusammensetzung der Kultur- sowie Tierarten.

Die Werte werden auf die MONERIS Einzugsgebiete umgerechnet, wodurch sich vor allem Veränderungen der Nährstoffüberschüsse sowie des mittleren C-Faktors ergeben. Die Änderung der Landnutzungsklassen wirkt indirekt auf die MONERIS Eintragspfade Erosion, Grundwasser und Abschwemmung. Die Weitergabe der Veränderungen der Landnutzungsklassen an HBV-D musste in der Pilot-Version des Elbe-DSS aus Zeitgründen entfallen.

7.6 Datenintegration

7.6.1 Räumliche Dimension der Datenintegration

Innerhalb des beschriebenen Modellverbundes der Module Einzugsgebiet und Fließgewässernetz werden eine ganze Reihe unterschiedlicher Bezugs Ebenen verwendet: die MONERIS Einzugsgebiete, die verschiedenen Aggregationsstufen des HBV-D Modells, die - leicht von einander abweichenden - Kreisregionen des Nährstoffbilanzmodells von Frede & Bach und von RAUMIS, das deutlich feiner aufgelöste GREAT-ER Gewässernetz mit seiner implizit vorhandenen zugehörigen Einzugsgebietsunterteilung sowie die Thiessen-Polygone der Niederschlags- und Temperatur-Stationen. Da für die einzelnen Flächen keine Binnendifferenzierung vorhanden ist, muss bei vorliegenden Verschnitten räumlich gemittelt werden, was unter der vereinfachenden Annahme der räumlichen Homogenität der Merkmale geschieht.

Bis auf die implizite Einzugsgebietsunterteilung von GREAT-ER stimmen die Maßstabsebenen der für die Kopplung verwendeten Raumeinheiten überein. Die durch die geo-referenzierte Anbindung der Kläranlagen erzwungene feinere Gebietsaufteilung durch das Fließgewässernetz resultiert in einem, nicht unproblematischen Maßstabswechsel, der eine höhere Genauigkeit vorspiegelt, als sie das Gesamtsystem zu bieten hat. Durch die im Elbe-DSS eingesetzte komparativ-statische Analyse wird dieser Effekt nur teilweise entschärft.

Berücksichtigung des nicht-deutschen Teils des Elbe-Einzugsgebietes

Die im nicht-deutschen - vor allem dem tschechischen - Teil des Elbe-Einzugsgebietes ablaufenden Prozesse beeinflussen massgeblich das Abflussgeschehen und die Wasserqualität des deutschen Teils des Einzugsgebietes. Der Einsatz von Bilanzpegeln bildet den ausserhalb Deutschlands liegenden Teil zufriedenstellend ab, bietet aber keine Möglichkeit, den Einfluss des tschechischen Teiles über Maßnahmen und Szenarien zu verändern.

Da der größte Teil des bayrischen Elbe-Einzugsgebietes zunächst nach Tschechien entwässert und damit die Systemgrenzen verlässt, wird dieser Teil des deutschen Einzugsgebietes ebenfalls nicht modelliert. Kleinere, direkt nach Deutschland entwässernde Einzugsgebiete im Erzgebirge werden im System zwar abgebildet, die Güte ihrer Parametrisierung ist jedoch aufgrund fehlender Daten schlechter als die der im deutschen Teil liegenden Einzugsgebiete.

7.6.2 Datenhaltung

Die Datenhaltung geschieht in der von den Einzel-Modellen vorgegebenen Art und Weise, was in einer redundanten Form der Datenhaltung resultiert, was Probleme bei einer Aktualisierung des Datensatzes mit sich bringt. Nicht unproblematisch sind auch die nicht immer konsistenten Einzugsgebietsgrenzen der Einzel-Modelle, die sich stellenweise überschneiden.

Im Sinne einer konsistenten Datenhaltung wäre eine strikte Trennung zwischen Daten und Modellsystem anzustreben. Aus einer separaten Datenbank, die bei Bedarf auch vom Endnutzer aktualisiert werden könnte, ließen sich die von den Einzel-Modellen benötigten Parameter erzeugen. Da MONERIS mit dem aufbereiteten Datensatz geliefert wurde und die Ableitung aus den Originaldaten nicht immer nachvollziehbar ist, kann dieser Weg aktuell nicht beschritten werden.

7.6.3 Zeitliche Dimension der Datenintegration

Bei der Modellintegration muss die unterschiedliche Repräsentation der Zeit in den Modellen aber auch die Zeithorizonte der Maßnahmen und Szenarien berücksichtigt werden.

GREAT-ER berücksichtigt die Zeit implizit in Form der Zeitperiode, für die hydrologische Parameter, der Pro-Kopf-Verbrauch und der Ausbaugrad der Kläranlagen ermittelt wurden. Für das Elbe Gebiet wurden bei der Parametrisierung und Validierung des Modells soweit möglich Daten des Zeitraumes 1998 und 1999 verwendet (Heß *et al.*, 2004).

HBV-D ist direkt zeitabhängig, da es als Niederschlags-Abfluss Modell unmittelbar von den Niederschlagsdaten angetrieben wird. Im Elbe-DSS wird der von den anderen beiden Modellen benötigte Referenzzustand durch den Zeitraum 1980 bis 1996 beschrieben - eine Erweiterung des Zeitraumes auf 1980 - 2003 ist möglich und wird angestrebt, sofern die Daten verfügbar werden.

Die MONERIS Eingangsdaten beziehen sich in der für das Elbe-DSS zur Verfügung stehenden Version weitgehend auf die Periode 1998-2000 (Behrendt *et al.*, 2003). Für zwei Prozesse müssen längere Zeiträume betrachtet werden: den Grundwassereintrag von Stickstoff und die Entwicklung der Phosphorüberschüsse. Im Gegensatz zu Stickstoff kann Phosphor längerfristig im Boden gespeichert werden, wo er dann gegebenenfalls durch Erosionsprozesse ausgetragen wird. Deswegen muss die Betrachtung der Phosphorakkumulation im Oberboden einen längeren Zeitraum umfassen (Abbildung 7.41); im Elbe-DSS wird von dem Stickstoff- und Phosphorbilanzmodell von Bach & Frede (2004) der Zeitraum von 1950 bis 1999 für die Berechnung der Phosphorakkumulation im Oberboden angesetzt. Hinsichtlich der Stickstoffeinträge des Grundwasserpfad in die Gewässer ist die Verweilzeit im Grundwasser (Abbildung 3.9, S. 28) zu berücksichtigen. Dies geschieht in MONERIS durch die Verwendung von mittleren Stickstoffüberschüssen für den aus den von Kunkel & Wendland (1997) mit dem Modell WEKU berechneten Verweilzeiten geschätzten Zeitperiode.

Während die akkumulierten Phosphorüberschüsse zwar gedämpft auf Änderungen der Nährstoffüberschüsse reagieren, aber eine direkt Reaktion auf Nutzungsänderungen zeigen, reagieren die Stickstoffeinträge über das Grundwasser nicht unmittelbar auf Nutzungsänderungen. Bei der Wahl eines Betrachtungszeitraumes, der vor der Verweilzeit des Grundwassers im Gebiet liegt, erhält man über den Grundwasserpfad keine Reaktion auf die Auswirkungen der Nutzungsänderungen.

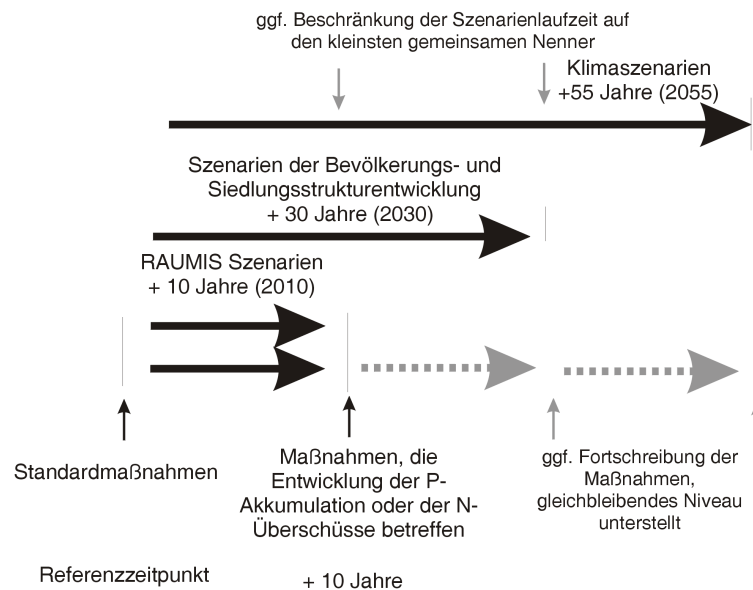


Abbildung 7.40: Zeitaspekte von Maßnahmen und Szenarien im Elbe-DSS. Während für die meisten Maßnahmen eine sofortige Wirkung unterstellt wird (komparativ-statischer Vergleich), wird für Maßnahmen, welche die Entwicklung der Phosphorakkumulation oder der Stickstoff-Überschüsse betreffen der Betrachtungszeitraum um 10 Jahre in die Zukunft versetzt. Die Verwendung externer Szenarien bedingt die Verwendung fixierter Betrachtungszeitpunkte. Bei Anwendung mehrerer externer Szenarien wird der entfernteste zukünftige Zeitpunkt verwendet, zu dem für alle Szenarien Prognosen vorliegen. Falls Maßnahmen, welche die Entwicklung der Phosphorakkumulation oder der Stickstoff-Überschüsse betreffen zusammen mit externen Szenarien betrachtet werden sollen, wird angenommen, dass sie auf dem einmal eingestellten Niveau verbleiben.

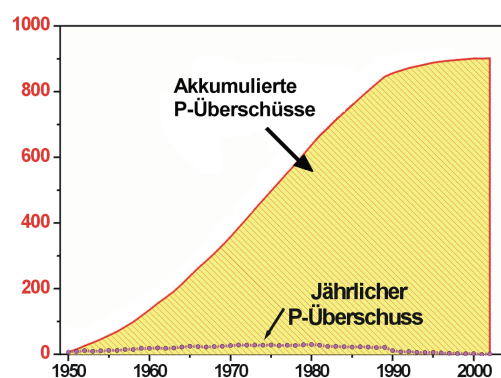


Abbildung 7.41: Entwicklung des jährlichen P-Bilanzüberschusses und der akkumulierten Phosphormenge im gesamten Bundesgebiet. Quelle: Bach & Frede (2004)

Die momentan vorliegende Parametrisierung der Modelle beschreibt den Referenzzustand. Die Wirkung von Maßnahmen wird soweit möglich *ceteris paribus* durchgeführt, d.h. es wird die die Auswirkung der Maßnahme im Referenz-Zustand betrachtet. Ausnahmen stellen Maßnahmen dar, die die Entwicklung der Phosphor-Akkumulation oder der Stickstoff-Überschüsse betreffen. Dies sind: die Verbesserung der Futterausnutzung sowie Veränderungen der Viehbesatzdichte oder der Kulturartenzusammensetzung und die Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus. In diesen Fällen wird ein Zeitpunkt betrachtet, der 10 Jahre in der Zukunft liegt um die Wirksamkeit der Maßnahme zu betrachten.

Ein Wechsel des Betrachtungszeitpunktes findet ebenfalls statt, wenn externe Szenarien betrachtet werden. Während die RAUMIS Szenarien Vorhersagen für das Jahr 2010 treffen, liegen die Ergebnisse der Szenarien der Bevölkerungsentwicklung sowie der Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsstruktur bis zum Jahr 2030 vor. Für die Klimaszenarien werden Werte bis zum Jahr 2055 geliefert. Werden mehrere Szenarien gewählt, so wird der entfernteste Zeitpunkt gewählt, zu dem für alle Szenarien Prognosen vorliegen. Falls Maßnahmen, welche die Entwicklung der Phosphor-Akkumulation oder der Stickstoff-Überschüsse betreffen zusammen mit externen Szenarien betrachtet werden sollen, wird angenommen, dass sie auf dem einmal eingestellten Niveau verbleiben, also ein einmaliger Steuereingriff in das System erfolgt.

Teil II

Ergebnisse

Nachdem in vorangegangenen Kapiteln die im Elbe-DSS verwendeten Modelle, ihre Kopplung sowie die mit ihnen in Beziehung stehenden externen Szenarien und Maßnahmen vorgestellt wurden, sollen nun Ergebnisse des integrierten Modellverbundes vorgestellt werden.

Die Ergebnisse der Neu-Kalibrierung des HBV-D Modells werden in einem separatem Kapitel vorgestellt, da die Kalibrierung zwar aufgrund der Anforderungen des Gesamtsystems geschah, jedoch eher Teil eines spezifischen Modells ist, als dem Gesamtsystems zugehörig. Die Ergebnisse des integrierten Modellverbundes werden zunächst für den Referenz-Zustand mit vorhandenen Messdaten verglichen. Anschliessend wird die Wirkung der Maßnahmen Wiederaufforstung, Erhöhung des ökologischen Landbaus und Erosionsschutz dargestellt. Die Wirkung externer Szenarien wird am Beispiel der Realisierungen des Klimawandels und der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung untersucht. Schwerpunkt der Ausführungen ist die Funktionsweise des Gesamt-Systems und die mit ihm erzeugbaren Informationen. Aus diesem Grund wurden alle Maßnahmen flächendeckend gleichartig angewandt und auf eine regional unterschiedliche Maßnahmeneinstellung verzichtet. Die Analyse der Maßnahmen und Szenarien erfolgt nicht durchgängig nach dem selben Schema. Es wurde versucht, eine möglichst breite Bandbreite von Ergebnisse zu präsentieren, die die Möglichkeiten des Elbe-DSS illustrieren; um die Arbeit nicht zu überfrachten, wurde dennoch auf die Darstellung einzelner Maßnahmen und externer Szenarien, beispielsweise der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen verzichtet.

Die Bestimmung optimaler Maßnahmenkombinationen zur Zielerreichung liegt nicht im Fokus der vorliegenden Arbeit, so dass entsprechende Ausführungen nicht aufgenommen wurden.

Kapitel 8

Ergebnisse der HBV-Kalibrierung

Im nachfolgenden Kapitel werden nach einer Beschreibung der an die Kalibrierung gestellten Anforderungen die wichtigsten Ergebnisse der Neu-Kalibrierung des HBV-D Modells für die Anforderungen der Elbe-DSS vorgestellt. Weitere Ergebnisse der Kalibrierung der Einzelpegel finden sich im Anhang.

8.1 Kalibrierungsanforderungen

8.1.1 Auf einzelne Pegel bezogene Gütemaße

Das Modell wird an den Gebietsauslässen der Einzugsgebiete anhand vorhandener Abflussdaten kalibriert. Das nicht-tidebeeinflusste deutsche Elbe Einzugsgebiet wurde hierfür in 20 Pegeleinzugsgebiete unterteilt, wobei der Pegel Geestacht/Hohnstorf einen Sonderfall darstellt. Da er in der ursprünglich vorgesehenen Kalibrierungsstrategie nicht vorgesehen war und erst nachträglich für die überarbeitete Kopplung mit GREAT-ER benötigt wurde, wurde der Pegel aufgrund fehlender Daten nicht kalibriert. Anstelle dessen wurden die Kalibrierungsparameter des unmittelbar flussaufwärts gelegenen Pegels Neu Darchau übernommen. Die an den anderen Pegeln gemachten Erfahrungen und die naturräumlichen Eigenschaften des Gebietes sprechen dafür, dass dieses Verfahren tolerierbar ist.

Neben den Routing-Parametern, die weitgehend durch die Fließzeit festgelegt sind, werden üblicherweise 11 Parameter für die Kalibrierung eingesetzt (siehe Tabelle 8.1). Die Güte der Kalibrierung wird anhand von 4 Gütemassen beurteilt: der Summe der quadrierten Fehler (Gleichung 8.1), der Nash-Sutcliff Effizienz (Gleichung 8.2), der Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte (Gleichung 8.3) und der relativen Wasserbilanz (Gleichung 8.4).

Die Summe der quadratischen Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Werten ist stets größer-gleich Null. Je kleiner der Wert ist, desto besser die Kalibrierung; eine perfekte Übereinstimmung würde in $F^2 = 0$ resultieren.

$$F^2 = \sum_{i=1}^t (Q_{modelliert,i} - Q_{gemessen,i})^2 \quad (8.1)$$

F^2 = Summe der quadrierten Abweichungen
 $Q_{modelliert}$ = modellierter Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $Q_{gemessen}$ = gemessener Abflusswert zum Zeitpunkt i
 t = Länge der Zeitperiode

Die Nash-Sutcliff Effizienz (Nash & Sutcliff, 1970) ist eine Normierung der Summe der quadratischen Abweichungen; sie beschreibt die erklärte Varianz unter Berücksichtigung des Mittelwertes der Messwerte. Der Wertebereich von R^2 reicht von $-\infty$ bis $+1$; je näher der Wert an 1 liegt, desto besser die Übereinstimmung. Werte ab 0,7 - 0,8 werden gemeinhin als gute Übereinstimmung betrachtet.

$$R^2 = 1 - \frac{(\sum_{i=1}^t (Q_{modelliert,i} - Q_{gemessen,i})^2)}{(\sum_{i=1}^t (Q_{gemessen,i} - \bar{Q}_{gemessen}))^2} \quad (8.2)$$

R^2 = Nash-Sutcliff Effizienz
 $Q_{modelliert}$ = modellierter Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $Q_{gemessen}$ = gemessener Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $\bar{Q}_{gemessen}$ = Mittelwert der gemessenen Abflusswerte
 t = Länge der Zeitperiode

Da sowohl F^2 als auch R^2 durch die Quadrierung der Abweichungen besonders sensitiv auf Peak-Ereignisse reagieren und auch gegenüber Verschiebungen im Auftreten der Peaks sensibel reagieren, verwendet man die Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte $\log R^2$ wenn man ein höheres Gewicht auf die Berücksichtigung der Niedrigabflüsse legen möchte.

$$\log R^2 = 1 - \frac{(\sum_{i=1}^t (\log(Q_{modelliert,i}) - \log(Q_{gemessen,i}))^2)}{(\sum_{i=1}^t (\log(Q_{gemessen,i}) - \log(\bar{Q}_{gemessen})))^2} \quad (8.3)$$

$\log R^2$ = Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte
 $Q_{modelliert}$ = modellierter Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $Q_{gemessen}$ = gemessener Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $\bar{Q}_{gemessen}$ = Mittelwert der gemessenen Abflusswerte
 t = Länge der Zeitperiode

Ergänzend wird der relative Wasserbilanzfehler betrachtet; er sollte nach Möglichkeit gering sein. Allerdings lässt im Umkehrschluss ein geringer relativer Wasserbilanzfehler keinen Rückschluss auf die Güte der Kalibrierung zu.

$$rWBF = \frac{\sum_{i=1}^t (Q_{modelliert,i} - Q_{gemessen,i})}{\sum_{i=1}^t Q_{gemessen,i}} \quad (8.4)$$

rWBF = relativer Wasserbilanzfehler [%]
 $Q_{modelliert}$ = modellierter Abflusswert zum Zeitpunkt i
 $Q_{gemessen}$ = gemessener Abflusswert zum Zeitpunkt i
 t = Länge der Zeitperiode

Tabelle 8.1: Kalibrierungsparameter HBV-D inklusive der von Schwandt (2003) für den Rhein entwickelten zulässigen Einstellungsbereiche der Parameter. Die Einstellungsbereiche stellen für andere Einzugsgebiete wie die Elbe Orientierungswerte dar, können jedoch in begründeten Fällen auch überschritten werden.

Parameter	Beschreibung	Spannweite	Standardwert
TS	Schwellen-Temperatur Schneeschmelze	-0.5 ... - 2.5	-1.0
CX	Schmelzindex	2.0 ... 3.0	2.5
PKORR	Niederschlagskorrektur für Regen	1.0 ... 1.1	1.05
SKORR	Niederschlagskorrektur für Schnee	1.1 ... 1.3	1.2
BETA	Faktor der Nicht-Linearität in der Bodenwasserzone	1 ... 3	2
KUZ2	Konstante für schnellen Abfluss	0.15 ... 0.45	0.3
UZ1	Schwellenwert für schnellen Abfluss	20 ... 50	30
KUZ1	Konstante für langsamen Abfluss	0.03 ... 0.15	0.06
PERC	Sickerung zur Grundwasserzone	0.6 ... 1.1	0.8
KLZ	Konstante für sehr langsamen Abfluss	0.004 ... 0.016	0.008
FC	maximaler Bodenwassergehalt	100 ... 400	bodenabhängig

8.1.2 Aus der Modellintegration erwachsende zusätzliche Anforderungen

Im vorgestellten Modellverbund wird HBV-D in Form miteinander gekoppelter Einzugsgebiete betrieben. Weiterhin sollen die Auswirkungen von Veränderungen des Klimas und von Landnutzungsänderungen abgebildet werden. Als Konsequenz ergibt sich die Forderung, dass die Einzugsgebiete in ihrer Gesamtheit so parametrisiert sein sollen, dass die Simulation keine Artefakte liefert.

Die gewählte Oberlieger-Unterlieger Beziehung zwischen den Einzugsgebieten, die die Abflüsse der Oberlieger zu den Unterlieger-Pegeln routet, hat sich für diesen Zweck vorteilhaft erwiesen. Bei der Verwendung von Einzelgebieten, würde man auf die Unterlieger Oberlieger-Beziehung verzichten und die Kalibrierung einschließlich aller Teilgebiete der Oberlieger vornehmen. Ein Vergleich mit diesem Verfahren zeigt, dass sich höhere Gütemaße erzielen lassen.¹ Dieses Vorgehen führt auf der anderen Seite zu deutlich längeren Laufzeiten und höherem Speicherbedarf, da die Teileinzugsgebiete mehrfach auftauchen. Entscheidender ist die Tatsache, dass diese Gebietseinteilung Artefakten in der Wirkung von Maßnahmen und Szenarien Vorschub leistet. Da die Gebiete mit einheitlichen Parameterwerten beschrieben werden, muss ein mittlerer Wert für die Einzelparameter gefunden werden, der das Gesamtgebiet gut beschreibt. Dies führt am Zusammenfluss aus Einzugsgebieten unterschiedlicher Charakteristika - wie der Havel-Mündung oder der Saale-Mündung - dazu, dass dieselbe Maßnahme im selben Teileinzugsgebiet mit unterschiedlichen Parameterwerten bewertet wird. In der Folge zeigten sich deutliche Artefakte, wie beispielsweise negative Gebietsabflüsse.

Artefakte können auch beim gewählten Ansatz auftauchen, wenn Gebiete sehr unterschiedlich parametrisiert werden. Grundsätzlich bietet das HBV-D Modell eine Vielzahl von Einstellungsmöglichkeiten, aufgrund derer sich mit unterschiedlichen Parametersätzen gleichartige Gütemaße erzielen lassen. Im

¹Generell gilt, dass die erzielbare Güte der Kalibrierung positiv mit der Größe des Einzugsgebietes zusammenhängt.

Sinne einer Vermeidung von Artefakten wurde versucht soweit möglich scharfe Übergänge zwischen den Teileinzugsgebieten zu vermeiden. Insbesondere der Faktor BETA, der die nicht-linearität des Wassertransportes in der Bodenzone beschreibt, hat sich als diesbezüglich sensibel herausgestellt. Im Sinne einer möglichst nicht gestörten Gesamtkalibrierung sollte die Summe der Abweichungen zwischen den Einzelparametern über alle Gebiete minimiert werden. Die Sensitivität der Parameter kann über Wichtigkeitsfaktoren berücksichtigt werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war es nicht möglich, eine automatisierte Kalibrierungs-Routine für diesen Zweck entwickeln und zu testen. Die manuell durchgeführte Kalibrierung berücksichtigt die genannten Nebenbedingungen implizit. Zusätzlich wurden weitere Informationen über die Charakteristika des Einzugsgebietes, beispielsweise in Form der Niederschlagsverteilung, der Grundwasserneubildung und der Reliefenergie, berücksichtigt.

8.2 Ergebnisse der Kalibrierung

Die Güte der Kalibrierung an den Einzelpegeln lässt sich anhand einer Reihe von Ansätzen beurteilen. Hierzu zählen:

- Vergleich der gemessenen und simulierten Abflusskennwerte MQ und Q5 (Abbildung 8.2)
- aggregierte Gütekriterien und Wasserbilanz für Kalibrierungsperiode und Validierungsperiode (Tabelle 8.4)
- die Gütekriterien der Einzeljahre (Abbildungen im Anhang A.3, ab S. 319)
- Scatterplots zwischen gemessenen und simulierten Werten für Kalibrierungs- und Validierungsperiode (Abbildung im Kapitel A.1, ab S. 273)
- der Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Ganglinien (Abbildungen im Anhang A.2, ab S. 280)

Da die an den Pegeln zur Verfügung stehenden Zeitreihen (Tabelle 8.2) unterschiedlich waren, wurde für den Vergleich zwischen den Abflusskennzahlen der an allen Pegeln verfügbare Zeitraum vom 01.01.1981 bis zum 31.05.1995 gewählt. Die Kalibrierungsperiode begann an den meisten Pegeln am 01.01.1980, Ausnahmen stellen lediglich Hadmersleben und Laucha dar, für die die Kalibrierungsperiode am 01.01.1981 begonnen wurde. Das Ende der Kalibrierungsperiode wurde für alle Pegel auf den 31.12.1990 terminiert. Um ein Einschwingen des Systems zu ermöglichen, wurde der Modelllauf stets ein Jahr vor dem Beginn der Kalibrierungsperiode gestartet. Die Länge der Zeitreihe am Pegel Schöna, der den Input aus dem tschechischen Teil abbildet, bestimmt die mögliche Simulationsdauer an den flussabwärts gelegenen Pegeln. Längere Zeitreihen stehen bei der BfG zur Verfügung, konnten aus Zeitgründen in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht zusätzlich berücksichtigt werden.

Ein Vergleich der für die Kopplung mit GREAT-ER relevanten Abflusskennzahlen MQ und Q5 (Tabelle 8.3) zeigt für MQ an den meisten Pegeln Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten, die kleiner 5% sind. Ausnahmen stellen die Pegel Laucha und Hadmersleben mit 11,3% und 24%. Die

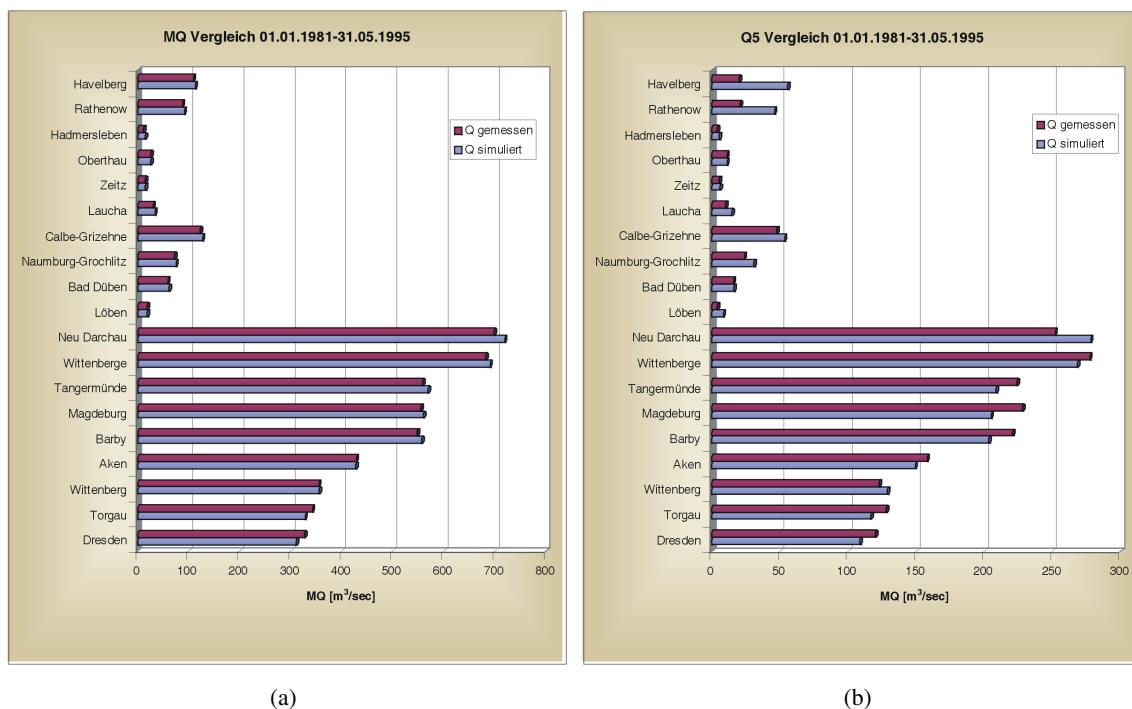


Abbildung 8.1: Simulierte und gemessene MQ und Q5-Werte der Einzelpegel.

absoluten Abweichungen an diesen Pegeln betragen $3,2 \text{ m}^3/\text{s}$ für Laucha und $2,9 \text{ m}^3/\text{s}$ für Hadmersleben. Die größten absoluten Abweichungen bezüglich des mittleren Abflusses betragen $21,2 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Neu Darchau und $-16,2 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Dresden.

Für das 5-Perzentil des Abflusses, den Q5 Wert zeigt sich ein komplexeres Bild. Während entlang der Elbe, mit Ausnahme von Neu Darchau, eine leichte Unterschätzung stattfindet und sich an den mittelhochbeeinflussten Pegeln Bad Döben, Zeitz und Oberthau leichte Abweichungen manifestieren, treten an den übrigen Pegeln massive Abweichungen auf. Die für MQ gefundenen Abweichungen an Laucha und Hadmersleben verstärken sich beim Q5 noch und sind auch an den flussabwärts gelegenen Pegeln Naumburg-Grochlitz und Calbe-Grizehne deutlich sichtbar. Abweichungen von mehr als dem doppelten sind an der Schwarzen Elster (Löben) und an der Havel zu finden (Rathenow und Havelberg). An der Havel ist die Stärke der Abweichung mit der anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens und den vom Modell nicht hinreichend abbildbaren naturräumlichen Besonderheiten wie der hohen Seen-Fläche und dem Vorhandensein von direkt mit dem Grundwasser in Beziehung stehenden Flachlandflüssen zu erklären. In absoluten Zahlen beträgt die Abweichung am Pegel Löben $4,2 \text{ m}^3/\text{s}$, $25,3 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Rathenow und $35,9 \text{ m}^3/\text{s}$ bei Havelberg.

Die aggregierten Gütekriterien Nash-Sutcliff Effizienz (Tabelle 8.4) und Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte liegen für die Kalibrierungsperiode mit Ausnahme der Pegel des Havel-Spree Gebietes Werte jenseits des, gemeinhin als hinreichend für eine gute Kalibrierung angesehenen Wertes von 0,7. Mit Ausnahme der aufgrund des Karst-Vorkommens oder starker anthropogener Überprägung des Abflussgeschehens schwierig zu parametrisierenden Pegel Hadmersleben, Laucha und Löben liegen die

Tabelle 8.2: An den HBV-D Pegeln für die Kalibrierung verfügbare Abflusszeitreihen. Die Länge der Zeitreihe am Pegel Schöna, der den Input aus dem tschechischen Teil abbildet bestimmt die mögliche Simulationsdauer an den flussabwärts gelegenen Pegeln.

Name	Zeitreihe	
	Beginn	Ende
Schöna	01.01.1979	31.10.1998
Dresden	01.01.1979	31.10.1996
Torgau	01.01.1979	01.11.1995
Wittenberg	01.01.1979	31.12.2000
Aken	01.01.1979	31.12.2000
Barby	01.01.1979	31.12.2000
Magdeburg	01.01.1979	31.12.2000
Tangermünde	01.01.1979	31.12.2000
Wittenberge	01.01.1979	01.01.1995
Neu Darchau	01.01.1979	31.12.2000
Löben	01.01.1979	31.12.2000
Bad Dübén	01.01.1979	31.12.2000
Naumburg-Grochlitz	01.01.1979	31.12.2000
Calbe-Grizehne	01.01.1979	31.12.2000
Laucha	01.01.1981	01.06.1995
Zeitz	01.01.1979	31.12.2000
Oberthau	01.01.1979	31.12.1999
Hadmersleben	01.01.1981	01.06.1995
Rathenow	01.01.1979	31.12.2000
Havelberg	01.01.1979	31.12.2000

Kalibrierungs-Ergebnisse sogar jenseits von 0,8, entlang der Elbe sogar über 0,9. Die Abweichungen zwischen der Nash-Sutcliff Effizienz und der Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte sind mit Ausnahme von Rathenow, Havelberg, Hadmersleben und Löben vernachlässigbar. Die genannten Pegel zeigen erwartungsgemäß auch starke Abweichungen bezüglich des Q5. Die Wasserbilanz befindet sich mit der maximalen Abweichung von 3% bei Löben innerhalb der angestrebten Größenordnung von $\pm 2\%$.

Da die Güte der Kalibrierung wesentlich von den flussaufwärts generierten und auf den Pegel gerouteten Abflüssen abhängt, sollte der Anteil des Abflusses, der von Oberliegern stammt bei der Interpretation berücksichtigt werden (Tabelle 8.5). Insbesondere entlang der Elbe ist der Einfluss der flussaufwärts gelegenen Werte enorm. Das Verhältnis der Flächengröße zwischen dem Gesamtgebiet und der Fläche der Oberlieger zeichnet diesen Zusammenhang nach, wird aber durch die unterschiedliche Abflussentstehung überprägt.

Da es sich am Pegel Schöna, der den tschechischen Teil des Einzugsgebietes repräsentiert nicht um simulierte sondern um gemessene Werte handelt ist die Güte der Ergebnisse entlang der Elbe irreführend. Es sollte auch nicht vergessen werden, dass für die Kopplung mit GREAT-ER die korrekte Abbildung des zwischen den Pegeln realisierten Abflussgeschehens entscheidend ist und nicht das - von den Gütekriterien bewertete - Abflussgeschehen am Pegel selbst.

Tabelle 8.3: Abweichungen MQ und Q5 zwischen simulierten und gemessenen Abflusswerten.

Name	Abweichung MQ [%]	Abweichung Q5 [%]
Dresden	-5,0	-9,2
Torgau	-4,2	-8,8
Wittenberg	0,4	4,8
Aken	-0,3	-5,5
Barby	1,5	-7,9
Magdeburg	0,8	-10,1
Tangermünde	1,8	-6,8
Wittenberge	1,2	-3,3
Neu Darchau	3,0	10,4
Löben	3,6	99,4
Bad Dübén	4,0	2,6
Naumburg-Grochlitz	3,7	30,9
Calbe-Grizéhne	3,6	11,7
Laucha	11,3	42,0
Zeitz	4,0	5,9
Oberthau	1,0	-1,3
Hadmersleben	24,0	42,4
Rathenow	4,0	122,0
Havelberg	3,4	179,6

Bezüglich der gesamten am jeweiligen Pegel vorhandenen Abflusszeitreihe verschlechtern sich die Güteparameter teilweise nicht unwesentlich. Während die Ergebnisse entlang der Elbe - nicht zuletzt aufgrund des starken Einflusses von Schöna - mit Ausnahme von Neu Darchau konstant bleiben oder sich gar leicht verbessern, verschlechtern sich die beiden Güte-Kriterien R^2 und $\log R^2$ an den übrigen Pegeln. Die stärksten Effekte treten an der Havel (-0.19 bzw. -0.20 für R^2) sowie in Löben (-0.11 für R^2) und an Naumburg-Grochlitz (-0.9 für R^2) auf. Für $\log R^2$ sind die Effekte mit Ausnahme von Löben geringer; insbesondere an der Havel verschlechtert sich das Gütemaß nur um 0.11 bzw. 0.12 - allerdings ausgehend von deutlich niedrigeren Werten als R^2 . Hinsichtlich der Wasserbilanz zeigt sich an mehr als der Hälfte der Pegel eine deutliche Zunahme des simulierten Abflusses gegenüber dem gemessenen.

Die auf Einzeljahre bezogenen Gütekriterien (Anhang A.3, ab S. 319) zeigen, dass die Güte der Kalibrierung stärkeren Schwankungen unterworfen ist. Das Verhalten des System lässt sich somit nicht unter allen Bedingungen gleich gut vorhersagen. Da die Güte der Kalibrierung von der in den zur Kalibrierung verwendeten Daten abhängt, ist dieses Verhalten prinzipiell zu erwarten.

Da das vom Modell unterstellte natürliche Abflussgeschehen mehr oder weniger stark von menschlichen Eingriffen überprägt wird, stellt die vorgenommene Kalibrierung auch einen Anpassung an die im Kalibrierungszeitraum verfolgte Wassermengenbewirtschaftung dar. Ändert sich diese, ist mit einem

Tabelle 8.4: Aggregierte Gütekriterien an den HBV-D Pegeln. Dargestellt ist die Nash-Sutcliff Effizienz (R^2), die Nash-Sutcliff Effizienz der logarithmierten Werte ($R^2 - Log$) und die relative Wasserbilanz. Die Werte sind jeweils für die Kalibrierungsperiode des Pegels und für die gesamte verfügbare Zeitperiode (inklusive der Kalibrierungsperiode) dargestellt.

Name	R^2	R^2	$R^2 - Log$	$R^2 - Log$	Wasserbilanz	Wasserbilanz
	Kalib.	Gesamt	Kalib.	Gesamt	Kalib.	Gesamt
Dresden	0,99	0,99	0,99	0,99	-0,02	-0,03
Torgau	0,98	0,98	0,98	0,98	-0,02	-0,02
Wittenberg	0,95	0,96	0,97	0,96	-0,01	0,02
Aken	0,96	0,97	0,97	0,97	0,00	0,05
Barby	0,95	0,95	0,96	0,95	-0,01	0,02
Magdeburg	0,95	0,95	0,96	0,95	0,00	0,07
Tangermünde	0,95	0,95	0,96	0,95	-0,02	-0,02
Wittenberge	0,95	0,93	0,94	0,93	0,00	0,00
Neu Darchau	0,93	0,91	0,93	0,91	-0,01	0,02
Löben	0,84	0,63	0,77	0,63	-0,02	0,01
Bad Dübén	0,85	0,81	0,84	0,81	-0,01	0,02
Naumburg	0,87	0,78	0,83	0,78	0,00	0,04
Calbe	0,86	0,79	0,87	0,79	-0,02	-0,03
Laucha	0,83	0,75	0,75	0,75	-0,01	0,05
Zeitz	0,85	0,82	0,82	0,82	0,00	0,00
Oberthau	0,82	0,80	0,85	0,80	0,00	0,08
Hadmersleben	0,75	0,68	0,68	0,68	-0,03	0,07
Rathenow	0,66	0,47	0,54	0,47	0,00	0,02
Havelberg	0,67	0,47	0,55	0,47	-0,02	0,00

Absinken der Prognosegüte zu rechnen. Insbesondere extreme Hoch- oder Niedrigwasserereignisse, die nicht in den Kalibrierungsdaten enthalten sind können zu nicht vorhersagbarem Systemverhalten führen.

Mit Ausnahme des Pegels Laucha, der ein spezielles Verhaltensmuster zeigt, und Oberthau lässt sich für alle Pegel ein Absinken der Güteparameter in den Jahren 1984 und 1993 finden. Entlang der Elbe sind diese Effekte - durch den ausgleichenden Effekt von Schöna, an dem die Ergebnisse exakt vorhergesagt werden, da gemessenen Daten verwendet werden - weniger ausgeprägt, lassen sich bei einer modifizierten Achsenskalierung jedoch ebenfalls deutlich identifizieren. Je stärker der Anteil des simulierten Abflussgeschehens flussabwärts wird, desto deutlicher prägen sich die Peaks auch an der Elbe durch.

Ein Vergleich der simulierten und der gemessenen Ganglinie für Laucha zeigt, dass simuliertes und reales Abflussregime an diesem Pegel ab 1990 bis zum Ende der vorliegenden Messdaten 1995 quasi entkoppelt sind. Mit Ausnahme der Niedrigwasserperiode im zweiten Halbjahr 1991 stellen die Simulationsergebnisse keine geeignete Repräsentation des Abflussgeschehens dar. Es ist zu vermuten, dass eine

Tabelle 8.5: Einfluss der Oberlieger an den HBV-D Pegeln. Dargestellt ist das Verhältnis (Gesamtabfluss am Pegel - Summe des Abflusses aller direkten Oberlieger) / Gesamtabfluss am Pegel. Werte größer 100% können durch Fehler der Pegelmessungen erklärt werden (siehe Abschnitt 10.3.1, S. 256). Der Flächenanteil ist ebenso berechnet worden.

Name	Bezogen auf		
	Simulierte Abflüsse [%]	Gemessene Abflüsse [%]	Flächenanteil Oberlieger [%]
Dresden	93,4	88,7	96,4
Torgau	94,8	95,5	96,1
Wittenberg	97,6	101,9	96,3
Aken	97,7	96,5	97,1
Barby	99,7	100,6	99,5
Magdeburg	99,4	98,8	99,0
Tangermünde	98,4	99,4	97,1
Wittenberge	98,7	97,9	99,7
Neu Darchau	96,0	97,7	93,6
Löben	0,0	0,0	0,0
Bad Dübén	0,0	0,0	0,0
Naumburg-Grochlitz	45,7	42,6	54,4
Calbe-Grizelne	91,2	89,8	81,1
Laucha	0,0	0,0	0,0
Zeit	0,0	0,0	0,0
Oberthau	60,5	58,8	48,8
Hadmersleben	0,0	0,0	0,0
Rathenow	0,0	0,0	0,0
Havelberg	80,8	80,4	80,1

geänderte Wassermengenbewirtschaftung die Ursache dieses Regimewechsels ist. Die extremen Witterungsbedingungen zu Anfang der 90er Jahre können aufgrund nicht vorhersagbarer Steuerungseingriffe für eine zeitweise Verschlechterung der Gütemaße verantwortlich sein, dass sich das System nicht wieder einschwingt deutet allerdings auf eine anhaltende Veränderung des anthropogenen Einflusses hin.

Für Rathenow und Havelberg ist eine deutliche Dämpfung der Ganglinie zu erkennen, die sich einerseits in der Reliefarmut und dem hohen Seenanteil des Gebietes begründet, andererseits über die anthropogenen Eingriffe in Form von Kanälen und Überleitungen verstärkt wird. Die simulierte Ganglinie vermag dem realen Verlauf zwar näherungsweise zu folgen, kann jedoch die feinere Struktur der Abflussgenerierung nicht ausreichend auflösen. Auch die vorgenommene künstliche Erhöhung der Seen-Fläche um 100% vermag keine durchschlagende Verbesserung der Ergebnisse zu erzielen. Eine Erweiterung des Modells für die in diesem Gebiet vorherrschenden Prozesse erscheint notwendig, um eine verbesserte Vorhersage treffen zu können. Als mögliche Erweiterung des Modells wird die Berücksichtigung von Flachlandflüssen mit direktem Anschluss an das Grundwasser vorgeschlagen (Krysanova, 2004).

Entlang der Elbe zeigt sich für einzelne Hochwasserspitzen, dass die Vorhersage entlang des Flusslaufes schlechter wird. Dies ist mit dem Einsatz der einfachen Routing-Routine zu erklären, die beispielsweise keine Unterscheidung des Zuflusses von zwei Oberlieger-Pegeln zulässt.

Weitere signifikante Abfälle der Vorhersage-Effizienz zeigen sich im Jahr 1996 an Naumburg-Grochlitz, Zeitz und Oberthau und Rathenow. Havelberg, Bad Dübener See und Löben zeigen diesen Peak ein Jahr später. Am Pegel Zeitz zeigt sich ein weiterer Abfall im Jahre 1991, während bei Oberthau ein Abfallen der Vorhersagegüte der Niedrigabflüsse von 1992 bis 1994 zeigt, der nicht von einem entsprechendem Verhalten des Nash-Sutcliffe Kriteriums begleitet wird. Die Vorhersagegüte am Pegel Laucha sinkt ab 1989 sehr stark ab und steigt bis zum Ende der vorliegenden Zeitreihe nicht wieder auf einen vertretbaren Wert an. Während für die nahezu an allen Pegel synchron auftretenden Effekte eine gemeinsame Ursache in Form der Witterungsbedingungen nahe liegt, ist für die nur einzeln zu beobachtenden Effekte von lokalen Änderungen der Wassermengenbewirtschaftung auszugehen.

Aussagen über die Richtung des gemachten Fehlers lassen sich anhand der im Anhang A.1 dargestellten Scatterplots zwischen gemessenen und simulierten Pegeln ableiten. Idealerweise sollten die Werte mit geringer Varianz um die 1:1 Linie streuen. Ein Abweichen der eingezeichneten linearen Trendlinie von der 1:1 Linie beschreibt eine Unter- (Trendlinie liegt oberhalb der 1:1 Linie, d.h. der 'Regressions'-Koeffizient ist größer 1) bzw. Überschätzung (Trendlinie liegt unterhalb der 1:1 Linie, d.h. der 'Regressions'-Koeffizient ist kleiner 1) des Abflussgeschehens durch das Modell. Aufgrund der Struktur der linearen Regression, die der Trendgeraden zugrunde liegt, wird die Lage der Trendlinie insbesondere durch hohe Abflusswerte bestimmt - für niedrige Abflüsse kann also durchaus das gegenteilige Verhalten vorliegen. Das angegebene Bestimmtheitsmaß ist nicht als Gütemaß zu verstehen, da es sich nicht um eine Regression im eigentlichen Sinne handelt, sondern sollte als Maß für die Varianz der Abweichungen verstanden werden. Je höher das angegebene Bestimmtheitsmaß, desto enger gruppieren sich die Wertepaare um die Trendlinie, desto eindeutiger ist somit die - unterstellte lineare - Beziehung zwischen simulierten und gemessenen Werten. Im Umkehrschluss kann aus einem hohen Bestimmtheitsmaß in den Scatterplots nicht auf eine hohe Güte der Modellkalibrierung geschlossen werden, da hierfür die Abweichung von der 1:1 Linie ausschlaggebend ist. Der durch die zusätzlich eingezeichneten 1:2 und 2:1 Linien definierte Kegel ermöglicht es, die relativen Abweichungen von der 1:1 Linie besser einschätzen zu können.

Entlang der Elbe lässt sich erwartungsgemäß sowohl für die Kalibrierungs- als auch für die Validierungsperiode flussaufwärts, mit abnehmendem Einfluss von Schöna, eine durch die Abnahme des Bestimmtheitsmaßes ausgedrückte Zunahme der Varianz beobachten. Einzelne Niedrigwasserereignisse werden vom Modell so stark überschätzt, dass es zu einem Verlassen des durch die 1:2 und 2:1 Linien definierten Kegels kommt. Unterhalb von Torgau zeichnet sich in der Validierungsperiode eine grundsätzliche Tendenz zur Überschätzung der Abflussmengen durch das Modell ab.

Kapitel 9

Ergebnisse der Modellintegration

9.1 Ausgangszustand

Um die Wirksamkeit der Beispiel-Maßnahmen besser interpretieren zu können, werden nachfolgend die Ergebnisse im Referenzzustand dargestellt. Soweit möglich erfolgt ein Vergleich mit Messdaten um die Güte der Vorhersage abschätzen zu können.

9.1.1 Nährstoffeinträge in die Gewässer

Der Referenzzustand der Nährstoffemissionen stellt weitestgehend die Original-Ergebnisse von MONERIS dar. Da die Maßnahmen, die über HBV-D wirken nur relativ zum Referenzzustand wirksam werden, treten keine Abweichungen zum Original-Modell auf. Ebenso liefert das Nährstoffüberschussmodul im Referenzzustand die Originalwerte von MONERIS.

Gesamt-Stickstoff

Die Verteilung der spezifischen diffusen Stickstoffeinträge in die Gewässer (Abbildung 9.1, S. 187) zeigt aufgrund der Überlagerung der räumlichen Muster der Einzelpfade ein recht heterogenes Bild. Die höchsten Einträge - mit 2 bis 3 Tonnen Gesamt-Stickstoff pro Quadratkilometer und Jahr - befinden sich in der Elbmarsch, Teilen der Schleswig Holsteinischen Geeht sowie im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde. Diese Verteilung lässt sich nicht anhand eines einzelnen Faktors, wie der Verteilung der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse (Abbildung 3.5.2, S. 33) erklären, sondern bedarf einer Analyse der einzelnen Eintragspfade.

Den bedeutendsten Anteil der Einträge liefern die Pfade Grundwasser (Abbildung 9.3, S. 189) und Drainagen (Abbildung 9.2, S. 188); für den Großraum Berlin stellen auch Einträge von versiegelten urbanen Flächen (Abbildung 9.4, S. 190) eine bedeutende Quelle dar.

Die Einträge über atmosphärische Deposition sind insgesamt unbedeutend. Sowohl die Anteile an der Gesamteintragsmenge (Abbildung 9.2, S. 188), als auch die flächenspezifischen Einträge zeigen erhöhte Werte im Havel-Spree-Gebiet, bedingt durch die hohe Seendichte dieses Gebietes.

Erosion stellt für Stickstoff keinen übermäßig bedeutenden Eintragspfad dar. Die Anteile an den Gesamteinträgen (Abbildung 9.3, S. 189) betragen maximal 9%; das Verteilungsmuster der Werte spiegelt die Reliefenergie des Gebietes wider, während die Mittelgebirgsbereiche erhöhte Werte aufweisen, sind die partikelgebundenen Einträge in den Flachlandbereichen ausgesprochen gering. Die niedrigen Werte in den tschechischen Einzugsgebieten des Erzgebirges sind auf unvollständige Datensätze für diese Gebiete zurückzuführen.

Ebenso wie Erosion ist der Beitrag des gelöst im Oberflächenabfluss transportierten Materials für Stickstoff von untergeordneter Bedeutung (Abbildung 9.4, S. 190). Leicht erhöhte Werte finden sich im nördlichen Teil des Thüringer Beckens, dem Erzgebirge sowie in Lüneburger Heide, Stader Geehst und Altmark. Das räumliche Muster lässt sich anhand der Niederschlagsverteilung (Abbildung 3.4, S. 21) und dem Auftreten der für die Abschwemmung relevanten Landnutzungsklassen Ackerland, Grünland und Offenes Land (Abbildung 3.11, S. 31) erklären.

Erwartungsgemäß folgen die Einträge über versiegelte urbane Flächen der Verteilung der Siedlungszentren. Besonders hervorstechend ist die Metropole Berlin; weitere durch diesen Pfad deutlich beeinflusste Einzugsgebiete befinden sich im Raum Leipzig-Halle und Erfurt. Deutlich geringer fällt der Effekt im zu Hamburg gehörenden Einzugsgebiet aus, was sich aber durch die Größe des MONERIS-Einzugsgebietes erklären lässt.

Die Verteilung der Einträge über Grundwasser (Abbildung 9.3, S. 189) und Drainagewasser (Abbildung 9.2, S. 188) weist ein komplexeres Muster auf. Beide Pfade werden von den Stickstoffüberschüssen der Landwirtschaft (Abbildung 3.12, S. 33) beeinflusst. Zusätzlich hängen beide Pfade von der Sickerwassermenge ab, die über die Grundwasserneubildung (Abbildung 3.2, S. 22) hinreichend beschrieben werden kann. Da Wasser das über Drainagen abgeführt wird nicht mehr für die Tiefenversickerung zur Verfügung steht, ist der Anteil des Grundwasserpfades überall dort relativ klein, wo Einträge über Drainagen eine große Rolle spielen - beispielsweise in der Elbmarsch, der Schleswig-Holsteinischen Bucht, im Lausitzer Becken und Heidefeld sowie dem Oberlausitzer Heidefeld. Die Bedeutung des Eintrags über Drainagewasser lässt sich für einen hohen Anteil von Gebieten sehr gut über das Vorkommen der drainierten Flächen erklären (Abbildung 3.5.2, S. 33). Für den Grundwasserpfad zeigt sich in den Gebieten mit hoher mittlerer Grundwasserverweilzeit (Abbildung 3.3, S. 28) eine, aufgrund der potentiell höheren Retention abnehmende Bedeutung der Einträge über diesen Pfad.

Gesamt-Stickstoffeinträge in die Gewässer aus diffusen Quellen - Referenzzustand

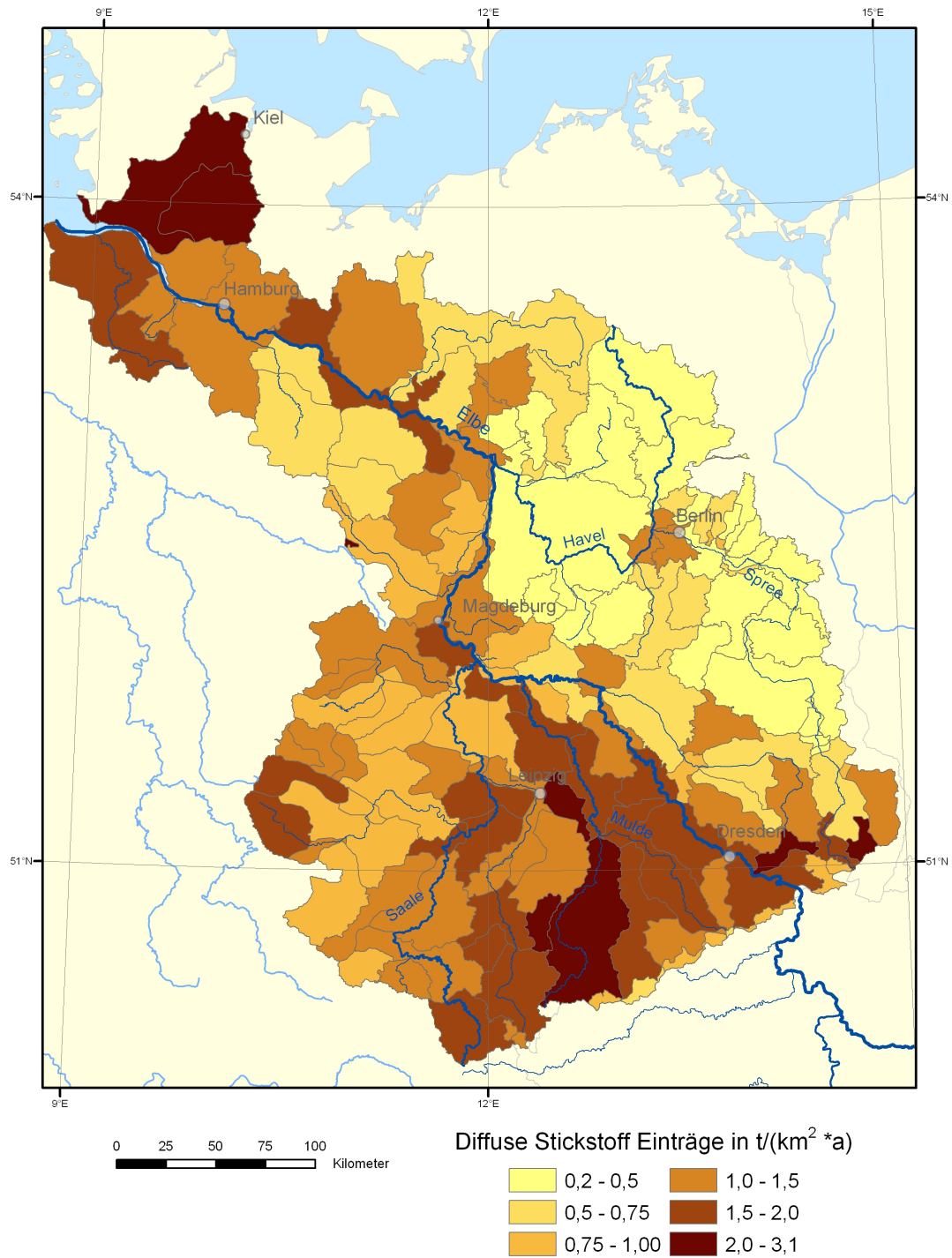


Abbildung 9.1: Diffuse Stickstoffeinträge in die Gewässer im Referenzzustand

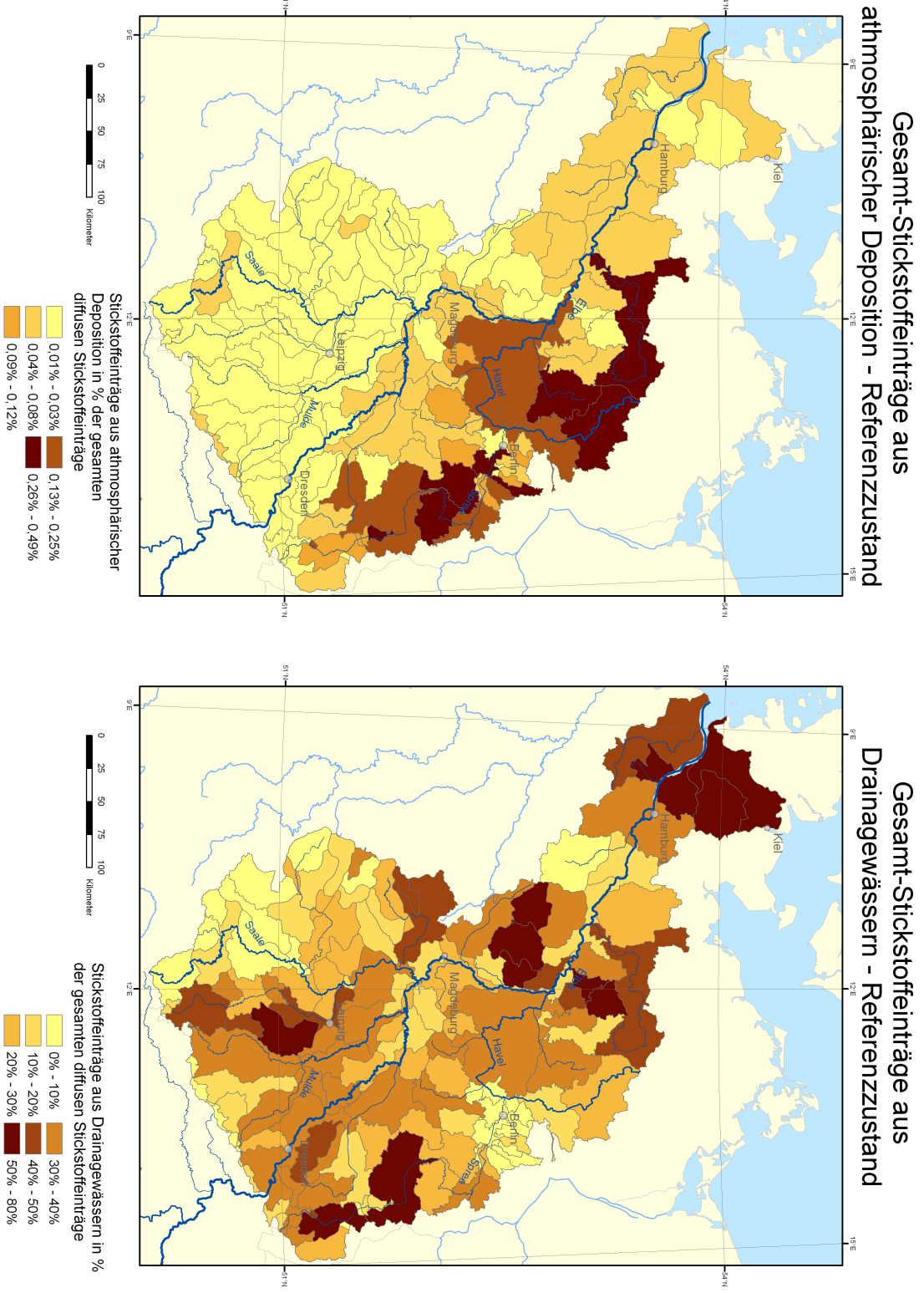


Abbildung 9.2: Stickstoffeinträge in die Gewässer über den Pfad atmosphärische Deposition (links) und Drainagewasser (rechts) im Referenzzustand.

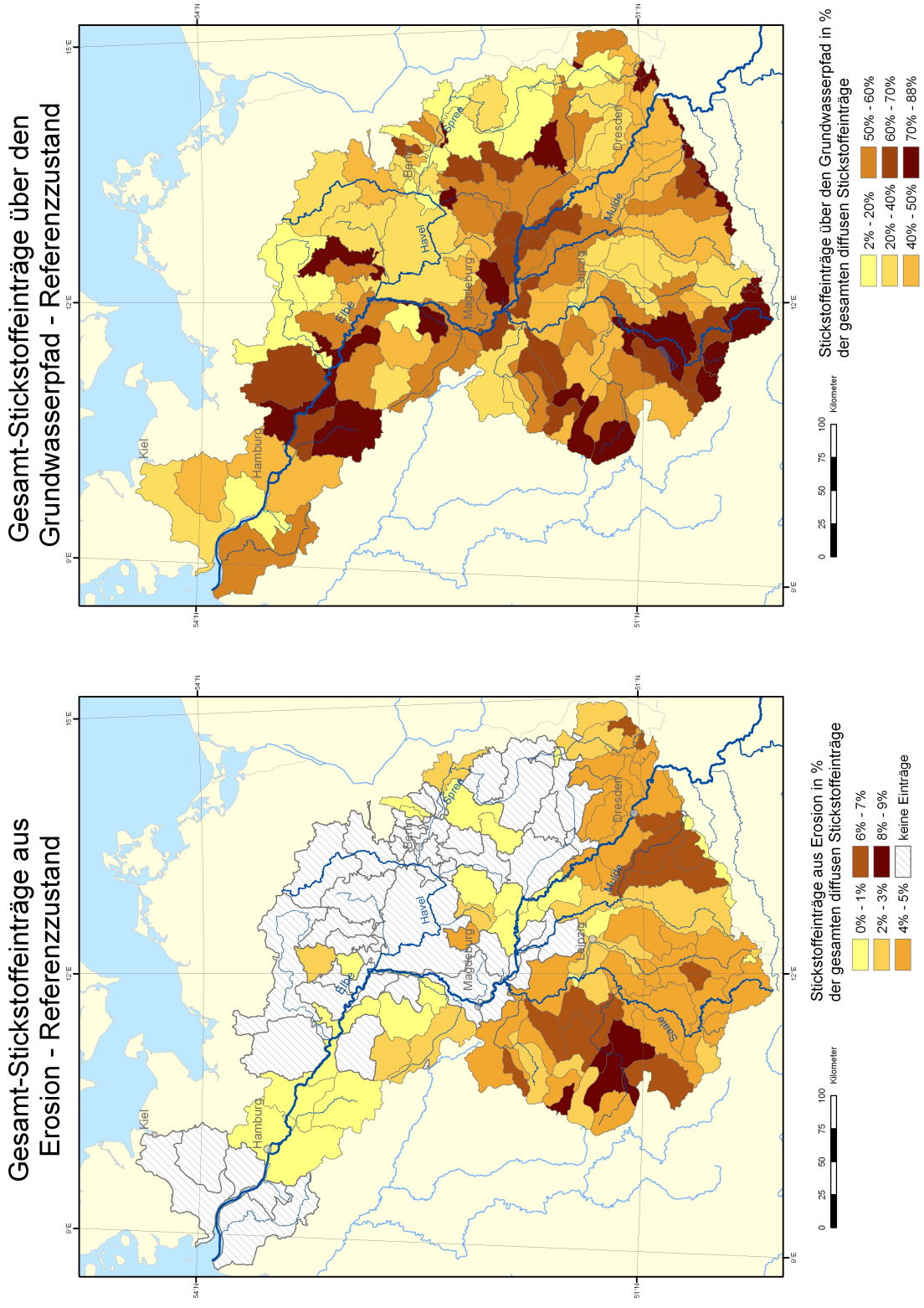


Abbildung 9.3: Stickstoffeinträge in die Gewässer über den Erosionspfad (links) und über das Grundwasser im Referenzzustand.

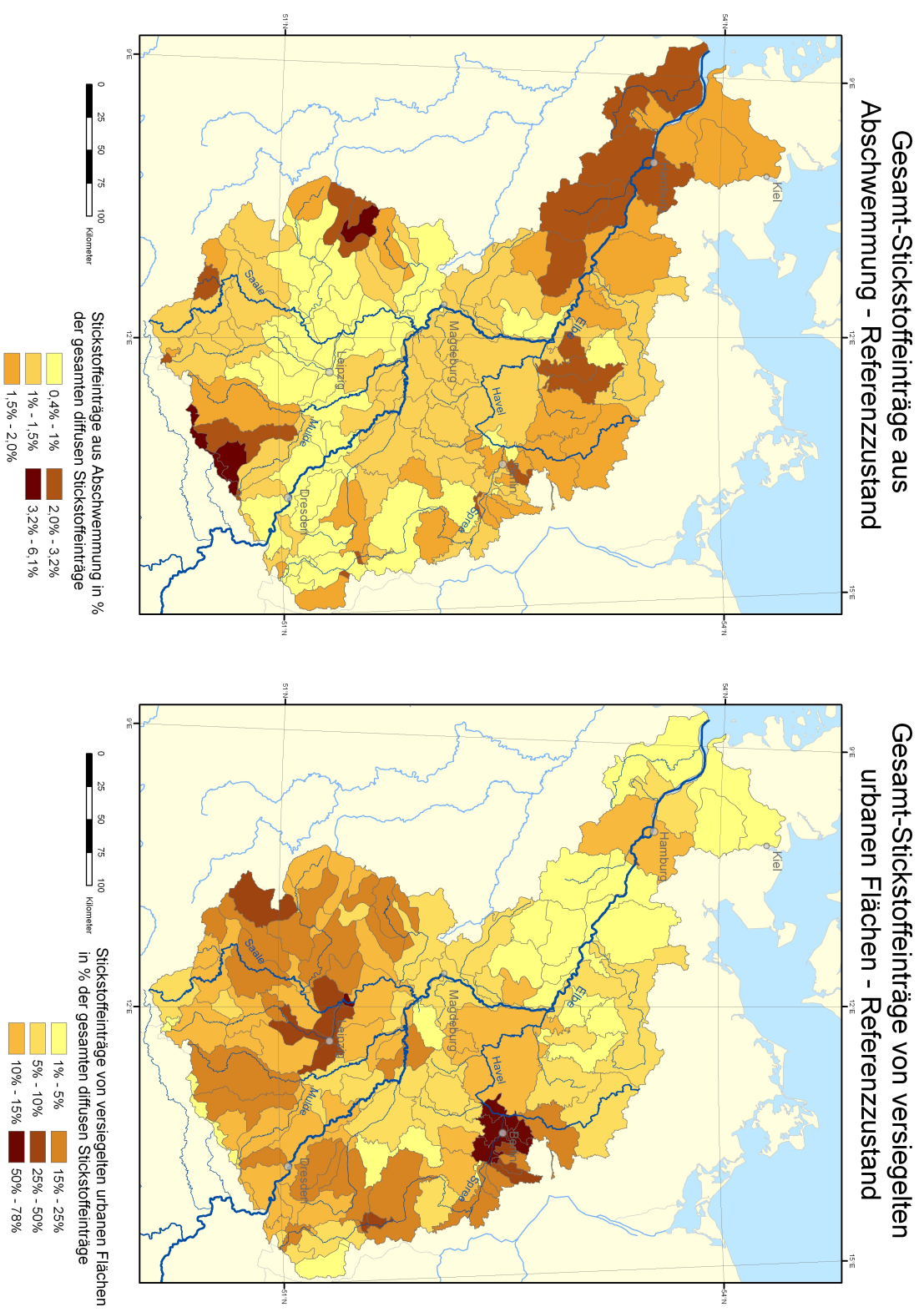


Abbildung 9.4: Stickstoffeinträge in die Gewässer über Abschwemmung (links) und über versiegelte urbane Flächen (rechts) im Referenzzustand.

Gesamt-Phosphor

Die Verteilung der Phosphoreinträge in die Gewässer (Abbildung 9.5, S. 192), unterscheidet sich hinsichtlich der Verteilung der Stickstoff-Einträge durch höhere relative Einträge in den Mittelgebirgsbereichen und den vorgelagerten Regionen sowie höherer relativer Eintragsmengen im Berliner Raum. Mengenmäßig sind die flächenbezogenen Eintragsmengen eine Größenordnung kleiner als bei Gesamt-Stickstoff.

Die Erklärung der Unterschiede ergibt sich aus dem höheren Gewicht der Einträge über Erosion (Abbildung 9.1.1, S. 194), die stark von der Reliefenergie abhängen. Entsprechend ergibt sich eine deutliche Zweiteilung des Elbe-Einzugsgebietes, in die durch Erosion dominierten Mittelgebirgsbereiche und den Flachlandbereich, in dem hohe Einträge aus dem Grundwasser vorherrschend sind. Auch der Eintrag über Abschwemmung ist gegenüber Stickstoff erhöht, spielt jedoch keinesfalls eine so dominierende Rolle wie Erosion.

In den durch geringe Phosphoreinträge gekennzeichneten Gebieten des Havel-Spree-Einzugsgebietes, spielt im Vergleich zum Stickstoff die athmosphärische Deposition (Abbildung 9.1.1, S. 193) eine bedeutendere Rolle, während der Beitrag der Drainagewassers geringer ausfällt. Die intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen der Elbmündung bedingen relativ hohe Phosphoreinträge über Drainagewasser und den Grundwasserpfad und passen deswegen nicht in das beschriebene Flachland-Mittelgebirgsschema.

Insgesamt lässt sich aufgrund der Verteilung der Phosphoreinträge eine relativ hohe Effizienz von Maßnahmen im Mittelgebirgsbereich vermuten, die insbesondere bei der Erosionsvermeidung ansetzen könnten. Im Havel-Spree Gebiet sind stärkere Emissionsminderungs-Potentiale eigentlich nur im Raum Berlin zu erwarten, während die Gebiete der Elbmündung für Maßnahmen, die die Nährstoffüberschüsse betreffen sensibel sein dürften. Aufgrund der hohen akkumulierten Phosphor-Überschüsse kann, die Wirkung von Maßnahmen, die den Phosphorüberschuss reduzieren, allerdings nur mit deutlicher Verzögerung wirksam werden (Vergleiche 7.6.3, S. 168).

Gesamt-Phosphoreinträge in die Gewässer aus diffusen Quellen - Referenzzustand

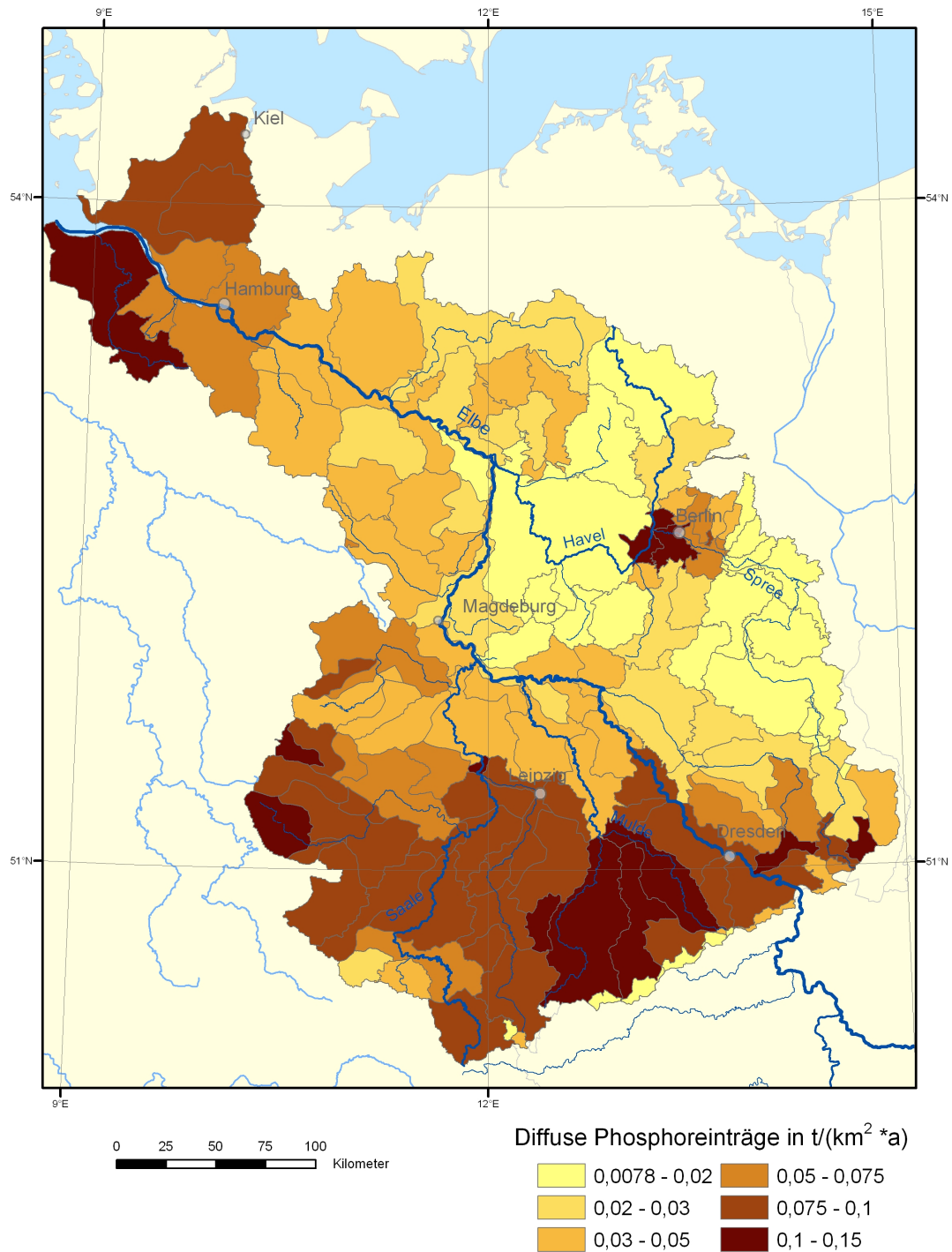


Abbildung 9.5: Diffuse Phosphoreinträge in die Gewässer im Referenzzustand

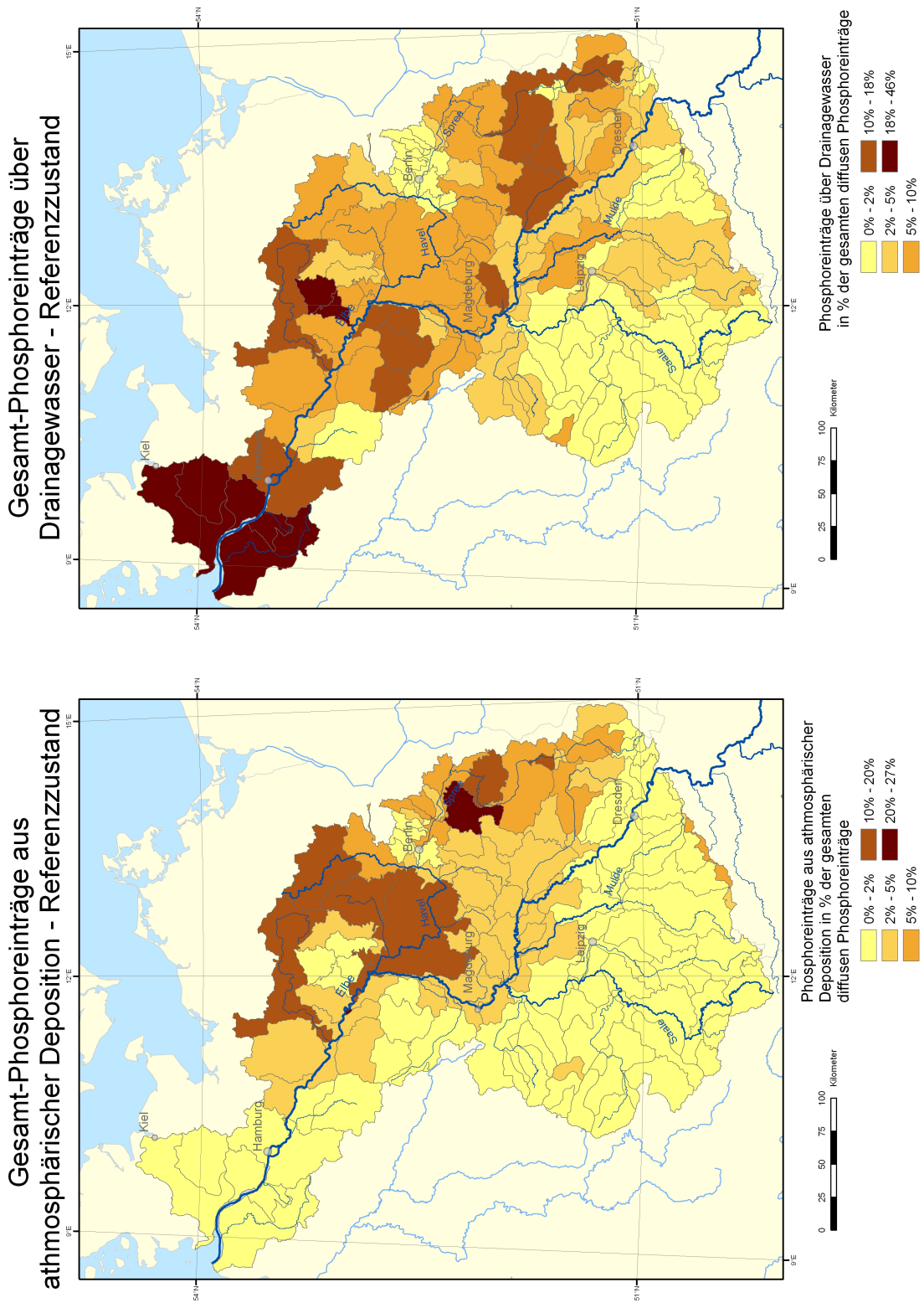


Abbildung 9.6: Phosphoreinträge in die Gewässer über den Pfad atmosphärische Deposition und über Drainagewasser im Referenzzustand.

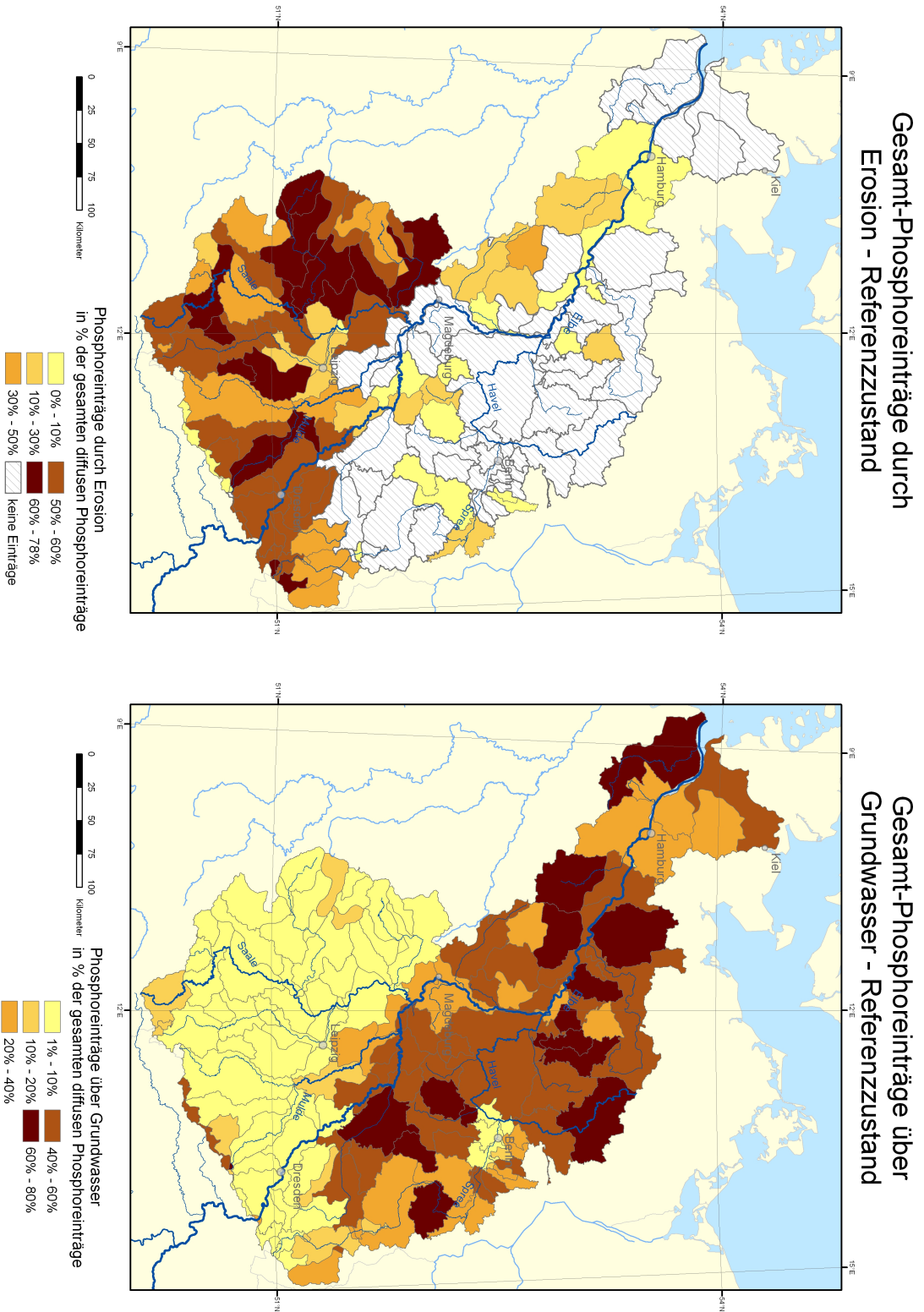


Abbildung 9.7: Phosphoreinträge in die Gewässer über den Erosionspfad und über das Grundwasser im Referenzzustand.

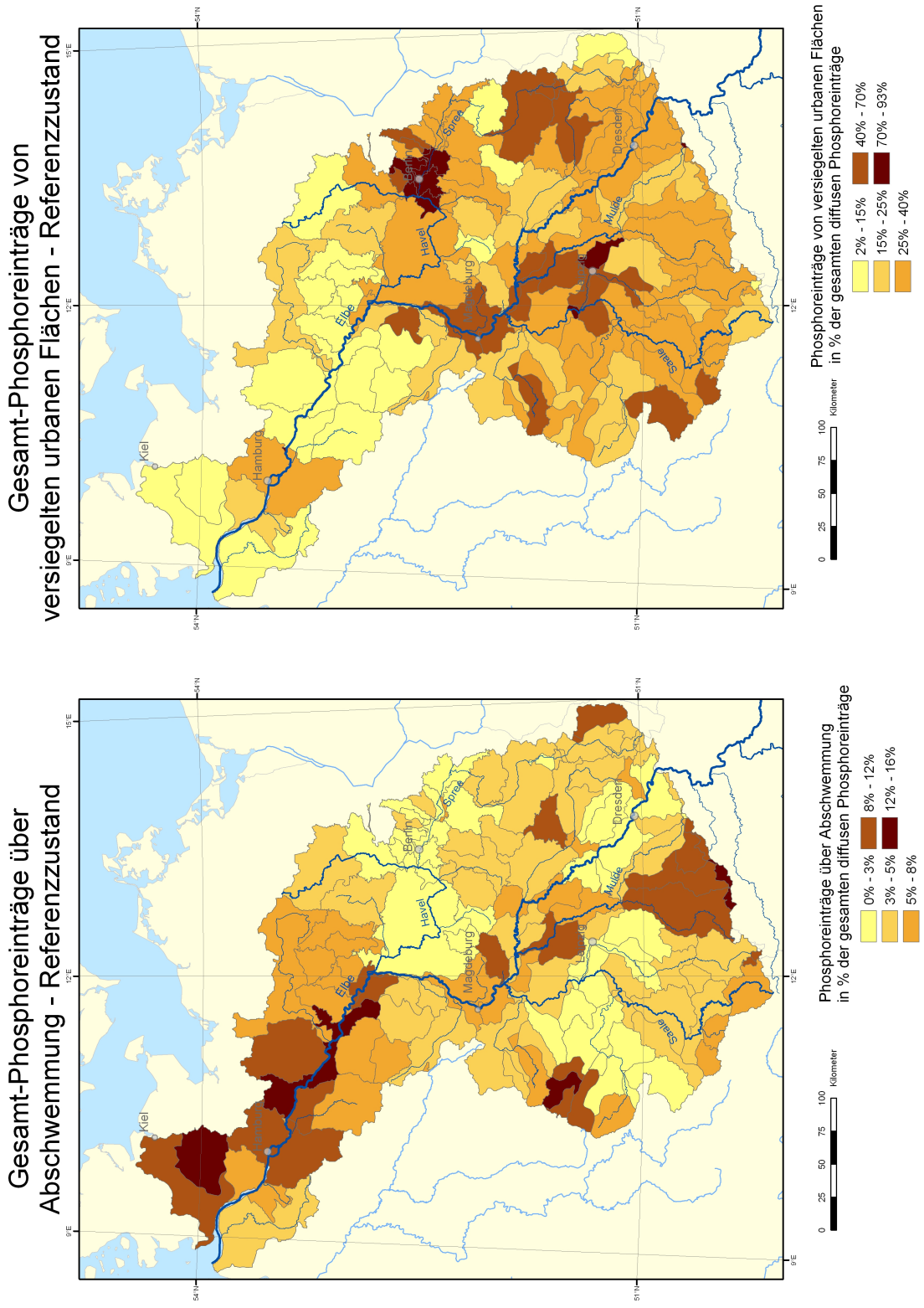


Abbildung 9.8: Phosphoreinträge in die Gewässer über Abschwemmung und über versiegelte urbane Flächen im Referenzzustand.

9.1.2 Hydrologie

Räumliche Verteilung der Abflusskomponenten

Die in MONERIS abgebildeten einfachen hydrologischen Beziehungen werden auf Grundlage der Abflussgenerierung der HBV-D Teileinzugsgebiete modifiziert. Auf Basis der Teileinzugsgebiete liefert HBV-D Gebietsabflüsse, die auf drei Abflusskomponenten aufgeteilt modelliert werden; es handelt sich dabei um die konzeptionellen Abflusskomponenten *Schneller Abfluss*, *Langsamer Abfluss* und *Sehr langsamer Abfluss*. Die schnelle Abflusskomponente liefert nur in den durch hohe Reliefenergie geprägten Gebieten des Erzgebirges sowie des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges Beiträge größer 10% (Abbildung 9.11, S. 199). In weiten Bereichen des nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebietes dominiert die sehr langsame Abflusskomponente, auf die im nördlichen Thüringer Becken, im östlichen Harzvorland und im Havel-Spree Einzugsgebiet mehr als 70% des Gebietsabflusses entfällt.

Abflusskomponenten im Fließgewässernetz

Die Kopplung mit HBV-D ersetzt den konventionellen Ansatz unter Verwendung einer nichtlinearen Regressionsbeziehung. Um die Güte der Abfluss-Parametrisierung abschätzen zu können, wird einerseits ein Vergleich zwischen der herkömmlichen und der neuen Variante durchgeführt und zusätzlich ein Vergleich mit Pegeldata durchgeführt. Generell ist zu berücksichtigen, dass der hier verfolgte Ansatz im Gegensatz zur herkömmlichen Methode simulierte Abflusswerte und nicht gemessene Daten verwendet und deswegen eine höhere Unsicherheit aufweist. Diese Unsicherheit muss in Kauf genommen werden, um die hydrologisch wirksamen Maßnahmen und Szenarien abbilden zu können, für die naturgemäß keine Messdaten vorhanden sind.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse erfolgt anhand von Längsprofilen einiger bedeutender Flüsse. Abbildung 9.9, S. 197 verdeutlicht die Lage der verwendeten Querprofile. Ein Teil dieser Längsprofile wird auch für die Darstellung weiterer Ergebnisse genutzt.

Erschwert wird die Interpretation der Längsprofile an einigen Stellen durch das Vorhandensein von Bifurkationen¹. An diesen Stellen teilt sich die akkumulierte Einzugsgebietsfläche auf, wodurch es zu einer Abnahme des Abflusses kommt. Da die Erzeugung der akkumulierten Einzugsgebietsflächen auf den ArcInfo Kommando TRACE beruht, welches in einigen Sonderfällen Probleme bei Bifurkationen besitzt wurden einige der im Elbe-Einzugsgebiet vorliegenden Bifurkationen aufgelöst. Insbesondere im Havel Einzugsgebiet findet sich aber immer noch eine Reihe Bifurkationen; Abbildung 9.10, S. 198 zeigt die für die Interpretation des Längsprofils (Abbildung 9.1.2, S. 201) bedeutenden Bifurkationen entlang der Havel.

Generell zeigt sich (Abbildung 9.13 und 9.12) eine Unterschätzung - gegenüber der herkömmlichen Methode - des Abflusses, je weiter flussaufwärts der betrachtete Flussabschnitt vom HBV-D Pegel liegt. Die angenommene lineare Funktion weist diesen Abschnitten weniger Abfluss zu, als die herkömmli-

¹Während es sich bei einigen der Bifurkationen um ein natürliches Phänomen handelt, sind andere Bifurkationen aufgrund von Kanälen und Überleitungen entstanden. Diese künstlichen Phänomene müssten im Sinne einer methodisch sauberen Erfassung des Abflussgeschehens eigentlich gesondert behandelt werden. Die vorliegende Arbeit basiert auf der Arbeit von Heß *et al.* (2004); es war nur stellenweise möglich Korrekturen vorzunehmen, wenn deutliche Abweichungen zu vermuten waren oder Probleme beim Preprocessing auftraten.

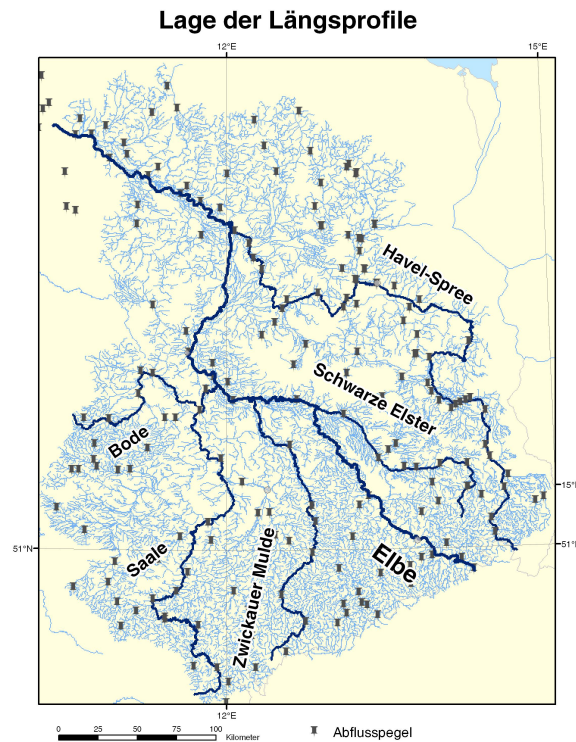


Abbildung 9.9: Lage der im folgenden für die Darstellung der Abflüsse und der Konzentrationen verwendeten Längsprofile sowie der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Abflusspegel. Datenquelle: UBA, BfG

che nicht-lineare Funktion. Es muss berücksichtigt werden, dass die herkömmliche Methode 196 Pegel verwendete, während der hier verwendete Ansatz mit 20 Pegelwerten auskommen muss. Flussabwärts nimmt die Abweichung ab, um schließlich den Abfluss gegenüber den Vergleichswerten zu überschätzen.

Auffällig ist, dass die Kalibrierungspegel von der herkömmlichen Methodik besser getroffen werden als bei Verwendung der HBV-D Ergebnisse. Dies ist durch die an einigen Pegeln vorhandene Überschätzung des Abflusses durch HBV-D begründet. Ein Plot gegen die von HBV-D prognostizierten Abflusswerte zeigt einen, durch die Methodik bestimmten perfekten Fit an den Pegeln.

Im Fall der Schwarzen Elster kann anhand des Vergleichs ein, im Falle der herkömmlichen Parametrisierung vorliegender Parametrisierungsfehler aufgezeigt werden.² Im, schwierig zu parametrisierenden, Gebiet der Havel treten die größten Abweichungen auf, die teilweise auf Verwendung einiger nicht geeigneter Pegel bei der herkömmlichen Methodik zurückgeführt werden können. Generell muss allerdings die Aussagekraft der im Havel-Spree-Gebiet getroffenen Parametrisierung als deutlich geringer als im restlichen Einzugsgebiet eingeschätzt werden.

²Ab Flusskilometer 120 tritt eine nicht zu begründende Abnahme des Abflusses auf.

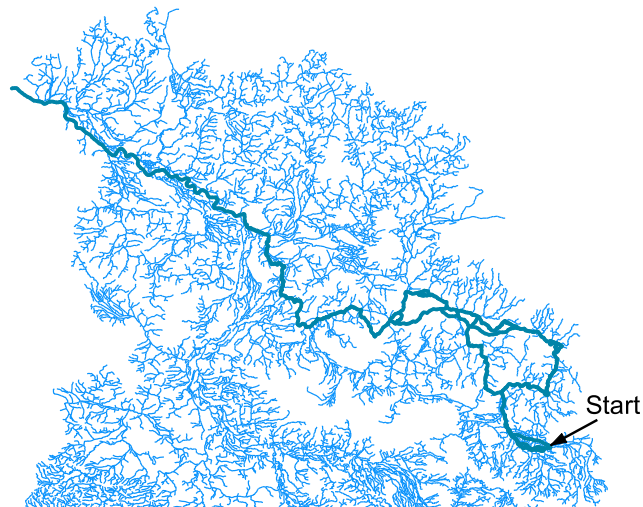


Abbildung 9.10: Die im Havel-Spree-Gebiet nicht aufgelösten Bifurkationen erschweren die Lesbarkeit des MQ Querprofils, da sich durch sie keine monoton steigende Funktion der akkumulierten Flusslänge und damit des Abflusses ergibt.

Im Unterlauf befindliche Validierungspegel werden von beiden Ansätzen zufriedenstellend getroffen, so dass generell von einer zulässigen Abbildung des mittleren Abflussgeschehens ausgegangen werden kann.

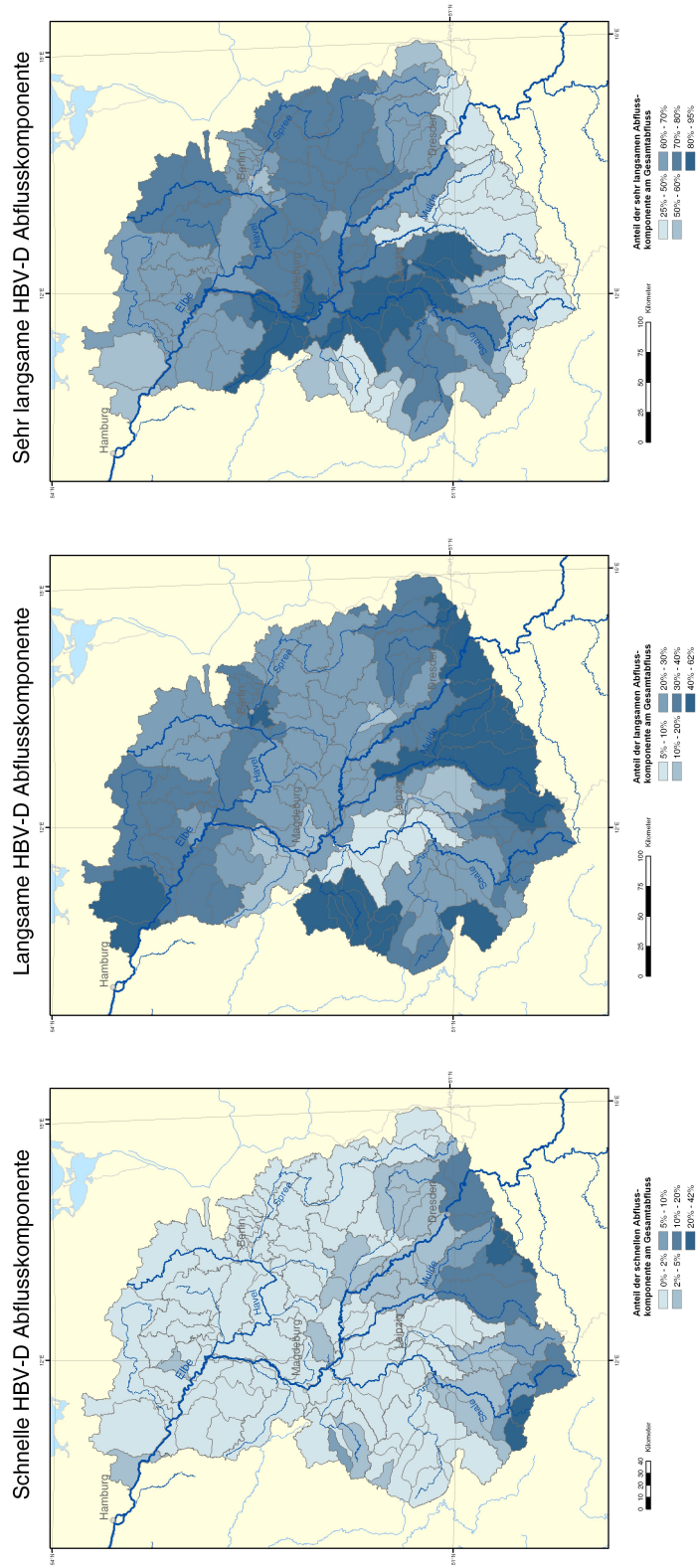


Abbildung 9.11: Typisierung der HBV-D Einzugsgebiete anhand der Abflusskomponenten. Dargestellt ist der Anteil der jeweiligen HBV-D Abflusskomponente am gesamten Gebietsabfluss des Teilgebietes.

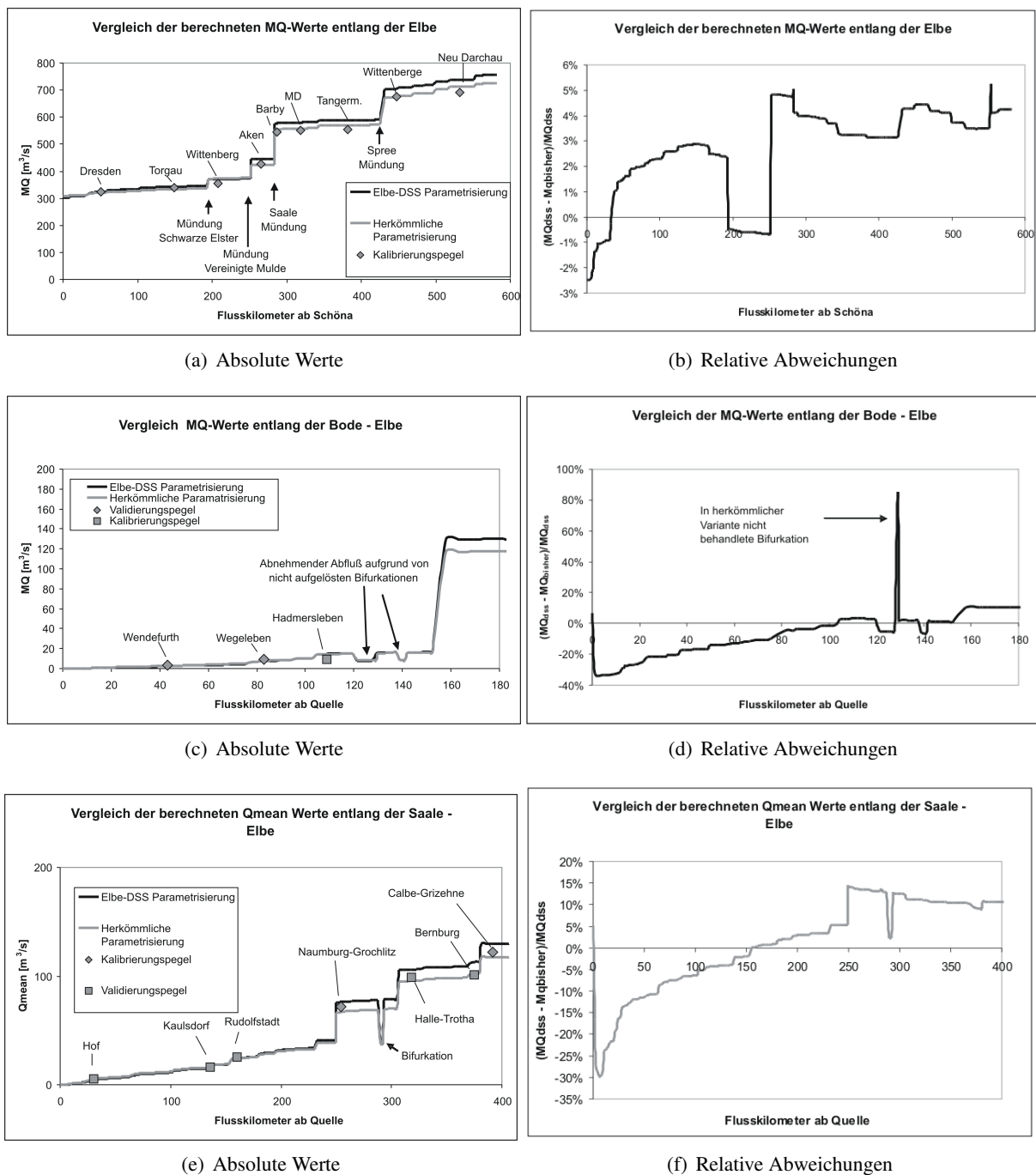
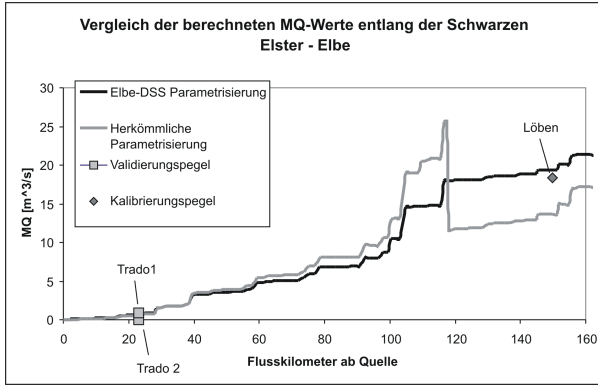
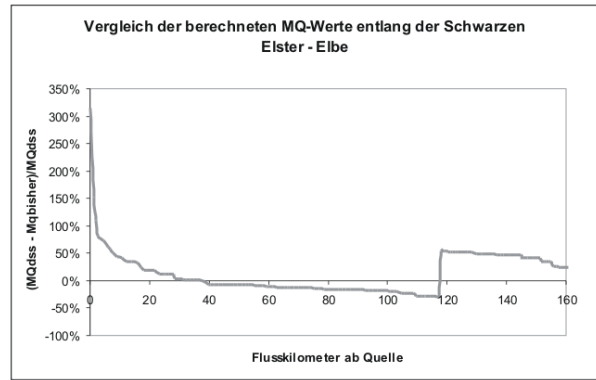


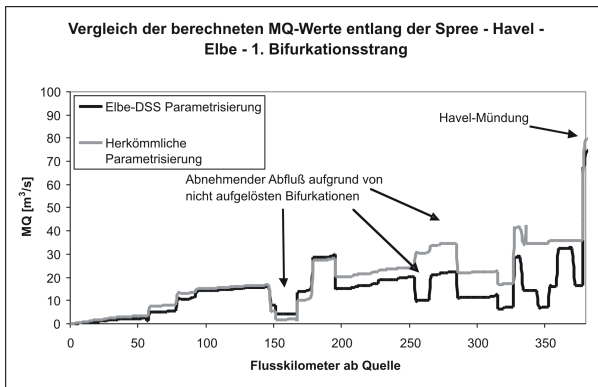
Abbildung 9.12: Längsprofil des mittleren Abflusses entlang der Elbe, Bode, Saale im Referenzzustand. Die hohe Abweichung von knapp 80% an der Bode ist durch eine im Ausgangszustand nicht aufgelöste Bifurkation zu erklären, die für die Verwendung im Elbe-DSS aufgelöst werden musste.



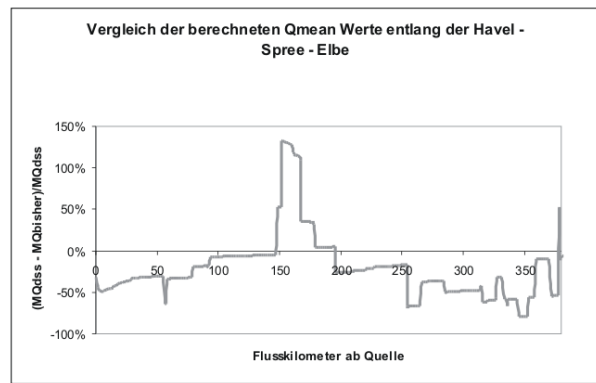
(a) Absolute Werte



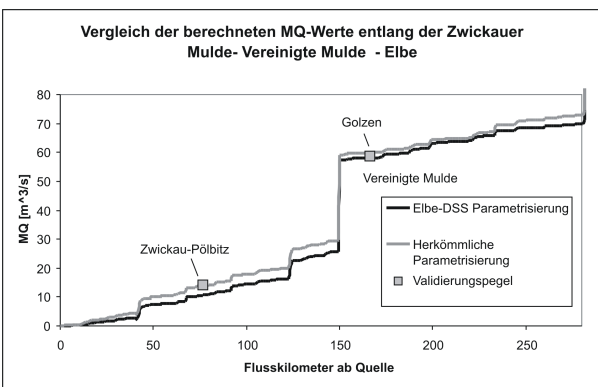
(b) Relative Abweichungen



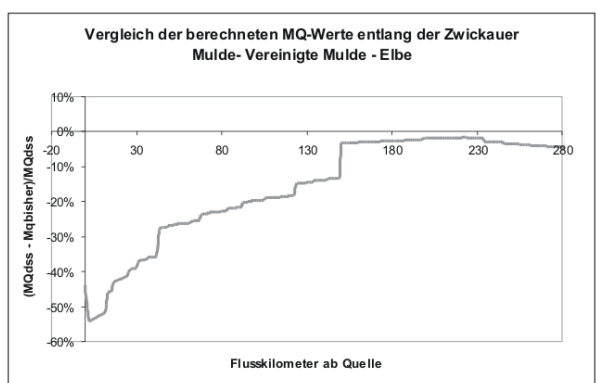
(c) Absolute Werte



(d) Relative Abweichungen



(e) Absolute Werte



(f) Relative Abweichungen

Abbildung 9.13: Längsprofil des mittleren Abflusses entlang der Schwarzen Elster, Spree und Zwickauer Mulde im Referenzzustand.

9.1.3 Nährstoffe im Fließgewässernetz

Die von MONERIS simulierten Nährstoffeinträge werden, wie in Kapitel 7.3.3 beschreiben, an GREAT-ER weitergereicht, wo die die zusätzlichen Emissionen aus Punktquellen berücksichtigt und die Konzentrationen im Gewässer berechnet werden. Um die Güte der Modellvorhersage einschätzen zu können erfolgt ein Vergleich mit Messwerten.

Die Messwerte entstammen verschiedenen Quellen: die von Heß *et al.* (2004) aufgebaute GREAT-ER Datenbank, die sich insbesondere auf die von den Landesumweltämtern zur Verfügung gestellten Daten der Monitoringprogramme stützt sowie von der ARGE Elbe zur Verfügung gestellten Daten. Ergänzend können die Längsprofil-Aufnahmen von Guhr *et al.* (2003) verwendet werden.

Da die Datenbank keine Information über die Art der Probennahme liefert, ist unklar ob es sich um Zweiwochen-Mischproben oder um Einzelproben handelt. Bei den Werten der ARGE Elbe zeigte sich, dass zwischen den an unterschiedlichen Messstellen gezogenen Wochenmisch- und Einzelproben nicht unerhebliche Differenzen bestehen, deren Herkunft im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden konnte. Für den Vergleich werden die Wochenmischproben verwendet. Anhang B.1, S. 323 stellt die zeitliche Dynamik innerhalb der Messwerte für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor dar.

Generell ist anzumerken, dass die Struktur der verwendeten Modelle und die Dominanz der diffusen Einträge wenig Eingriffsmöglichkeiten für eine Kalibrierung bot.

Gesamt-Phosphor

Der Scatterplot der gemessenen gegen die simulierten Gesamt-Phosphor Werte (Abbildung 9.14) zeigt, dass die meisten der Modellergebnisse innerhalb eines Faktor 2 liegen und keiner der Werte eine Abweichung größer als Faktor 3 aufweist. Die Gütepegel, die die größten Abweichungen zeigen, liegen an der Mulde, der Unstrut, der Bode und der im Bode Einzugsgebiet gelegenen Holtemme. Da drei Werte an der Mulde eine höhere Abweichung als Faktor zwei aufweisen, scheint die Parametrisierung in diesem Gebiet nicht hinreichend genau zu sein. Teilweise schwankt die Vorhersagegüte nahe beieinander liegender Gütepegel jedoch erheblich. Das zur Mittelwertbildung verfügbare Zeitintervall und die Art der Probennahme scheinen einen nicht unerheblichen Einfluss zu besitzen. Bei Gütepegeln mit hohem Einfluss der Erosion muss auch bedacht werden, dass die ABAG aufgrund der hohen Variabilität der Erosionsereignisse nur langfristige mittlere Zustände (30 Jahre und mehr) vorhersagt. Mögliche Unterschiede zwischen Messdaten und simulierten Daten können damit auch aufgrund der zu kurzen Messzeitreihe resultieren (Graf, 2004). Die genannten Pegel mit den höchsten Abweichungen liegen allesamt in Gebieten mit hoher Bedeutung des Erosionseintragspfades; die Abweichungen könnten somit auch auf die Variabilität der Erosionsprozesse zurückzuführen sein.

Das Längsprofil entlang der Elbe zeigt flussabwärts eine leichte Abnahme der Phosphor-Konzentration im Gewässer. Insbesondere die Einmündung der weniger belasteten Schwarzen Elster und der Havel führen zu einer Abnahme der Konzentration. Die Mittelwerte der Monitoring-Daten der ARGE Elbe zeigen einen leichten Anstieg der Konzentration bis etwa zur Einmündung der Schwarzen Elster und im weiteren eine deutlichere Abnahme als sie der Modellverbund vorhersagt. Die von den Landesämtern zur Verfügung gestellten Messwerte, die nur zwischen Flusskilometer 180 bis 400 zur Verfügung stehen, liegen ebenfalls leicht unterhalb der simulierten Werte, wobei die stellenweise vorliegenden mehrfachen

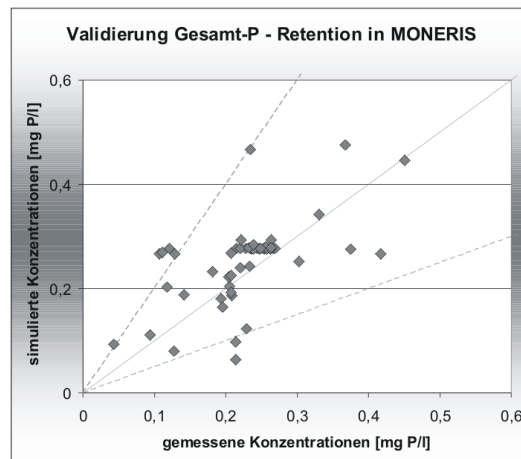


Abbildung 9.14: Scatterplot Gesamt-Phosphor simuliert vs. gemessen. Zusätzlich eingetragen sind die 1:1, 2:1 und 1:2 Linien.

Messwerte (linkes und rechtes Ufer sowie ein als gesamt angegebener Wert) nicht unerheblich streuen. Die vom integrierten Modell vorhergesagten Werte liegen stets innerhalb einer Standardabweichung der Messwerte.

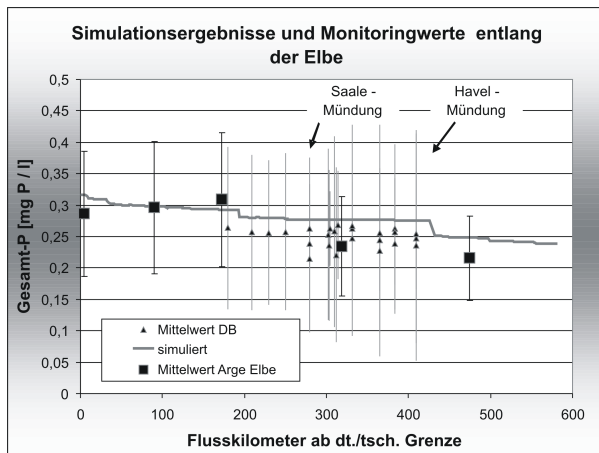
An der Saale zeigt sich eine Zunahme entlang des Flussverlaufes bis zur Mündung in die Elbe. Die Konzentration in der Elbe entspricht nach Modellvorhersage weitgehend der in der Saale, was sich nicht mit Angaben von Guhr *et al.* (2003) deckt, nach denen die Saale eine deutlich höhere Phosphorkonzentration als die Elbe aufweist und einen wesentlichen Teil der an Neu Darchau gemessenen Fracht ausmacht. Während im mittleren Verlauf der Saale eine Verdünnung vorhergesagt wird, erhöht die Mündung der Weißen Elster die Konzentration um 0,06 mg/L.

Die Konzentrationen entlang der Spree zeigen nach einem scharfen Anstieg nahe der Quelle, der auf Kläranlageneinleitung bei geringer Wassermenge zurückzuführen ist, eine durch Verdünnung gekennzeichnete Tendenz, die sich erst aufgrund der relativ hohen Einträge aus dem Berliner Raum ändert. Die Mündung der Havel in die Elbe führt dort zu einer Verdünnung der Konzentration durch das relativ unbelastete Wasser der Havel. Der einzige verfügbare Messwert der ARGE Elbe an der Havel-Mündung liegt deutlich oberhalb des simulierten Wertes. Allerdings deckt sich die simulierte Konzentration recht gut mit den von Guhr *et al.* (2003) beschriebenen Längsprofilen.

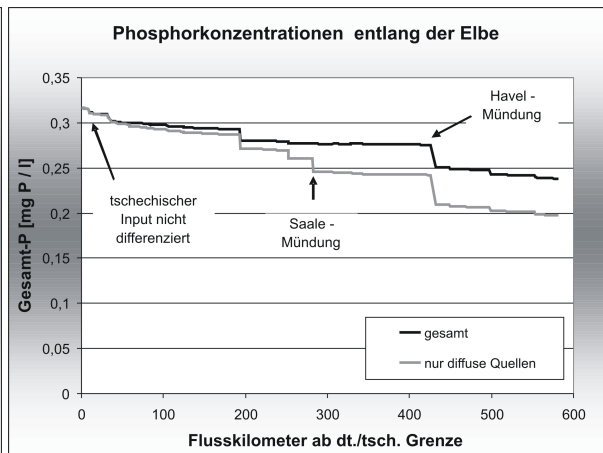
Ein Vergleich der Modellläufe mit und ohne kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter (Abbildung 9.15 (b), (d) und (f)) ermöglicht es, den Anteil der diffusen Quellen an der gesamten Belastung des Gewässers abzuschätzen. Entlang der Saale liegt der Anteil des im Wasser vorhandenen Phosphors, der aus diffusen Quellen stammt, zwischen 70 und 100 Prozent. Einzelne hohe Einleitungen kommunaler Kläranlagen erniedrigen den Anteil diffuser Quellen, vorherrschend bleiben jedoch die diffusen Quellen. Entlang der Spree/Havel kommt es aufgrund der niedrigen diffusen Emissionen und der hohen Einleitungen aus dem Berliner Raum zu einer Dominanz der Einträge aus Punktquellen. Der Anteil diffuser Quellen sinkt auf bis zu 20% ab. Verantwortlich dafür ist unter anderem auch die unzureichende Berücksichtigung der Retention von Punktquellen, die insbesondere in den Seengebieten

erheblich ist. Entlang der Elbe ist die Interpretation schwierig, da sich für den Bilanzpegel Schmilka keine Aussage über die Herkunft des transportierten Phosphors treffen lässt.

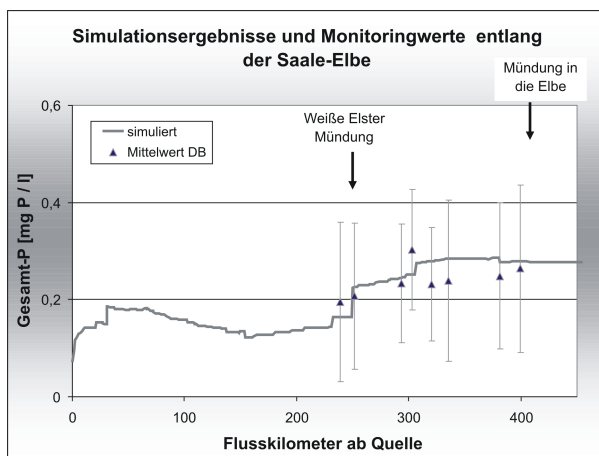
Während das Havel-Spree-Gebiet auf niedrigem Niveau von Punktquellen dominiert scheint, bestimmen in den Mittelgebirgsbereichen die diffusen Quellen das Bild. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die diffusen Quellen hier die ebenfalls aus MONERIS stammenden ungeklärten Einleitungen der nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossenen Einwohner sowie die Einträge aus Trennkanalisationsabläufen und Mischkanalisationsüberläufen umfassen. Fasst man diese ebenfalls als Punktquellen auf, verschiebt sich das Gewicht in Richtung Punktquellen. Abbildung 9.1.1, S. 195 verdeutlicht die zusätzlich zu den Punktquellen zu rechnenden, in MONERIS behandelten Phosphor-Emissionen.



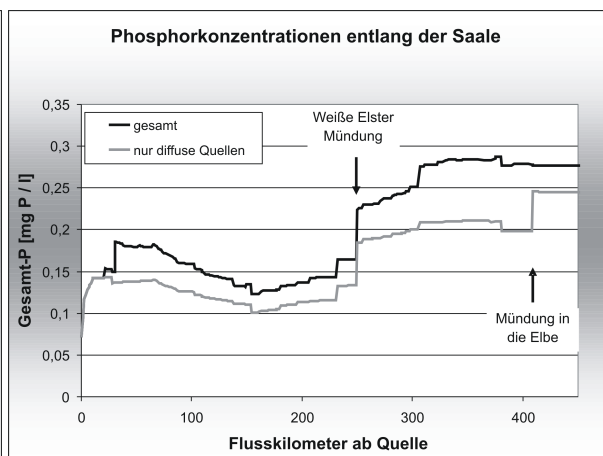
(a) Simulierte Gesamt-Phosphor Konzentration



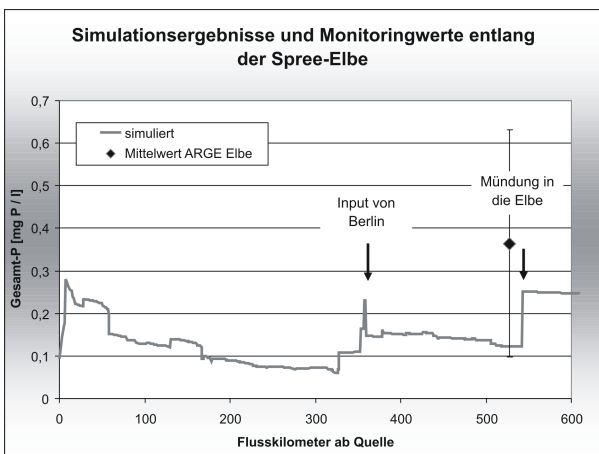
(b) Anteil diffuser Einträge



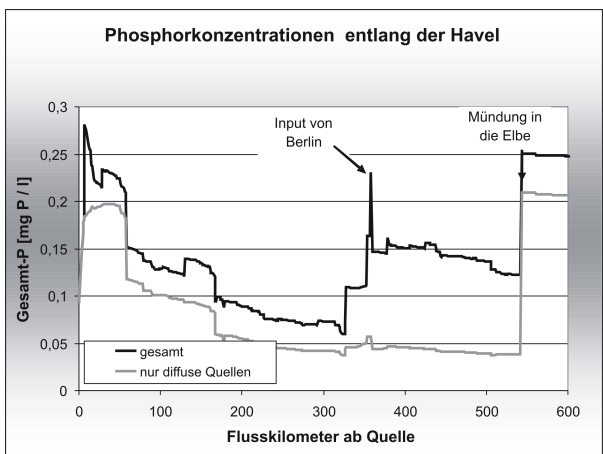
(c) Simulierte Gesamt-Phosphor Konzentration



(d) Anteil diffuser Einträge



(e) Simulierte Gesamt-Phosphor Konzentration



(f) Anteil diffuser Einträge

Abbildung 9.15: Längsprofil Gesamt-Phosphor entlang der Elbe, Saale und Spree. Neben den Mittelwerten der Messwerte sind die Standardabweichungen eingezeichnet. Die aus diffusen Quellen stammenden Einträge umfassen alle in MONERIS abgebildeten Einträge außer den Einträgen über kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter.

Gesamt-Stickstoff

Der Vergleich der simulierten Stickstoffkonzentrationen im Gewässer mit den von den Landesumweltämtern zur Verfügung gestellten Daten (Abbildung 9.1.3, S. 207) zeigt eine gute Übereinstimmung. Keiner der Werte weicht stärker als Faktor zwei von den gemessenen Werten ab.

Entlang der Elbe zeigen die ARGE Elbe Messwerte wie beim Phosphor eine Zunahme auf den ersten 200 Kilometern an, der vom Modell nicht vorhergesagt wird. Im weiteren Verlauf prognostiziert das Modell eine Konzentrationszunahme aufgrund der Saale Einmündung, die sich so auch in Guhr *et al.* (2003) findet. Die Messwerte der Landesämter werden um etwa 1 mg/l überschätzt. Der Zufluss relativ unbelasteten Wassers aus der Havel führt flussabwärts zu einer leichten Senkung der Konzentration, die allerdings nicht ausreichend ist, um die Monitoringwerte zu treffen.

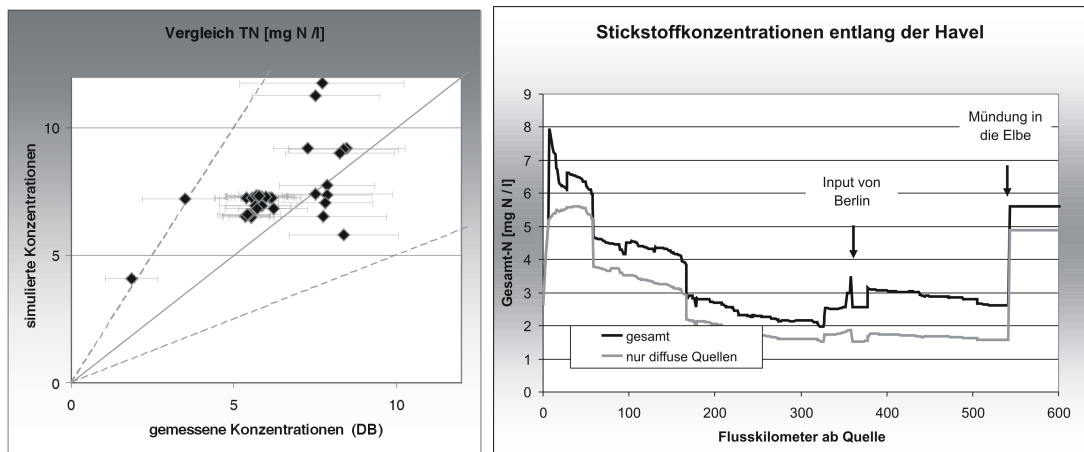
Entlang der Saale wird insbesondere vor der Mündung der Weißen Elster eine Zunahme der Konzentration vorhergesagt, die sich durch die in diesem MONERIS Einzugsgebiet angenommenen hohen diffusen Emissionen ergibt. Flussaufwärts spiegelt sich die Abfolge der MONERIS Einzugsgebiete wieder; auf relativ hohe Einträge im Quellbereich der Saale schließen sich mehrere Einzugsgebiete geringerer Einträge in die Gewässer an. Bei der Mündung in die Elbe weist die Saale höhere Stickstoff-Konzentrationen auf als die Elbe, so dass es dort zu einer leichten Konzentrationserhöhung kommt. Die im Unterlauf der Saale vorhandenen Messwerte werden vom Modell um etwa 1 mg/l überschätzt, ein Effekt der sich teilweise durch den nicht berücksichtigten Abbau der Emissionen aus Punktquellen erklären lässt.

Der Vergleich zwischen den MONERIS Einträgen und den über GREAT-ER erfolgenden Einträgen aus Punktquellen zeigt ein ähnliches Bild wie bei Phosphor. Jedoch sind die Anteile der Emissionen der Punktquellen unbedeutender als bei Phosphor, was sich besonders deutlich für das Längsprofil entlang der Havel zeigen lässt.

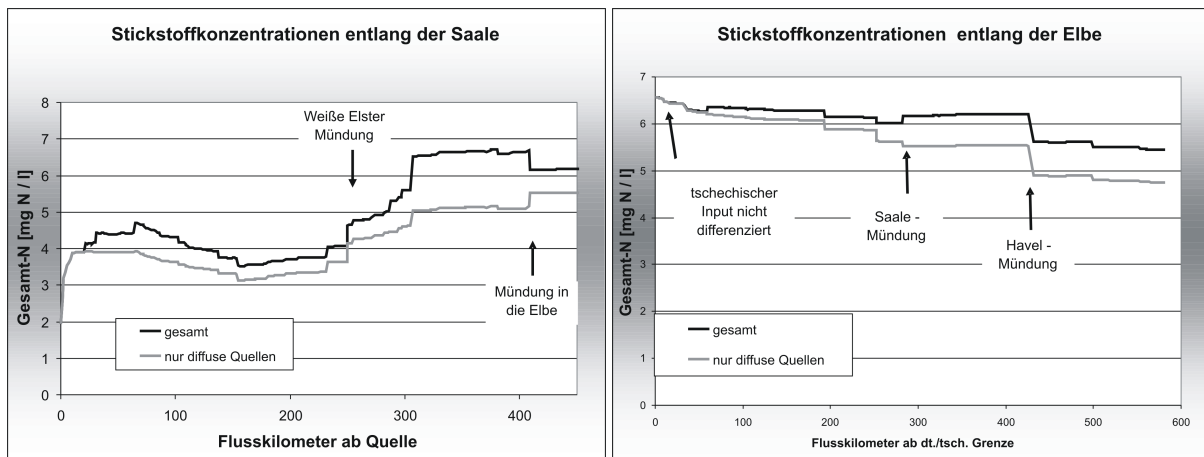
9.1.4 Haushalts-Chemikalien

Während die Behandlung von Nährstoffen in GREAT-ER verbesserungsfähig ist, wurden für Haushalts-Chemikalien deutlich bessere Ergebnisse erzielt (Heß *et al.*, 2004). Auch nach den im Zuge dieser Arbeit notwendigen Korrekturen der angeschlossenen Einwohner und der veränderten hydrologischen Parametrisierung lassen sich Ergebnisse derselben Güte wie bei Heß *et al.* (2004) erzeugen. Allerdings konnten einige Probleme nicht im Zuge dieser Arbeit angegangen werden. So kommt es aufgrund des nicht berücksichtigten Kläranlagenzulaufs in Flussabschnitten mit niedrigem natürlichen Abfluss zu einer deutlichen Überschätzung der vorhandenen Konzentrationen, falls der Zufluss aus den Kläranlagen bedeutende Abflusskomponente darstellt. Ein weiteres Problem ergibt sich aufgrund der sehr vereinfachten Behandlung der Seen, die zu einer nicht begründbaren Konzentrationsabnahme im ersten Seen-Segment führt.

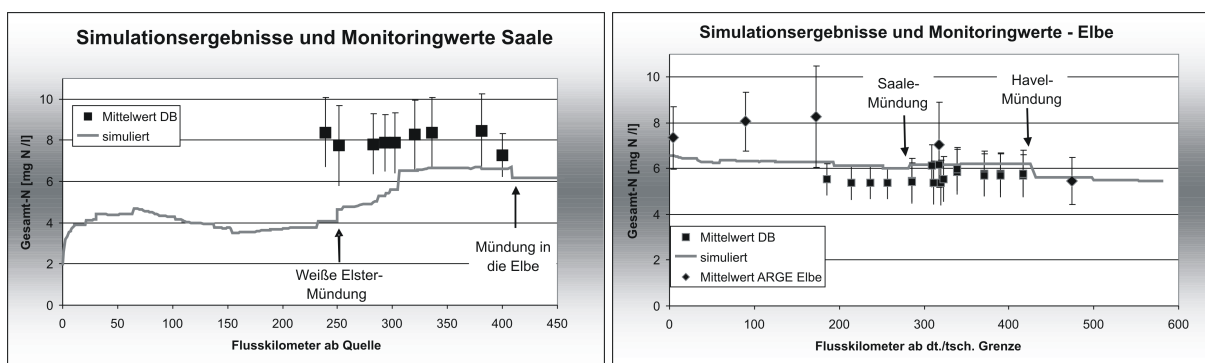
Am Beispiel des Arzneimittels Paracetamol sind diese Problematiken dargestellt. Bei Paracetamol handelt es sich um ein Substanz, die in Kläranlagen auf Belebtschlamm- oder Tropfkörperbasis sehr gut abgebaut wird und auch im Fluss einem bedeutsamen Abbau unterliegt (Heß *et al.*, 2004).



(a) Scatterplot Gesamt-Stickstoff simuliert vs. gemessen. Zusätzlich sind die 1:1 sowie die 2:1 und 1:2 Linie eingetragen. (b) Anteil der diffusen Stickstoff-Einträge entlang der Havel



(c) Anteil der diffusen Stickstoff-Einträge entlang der Saale (d) Anteil der diffusen Stickstoff-Einträge entlang der Elbe



(e) Längsprofil Gesamt-Stickstoff entlang der Saale. (f) Längsprofil Gesamt-Stickstoff entlang der Elbe

Abbildung 9.16: Gesamt-Stickstoff Konzentrationen im Referenzzustand. Neben den Mittelwerten der Messwerte sind die Standardabweichungen eingezeichnet.

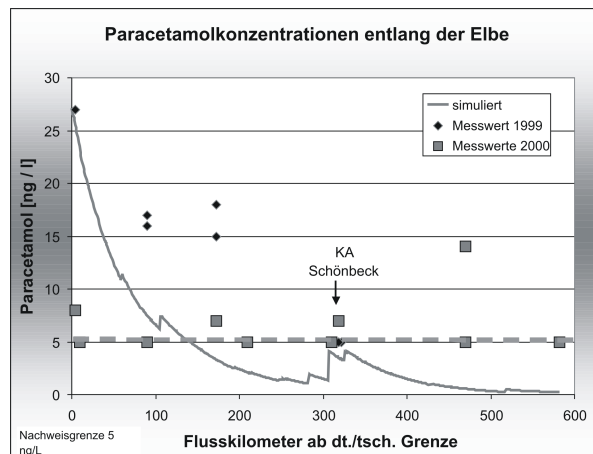


Abbildung 9.17: Längsprofil Paracetamol entlang der Elbe. Als Vergleichswerte liegen nur Daten zweier Messkampagnen vor.

Während die Modellergebnisse entlang der Elbe einigermaßen plausibel erscheinen (Abbildung 9.17, S. 208), kommt es entlang der Spree (Abbildung 9.18, S. 209) zu den beschriebenen Problemen im Quellbereich und im Bereich der Havel-Seen, in denen die massive Einleitung über die Kläranlage Ruhleben einer sofortigen Durchmischung unterliegt, die sich in einer starken Konzentrationsabnahme im Seen-Segment äußert. Auch der zweite Peak der durch die Einleitung von Ruhleben über den Teltow-Kanal erfolgt weist dieselbe Problematik auf.

Entlang der Saale (Abbildung 9.19, S. 209) lässt sich die Bedeutung der auf Einzelkläranlagen beruhenden Emissionsmodellierung verdeutlichen. Im Flussverlauf kommt es zu deutlichen Konzentrationsveränderungen, die sich durch Einleitungen von Kläranlagen mittlerer Größe, aber einfachster Reinigungsstufe erklären lassen. Aufgrund des relativ hohen Abbaus, nimmt die Konzentration im weiteren Flussverlauf schnell ab. Die Simulationen zeigen auch, dass nicht die Konzentration in den größeren Flüssen sondern die in kleineren Zuläufen das größere Problem darstellen. Im Gegensatz zu den durch diffuse Quellen gesteuerten Nährstoffemissionen, spielt bei Paracetamol die exakte Verortung der Kläranlagen einschließlich der an sie angeschlossenen Einwohner und der eingesetzten Reinigungsstufe die entscheidende Rolle für die vorhergesagten mittleren Konzentrationen.

Auch für Bor und Ammonium ließen sich die Ergebnisse von Heß *et al.* (2004) reproduzieren; aufgrund der korrigierten Anschlussgrade sind Abweichungen zu verzeichnen, die jedoch die Güte der Modellierung für die jeweilige Substanz nicht in Frage stellen.

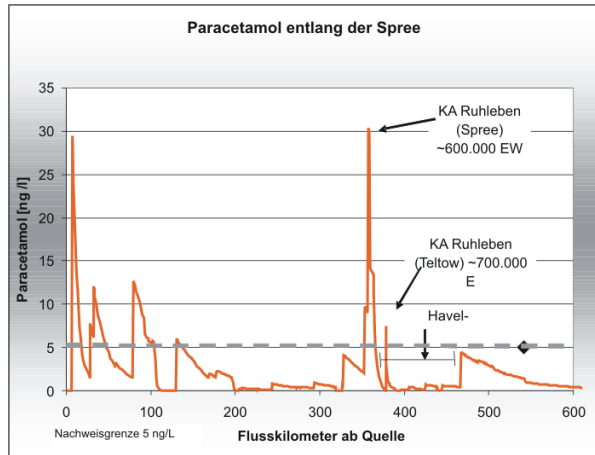


Abbildung 9.18: Längsprofil Paracetamol entlang der Spree. Das im Berliner Raum zu beobachtende steile Ansteigen und Abfallen der Konzentrationen wird durch die verwendete Seen-Parametrisierung ausgelöst. Im Quellbereich wird ein ähnliches Phänomen durch die Einleitung in einen Flussabschnitt niedrigen Abflusses unter Vernachlässigung der Abwassermenge ausgelöst.

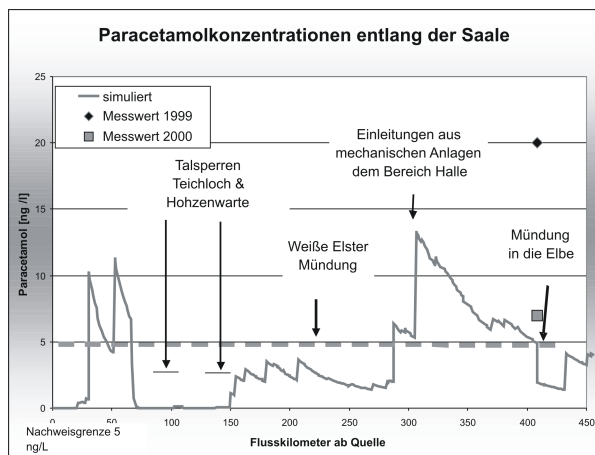


Abbildung 9.19: Längsprofil Paracetamol entlang der Saale.

9.2 Wirkung ausgewählter Maßnahmen und Szenarien

Ausgehend von der Beschreibung des Referenz-Zustandes, sollen im Elbe-DSS auf der Grundlage der implementierten Modelle Auswirkungen von Maßnahmen auf die Entwicklungsziele prognostiziert werden. Modifiziert werden kann das Beziehungsgeflecht unter Berücksichtigung externer Szenarien.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll anhand einiger ausgewählter Maßnahmen und Szenarien die Wirkungsweise des Modellverbundes verdeutlicht werden. Maßnahmen und Szenarien werden in der Form definiert, wie sie auch im DSS umgesetzt sein werden - so wird beispielsweise eine Aufforstungsmaßnahme in Prozent der vorhandenen landwirtschaftlichen Nutzfläche definiert und nicht in Form einer absoluten Flächenangabe. Um eine bessere Übersichtlichkeit zu gewährleisten, werden die Maßnahmen stets auf der gesamten Fläche des deutschen Elbe-Einzugsgebietes oder des nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbegebietes durchgeführt; auf eine räumliche Differenzierung der Maßnahmen-Einstellung wird verzichtet.

Da das System Entwicklungstendenzen vorhersagen und keine exakten Werte prognostizieren soll, wird auf einen Vergleich mit Richt- oder Grenzwerten ebenso verzichtet, wie auf die Angabe von Konzentrationen und Frachten. Dem Bestimmungszweck entsprechend werden Veränderungen gegenüber dem Referenz-Zustand prognostiziert.

Folgende Einwirkungen auf das System werden untersucht:

- Aufforstung von landwirtschaftlicher Nutzfläche in Höhe von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche des jeweiligen MONERIS Einzugsgebietes
- Aufforstung von Grünland in Höhe von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche des jeweiligen MONERIS Einzugsgebietes
- Auswirkungen der vier Szenarien der Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsstruktur
- Auswirkungen der implementierten Realisierungen des Klimawandels
- Wirkungen von Erosionsschutzmaßnahmen auf 20% der ackerbaulich genutzten Fläche des jeweiligen MONERIS Einzugsgebietes
- Auswirkungen einer Erhöhung des Anteils ökologischen Landbaus auf 20% der Fläche des jeweiligen MONERIS Einzugsgebietes³

Eine Kombination der Maßnahmen und Szenarien wird im Folgenden nicht vorgenommen.

Für die Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass alle Maßnahmen mit Ausnahme der Erhöhung des Anteils der ökologischen Landwirtschaft unter Vernachlässigung der zeitlichen Komponente erfolgen, während die Szenarien und die Erhöhung des ökologischen Landbaus eine zeitliche Komponente enthält, die sich auch über den Grundwassereintrag und die Entwicklung der Nährstoffüberschüsse auswirkt.

³Unter den in Kapitel 7.4.15, S. 152f. besprochenen vereinfachenden Annahmen hinsichtlich der Auswirkungen der Erhöhung der ökologisch bewirtschafteten Fläche.

9.2.1 Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen

Erosionsschutzmaßnahmen werden im Elbe-DSS in Form einer Erhöhung der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf der erosionsmindernde Techniken eingesetzt formuliert. Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass auf 20% der Ackerfläche zusätzlich konservierende Bodenbearbeitung, Konturnutzung und Streifennutzung mit einer Kammhöhe größer gleich 12,5 cm eingesetzt werden. Der Vergleich mit dem Referenz-Zustand erfolgt komparativ-statisch unter Vernachlässigung der Entwicklung der Nährstoffüberschüsse.

Auswirkung auf das Abflussgeschehen

Änderungen der Maßnahme Erosionsschutz auf die Niederschlags-Abfluss Modellierung sind nicht im Modellsystem erfasst, weswegen keine Veränderungen des Abflussgeschehens durch die Maßnahme auftreten.

Auswirkung auf die Nährstoffemissionen

Die Maßnahme wirkt fast ausschließlich über den Pfad Erosion⁴. Erwartungsgemäß zeitigt die Maßnahme höhere Auswirkungen bei Phosphor, bei dem der partikelgebundenen Eintrag in die Gewässer eine große Rolle spielt (Abbildung 9.21). Die Auswirkungen liegen im Bereich von 0 bis 14% der in MONERIS behandelten Phosphoremissionen, was einer maximalen Abnahme von 250 kg pro Hektar und Jahr entspricht. Die Stickstoff Einträge werden demgegenüber deutlich schwächer betroffen (Abbildung 9.20). Auch wenn die Verringerung der flächenspezifischen Einträge bis maximal 300 kg pro Hektar und Jahr reicht, beträgt die relative Veränderung aufgrund der hohen absoluten Stickstoffeinträge weniger als 10%.

Von der Maßnahme besonders betroffen sind Gebiete mit hohem Gefälle, hohem Ackerlandanteil hohen Nährstoffgehalten des Oberbodens und hohen Bodenabträge (vergleiche Abbildung 7.10, S. 98). Erwartungsgemäß zeichnet die räumliche Verteilung der Minderung der Phosphoreinträge (Abbildung 9.22, S. 213) die räumliche Verteilung der Phosphoreinträge durch Erosion (Abbildung 9.1.1, S. 194) nach. Auch für Stickstoff ist dieser Zusammenhang vorhanden. Die Durchführung erosionsmindernder Maßnahmen erscheint somit vor allem in den Mittelgebirgslagen und den vorgelagerten Becken effektiv zu sein.

Auswirkung auf die Konzentrationen im Gewässernetz

Die Minderung der Einträge über Erosion findet sich in dieser Form im Längsprofil der Gewässer wieder. Während für Stickstoff nur geringe Veränderungen in der Größenordnung von 2% vorhergesagt werden, sind die Konzentrationsminderungen bei Phosphor deutlicher (siehe die Abbildungen ab S. 220). Deutliche Minderungen werden im, durch starke Erosionseinträge geprägten Saale Einzugsgebiet und im Quellbereich der Spree vorhergesagt. Entlang der Elbe und im größten Teil des Spree-Laufs erscheint der Effekt aufgrund der in den Flachlandgebieten deutlich geringeren Veränderung wesentlich abgeschwächt. Im Längsprofil der Elbe lassen sich deutlich die Einleitungen der Saale und der Vereinigten Mulde erkennen, die durch ihre verringerte Fracht zu einer stärkeren Veränderung gegenüber dem Referenz-Zustand beitragen.

⁴Aufgrund der Modellstruktur von MONERIS ergeben sich zusätzlich geringe Auswirkungen auf den Grundwasserpfad.

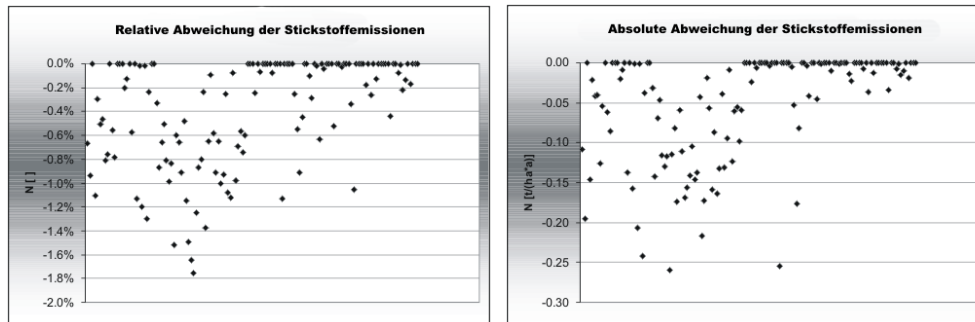


Abbildung 9.20: Auswirkungen einer Erhöhung der Flächeanteile, die mit Kontournutzung, Streifennutzung und Konservierender Bodenbearbeitung bearbeitet werden um 20% auf die Gesamtstickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt sind die Veränderungen pro MONERIS Einzugsgebiet, wobei die Einzugsgebiete nach ihrer internen ID angeordnet sind. Diese Darstellung wird auch im Folgenden eingesetzt.

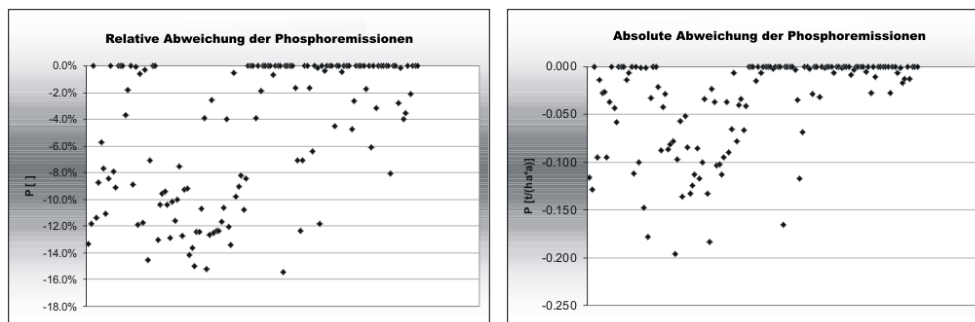


Abbildung 9.21: Auswirkungen einer Erhöhung der Flächeanteile, die mit Kontournutzung, Streifennutzung und Konservierender Bodenbearbeitung bearbeitet werden um 20% auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

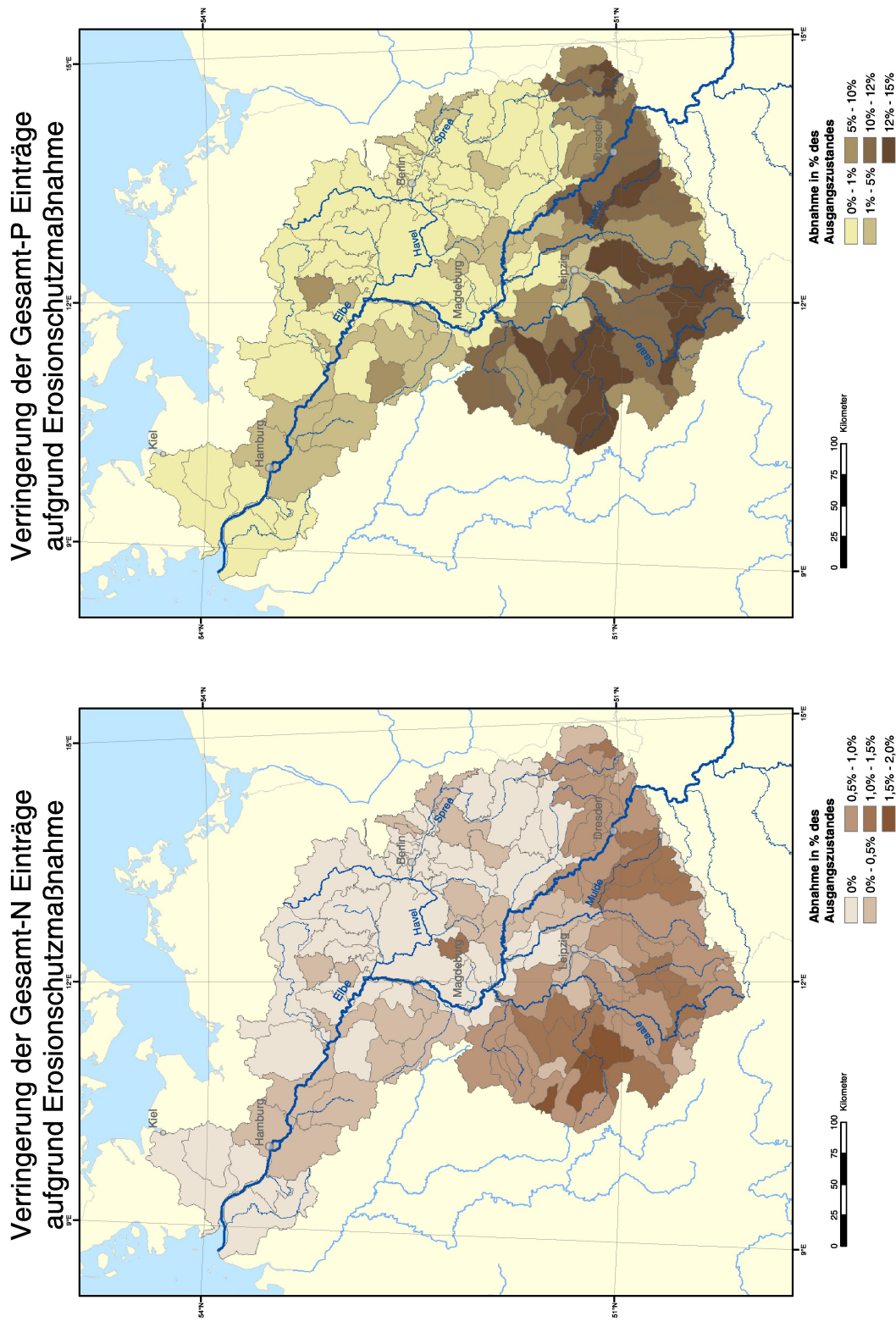


Abbildung 9.22: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge einer Erhöhung der Flächeanteile, die mit Kontournutzung, Streifenutzung und Konservierender Bodenbearbeitung bearbeitet werden um 20%; die für die Streifenutzung relevante Kammhöhe wurde mit größer gleich 12,5 cm angesetzt.

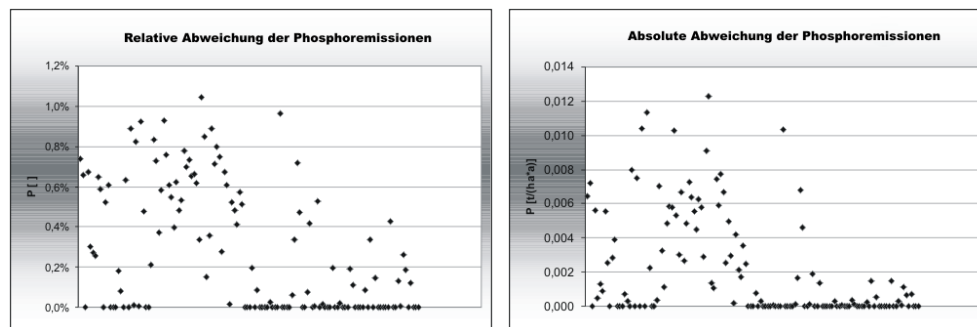


Abbildung 9.23: Infolge einer Versetzung des Betrachtungszeitpunktes auf 10 Jahre in die Zukunft kommt es - ohne Wirksamwerden einer Maßnahme - zu Änderungen der Phosphor-Einträge in die Gewässer. Dies tritt infolge der Veränderungen der akkumulierten Phosphor Überschüsse ein. Dargestellt ist die Veränderung der Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

9.2.2 Auswirkungen einer Zunahme des ökologischen Landbaus

Um die Veränderungen der Nährstoffüberschüsse durch eine Umstellung der Landwirtschaft auf den ökologischen Landbau zu untersuchen, ist es notwendig, einen Ziel-Zeitpunkt zu definieren, da die Entwicklung der akkumulierten Phosphor-Überschüsse und die Verweilzeit des Grundwassers mit berücksichtigt werden müssen. Im Elbe-DSS wird bei Abwesenheit von externen Szenarien ein Betrachtungszeitpunkt von 10 Jahren in der Zukunft gewählt, falls eine Veränderung der Nährstoffüberschüsse betrachtet werden soll. Damit überlagern sich zwei Effekte: neben der eigentlichen Maßnahme kommt es insbesondere in Gebieten hoher Grundwasserverweilzeit zu Stickstoffeinträgen, deren Ursprung in der Vergangenheit liegt.⁵

Auswirkung auf das Abflussgeschehen

Änderungen der ökologisch bewirtschafteten Fläche führen im Modellsystem nicht zu einer Veränderung des Niederschlags-Abflussgeschehens, weswegen keine Veränderungen abgebildet werden können.

Auswirkung auf die Nährstoffemissionen

Um die Auswirkung der Maßnahme beurteilen zu können, muss zunächst der Effekt der über die Veränderung der akkumulierten Phosphorüberschüsse und der über das Grundwasser mit großer Verzögerung eingetragenen Stickstoff-Emissionen berücksichtigt werden. Während für Phosphor die Abweichungen in den Einzugsgebieten weniger als 1% betragen (Abbildung 9.23), liegen die Abweichungen für Stickstoff zwischen einer Abnahme von 18% und einer Zunahme von 12% (Abbildung 9.24). Im Gegensatz zu Stickstoff, bei dem sich die Veränderung über den Grundwassereintrag vollzieht, wird bei Phosphor die Veränderung der Überschüsse vorrangig über die Verringerung der Einträge durch Erosion wirksam.

Eine Erhöhung der Fläche des ökologischen Landbaus um 20% bewirkt, auf denselben Zeitpunkt bezogen, eine Veränderung der nicht flächengewichteten mittleren relativen Stickstoffeinträge von -1% auf

⁵Vergleiche hierzu die Ausführungen in Kapitel 7.6.3, S. 168.

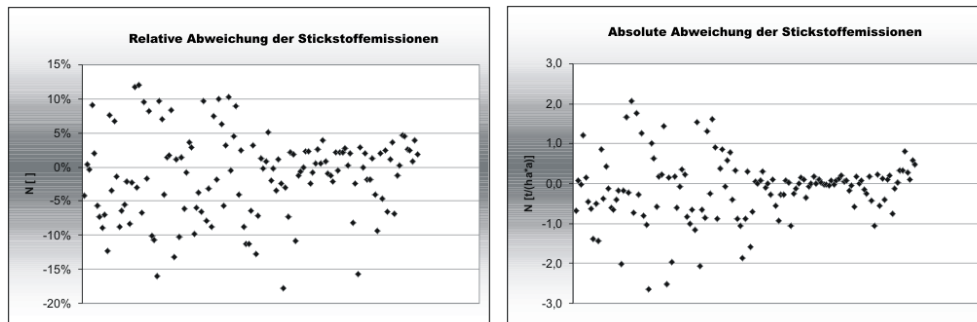


Abbildung 9.24: Infolge einer Versetzung des Betrachtungszeitpunktes auf 10 Jahre in die Zukunft kommt es - ohne Wirksamwerden einer Maßnahme - zu Änderungen der Stickstoff-Einträge in die Gewässer. Hierzu kommt es infolge der durch hohe Verweilzeiten des Grundwassers, die dazu führen, dass sich Veränderungen der Nährstoffüberschüsse erst Jahre bis Jahrzehnte später auswirken. Dargestellt ist die Veränderung der Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

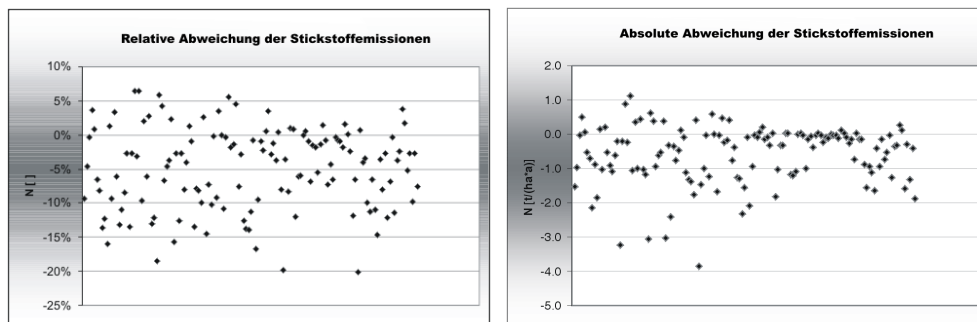


Abbildung 9.25: Gesamt-Auswirkungen einer Erhöhung der Fläche des ökologischen Landbaus auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

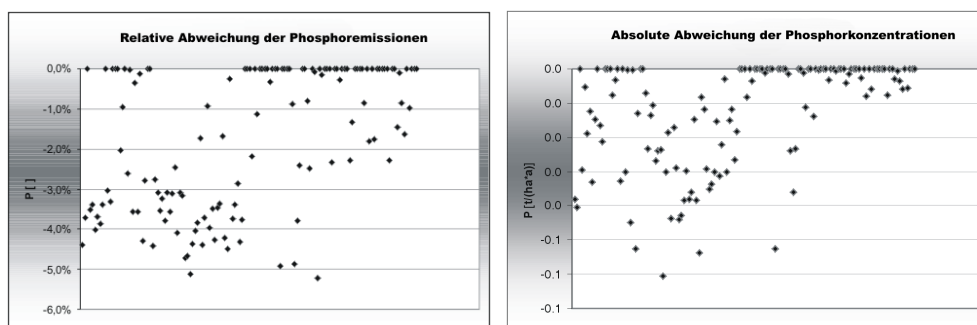


Abbildung 9.26: Gesamt-Auswirkungen einer Erhöhung der Fläche des ökologischen Landbaus auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

-5% (Abbildung 9.25). Die Werte der MONERIS Einzugsgebiete liegen nun zwischen einer Zunahme um 6% und einer Abnahme von 20%, wobei in allen Gebieten eine Abnahme zu verzeichnen ist. Die Veränderung der Stickstoffeinträge erfolgt teilweise über das Grundwasser, jedoch auch über das Drainagewasser und die Erosion.

Das räumliche Muster der Veränderung (Abbildung 9.27, S. 218) lehnt sich eng an die Gebiete hoher Anteile von Grundwasser- und Drainageeinträgen an. Da die Kappung der Viehbesatzdichte nur im Bereich der Elbmündung zum Tragen kommt (vergleiche Abbildung 3.14, S. 35), kann die Veränderung im Bereich der neuen Bundesländer nur über die Veränderung der ackerbaulichen Nutzung erklärt werden. Da das Ausmaß der Veränderung auch vom Anteil der Ackerfläche abhängt, kann deren Verteilung an der Einzugsgebietsfläche (Abbildung 3.13, S. 34) ebenfalls zur Erklärung herangezogen werden - da diesem Faktor bei der Berechnung der Anteile der Eintragspfade bereits Bedeutung zuteil wird, ergibt sich jedoch kein grundlegend anderer Interpretationsansatz.

Anhand der Veränderung der Stickstoff-Einträge lässt sich somit klar zeigen, dass die Wahl des Betrachtungszeitpunktes nicht unerheblichen Einfluss auf die Ergebnisse nimmt. Liegt der Betrachtungszeitpunkt vor dem Zeitpunkt, zu dem sich die Veränderungen im Gewässer auswirken können, weist das Ergebnis Anteile zeitlich vorgelagerter Ereignisse auf, die nicht von der Maßnahme beeinflussbar sind.⁶ Sofern Einträge über das Grundwasser von anderen Pfaden dominiert werden, wird dieser Effekt verwischt, ist aber trotzdem vorhanden. Beim gewählten Zeitpunkt 10 Jahre in der Zukunft spiegelt der Einfluss des Grundwasserpfad in allen Gebieten mit einer Verweilzeit des Grundwassers (Abbildung 3.3, S. 28) von mehr als 10 Jahren nicht die durch die Maßnahme bewirkte Veränderung der Nährstoffüberschüsse wieder. So finden sich auch alle Gebiete, für die eine Zunahme der Stickstoffeinträge vorhergesagt wird, in Gebieten längerer Verweilzeit.

Für Phosphor (Abbildung 9.26, S. 215) ergibt sich eine allgemeine Abnahme der Einträge in die Gewässer, der bis zu 5% beträgt. Im nicht flächengewichteten Mittel über die Einzugsgebiete beträgt die Abnahme 2%. Da sich die akkumulierten Phosphorüberschüsse zwar nur gedämpft, aber stets in die durch die Veränderung vorgegebene Richtung bewegen, kann es nicht zu einer Zunahme der Phosphor-Einträge infolge dieser Maßnahme kommen. Da die Nährstoffeinträge hauptsächlich über Erosion wirksam werden, lehnt sich das räumliche Muster der durch die Maßnahme bewirkten Abnahme eng an den Anteil des Erosionspfades an der gesamten eingetragenen Phosphormenge (Abbildung 9.1.1, S. 194) an. Zusätzlich ist ein Effekt des Ackerflächenanteils an der Einzugsgebietsfläche erkennbar.

Auswirkung auf die Konzentrationen im Gewässernetz

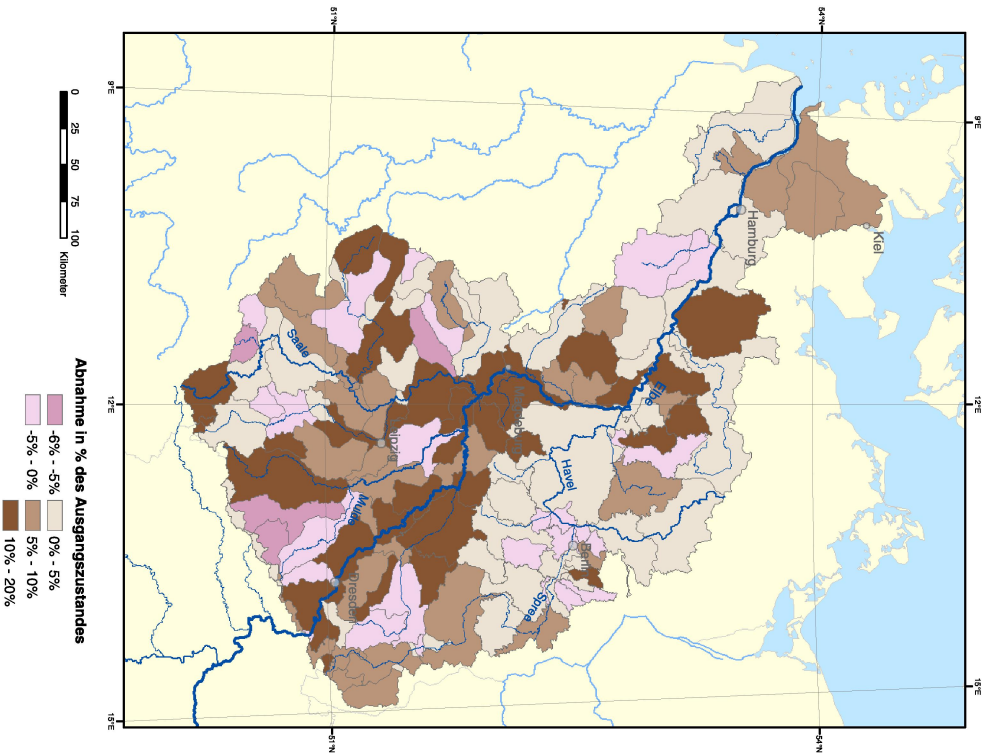
Entlang des Längsprofils der Saale (Abbildung 9.2.2, S. 219) lässt sich zeigen, dass die Änderung eines einzelnen, für die Auswirkungen der Maßnahme (und der zeitlichen Entwicklung) sensitiven, Gebiets die Konzentrationen entlang des Flusslaufes wesentlich prägen kann. Die Stickstoffabnahme im Quellgebiet der Saale prägt sich den Flusslauf entlang durch, auch wenn der Einfluss infolge der Verdünnung stetig geringer wird. Die Einleitung der Bode, in deren Einzugsgebiet ebenfalls relativ starke Abnahmen der Stickstoffeinträge vorhergesagt werden, zeichnet sich dagegen kaum im Längsprofil ab. Begründet ist dies durch die, zu diesem Zeitpunkt bereits recht hohe Wasserführung der Saale und die vergleichsweise

⁶Das Modellsystem gibt darüber auch Hinweise zu möglicherweise in der Realität vorzufindenden Verzögerungen bei der Wirkung von Maßnahmen.

geringen absoluten Stickstoffeinträge (Abbildung 9.1, S. 187) in diesem Gebiet.

Für Phosphor zeigt sich bezüglich der Abnahme der Konzentrationen der relativ große Beitrag der, teilweise durch hohe Reliefenergie geprägten, Einzugsgebiete von Saale und Mulde. Insgesamt ist die Wirkung der Maßnahme bezüglich der Phosphor-Konzentrationen und Einträge vergleichsweise gering.

Veränderung der Gesamt-N Einträge aufgrund einer 20% Zunahme der ökologisch bewirtschafteten Fläche



Veränderung der Gesamt-P Einträge aufgrund einer 20% Zunahme der ökologisch bewirtschafteten Fläche

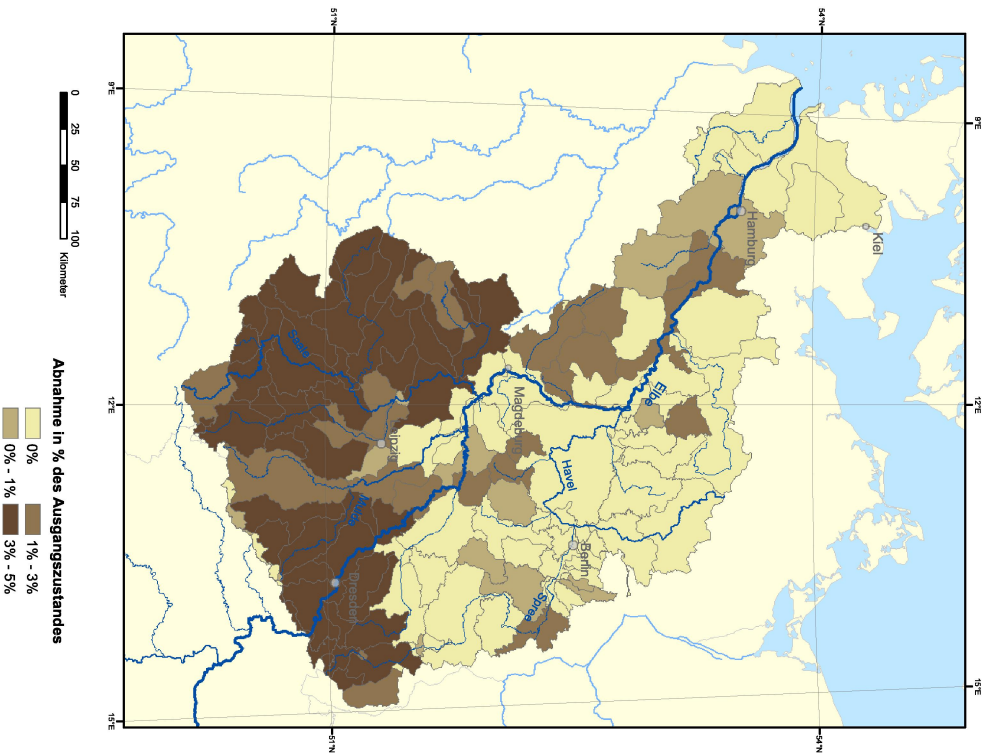


Abbildung 9.27: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge einer Zunahme des ökologischen Landbaus auf 20% der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

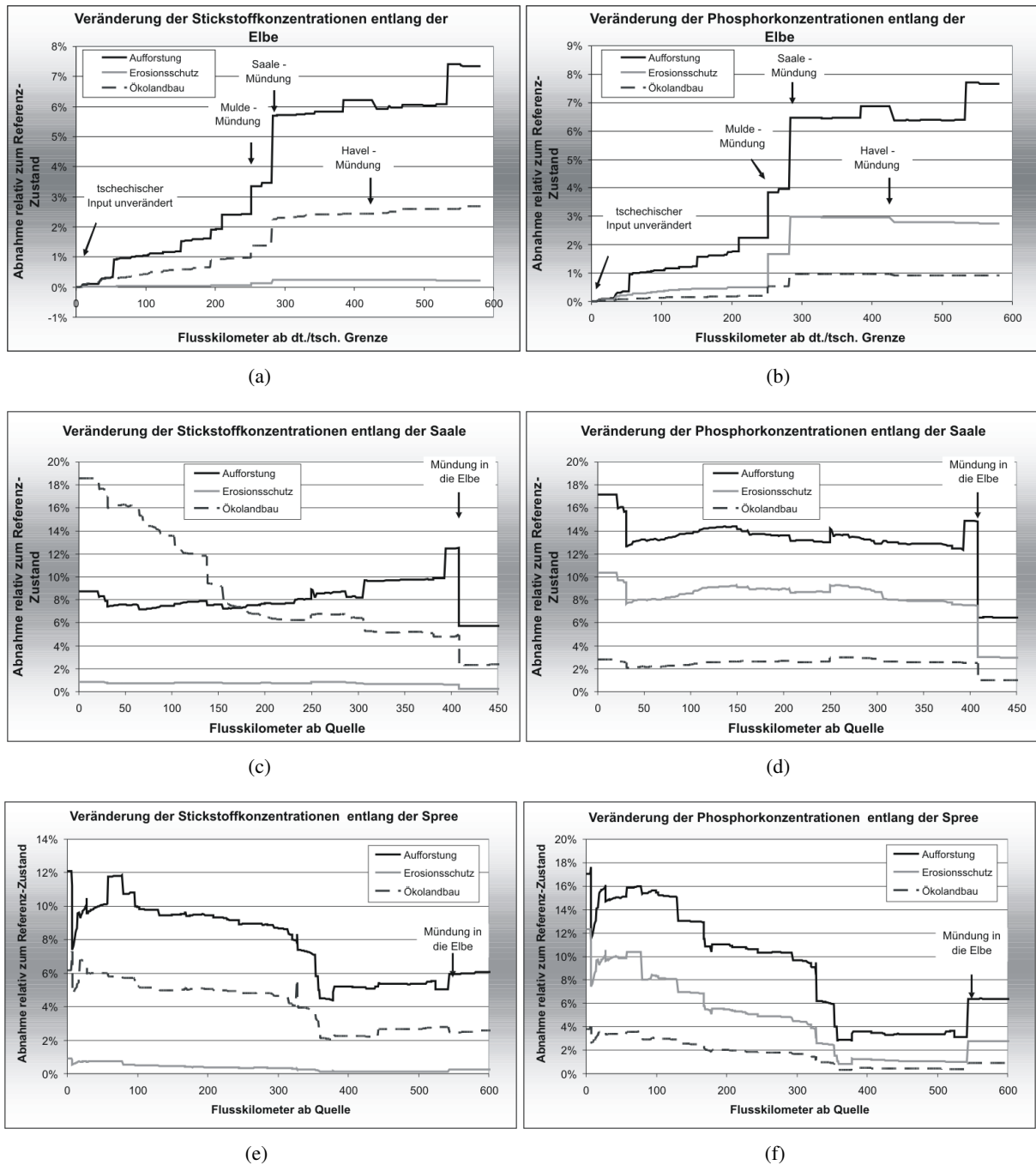


Abbildung 9.28: Maßnahmen: Veränderung der Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen entlang der Elbe, Saale und Spree. Dargestellt sind die Veränderungen der Konzentrationen im Längsprofil, die sich aufgrund einer Aufforstung von 20% der landwirtschaftlichen Fläche, einer Ausweitung des ökologischen Anbaus auf 20% der landwirtschaftlichen Fläche oder der Durchführung Erosionsmindernder Maßnahmen (Kontur- und Streifennutzung sowie Konservierende Bodenbearbeitung) auf 20% der ackerbaulich genutzten Fläche ergeben.

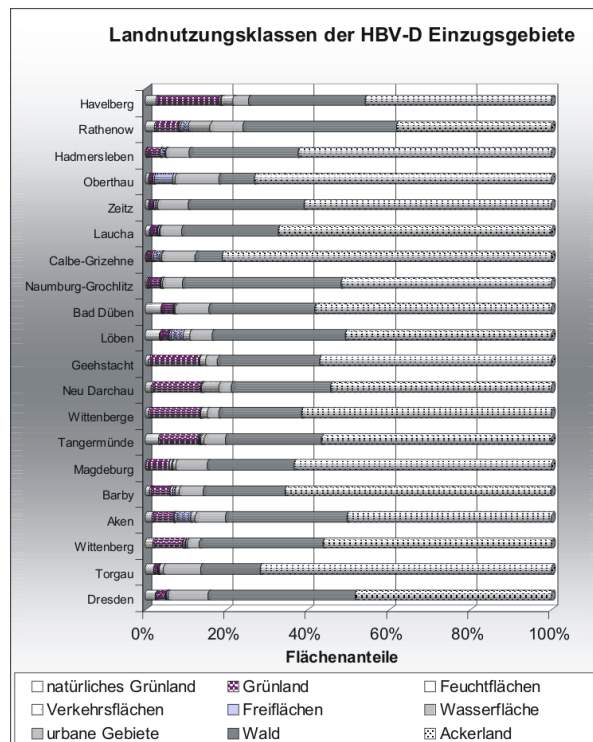


Abbildung 9.29: Verteilung der Landnutzungsklassen auf die HBV-D Einzugsgebiete. Die angegebenen Flächenanteile geben einen Hinweis darauf, wie viel Fläche durch die Aufforstungsmaßnahme in den jeweiligen Gebieten umgewandelt wird.

9.2.3 Wirkung von Landnutzungsänderungen durch Wiederaufforstung

Wiederaufforstungsmaßnahmen werden im integrierten Gesamtsystem über eine Umwandlung von landwirtschaftlicher Nutzfläche oder von Grünland umgesetzt. Die Maßnahmen-Definition erfolgt dabei prozentual zur Fläche der Ausgangs-Landnutzungs-klasse. Da die Definition der Maßnahme über MONERIS Einzugsgebiete erfolgt, stellen diese die unterste räumliche Auflösungsebene dar; eine weitergehende Flächendifferenzierung ist nicht möglich. Durchgeführt wurden eine Maßnahme zur Aufforstung von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche und unabhängig davon die Aufforstung von 20% des Grünlandes. Auf die Option zur Änderung der Nährstoffüberschüsse auf der verbleibenden landwirtschaftlichen Fläche wurde im Folgenden verzichtet. Es findet somit keine Intensivierung der Nutzung auf der verbleibenden Fläche statt.

Auswirkung auf die Pegelabflüsse

Die Aufforstung von Ackerland wirkt sich über die erhöhte Verdunstung und den stärkeren Wasserrückhalt im Boden abflussmindernd aus. Bezogen auf die prozentuale aufgeforstete Fläche liegt der Effekt zwischen 38% im Einzugsgebiet Dresden und 100% im Einzugsgebiet Calbe-Grizelne (Abbildung 9.2.3, S. 223). Mit anderen Worten bewirkt eine Aufforstung von 1% der Fläche eine Verringerung des mittleren Abflusses im Gebiet um 0.38% bis 1%.

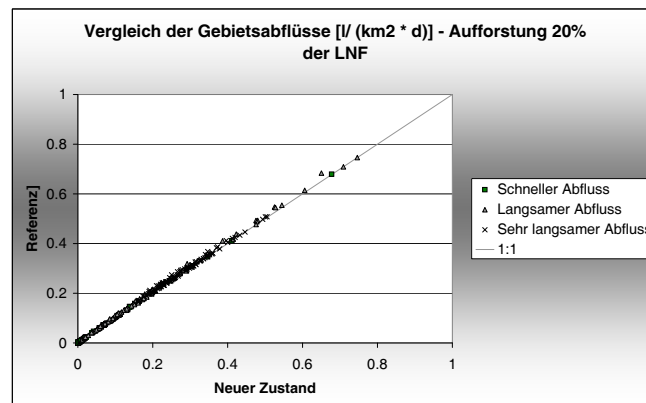


Abbildung 9.30: Auswirkungen der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche auf die Abflusskomponenten der HBV-D Einzugsgebiete.

Die Beziehung zwischen betroffener Fläche und Abflussänderung ist wie zu erwarten konstant. Falls die Flächen nicht gleichmäßig auf die Höhenstufen verteilt würden oder das Modell anderweitig räumlich differenzieren würde, wäre ein nicht-konstanter Zusammenhang möglich.

Der Effekt der Wiederaufforstung von Grünland ist dagegen deutlich schwächer (Abbildung 9.2.3, S. 223). Die Änderungen liegen, bezogen auf die prozentuale aufgeforstete Fläche unter 8%. Dies ist auf die geringeren Unterschiede der landnutzungsspezifischen Parameter zwischen Grünland und Wald zurückzuführen (siehe Abbildung 7.15, S. 118). Bei Gebieten mit sehr geringen Landnutzungsanteilen von Grünland treten Rundungsfehler auf, da in den Parameterdateien nur 3 Nachkommastellen gespeichert werden.

Auswirkung auf die Abflusskomponenten

Verschiebungen innerhalb der Abflusskomponenten finden ebenso wie die Verringerung des Gesamtabflusses nur in geringen Ausmaß statt, wie Abbildung 9.30 zeigt. Die größte Abweichung eines MONERIS Einzugsgebietes beträgt bei einer Aufforstung von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche 13% für die Schnelle Abflusskomponente, 12% für die Langsame und 9% für die Sehr Langsame Abflusskomponente. Im Mittel betragen die Abweichungen 4%, 5% und 3%.

Auf die weitere Betrachtung der Aufforstung von Grünland wurde aufgrund der geringen Änderungen verzichtet.

Auswirkung auf die Nährstoffemissionen

Um den Einfluss auf die Nährstoffeinträge besser erklären zu können, wurden zwischen den Änderungen aufgrund des geänderten Abflussverhaltens und den weiteren Effekten unterschieden, die direkt an den Pfaden Erosion, Grundwasser und Abschwemmung ansetzen.

Während die Veränderung der Abflusskomponenten nur zu einer Abnahme von 6% bei Phosphor und 8% bei Stickstoff führt, führt die vollständige Maßnahme zu einer Verringerung um 24% bzw. 22%. Die Wirkung realisiert sich über die Pfade Erosion (bis zu -45% bei P und N), Drainagewasser (bis zu -30% N und P), sowie Abschwemmung (bis zu -30% P und -15% N) Grundwasser (bis zu -22% P, -16% N) und Einträge von versiegelten urbanen Flächen (bis zu -3% bei P und -1,5% bei N)⁷.

Das räumliche Muster der infolge der Aufforstung resultierenden Abnahme der Nährstoff Einträge zeigt, dass im gesamten nicht-tidebeeinflussten deutschen Elbe-Einzugsgebiet signifikante Effekte auftreten. Ausnahmen stellen die zum Großraum Berlin gehörenden MONERIS Einzugsgebiete dar, bei denen nur ein geringer Effekt über die durch die Abnahme des Gesamtabflusses ausgelösten Verringerung der Einträge von versiegelten urbanen Flächen zu beobachten ist. Aufgrund der Vielzahl der an der Reduktion beteiligten Pfade ist keine monokausale Erklärung des Musters möglich. Einzig die Überlagerung aller an der Reduktion beteiligten Pfade kann das räumliche Muster befriedigend erklären.

Auswirkung auf die Konzentrationen im Gewässernetz

Hinsichtlich der Konzentrationen im Gewässer zeigt sich, dass die Wiederaufforstung sowohl für Phosphor als auch bezüglich der Stickstoff-Einträge bedeutender als die beiden anderen vorgestellten Maßnahmen ist. Dies geschieht trotz der vorhergesagten leichten Abnahme des mittleren Abflusses, der *ceteris paribus* eine Konzentrationserhöhung bedingt. Ein Grund für den deutlichen Unterschied zu den Erosionsschutzmaßnahmen liegt darin, dass die Wiederaufforstung mit einer kompletten Flächenaufgabe einhergeht, von den im Modell keine Einträge über den Erosionspfad ausgehen. Im Gegensatz dazu können die Erosionsschutzmaßnahmen nur den partikelgebundenen Eintrag dämpfen. Zudem betrifft die Wiederaufforstung über die Änderung der MONERIS Landnutzungs-kategorie und die Änderung des Abflusses eine ganze Reihe von Pfaden.

Auch wenn die Entwicklungsziele der Verringerung von Stoffeinträgen und der Verbesserung der chemischen Gewässerqualität damit besser erreicht werden, muss berücksichtigt werden, dass die Aufgabe der Nutzung produktiver Flächen mit Kosten verbunden ist. Im Rahmen dieser Arbeit können die entstehenden Kosten nicht berücksichtigt werden; die von Malte Großmann geleistete ökonomische Bewertung der Maßnahmen wird im Elbe-DSS hierzu Hinweise geben.

⁷Der auftretende Effekt der Aufforstungsmaßnahme auf die Einträge von versiegelten urbanen Flächen kommt aufgrund der Veränderung der Abflusskomponenten zustande. Da der Abfluss von versiegelten urbanen Flächen durch Wiederaufforstung im Gegensatz zu Veränderungen des Niederschlagsgeschehens praktisch keine Auswirkungen haben dürfte, muss die Kopplung um eine Abfrage erweitert werden, die sicherstellt, dass nur sinnvolle Veränderungen der Abflusskomponenten an MONERIS weitergegeben werden können.

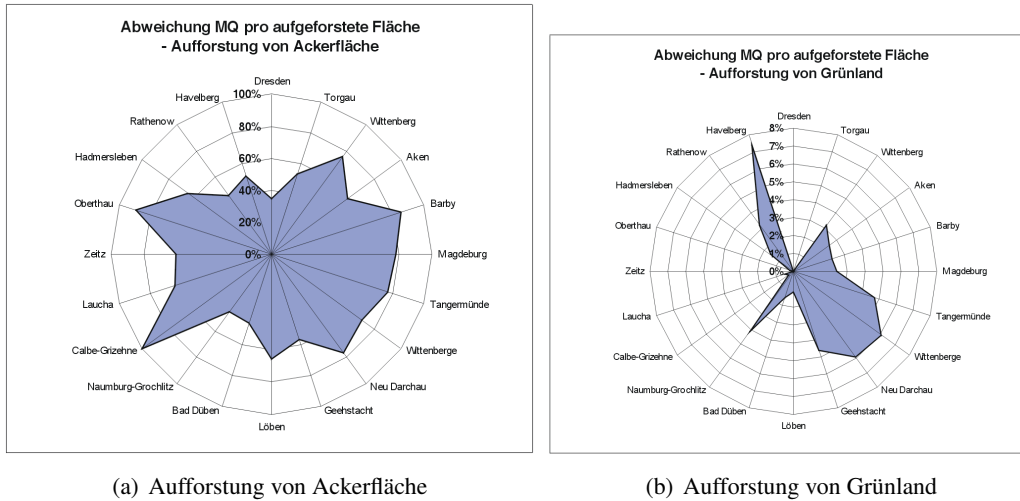


Abbildung 9.31: Wirkung der Aufforstung von Ackerfläche (a) oder Grünland (b) auf den MQ. Dargestellt ist die Änderung des mittleren im Gebiet selbst entstehenden Abflusses bezogen auf den Anteil der aufgeforsteten Ackerfläche an der gesamten Fläche des Einzugsgebietes. Die Pegel sind nach Gewässern gruppiert.

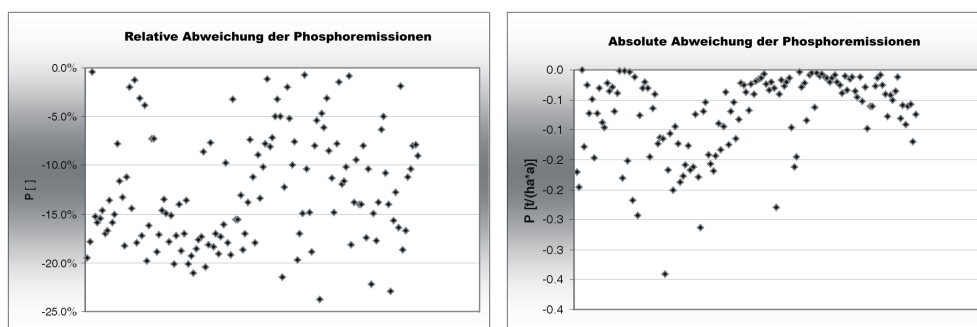


Abbildung 9.32: Auswirkungen der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

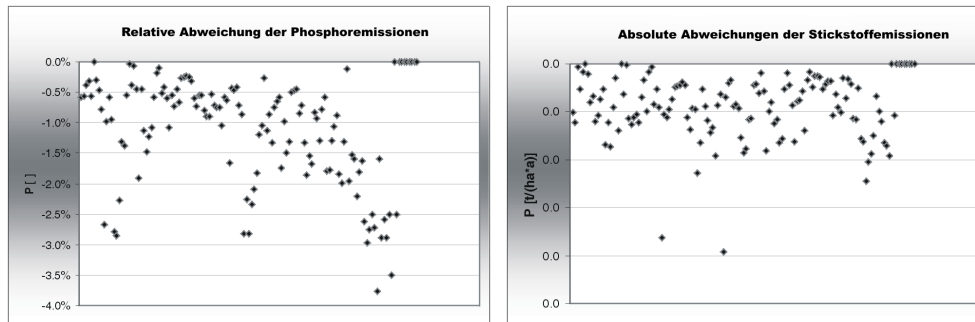


Abbildung 9.33: Auswirkungen der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete unter alleiniger Berücksichtigung der veränderten Abflusskomponenten.

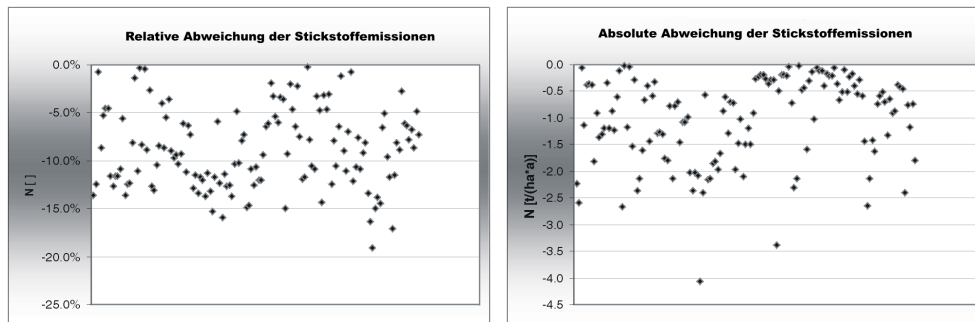


Abbildung 9.34: Auswirkungen der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

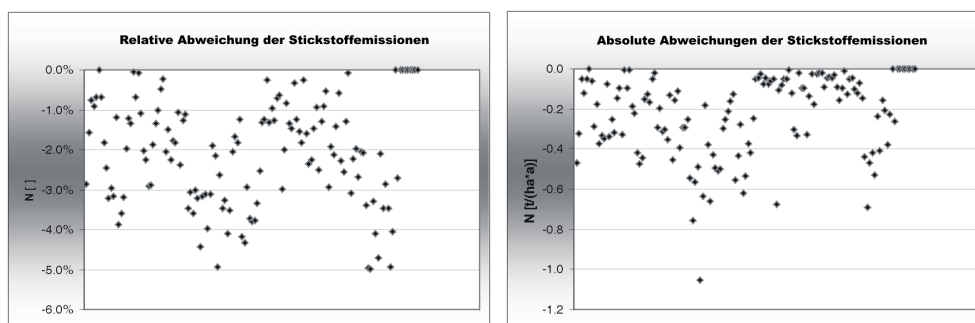


Abbildung 9.35: Auswirkungen der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzfläche auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete unter alleiniger Berücksichtigung der veränderten Abflusskomponenten.

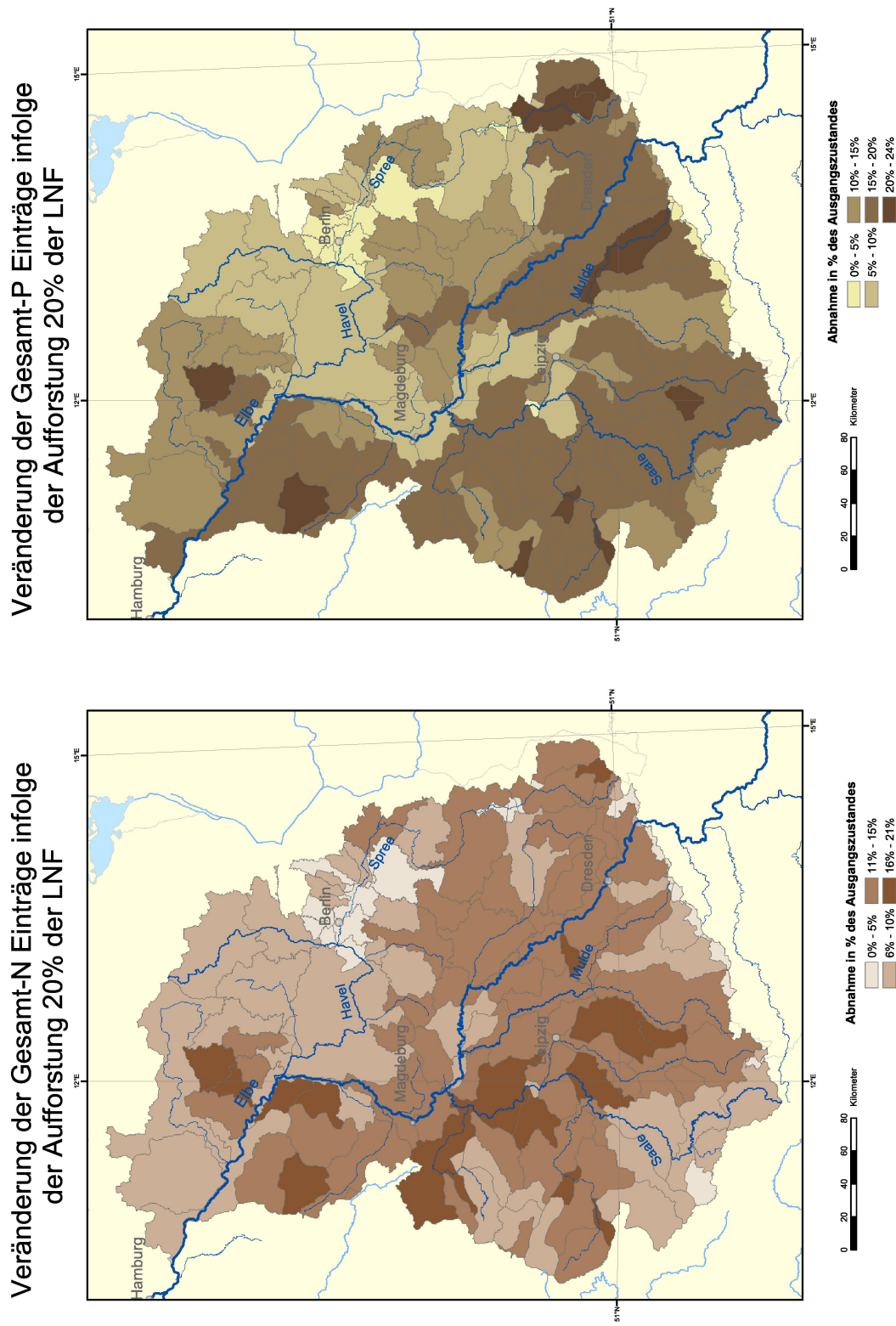


Abbildung 9.36: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer aufgrund der Aufforstung von 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Da Abflussveränderungen betrachtet werden, kann die Vorhersage nur im Gebiet des nicht-tidebeeinflussten Elbe-Einzugsgebietes erfolgen.

9.2.4 Wirkung der Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur

Die Entwicklungsszenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur prognostizieren bis zum Jahr 2020 eine Zunahme der versiegelten Fläche, was sich auf die Abflusskomponenten, aber auch die Einträge über versiegelte urbane Flächen auswirken kann. Bei der Entwicklung ist der bereits angesprochene Effekt der Verzögerung der Grundwassereinträge zu berücksichtigen.

Auswirkung auf den Abfluss

Auf die Pegelabflüsse (Abbildung 9.37 und 9.38, S. 227f.) haben die Veränderungen der Siedlungsstruktur nur sehr geringe Auswirkungen. Ebenso zeigt sich hinsichtlich der Abflusskomponenten selbst das Wachstumszenario nur eine minimale Veränderung (Abbildung 9.39, S. 229), weswegen auf die Simulation der Veränderung der Durchflüsse im Gewässernetz verzichtet wurde.

Auswirkung auf die Nährstoffemissionen

Hinsichtlich der Nährstoffemissionen zeigen sich stärkere Effekte, die jedoch teilweise auf die verzögerten Grundwassereinträge zurückzuführen sind. Für einige Gebiete besonders hohen Wachstums bei insgesamt kleiner Gesamtfläche, vor allem im Berliner Raum zeigen sich Zunahmen um bis zu 22% der Phosphoremissionen, die auf die starke Zunahme des Eintrags über versiegelte urbane Flächen zurückzuführen ist; dieser Pfad weist für Phosphor eine nicht-flächengewichtete mittlere Zunahme um 19% und für Stickstoff von 15% auf, die nur auf die Veränderung der Flächenstruktur zurückzuführen ist. Ein nicht unerheblicher Teil der Gebiete weist Erhöhungen der Einträge über diesen Pfad von 50-60% für Phosphor auf, während für Stickstoff nur zwei MONERIS Einzugsgebiete eine Veränderung dieser Stärke aufweisen, die Klasse 40-50% ist allerdings auch für Stickstoff bei diesem Pfad nicht unerheblich besetzt.

Diese Zunahme wird in den meisten Einzugsgebieten für Stickstoff durch ein Abnahme des Eintrags über das Grundwasser überkompensiert, so dass es in der Summe zu einer leichten Abnahme kommt. Bei Phosphor kommt es über den Erosionspfades ebenfalls zu einer Abnahme, die jedoch nicht ausgeprägt genug ist, um die Zunahme zu kompensieren.

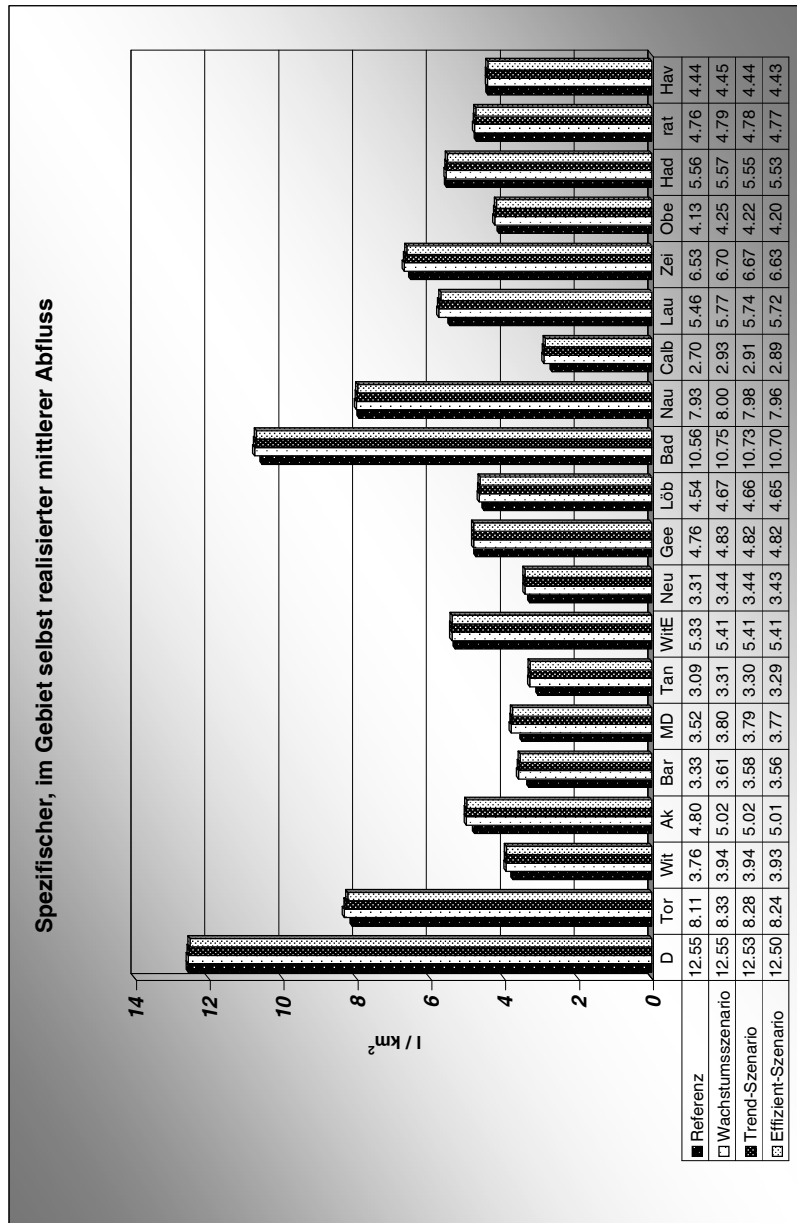


Abbildung 9.37: Reaktion des spezifischen mittleren Abflusses auf die Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur. Dargestellt ist das Verhältnis der im Pegeleinzugsgebiet selbst, d.h. ohne Oberlieger-Zuflüsse, generierten mittleren Abflüsse zur Fläche des Gebietes selbst. Auf die Darstellung des Nachhaltigkeitsszenarios wurde verzichtet, da die Abweichung gegenüber dem Referenz-Zustand vernachlässigbar ist.

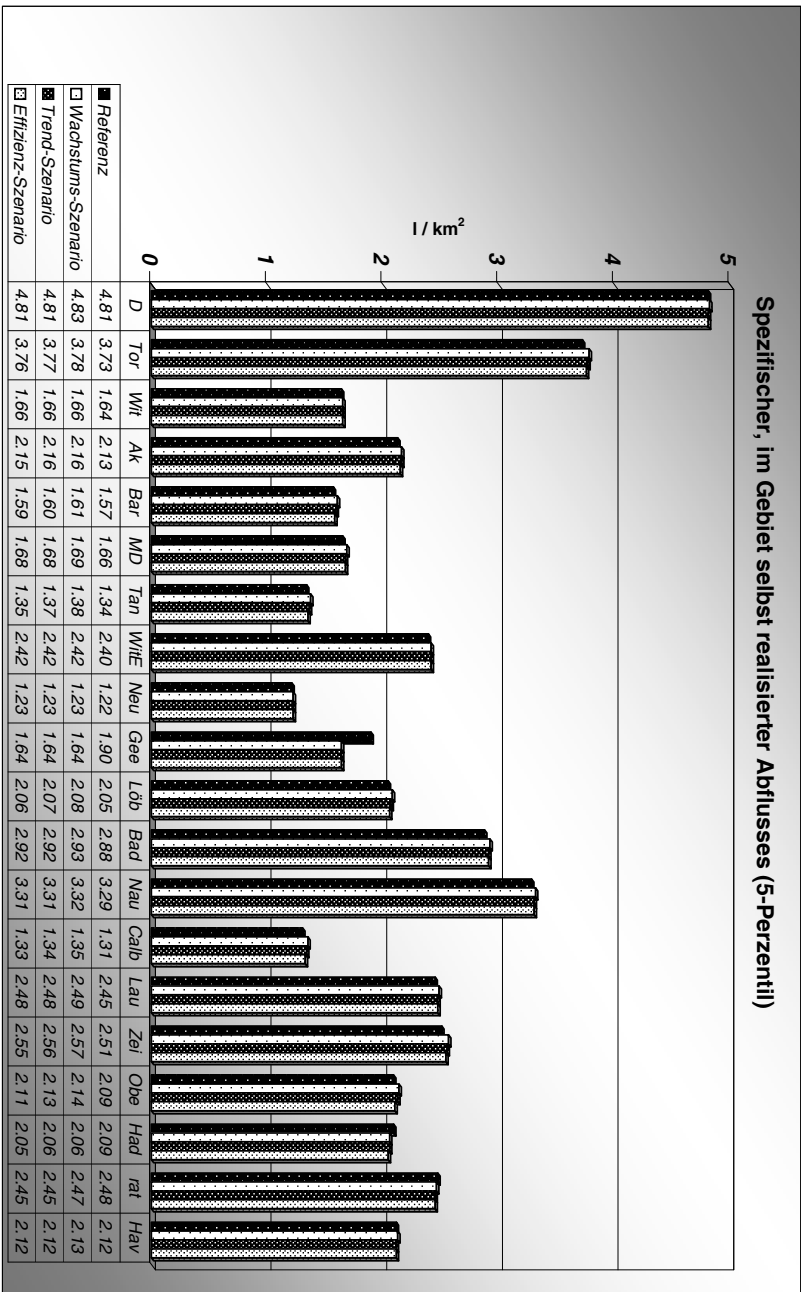


Abbildung 9.38: Reaktion des spezifischen mittleren Abflusses auf die Szenarien der Siedlungs- und Verkehrsstruktur. Dargestellt ist das Verhältnis der im Pegelinzugsgebiet selbst, d.h. ohne Oberleger-Zuflüsse, generierten 5-Perzentile des Abflusses zur Fläche des Gebietes selbst. Auf die Darstellung des Nachhaltigkeitsszenarios wurde verzichtet, da die Abweichung gegenüber dem Referenz-Zustand vernachlässigbar ist.

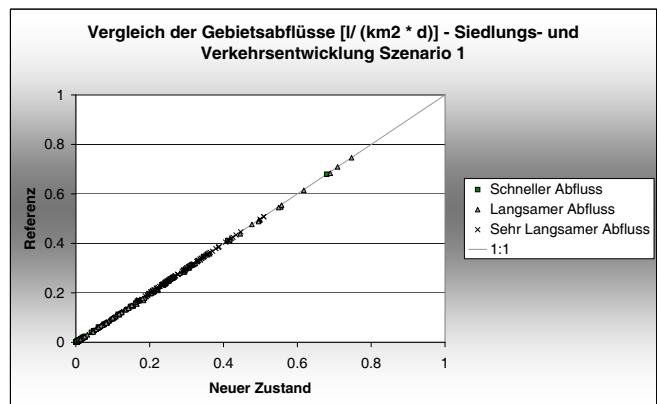


Abbildung 9.39: Auswirkungen des Wachstumszenarios der Siedlungs- und Verkehrsstruktur auf die Abflusskomponenten der HBV-D Einzugsgebiete.

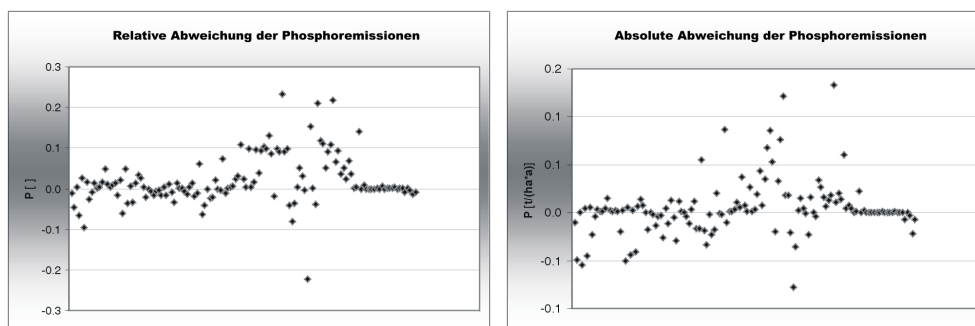


Abbildung 9.40: Auswirkungen des Wachstumszenarios der Siedlungs- und Verkehrsstruktur auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

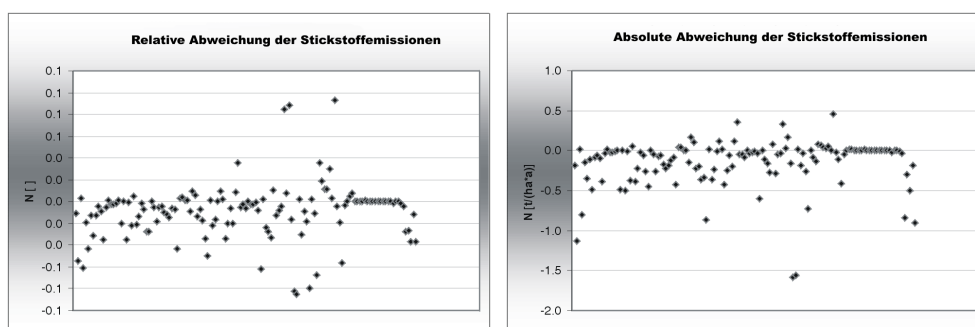
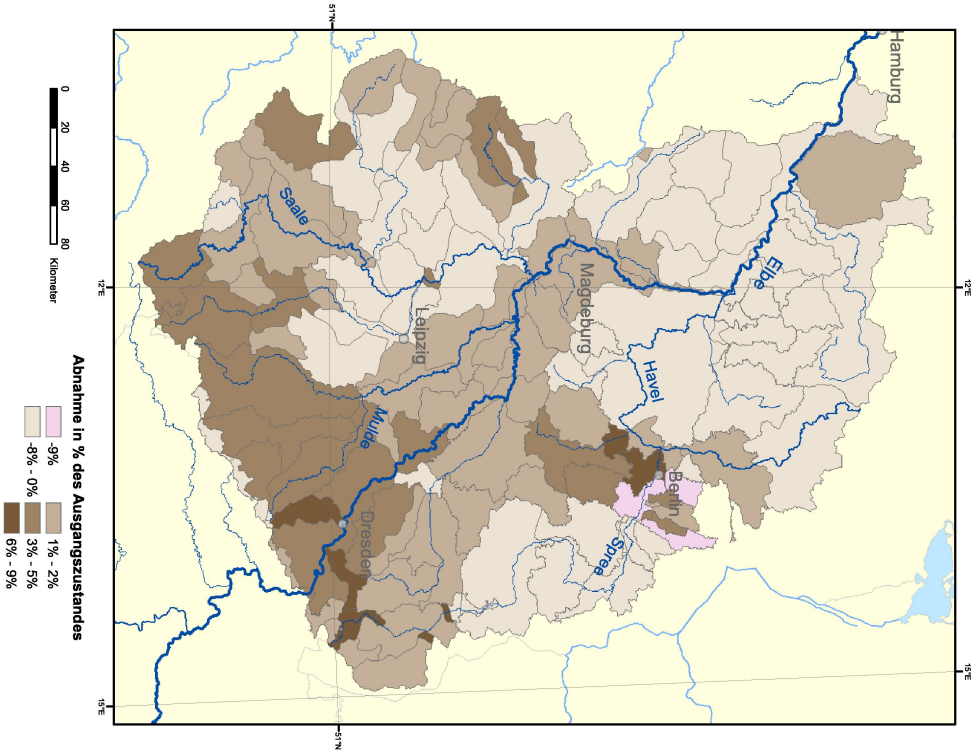


Abbildung 9.41: Auswirkungen des Wachstumszenarios der Siedlungs- und Verkehrsstruktur auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete.

Veränderung der Gesamt-N Einträge infolge des Wachstumsszenarios der Siedl.- und Verkehrsfl.-entwicklung



Veränderung der Gesamt-P Einträge infolge des Wachstumsszenarios der Siedl.- und Verkehrsfl.-entwicklung

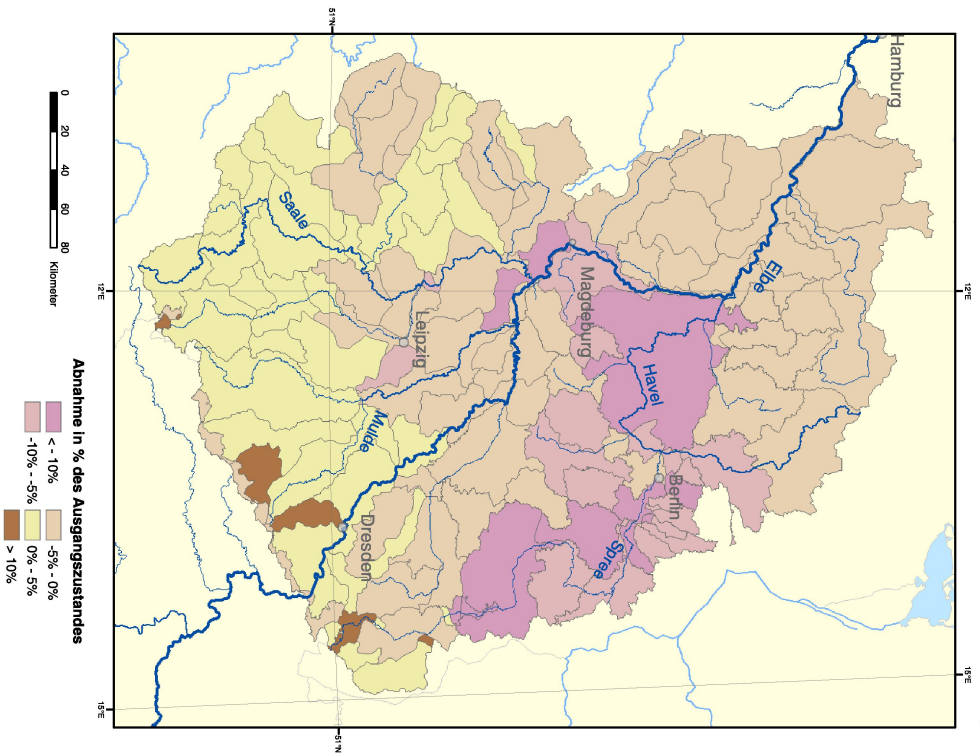


Abbildung 9.42: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Auswirkungen des Wachstumsszenarios der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung.

9.2.5 Wirkung der Klimaänderungen

Eine wesentliche Veränderung der Rahmenbedingungen der Gewässergütebewirtschaftung kann durch den prognostizierten Klimawandel herbeigeführt werden. Mit den Ergebnissen des STAR Modells steht die Möglichkeit zur Verfügung, die Veränderung des Referenz-Zustandes, aber auch die Wirksamkeit von Maßnahmen unter den veränderten Rahmenbedingungen zu analysieren. Da die Prognosen hinsichtlich der Veränderungen des Klimawandels eine erhebliche Unsicherheit besitzen, wurden drei Realisierungen des Klimawandels in das Modell aufgenommen, die Hinweise auf die Spannbreite möglicher Entwicklungen liefern können.

Um die Darstellung übersichtlich zu halten werden im Folgenden die Auswirkungen der Realisierungen des Klimawandels auf den Referenz-Zustand ohne Berücksichtigung von Maßnahmen durchgeführt.

Bei der Interpretation der Klimaszenarien muss berücksichtigt werden, dass die verwendete Thiessen-Polygon Interpolation (Abbildung 7.34, S. 158) stellenweise von der mittels Ordinary Kriging erzeugten räumlichen Verteilung (Abbildung 7.33, S. 157) abweicht, die den generellen Trend besser wiedergibt als die Thiessen-Polygone. Insbesondere für das Gebiet Geestacht sind die Unterschiede relevant: während die Ordinary Kriging Methode eine leichte Abnahme der Niederschläge prognostiziert, ergibt die Thiessen-Polygon-Methode eine leichte Zunahme, die sich auch in den Abflusswerten widerspiegelt. Bei der Interpretation der Karten der Veränderung der mittleren jährlichen Niederschläge muss auch die räumliche Verteilung der Niederschläge (Abbildung 3.4, S. 21) mit berücksichtigt werden, da im Falle der Realisierung 58 eine Zunahme der Niederschläge vor allem in den Gebieten relativ hoher Niederschlagsmenge auftritt.

Zudem ist zu berücksichtigen, dass die bei der Besprechung der Maßnahme *Erhöhung des Anteils ökologischen Landbaus* genannten Effekte der langfristigen Grundwasserpassage auftreten. Als Betrachtungszeitraum wurde im beschriebenen Beispiel das Jahr 2030 gewählt. Auch bei unveränderten Nährstoffüberschüssen kann es zu veränderten Stickstoffeinträgen kommen, sofern die Grundwasserverweilzeit im betreffenden Gebiet länger als 30 Jahre ist.

Auswirkung auf die Pegelabflüsse

Die Auswirkungen des Klimawandels manifestieren sich in HBV-D in Form modifizierter Pegelabflüsse. Die mittleren Abflüsse (Abbildung 9.2.5, S. 236) zeigen bei der, als wahrscheinlichste Realisierung eingestuften, Realisierung 32 (Gerstengarbe & Werner, 2004) eine relativ deutlich Verringerung der auf die Einzugsgebietsfläche bezogenen Abflüsse. Während die Realisierung 54 im allgemeinen eine weniger starke Abnahme zeigt, sagt die Realisierung 58 nur geringe Abnahmen und für die Pegeleinzugsgebiete Naumburg-Grochlitz, Hadmersleben, Geestacht sowie weniger ausgeprägt für Calbe-Grizehne sogar eine Zunahme der spezifischen Abflüsse voraus.

Die 5-Perzentile des Abflusses (Abbildung 9.2.5, S. 237) weisen für die Realisierungen 32 und 54 in der Mehrzahl der Pegeleinzugsgebiete eine schwächere Abnahme als beim mittleren Abfluss voraus. Ausnahmen von diesem Trend stellen die Pegeleinzugsgebiete Wittenberg und Oberthau dar, die deutliche Abnahmen bei der Realisierung 32 zeigen. Bei der Realisierung 58 nimmt der als Basisabfluss zu interpretierende Abfluss des 5-Perzentil mit Ausnahme von Löben durchgängig zu.

Tabelle 9.1: Veränderung der Abflusskomponenten in den HBV-D Teileinzugsgebieten aufgrund des Klimawandels. Angaben in Prozent der Abweichung vom Ausgangszustand.

Veränderung über die Gebiete	Summe des Abflusses [%]	Schneller Abfluss [%]	Langsamer Abfluss [%]	Sehr Langsamer Abfluss [%]
Realisierung 32				
Mittelwert	-22	-12	-35	-16
Max	38	561	52	19
Min	-43	-94	-69	-42
Realisierung 54				
Mittelwert	-8	-8	-15	-5
Max	61	445	83	32
Min	-34	-94	-53	-29
Realisierung 58				
Mittelwert	-1	4	-7	1
Max	78	534	142	51
Min	-24	-87	-43	-15

Auswirkung auf die Abflusskomponenten der MONERIS Einzugsgebiete

Bei der Betrachtung der einzelnen Abflusskomponenten in den einzelnen Einzugsgebieten (Abbildungen 9.2.5 (a), (b) und (c)) zeigen sich bei allen drei Realisierungen Teileinzugsgebiete mit Zunahme und Abnahme. Einzelne Gebiete weichen übermäßig stark vom Referenz-Zustand ab. Zu erwarten sind dadurch starke Änderungen der betreffenden Nährstoffemissions-Pfade, insbesondere bei dem mit der schnellen HBV-DAbflusskomponente verbundenen Eintragspfad über Bodenerosion.

Ob die sehr starken Modifikationen einzelner Abflusskomponenten reell sind kann bezweifelt werden, es ist anzunehmen, dass es sich um Artefakte handelt. Im Mittel zeigt sich - ähnlich wie für die Pegelabflüsse - für die Realisierung 32 eine Abnahme aller Abflusskomponenten, die sich bei Realisierung 54 schwächer zeigt, während es bei dem mit 58 bezeichneten Modelllauf zu einer leichten Zunahme der schnellen und der sehr langsamen Abflusskomponente kommt (Vergleiche Tabelle 9.1).

Auswirkung auf die Durchflüsse im Gewässernetz

Aufgrund der implementierten Kopplung zwischen HBV-D und GREAT-ER werden die Veränderungen der Pegelabflüsse innerhalb eines HBV-D Einzugsgebietes einheitlich umgesetzt. Lediglich bei Bifurkationen oder bei Flussabschnitten, die Abfluss von Oberliegern transportieren, kann es innerhalb eines HBV-D Einzugsgebietes zu einer Differenzierung der Veränderung kommen. Entsprechend zeigen sich entlang des Längsprofils des mittleren Abflusses der Bode (Abbildung 9.46 (a), S. 239) nur an den Stellen im Flussverlauf, an denen HBV-D Pegel liegen Veränderungen, die dort jedoch durchaus abrupt sein können.

Die höhere räumliche Differenzierung der Niederschlags-Änderungen geht beim gewählten Ansatz verloren. Die Pegelabflüsse repräsentieren die mittlere Entwicklung im Einzugsgebiet und verteilen diese auf alle zugehörigen Flussabschnitte. Die räumliche Unterteilung erlaubt es jedoch, den generellen räumlichen Trend widerzuspiegeln; so zeigt sich im Einzugsgebiet der Bode, die durch den Pegel Hadmersleben repräsentiert wird, in allen drei Varianten des Klimawandels eine Zunahme der Abflüsse, während im Rest des Einzugsgebietes abnehmende Abflüsse bei den Realisierungen 32 und 54 die Regel sind. Die relativ scharfen Übergänge zwischen den Pegeln zeigen sich jedoch vor allem bei der Betrachtung der relativen Veränderungen. Bei der Betrachtung der absoluten Durchflüsse treten deutlich weniger abrupte Übergänge auf.

Entlang der Elbe (Abbildung 9.46 (b), S. 239) kann die Realisierung des Klimawandels erst ab der deutsch-tschechischen Grenze simuliert werden.⁸ Flussabwärts zeigt sich in der Klima-Realisierung 32 eine nicht unerhebliche Abnahme des mittleren Abflusses, der bei Geestacht knapp 13% beträgt. Für die nicht durch andere Prozesse beeinflussten Haushalts-Chemikalien bedeutet das - unter der Annahme konstanter Pro-Kopf-Verbräuche - eine entsprechende Erhöhung der Konzentration.

Im Verlauf der Spree und der Havel (Abbildung 9.46 (c), S. 239) zeigt sich aufgrund der fehlenden Einzugsgebietsunterteilung ein sehr einheitliches Bild bis zum Pegel Rathenow. Die prognostizierte Abnahme des mittleren Durchflusses - die aufgrund der Datenlage und der Gebiets-Charakteristika als unsicher zu charakterisieren ist - um 25% im Falle der Realisierung 32 würde nicht nur mit der entsprechenden Erhöhung der Konzentrationen einhergehen, sondern in diesem bereits tendenziell an Wassermangel leidenden Gebiet den Wasserstress nicht unerheblich verschärfen.

Entlang der Saale (Abbildung 9.46 (e), S. 239) zeigt sich oberhalb von Naumburg-Grochlitz eine Situation, die im Falle der Realisierung 32 von einer Abfluss-Abnahme von 10%, bei den beiden anderen Realisierungen aber von einer Abfluss-Zunahme um 5 bzw. 10% gekennzeichnet ist. Diese Streubreite der Vorhersage verdeutlicht die Probleme, der sich die Bedarfsplanung der Wassermengenbewirtschaftung gegenüber sieht.

Mulde (Abbildung 9.46 (d), S. 239) und Schwarze Elster (Abbildung 9.46 (f), S. 239) zeichnen aufgrund der geringen Pegelunterteilung im Gebiet eine sehr einfach strukturierte Prognose. Im Falle der Schwarzen Elster kann es bei Eintreten der als realistische Variante bezeichneten Realisierung 32 zu einer Abnahme des mittleren Abflusses um 30% kommen, was Gewässergüte und Wassermengenbewirtschaftung vor erhebliche Probleme stellen dürfte.

Auswirkung auf die Nährstoffemissionen

Die stellenweise sehr starken Änderungen der Abflusskomponenten, insbesondere der schnellen Abflusskomponente werden in MONERIS für den Pfad Erosion gedämpft, nicht jedoch der Pfad Abschwemmung. Hier wird die Änderung der schnellen Abflusskomponente ohne größere Abschwächung weitergegeben, was in einzelnen Gebieten zu einer Erhöhung des Eintrags über diesen Pfad von bis zu 400% führt. In der Summe der MONERIS Pfade ergeben sich dadurch maximale Zunahmen des Stickstoff- und Phosphoreintrags von etwa 20% (Abbildungen S. 240ff).

⁸Auf die Möglichkeit, den mittleren Abfluss in Relation zur mittleren Änderung des deutschen Elbe-Einzugsgebietes oder von Teilen davon zu ändern wurde verzichtet. Die im Rahmen von GLOWA Elbe II geplante Integration des tschechischen Teiles des Einzugsgebietes in die Klimaszenarien wird dieses Problem beseitigen.

Neben der Abflussänderung wirkt sich die Veränderung der Starkregentage direkt aus, die für alle drei Realisierungen eine abnehmende Tendenz zeigt. Die Stärke des Effektes tritt gegenüber dem Einfluss der Änderungen der Abflusskomponenten jedoch deutlich zurück.

Im nicht flächengewichteten Mittel führen alle drei prognostizierten Realisierungen des Klimawandels zu einer Reduktion der Einträge in die Gewässer. Während für den Erosions-Eintrag nur abnehmende Einträge vorhergesagt werden, kommt es bei den Einträgen über Drainagewasser, Abschwemmung und Grundwasser sowohl zu zu- als auch zu abnehmenden Gebietseinträgen. Im Falle der Realisierung 58 kommt es für den Pfad Abschwemmung im Mittel sogar zu einer Zunahme der Nährstoffeinträge in die Gewässer.

Das räumliche Muster der Änderung der Einträge in die Gewässer (Abbildungen S. 242ff) lehnt sich von der Grundtendenz her an die Entwicklung der Niederschläge an. Dieses generelle Muster wird jedoch von der Verschiebung innerhalb der Abflusskomponenten überprägt. Insbesondere die Gebiete mit geringem Anteil der schnellen Abflusskomponente (siehe. Abbildung 9.11, S. 199) reagieren sensitiv auf Veränderungen des Witterungsgeschehens. Inwiefern dieses Verhalten realistisch ist konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden.

Beim Vergleich der Veränderungen zwischen Phosphor und Stickstoff, zeigt sich bei Phosphor eine stärkere Bindung des Ausmaßes der Abnahme an Gebiete höherer Reliefenergie. Aufgrund der höheren Bedeutung des Erosionspfades reagieren diese Gebiete stärker auf abnehmende Niederschläge als die Regionen des Flachlands.

Auswirkung auf die Konzentrationen im Gewässernetz

Der generellen Abnahme der Nährstoffeinträge steht im Gewässer die Abnahme des mittleren Abflusses gegenüber, die eine Erhöhung der Konzentrationen bewirkt. Für Stickstoff zeigt sich im Oberlauf der Saale (Abbildung 9.56 (c), S. 245) bei den Realisierungen 54 und 58 eine deutliche Konzentrationsabnahme. Durch die Mündung der Unstrut, für deren Einzugsgebiet allen Realisierungen eine Erhöhung der Einträge vorhergesagt wird, verringert sich die Konzentrationsabnahme. Im Fall der Realisierung 32 kommt es infolge der Abfluss-Abnahme im Saale Einzugsgebiet trotz der Reduzierung der Einträge zu einer Konzentrationszunahme.

Für Phosphor zeigt sich aufgrund der stärkeren Abnahme der Einträge entlang der Saale für alle drei Realisierungen eine deutliche Abnahme (Abbildung 9.56 (d), S. 245), die für die Realisierungen 54 und 58 bis zur Mündung in die Elbe stets über 22% liegt.

Aufgrund der bei allen Realisierungen anzutreffenden Abnahme des Durchflusses in der Spree und der Havel (Abbildung 9.2.5 (e) und (f), S. 239) zeigt sich für Stickstoff bei den Realisierungen 32 und 54 eine Zunahme der Konzentrationen, während die Veränderung bei der Realisierung 58 um Null schwankt. Für Phosphor zeigt sich aufgrund der, vor allem im Quellgebiet der Spree stärkeren Verringerung der Einträge für die Realisierungen 54 und 58 auf den ersten 350 Kilometern zu einer Abnahme der Konzentrationen. Ab der Havel-Mündung kommt es durch die Einleitung aus Gebieten geringer Abnahme bzw. Zunahme der Phosphoreinträge zu einer leichten Erhöhung der Konzentrationen. Für die Realisie-

zung 32 kommt es, aufgrund der niedrigeren Abflüsse ab etwa Flusskilometer 180 zu einer Zunahme der Konzentrationen.

In der Elbe kommt es bei Stickstoff (Abbildung 9.56 (a), S. 245) für die Realisierung 32 zu einer durchgängigen Erhöhung der Konzentration, die sich durch die Einleitung der Havel noch einmal verstärkt. Die Realisierung 54 zeigt mit Ausnahme der Abnahme der Konzentration aufgrund der Saale Mündung, die sich bis zur Einleitung der Havel hält, keine größeren Veränderungen bezüglich Stickstoff. Die bei der Realisierung 58 prognostizierte Zunahme des Abflusses bewirkt entlang der gesamten Elbe eine Abnahme der Konzentration, die sich flussabwärts verstärkt und am Wehr Geestacht knapp 5% erreicht.

Die stärkere Verringerung der Einträge in die Gewässer führt an der Elbe für Phosphor zu einer deutlichen Verringerung der Konzentrationen bei den Realisierungen 58 und 54, die vor allem durch die Einträge der Saale und der Vereinigten Mulde realisiert wird (Abbildung 9.56 (b), S. 245).

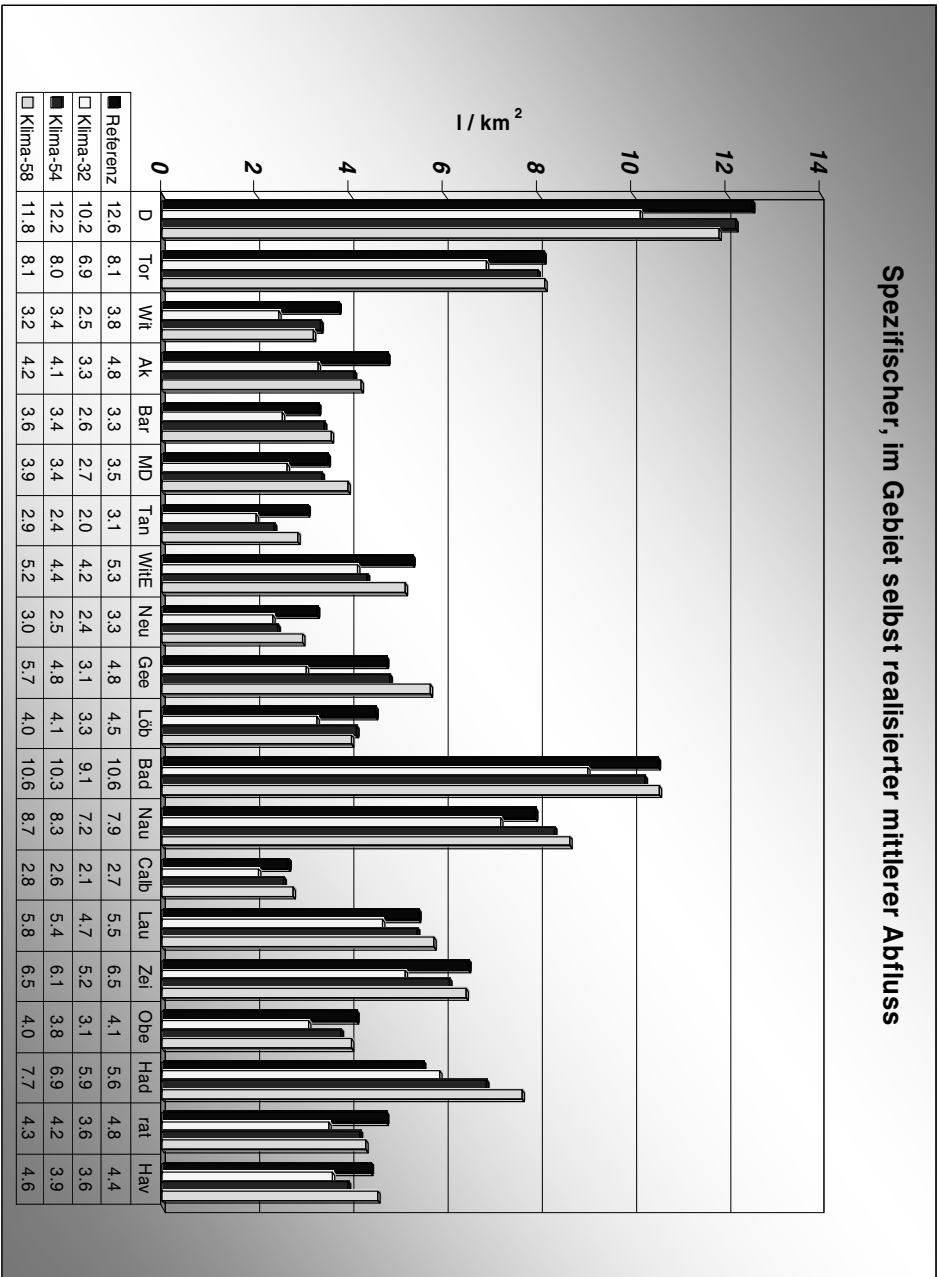


Abbildung 9.43: Reaktion des spezifischen mittleren Abflusses auf die Realisierungen des Klimawandels. Dargestellt ist das Verhältnis der im Pegelleinzugsgebiet selbst, d.h. ohne Oberleiter-Zuflüsse, generierten mittleren Abflüsse zur Fläche des Gebietes selbst.

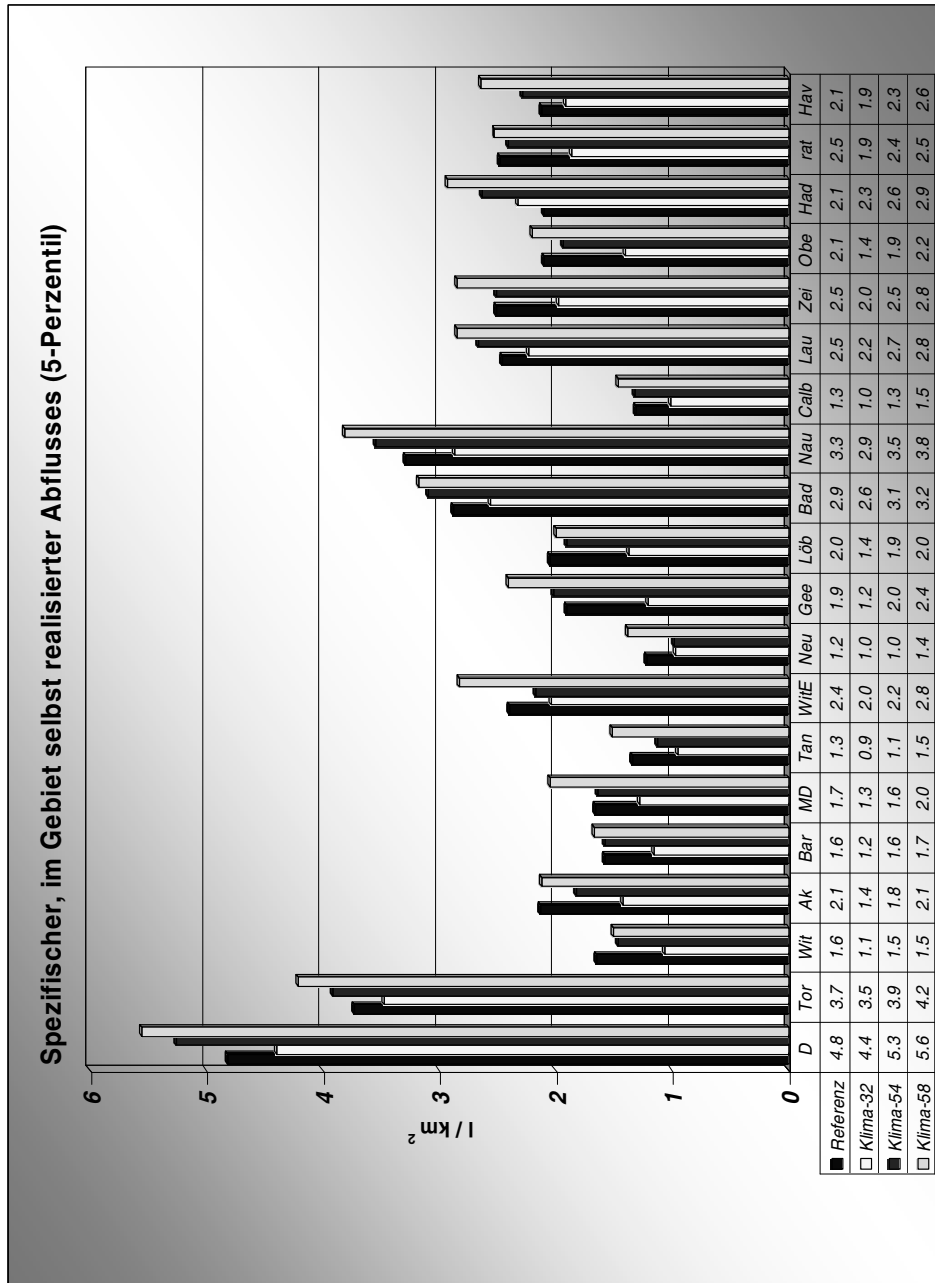
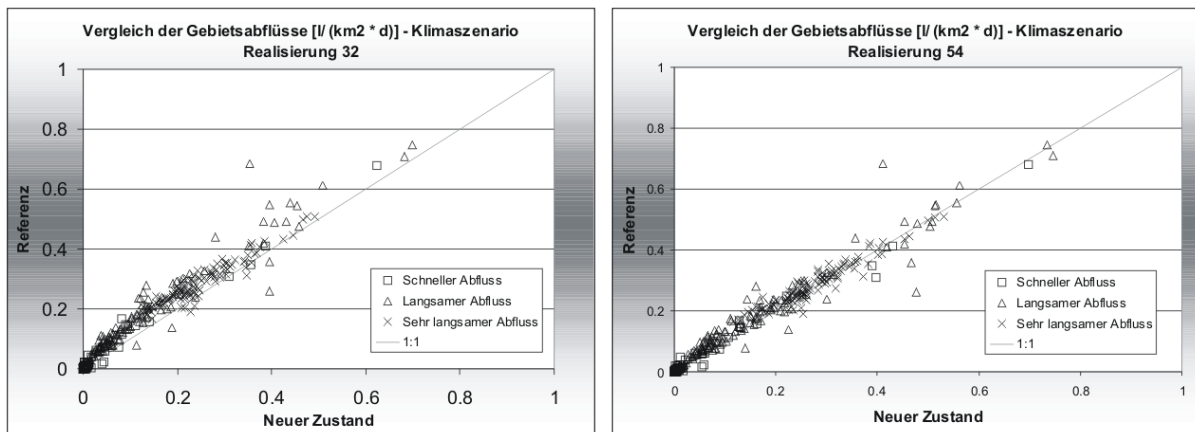
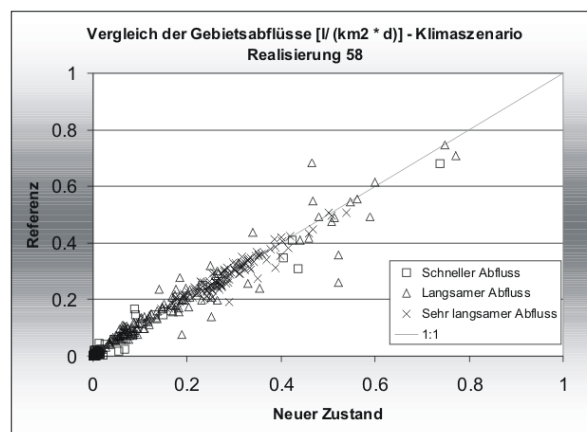


Abbildung 9.44: Reaktion des spezifischen mittleren Abflusses auf die Realisierungen des Klimawandels. Dargestellt ist das Verhältnis der im Pegelinzugsgebiet selbst, d.h. ohne Oberlieger-Zuflüsse, generierten 5-Perzentile des Abflusses zur Fläche des Gebietes selbst.



(a) Realisierung 32

(b) Realisierung 54



(c) Realisierung 58

Abbildung 9.45: Auswirkungen der Realisierungen 32, 54 und 58 des Klimaszenarios auf die Abflusskomponenten der HBV-D Einzugsgebiete. Aufgetragen sind, pro HBV-D Teileinzugsgebiet die flächenspezifischen Abflusskomponenten die sich aufgrund der Realisierung des Klimaszenarios ergeben gegen die des Referenz-Zustandes. Werte unterhalb der 1:1 Linie zeigen an, dass der Gebietsabfluss der Abflusskomponente im betreffenden Gebiet höher ist als im Referenz-Zustand.

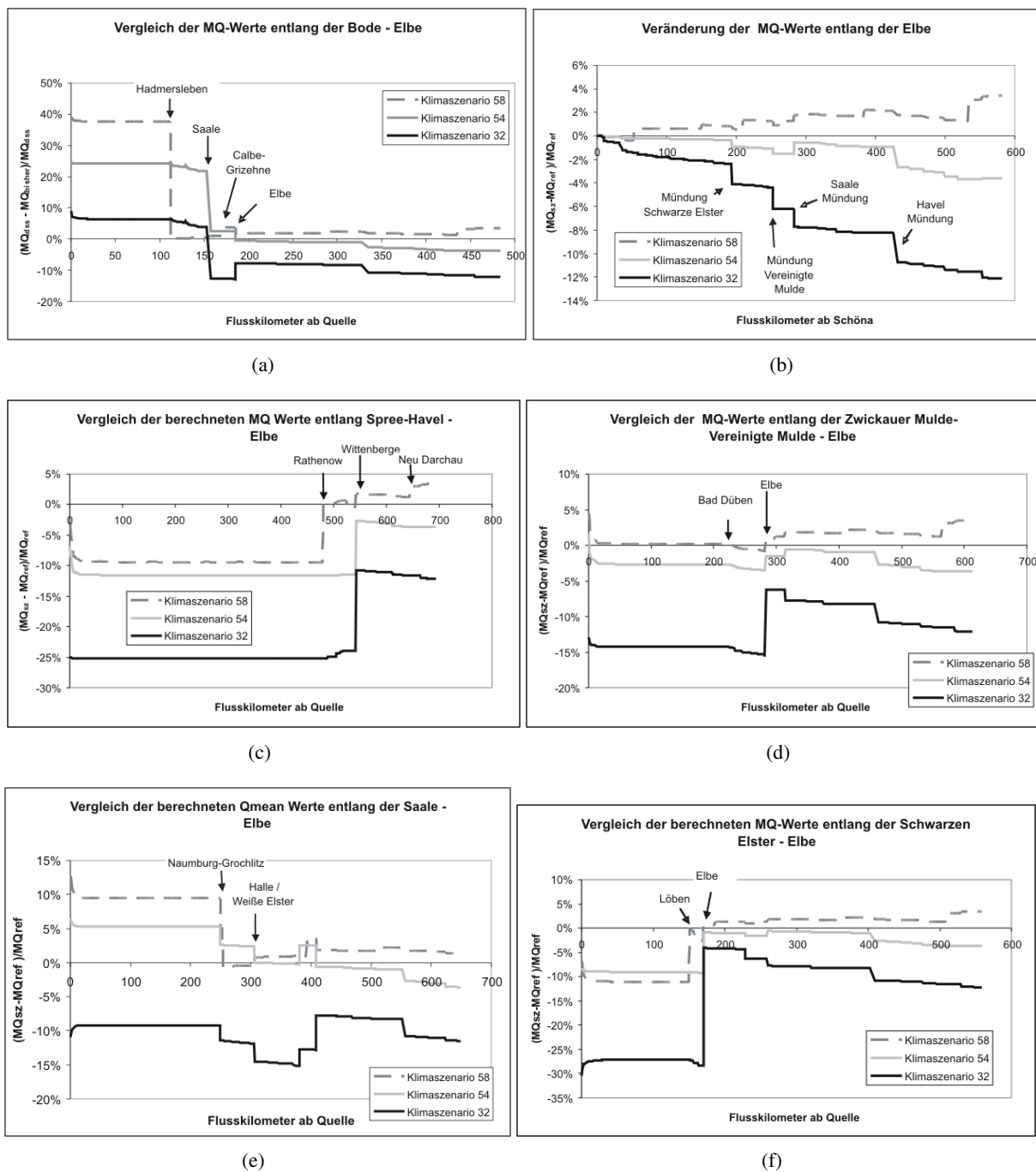


Abbildung 9.46: Auswirkungen der Klimaszenarien auf den mittleren Abfluss entlang der Bode, Elbe, Spree, Mulde, Saale und Schwarzen Elster. Dargestellt ist die Abweichung relativ zum Referenz-Zustand $(MQ_{szenario} - MQ_{ref}) / MQ_{ref}$. Negative Werte zeigen eine Abnahme des mittleren Abflusses, positive eine Zunahme an.

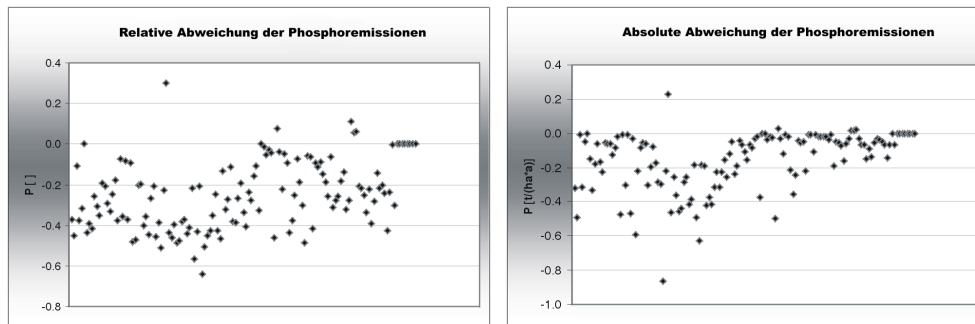


Abbildung 9.47: Auswirkungen der Realisierung 32 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

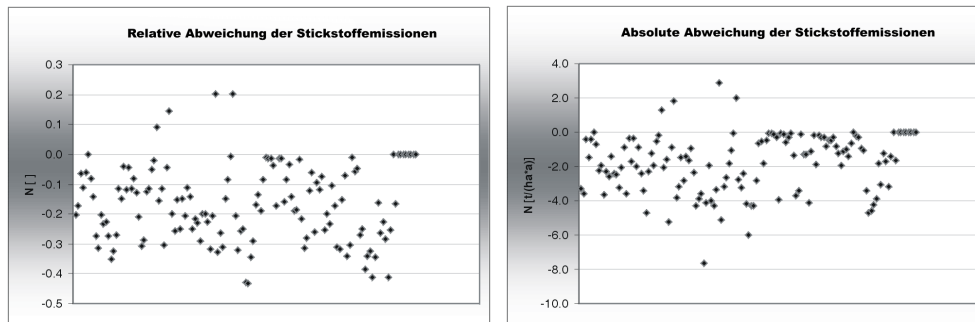


Abbildung 9.48: Auswirkungen der Realisierung 32 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

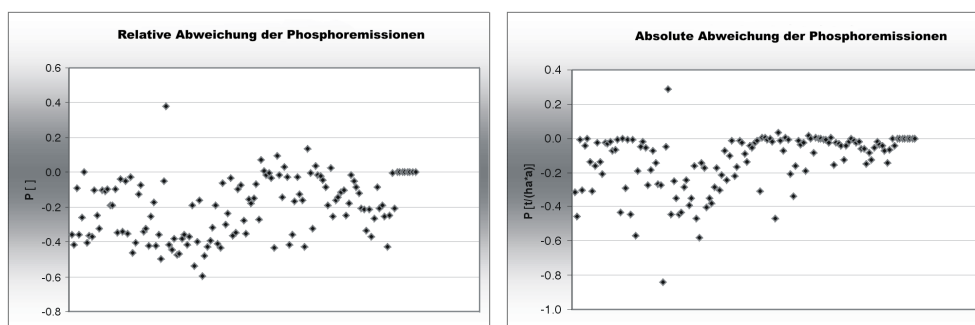


Abbildung 9.49: Auswirkungen der Realisierung 54 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

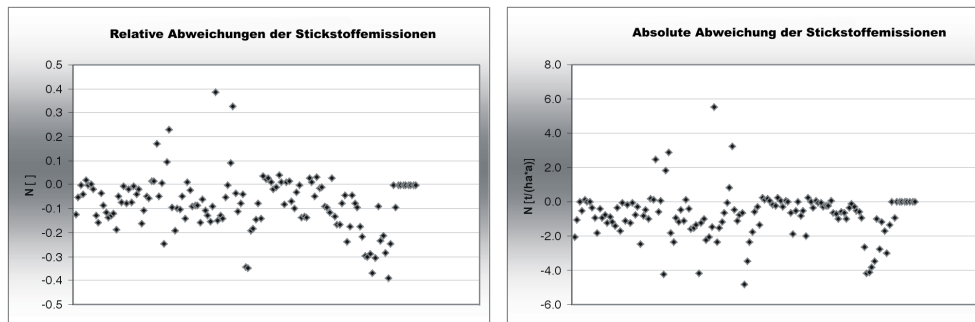


Abbildung 9.50: Auswirkungen der Realisierung 54 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

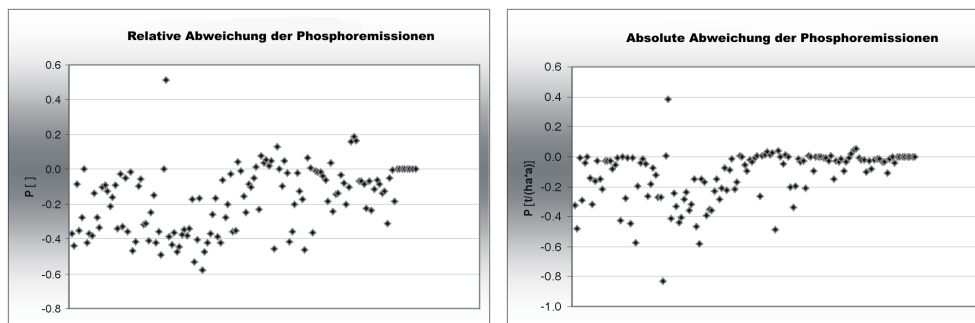


Abbildung 9.51: Auswirkungen der Realisierung 58 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Phosphor Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

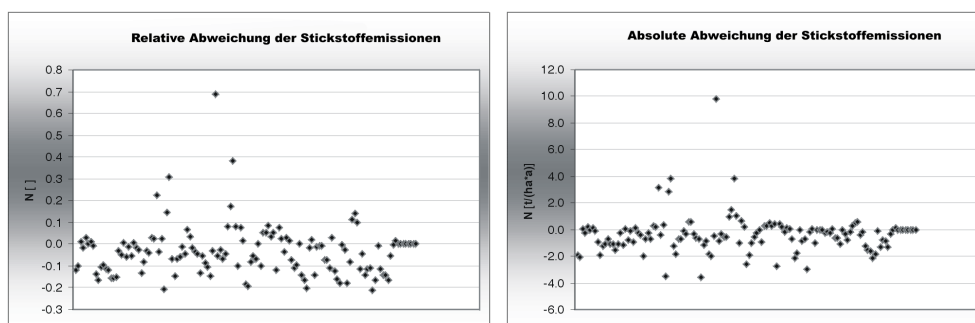
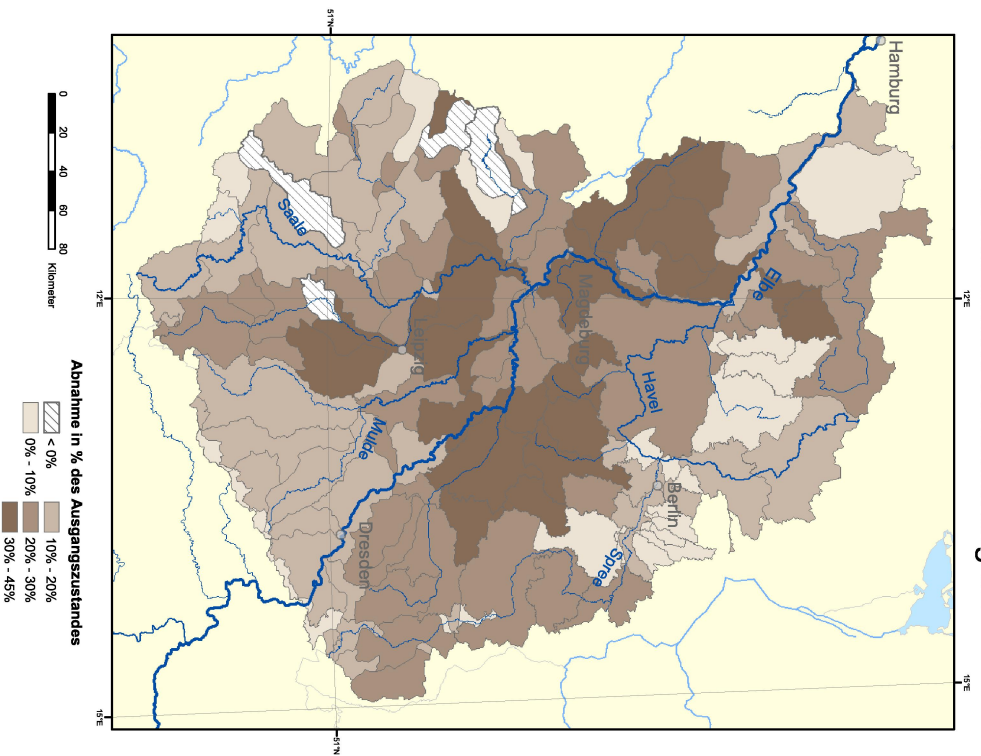


Abbildung 9.52: Auswirkungen der Realisierung 58 des Klimaszenarios auf die Gesamt-Stickstoff Emissionen der MONERIS Teileinzugsgebiete. Dargestellt ist die relative Abweichung zum Ausgangszustand und die Veränderung der spezifischen Einträge in Kilogramm pro Hektar und Jahr.

Veränderung der Gesamt-N Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 32



Veränderung der Gesamt-P Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 32

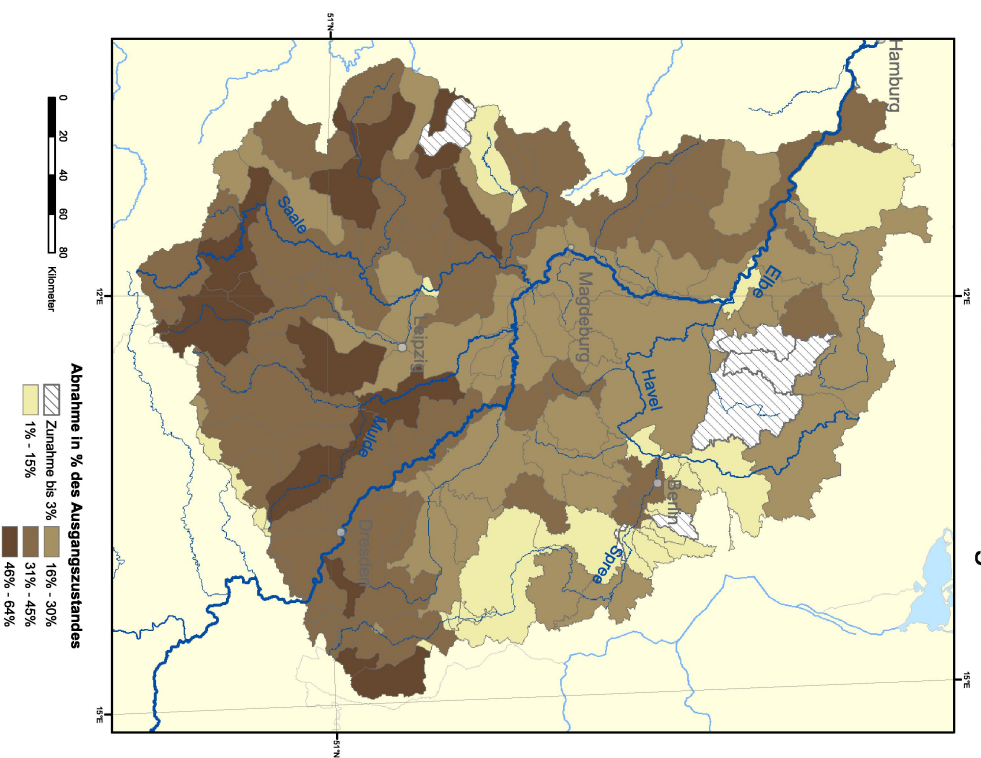
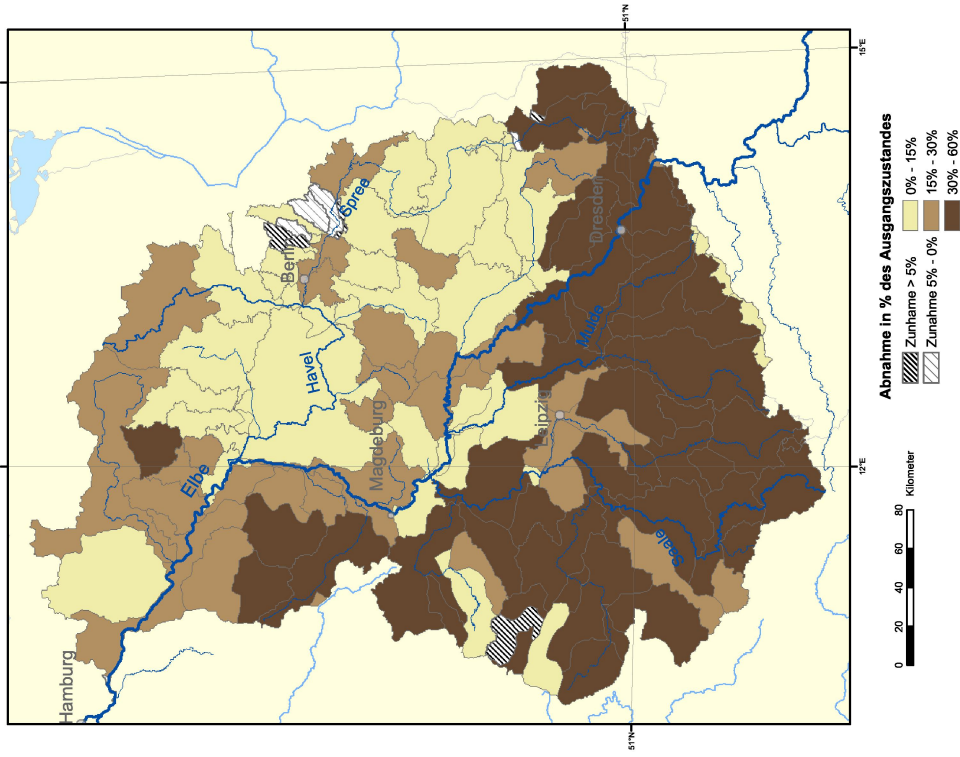


Abbildung 9.53: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 32. Dargestellt ist die Abnahme relativ zum Referenz-Zustand $M_{Q_{ref}} - (M_{Q_{szenario}}) / M_{Q_{ref}}$. Negative Werte zeigen eine Zunahme der Einträge in die Gewässer, positive eine Abnahme an.

Veränderung der Gesamt-P Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 54



Veränderung der Gesamt-N Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 54

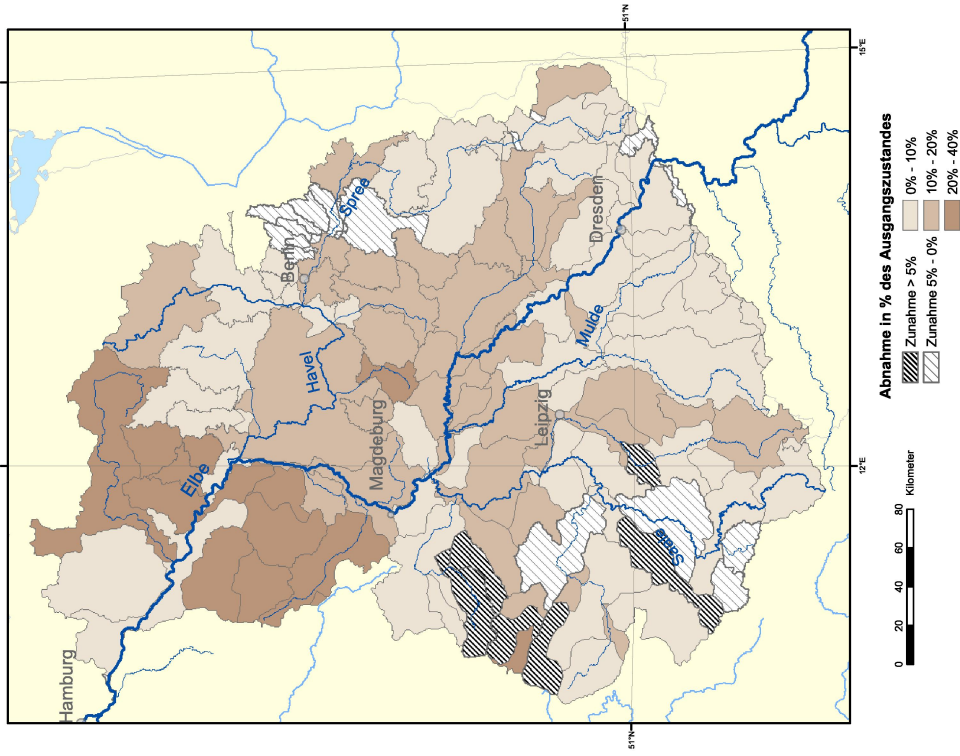
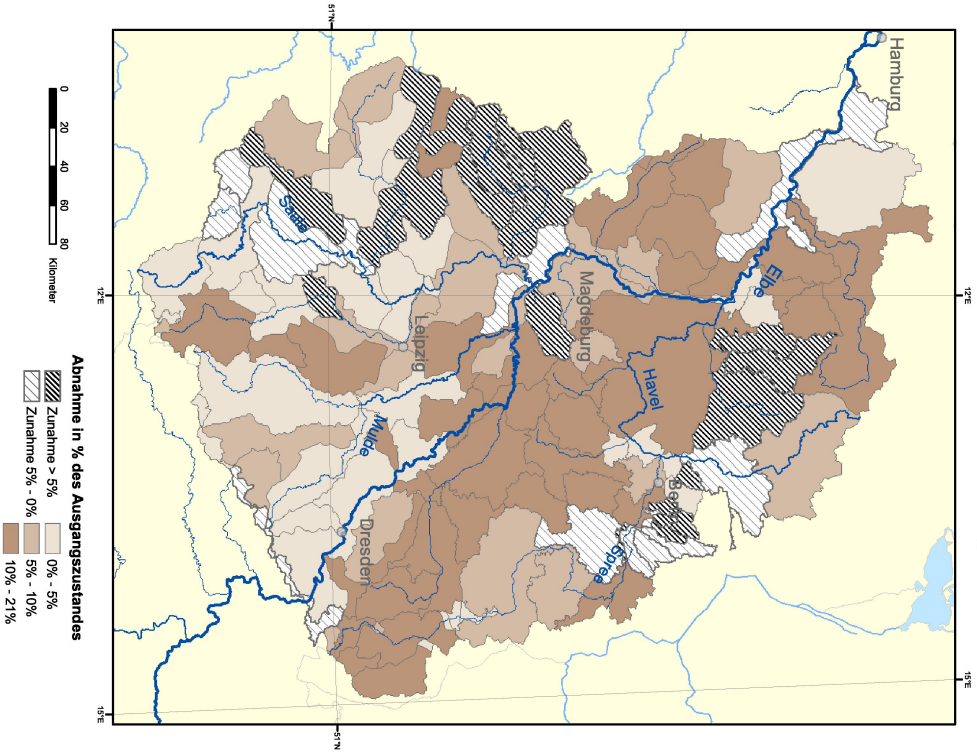


Abbildung 9.54: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 54. Dargestellt ist die Abnahme relativ zum Referenz-Zustand $MQ_{ref} - (MQ_{szenario}) / MQ_{ref}$. Negative Werte zeigen eine Zunahme der Einträge in die Gewässer, positive eine Abnahme an.

Veränderung der Gesamt-N Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 58



Veränderung der Gesamt-P Einträge infolge der Klimaszenario Realisierung 58

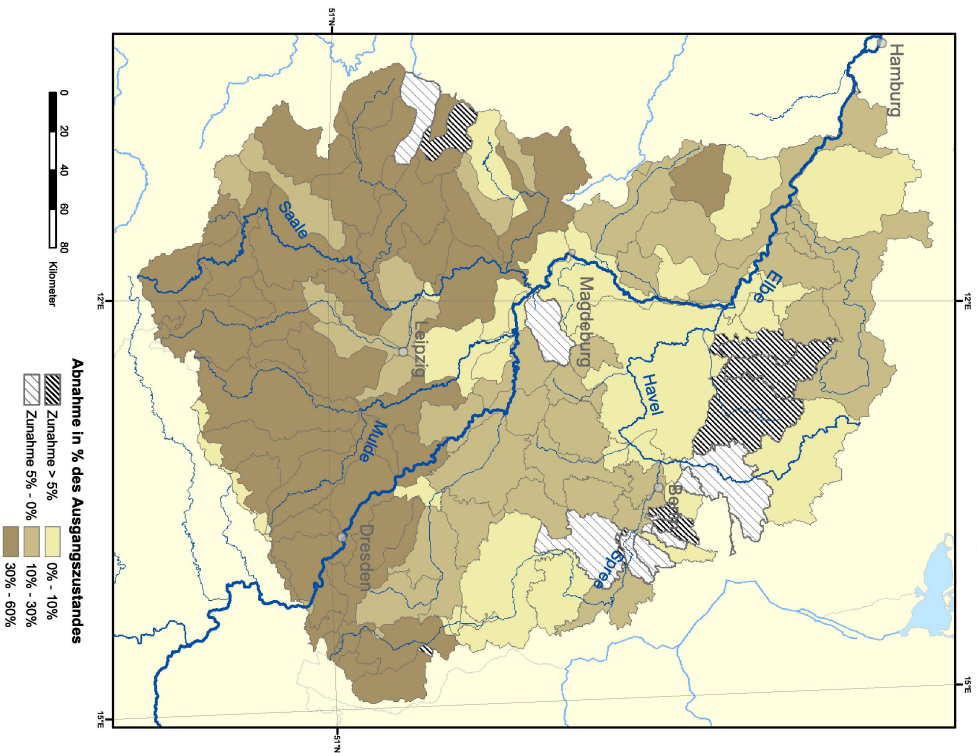
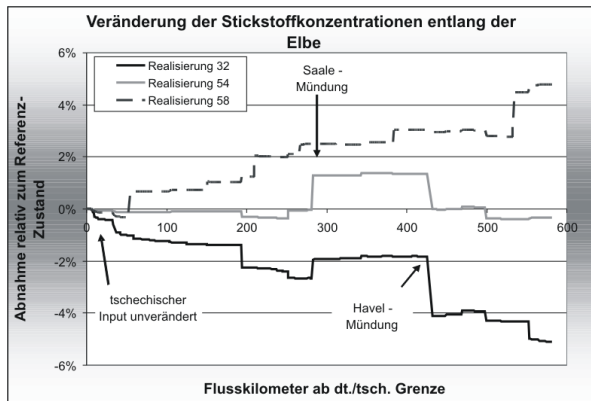
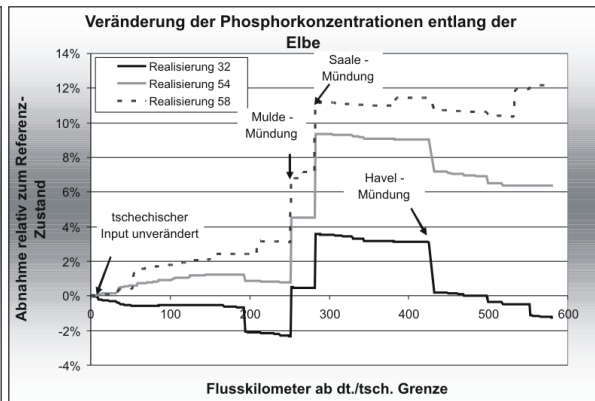


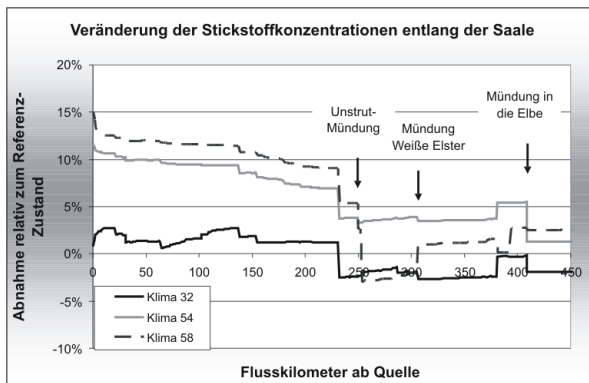
Abbildung 9.55: Veränderung der Nährstoff-Einträge in die Gewässer infolge der Klimaszenario Realisierung 58. Dargestellt ist die Abnahme relativ zum Referenz-Zustand $M_{Q_{ref}} - (M_{Q_{scenario}}) / M_{Q_{ref}}$. Negative Werte zeigen eine Zunahme der Einträge in die Gewässer, positive eine Abnahme an.



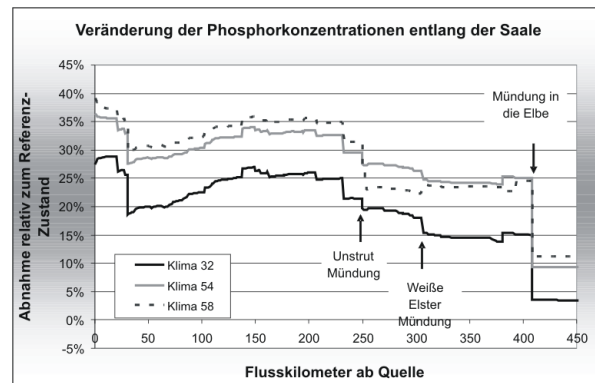
(a) Stickstoff, Elbe



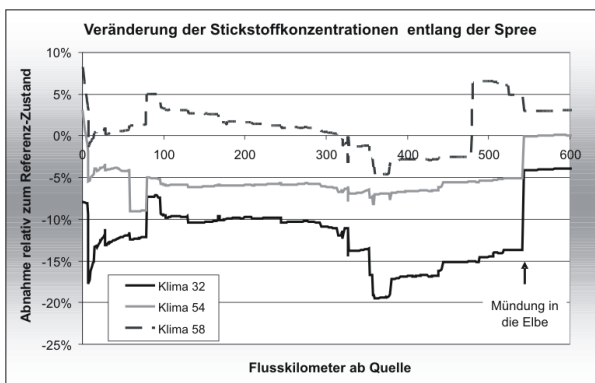
(b) Phosphor, Elbe



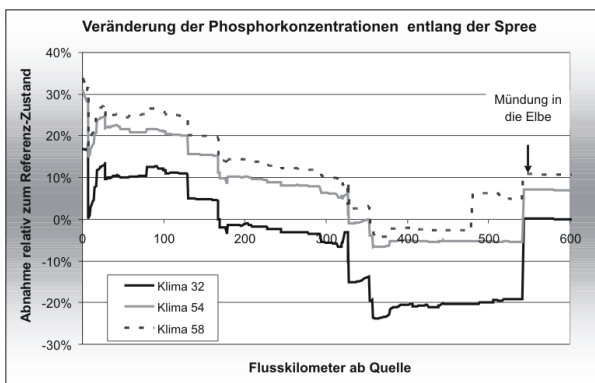
(c) Stickstoff, Saale



(d) Phosphor, Saale



(e) Stickstoff, Spree



(f) Phosphor, Spree

Abbildung 9.56: Klimaszenarien: Veränderung der Stickstoff und Phosphor-Konzentrationen entlang der Längsprofile von Elbe, Saale und Spree. Dargestellt ist die Abnahme relativ zum Referenz-Zustand $(C_{ref} - C_{szenario})/C_{ref}$. Negative Werte zeigen eine Zunahme der Konzentration, positive eine Abnahme an.

Teil III

Diskussion

Kapitel 10

Bewertung der Einzel-Modelle hinsichtlich ihres Einsatzes im Elbe-DSS

10.1 GREAT-ER

10.1.1 Unsicherheit bezüglich der Eingangsdaten

Nach Heß *et al.* (2004) wurden vom Landesumweltamt-Brandenburg keine Angaben bezüglich der angeschlossenen Einwohner gemacht, so dass für den Aufbau des GREAT-ER Datensatzes auf die von Behrendt *et al.* (1999) getroffene Annahme, der Auslastungsgrad der Anlagen betrage im Mittel 75%, verwendet wurde. Da für die zu den Berliner Wasserbetrieben gehörenden Anlagen "Waßmannsdorf" und "Schönerlinde" von Heß *et al.* (2004) aus anderen Quellen Angaben zu den angeschlossenen Einwohnern verwendet werden konnten, bleibt der Anschlussgrad von etwa 2,2 Mio. Einwohnern unsicher.

Zudem wurden nur vom Landesumweltamt Sachsen Daten geliefert, die zwischen angeschlossenen Einwohnern und Einwohnergleichwerten unterscheiden. In der Folge kam es bei der vorhandenen GREAT-ER-Elbe Version (Heß *et al.*, 2004) zu einer sehr starken Überschätzung der angeschlossenen Einwohner, der korrigiert werden musste. Da eine erneute Anfrage bei den Landesämtern bzw. den Einzelkläranlagen aus Zeitgründen nicht in Frage kam, wurde das Verhältnis zwischen Einwohnern und Einwohnergleichwerten anhand bekannter Daten übertragen. Ein Vergleich der bei Behrendt *et al.* (1999) für Westdeutschland angegebenen Verhältnisse zwischen Einwohner und Einwohnergleichwerten mit den Werten von Sachsen ergab für keine der Größenklassen übereinstimmende Werte. Stattdessen wurden die in Sachsen gefundenen Verhältnisse der Kläranlagen-Größenklassen auf die Gebiete der neuen Bundesländer übertragen. Die Anschlussgrade passen nun mit den Angaben der Bundesländer überein, inwiefern die Differenzierung zwischen den einzelnen Kläranlagen korrekt abgebildet wird, ist zu prüfen.

Auch hinsichtlich der Angaben zu Verfahrens-Typen und Reinigungsstufen müssen die Daten unterschiedlich beurteilt werden (Heß *et al.*, 2004). Obwohl für alle Kläranlagen diesbezügliche Aussagen getroffen werden konnten, verbleibt eine aus der Heterogenität der Datenquellen herrührende Unsicherheit.

Zudem ist fraglich, ob die Beschreibung der Kläranlagen über drei Typen mit festen Abbauraten geeignet ist, den Abbau korrekt zu beschreiben. Technologische Unterschiede innerhalb der Belebtschlamm- und Tropfkörperanlagen und insbesondere der Einfluss der Klärbeckengröße werden vernachlässigt. Insbe-

Tabelle 10.1: Vergleich angeschlossene Einwohner nach Heß *et al.* (2004) und den Bevölkerungsangaben nach ESRI (1998). Anschlussgradangaben anhand von Landesumweltamt Brandenburg (2002); Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2001); Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (2002); Großmann (2004); Staudte (2004, 2001).

	Bev 1995 in Mio.	Anschlussgrad	Angeschl. EW berechnet in Mio.	Angeschl. EW nach Heß <i>et al.</i> (2004) in Mio.	geschätzt/ vorhanden [%]
Berlin	3,427	0,98	3,4	2,2	66
Brandenburg	2,5	0,67	1,7	3,4	201
Berlin + Brandenburg	6,0	-	5,1	5,6	111
Sachsen	4,6	0,8	3,7	3,1	85
Sachsen-Anhalt	2,8	0,8	2,2	3,0	136
Thüringen	1,8	0,6	1,5	1,8	119

sondere bei den Anlagen der Größenklasse 5 ist mit einer Unterschätzung zu rechnen, was bei der großen Anzahl der über diese Größenklasse angeschlossenen Einwohner¹ keinen unerheblichen Effekt darstellen dürfte.

Hinsichtlich der Flusslängen konnte von Heß *et al.* (2004) entlang des Elbe Hauptstroms gezeigt werden, dass merkliche Abweichungen zwischen der offiziellen Kilometrierung und den Attributen des GIS-Datensatzes vorhanden sind. Da die Segmentlänge zusammen mit der Fließzeit und den Abbauraten die Elimination bestimmt, wirkt sich diese Abweichung auch auf die Güte der Vorhersage-Ergebnisse aus. Ebenfalls für den Hauptstrom wurden von Heß *et al.* (2004) relevante Abweichungen zwischen den standardmäßig geschätzten und der unter Verwendung der Ergebnisse von Nestmann & Büchele (2002) berechneten Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen prognostiziert werden. Es ist anzunehmen, dass ähnliche Abweichungen auch für andere Fließgewässer existieren.

Die Modellierung der Seen ist unzureichend, um die komplexen Durchmischungsvorgänge korrekt abzubilden. Ein in Erprobung befindliches erweitertes Seen-Modell sollte diese Unzulänglichkeit weitgehend beseitigen (Klasmeier, 2004), wird jedoch nicht mehr Teil des Pilot-DSS sein.

Für die Modellierung von Nährstoffen ist GREAT-ER nicht ausgelegt. Da keine allgemeine Abbaurate für Stickstoff und Phosphor in der Literatur gefunden werden konnte oder aus den bei den in MONERIS vorliegenden Retentionsfaktoren abgeschätzt werden konnte, kann ein Abbau der Nährstoffe in GREAT-ER nicht betrachtet werden; eine Berücksichtigung der Retention in MONERIS unter Verzicht auf die geo-referenzierte Repräsentation der Kläranlagen für Nährstoffe könnte eine kurzfristige Lösung sein. In Gebieten hohen Anteils von Punktquellen-Einleitungen ist der auftretende Fehler relevant, auch wenn Einleitungen aus Punktquellen über das ganze Gebiet für die genannten Nährstoffe eine weniger bedeutende Rolle spielen. Es erscheint fraglich, ob es möglich ist, eine allgemein gültige Abbaurate abzuleiten. Es wird statt dessen empfohlen, diesen Prozess in einem separaten Modell wie QSIM, ATV, RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001; Vanrolleghem *et al.*, 2001) oder RIONET (Reuter *et al.*, 2003) zu behandeln. Im

¹Es handelt sich hierbei um etwa 7,5 Millionen EW + EWG, was etwa 52% der Gesamtanzahl entspricht.

Vergleich der in GREAT-ER angeschlossenen Einwohner zu den MONERIS Einwohnern

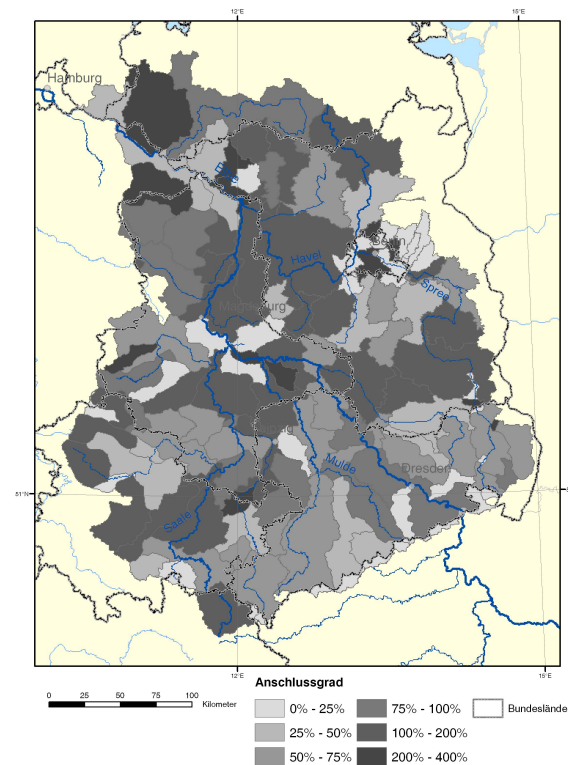


Abbildung 10.1: Aufgrund fehlerhafter Daten in GREAT-ER ursprünglich realisierte Anschlussgrade. Dargestellt ist auf Ebene der MONERIS Einzugsgebiete das Verhältnis der ursprünglich in GREAT-ER angeschlossenen Einwohner zu den real vorhandenen Einwohner. Die Abweichung zwischen den real angeschlossenen Einwohnern ist aufgrund der niedrigen Anschlussgrade noch höher. Der Fehler wurde anhand der für Sachsen differenziert nach Einwohnern und Einwohnergleichwerten vorliegenden Daten korrigiert, wobei die Übertragung selbst wieder Unsicherheiten in das Modell einbringt.

Rahmen des Projektes zur Erstellung der Pilot-Version für das Elbe-DSS konnten die entsprechenden Prozesse aufgrund der hohen Komplexität nicht integriert werden (Berding, 2004).

Kritischer Punkt der hydrologischen Parametrisierung ist die weitgehende Vernachlässigung anthropogener Überprägungen des Abflussgeschehens. Zumindest die großen Kanäle sollten gesondert behandelt werden. Bei der im Elbe-DSS verwendeten Methodik könnten die Kanäle aus der Berechnung der akkumulierten Flusslängen (oder akkumulierter Flächen) ausgelassen werden und ihr fester Ab- bzw. Zuflusswert zu den Durchflüssen der zu ihnen flussabwärts gelegenen Flussabschnitte hinzu addiert werden. Zunächst müsste jedoch geklärt werden, inwieweit die einzelnen Kanäle ein eigenes Einzugsgebiet besitzen und von daher eben doch als Teil des natürlichen Flussgebietes betrachtet werden müssen. Insbesondere im Havel-Spree Gebiet hat man es jedoch mit einem komplexen Geschehen zu tun, da beispielsweise die Überleitung zwischen Oder und Spree in Abhängigkeit vom Wasserstand in die eine oder die andere Richtung erfolgen kann.

Theoretisch einfacher als die Kanalsysteme zu behandeln sind die anthropogenen Zuflüsse aus Kläranlagen, die ebenfalls nicht in der hydrologischen Parametrisierung berücksichtigt werden. Insbesondere bei größeren Kläranlagen, die in kleine Nebengewässer einmünden, kann der Unterschied zwischen realer Wassermenge und geschätzter Wassermenge erheblich sein. Da die Konzentration von der Wassermenge abhängt, wird dieser Effekt direkt auf die chemische Wasserqualität übertragen. Die theoretische Lösung ist denkbar einfach: vor dem Verteilen des im Gebiet selbst entspringenden Abflusses wird die Gesamtmenge des im Gebiet über Kläranlagen eingeleiteten Wasser abgezogen. Nachdem die Verteilung des Abflusses im Fließgewässernetz auf gewohnte Art und Weise erfolgt ist kann dann pro Kläranlage die Abwassermenge als zusätzlicher Input auf alle flussabwärts gelegenen Segmente addiert werden.

Diese Lösung wurde aus Zeitgründen in der vorliegenden Arbeit nicht verwirklicht; ein manuelles *Tracen*² von 1712 Kläranlagen scheidet aus. Mit den Möglichkeiten, die das ArcObjects Modell des ArcGis 8.x und 9.x Systems bietet, ließe sich ein geeignetes Werkzeug hierfür jedoch in überschaubarer Zeit schaffen.

Generell ist an der Behandlung der Abflüsse in GREAT-ER zu bemängeln, dass nur Frachten und nicht Abflüsse transportiert werden, was Probleme bei der Wasserbilanz hervorruft und eine konsistente Behandlung des Abflussgeschehens kompliziert.

Hinsichtlich der nach Behrendt *et al.* (1999) geschätzten Retentionsraten für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor ist kritisch anzumerken, dass keinerlei Kausalzusammenhang zwischen den in den Regressionsgleichungen verwendeten Parametern und dem Nährstoff-Rückhalt hergestellt wird. Es muss deswegen unklar bleiben, ob dieser Zusammenhang von Dauer ist oder ob er bei einer zunehmenden Verfüllung eventuell eine Rolle spielender Speicher-Größen oder bei geänderten Abflussbedingungen bestehen bleibt. Nicht auszuschließen ist auch, dass der unterstellte Zusammenhang 'Emissionen minus im Gewässer gefundene Fracht gleich Retention' auf einem Fehlschluss beruht. Vorstellbar wäre ein systematischer Erfassungsfehler oder natürlich auch ein Fehler bei der Ermittlung der im Modell geschätzten Emissionen. Die recht geringen Retentionsraten lassen jedoch vermuten, dass der dadurch verursachte Fehler in vertretbarer Größenordnung liegt.

Die Maßnahme *Erhöhung des Anschlussgrades* musste auf die Behandlung von Nährstoffen beschränkt werden, da die ansonsten erfolgende Berücksichtigung zusätzlicher Emittenten nicht zu begründen ist. Bei den in den neuen Bundesländern noch üblichen niedrigen Anschlussgraden wird im Referenz-Zustand ein nicht unerheblicher Anteil von Emittenten nicht berücksichtigt. Falls davon ausgegangen werden muss, dass deren Emissionen in die Gewässer gelangen, werden sie bei der Ankalibrierung des GREAT-ER Modells implizit bei den Annahmen über den Pro-Kopf-Verbrauch mit berücksichtigt. Werden diese Einwohner nun an Kläranlagen angeschlossen, tauchen sie doppelt auf: bei der impliziten Berücksichtigung im Pro-Kopf-Verbrauch und explizit als - neu - angeschlossene Einwohner. Während bei den an Sickergruben angeschlossenen Einwohnern unklar ist, in wie weit die Emissionen in die Gewässer gelangen, ist bei den Einwohnern, die an Kanalsysteme ohne Kläranlage angeschlossen sind anzunehmen, dass die Emissionen ungeklärt in die Gewässer gelangen.

²Gemeint ist das traversieren eines gerichteten Graphen, hier nach dem gleichnamigen ArcInfo Befehl TRACE benannt. Der TRACE Befehl liefert unter anderem eine Info Tabelle der traversierten Linien (Arcs) mit der zugehörigen User-ID (ESRI, 2004b)

Zusammenfassend weist die Parametrisierung des Elbe-Einzugsgebietes in GREAT-ER nach Heß *et al.* (2004) einige Schwächen auf, von denen nur ein Teil im Rahmen der vorliegenden Arbeit behandelt werden konnte. Während zusätzliche Datenerhebungen einige Unsicherheiten mindern können, bleiben vier noch zu lösende Probleme: die Nährstoffmodellierung, die anthropogene Überprägung des Abflussgeschehens, die Seen-Modellierung und der nicht unerhebliche Anteil nicht an Kläranlagen angeschlossener Einwohner im Elbe-Einzugsgebiet. Für die Seen-Modellierung ist ein zusätzliches Programm-Modul in Erprobung, das dieses Problem beheben sollte. Die anthropogene Überprägung des Abflussgeschehens lässt sich durch eine umfangreiche Aufbereitung des Datensatzes beheben, wobei für die Abbildung von externen Szenarien zusätzliche Annahmen zu treffen sind. Für die Behandlung von Nährstoffen im Gewässer erscheint der Einsatz eines zusätzlichen Gewässergüte-Modells angeraten. Die Effekte der Einleitungen nicht-angeschlossener Einwohner bei den Haushalts-Chemikalien können durch Verwendung einer - räumlich differenzierten - Hintergrundbelastung angegangen werden, die sich an den in MONERIS vorhandenen Informationen orientiert.

Trotz der angesprochenen Schwächen bietet das Modell im Bereich der Expositionsabschätzung von Haushalts-Chemikalien solide Möglichkeiten der Vorhersage, die bisher von anderen Modellen nicht geboten werden. Nach einer Aufbereitung des Datensatzes bietet das Modell eine flexible Möglichkeit, die Gewässerbelastung mit einer Vielzahl von Substanzen vorherzusagen. Die Eignung des Modells für die Modellierung klassischer Gewässergüteaspekte ist jedoch nur als eingeschränkt zu bezeichnen.

10.2 MONERIS

10.2.1 Gesamt-Modell

Grundsätzliche Schwierigkeit des Modellansatzes ist die nicht immer zufriedenstellende kausale Begründung der unterstellten Wirkungszusammenhänge. Wieweit sich die dem Modell zugrunde liegenden Regressionsgleichungen wirklich anwenden lassen konnte in der vorliegenden Arbeit auf Grund der hohen Zahl der Gleichungen nicht geklärt werden. Es steht jedoch zu vermuten, dass etliche Prozesse stark vereinfachend beschrieben werden und Probleme der Regionalisierung und der Übertragung über Skalengrenzen hinweg vernachlässigt wurden.

Aufgrund der fehlenden Informationen über die Unsicherheiten der einzelnen Gleichungen lässt sich im Sinne von Walker *et al.* (2003) die Modellunsicherheit nur im Sinne von Szenario-Unsicherheit beschreiben, falls man nicht sogar von wahrgenommenem Unwissen sprechen muss (vergleiche 4.1.6, S. 54). Relevante Quelle der Unsicherheit dürfte bei diesem Modell die Parameterunsicherheit sein; aufgrund der vielen Einzelparameter, die nicht einzeln validiert werden können, lässt sich nicht feststellen, ob das Modell die Realität hinreichend gut beschreibt, weil es die Prozesse hinreichend gut abbildet oder ob es sich um einen eher zufälligen Zusammenhang handelt.

Andererseits liegt die Stärke des Modells gerade darin, auf Grundlage der vorhandenen, für komplexere Modelle oft ungenügenden Daten plausible Vorhersagen zu ermöglichen. Beispielsweise relativiert sich der bei Knust *et al.* (2003) genannte Nachteil der geringen räumlichen Auflösung von MONERIS, wenn man berücksichtigt, dass Informationen über Nährstoff-Überschüsse im weit überwiegenden Anteil der Fälle maximal auf Gemeindeebene vorliegen und damit die räumliche Auflösung der Modelle nach unten begrenzen.

Hinsichtlich des Modellaufbaus selbst muss kritisiert werden, dass das Modell aus Excel Spreadsheets aufgebaut ist. Diese Struktur ist unübersichtlich und fehleranfällig; bei einem Update des Modells müssten alle im Elbe-DSS verwendeten Bezüge auf Zellen des Modells (beispielsweise für die Umsetzung von Maßnahmen, aber auch für die Kopplung mit GREAT-ER und HBV-D) manuell angepasst werden, was ein erhebliches Potential für Fehler bietet.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass das Modell nicht unerhebliche Schwächen aufweist, die jedoch zu einem großen Teil auf eine durch unzureichende Datenlage bedingte Situation zurückzuführen sind; bei Berücksichtigung der Datenlage bietet MONERIS erstaunlich gute Ergebnisse und war zu Beginn des Elbe-DSS Projektes das einzige, für den gesamten deutschen Elbe-Einzugsgebietsraum verfügbare Nährstoffemissionsmodell.

Für die Zukunft sollte beobachtet werden, inwiefern Modelle wie SWIM (Krysanova *et al.*, 1998, 2000) die Funktion von MONERIS übernehmen könnten. Von einem stärker prozessorientiertem Modell lässt sich eine flexiblere Behandlung neuer Datensätze, eine bessere Quantifizierung der Unsicherheit sowie eine besser begründbare Umsetzung von Maßnahmen und Szenarien erwarten.

10.2.2 Bewertung einzelner Pfade

Erosion

Basis der Berechnung des Nährstoffeintrages über Bodenerosion ist in MONERIS die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG), die den langjährigen mittleren Bodenabtrag in Abhängigkeit von Starkregen-Ereignissen beschreibt. Variabilitäten des Auftretens von Starkregen-Ereignissen können durch diesen Ansatz nicht abgebildet werden. Die Übertragung der ABAG auf Gebiete außerhalb Bayerns³ stellt eine zusätzliche Unsicherheitsquelle dar. Andererseits handelt es sich bei der angewandten Methodik um das weltweit am besten validierte Bodenerosionsmodell.

Berücksichtigt werden sollte auch, dass die ABAG nur flächenhafte Wasser-Erosion berücksichtigt und linienhafte Erosion sowie Wind-Erosion vernachlässigt. Auch wenn nach Auerswald (1998) unter den in Deutschland anzutreffenden Bedingungen das Ausmaß der flächenhaften Erosion hinsichtlich von Nährstoffeinträgen auf Ebene von Flusseinzugsgebieten die wichtigste Rolle spielt, werden relevante Prozesse vernachlässigt.

Abschwemmung

Die Berechnung des Oberflächen-Abflusses in MONERIS beruht ausschließlich auf meteorologischen Parametern, wodurch Veränderungen des Wasserrückhaltes im Boden, beispielsweise in Folge sich wandelnder Anbaumethoden nicht abgebildet werden können.

Die Annahme fester Phosphor-Sättigungswerte für die drei Landnutzungsarten ist sicher stark vereinfachend, ebenso die vollkommene Vernachlässigung von Nährstoffausträgen aus bewaldeten Flächen.

³Die ABAG stellt eine Übertragung der USLE (Universal Soil Loss Equation) aus den Vereinigten Staaten auf die Situation in Bayern da.

Kritisch zu sehen ist auch das Ausblenden des Weges von der Fläche ins Gewässer. Ähnlich wie bei der Erosion gelangt nicht jeder Abfluss ins Gewässer, sondern staut sich in Senken und sickert ins Grundwasser ein.

Grundwasser

Die Modellierung des Grundwasser-Pfades wird von der schlechten Datenverfügbarkeit behindert, die eine Vielzahl von vereinfachenden Annahmen notwendig macht. Sowohl die Verwendung von Grundwasserflurabstandsklassen, als die in WEKU getroffenen vereinfachenden Annahmen und die vereinfachende Übertragung von Ergebnissen für den Festgesteinsbereich sind kritisch anzumerken. Andererseits können sie dem Modell selbst nicht zur Last gelegt werden, da diese Schwierigkeiten bei jedem Modell, das sich mit Grundwasser auf dieser Skala beschäftigt, zu erwarten sind.

Die Definition des Grundwasserflusses als Differenz aus gemessenem Gesamtabfluss und den berechneten Abflusskomponenten ist trickreich, erschwert jedoch die Verwendung neuer Daten. Zudem führt dies zu unerwünschten Auswirkungen von Maßnahmen auf den Grundwasserpfad, der sich aus der indirekten Modifikation des Grundwasserabflusses ergibt (Graf, 2004).

Drainierte Flächen

Auch hinsichtlich der Einträge aus dem Drainagewasser ist die undifferenzierte Übertragung von Werten anzumerken. Andererseits handelt es sich bei MONERIS um eines der wenigen Modelle, das diesen nicht unerheblichen Eintragspfad überhaupt berücksichtigt.

Urbane versiegelte Flächen

Für die Berechnungen der Nährstoffeintragsmengen von versiegelten urbanen Flächen werden in MONERIS pauschale Annahmen bzgl. der Nährstoffkonzentrationen bzw. der spezifischen Nährstoffabgabemengen getroffen, da regional differenzierte Angaben fehlen. Auch die Schätzung der urbanen versiegelten Fläche und die Ableitung der Länge der Kanalsysteme führt zu Unsicherheiten.

10.2.3 Bewertung der Nährstoff-Retention

Die Abschätzung der Retention im Gewässer beruht auf vereinfachenden Annahmen, die durch kein befriedigendes Kausal-Modell hinterfüttert sind. Dadurch kann zwar die momentane Situation gut abgebildet werden, Vorhersagen über Wirkungen von Maßnahmen und Szenarien können damit jedoch nur unter Unsicherheit erfolgen. Ein komplexeres Gewässergütemodell sollte zum Einsatz kommen, um diesen Prozess im integrierten Gesamt-Modell abzubilden.

10.2.4 Zusammenfassung

Auch MONERIS weist eine Reihe von Schwächen auf, die die fehlenden Kausal-Beziehungen und die grobe räumliche und zeitliche Diskretisierung betreffen. Das Modell umfasst eine hohe Anzahl von

Prozessen, bildet diese jedoch mit einer recht groben System-Struktur ab. So scheinen alle relevanten Prozesse im Modell repräsentiert zu sein, die Substruktur der Prozesse ist jedoch sehr einfach gehalten. Unsicherheit herrscht darüber, ob die statistischen Wirkungszusammenhänge unter veränderten Rahmenbedingungen Bestand haben.

Die Stärke des Modells besteht in der recht vollständigen Erfassung der beteiligten Pfade und der Möglichkeit, die Herkunft der Einträge in die Gewässer recht genau aufzuschlüsseln. Im Sinne von Jørgensen (1992) bietet das Modell für den Referenz-Zustand ein geeignetes Verhältnis zwischen Komplexität und Erkenntnisgewinn. Ob dieses Verhältnis auch für Prognosen geeignet ist bleibt unklar; als Arbeitshypothese wird angenommen, dass die im Modell beschriebenen Zusammenhänge innerhalb der Einstellungsgrenzen des Elbe-DSS gültig bleiben.

10.3 HBV-D

10.3.1 Güte der Kalibrierung

Untersuchungen von Helms *et al.* (2002) ergaben Unsicherheiten der Abflussdaten an den zur Kalibrierung des HBV-D Modells verwendeten Pegel. Die Ungenauigkeiten resultieren aus Schwierigkeiten oder Mängeln der messtechnischen Erfassung des Abflusses und haben nicht unerhebliche Daten-Inkonsistenzen zur Folge. Als mögliche Ursachen der Inkonsistenzen werden genannt:

- Fehlerhafte Abflusskurven - da sich, aufgrund der geringen Stabilität des aus feinkörnigen Sediment gebildeten Gerinnebettes, die Morphologie des Gerinnebettes und des Vorlandes verändert, müssen die Wasserstands-Abfluss-Beziehungen der Pegel aktualisiert werden. Geschieht dies nicht rechtzeitig, kann es zu Bilanz-Unstimmigkeiten kommen.
- Fehlerhafte Einzelpunkte, die auf Ablesefehlern beruhen.
- Durch Eis bewirkte Rückstaueffekte - die bei Eisstand verursachte Abflussverringering führt an flussaufwärts gelegenen Pegeln zu höheren Wasserständen, die nicht mit höheren Abflüssen einhergehen.

Für die in der Kopplung mit GREAT-ER besonders wichtigen mittleren Abflüsse dürfte vor allem der Effekt fehlerhafter Wasserstands-Abflussbeziehungen relevant sein, da diese über einen längeren Zeitraum auftreten und damit deutlichen Einfluss gewinnen können.

Als besonders zuverlässig werden von Helms *et al.* (2002) die Pegel Dresden, Barby und Neu Darchau eingeschätzt; auch an diesen Pegeln treten jedoch Inkonsistenzen auf. Insgesamt wurden von den Autoren eine Reihe von Unstimmigkeiten festgestellt, die sich insbesondere in Bilanz-Unstimmigkeiten zwischen Wittenberge und Torgau, Neu Darchau und Wittenberge sowie zwischen Magdeburg Strombrücke und Barby äußern.

Damit ergibt sich der prinzipielle Trade-off zwischen einer möglichst feinen Gebietsunterteilung, die eine regional unterteilte Reaktion auf Landnutzungsänderungen und Klimaänderungen simulieren kann, und dem Verwenden möglichst weniger, aber dafür valider Pegel. In der vorliegenden Arbeit wurde einer feineren Gebietsunterteilung unter Verwendung von Pegeln geringerer Güte der Vorzug gegeben.

Um regional differenzierte Managementeingriffe abbilden zu können wurden die Unsicherheiten der Pegel in Kauf genommen. Durch das Routen der flussabwärts gelegenen Pegel-Simulationsergebnisse ist sichergestellt, dass es keine offensichtlichen Bilanzfehler zwischen den Pegeln auftreten können. Die Kalibrierungsparameter bieten Möglichkeiten sicherzustellen, dass keine unrealistisch niedrigen, zwischen den Pegeln realisierten Abflüsse auftreten - diese wurden genutzt, wobei das Risiko besteht, auf Fehler in den Messdaten zu kalibrieren oder Artefakte zu schaffen. Ohne komplexere Methoden der Zeitreihenanalyse anzuwenden (Helms *et al.*, 2002; Kanz & Schreiber, 1997; Strickert, 2000), konnte das Modell nur auf Plausibilität geprüft werden und eine den naturräumlichen Charakteristika des Gebietes angepasste Parametrisierung verwendet werden.

Auch wenn der Fehler aufgrund der Angaben bei Helms *et al.* (2002) nicht exakt zu quantifizieren ist, kann davon ausgegangen werden, dass die prinzipielle Dynamik am Pegel mit und ohne Berücksichtigung des Fehlers dieselbe bleibt. Unter dieser Voraussetzung können die Gütemaße der Kalibrierung verwendet werden um die Vorhersage-Genauigkeit des Modells zu quantifizieren. Bis auf Löben, Rathenow und Havelberg liegen die Gütekriterien in einem befriedigenden bis guten Bereich. Für Torgau und Dresden muss jedoch der erhebliche Einfluss des Abflusses aus dem tschechischen Teil des Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Da der tschechische Input nicht im Modell selbst abgebildet wird sondern in Form gemessener Zeitreihen verwendet wird, kann für diese Komponente praktisch kein Fehler auftreten. Die hohen Güte-Maße der beiden Pegel spiegeln also nicht alleine die Güte der Kalibrierung wider, sondern die Güte der Messdaten und des Routing zum Pegel. Mit zunehmender modellintern generierter Abflussmenge nimmt dieser Effekt ab, ist entlang der Elbe jedoch stets präsent. Gerade für die Ermittlung des im Gebiet selbst entstehenden Abflusses, der für die Kopplung mit GREAT-ER benötigt wird, kann an den beiden genannten Pegeln nicht von der angegebenen hohen Güte ausgegangen werden.

Um die Vorhersage-Genauigkeit im Havel-Spree Einzugsgebiet zu erhöhen müsste an eine Modifikation des Modells gedacht werden. Als solche wird die Berücksichtigung von Flachlandflüssen mit direktem Grundwasseranschluss vorgeschlagen, bei denen die tatsächliche Evaporation der potentiellen entspricht (Krysanova, 2004). In der augenblicklichen Version müssen die Aussagen für das Havel-Spree-Einzugsgebiet mit Vorsicht interpretiert werden. Da für die Kopplung mit GREAT-ER und MONERIS nur langjährige Mittelwerte benötigt werden, können die Anforderungen an die Vorhersage jedoch etwas reduziert werden.

10.3.2 Gebietsunterteilung

Ergänzend zu den im Abschnitt 10.3.1 genannten Aspekten ist insbesondere im Havel-Spree-Einzugsgebiet die gewählte Einzugsgebietsunterteilung kritisch zu hinterfragen. Dem Pegel Rathenow ist das mit Abstand das größte Einzugsgebiet zugeordnet, eine mögliche zusätzliche Unterteilung dieses Gebietes könnte zusätzliche Prognose-Genauigkeit bewirken und eine feinere räumliche Differenzierung von Landnutzungseingriffen und Klimaszenarien ermöglichen.

Generell sind größere Einzugsgebiete leichter zu kalibrieren, da sich lokale Effekte - beispielsweise von den Niederschlags-Stationen nicht erfasste sommerliche Starkregen-Ereignisse - stärker ausgleichen. Da es sich bei dem Havel-Spree-Gebiet aufgrund der Flachheit des Reliefs, dem hohen Seen-Anteil und der starken anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens um ein schwierig zu kalibrierendes Gebiet handelt, ist die Größe des Gebietes von Vorteil. Andererseits ist anzunehmen, dass zumindest der durch

höhere Reliefenergie geprägte Oberlauf der Spree besser parametrisierbar ist, als der Rest des Gebietes. Mindestens hier sollte die Hinzunahme eines weiteren Pegels - beispielsweise Spremberg oder Spreewitz vor der Talsperre Spremberg oder Bräsinchen unmittelbar dahinter - angedacht werden.

10.3.3 Kalibrierungsstrategie

Durch den Verzicht auf extreme Parameter-Wechsel zwischen benachbarten Einzugsgebieten, die sich nicht über naturräumlichen Wechsel begründen lassen, kann eine belastbare Reaktion des Systems auf Management-Eingriffe gewährleistet werden. In der praktischen Umsetzung der Kalibrierung hat es sich bewährt, den Parametersatz des bedeutendsten flussaufwärts gelegenen Einzugsgebietes als Ausgangspunkt der Kalibrierung zu verwenden und insbesondere den sensitivsten Parameter BETA hinsichtlich sprunghafter Änderungen zu kontrollieren.

Grundsätzlich bleibt das Problem, dass ein ähnliches Gütemaß durch eine Reihe teilweise recht unterschiedlicher Parametereinstellungen erzielen lässt. Im Gegensatz zu automatisierten Kalibrierungsstrategien (siehe beispielsweise Seibert, 2000) ermöglicht es die verfolgte manuelle Kalibrierung des Modells die Wechselbeziehungen der Pegel untereinander besser im Griff zu behalten. Im Zentrum der Kalibrierungsstrategie stand stets das Ziel des integrierten Gesamtsystems, die relativen Auswirkungen realistischer Managementeingriffe vorhersagen zu können. Aufgrund der im Vergleich zu anderen Niederschlags-Abfluss-Modellen weniger sensitiven Reaktion auf Landnutzungsänderungen (Bronstert *et al.*, 2001) kann im allgemeinen von einer eher konservativen Abschätzung der Effekte ausgegangen werden.

10.3.4 Auswirkungen der anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens

Das Modell musste mit der impliziten Annahme kalibriert werden, dass anthropogene Veränderungen vernachlässigbar sind oder sich im Zeitverlauf nicht ändern. Wie das Beispiel des Pegels Laucha zeigt, ist diese Annahme erwartungsgemäß nicht zutreffend. Um anthropogene Überprägungen des Abflussgeschehens abbilden zu können, muss nicht nur das gegenwärtige Management-Regime abgebildet werden, sondern zusätzlich Aussagen über Reaktionen der Bewirtschaftungsstrategie auf zukünftige Entwicklungen, wie beispielsweise Abflussänderungen in Folge des Klimawandels, getroffen werden. Benötigt wird somit eine Modellierung des Wassermengenmanagements im Elbe-Einzugsgebiet.

Generell ist anzunehmen, dass sich die Güte der hydrologischen Modellierung durch die Abbildung der Abflusssteuerung an Talsperren und Kanälen signifikant erhöhen ließe. Während Kanäle im Fließgewässernetz von GREAT-ER abgebildet werden könnten, wäre es in HBV-D durch die Hinzunahme zusätzlicher Pegel an den Talsperren möglich diese Abflusssteuerung abzubilden. Neben der hierfür notwendigen Neu-Kalibrierung des Modells müssten größere Anstrengungen zur Datenerhebung und Modellierung von Maßnahmen und Szenarien an Talsperren (und Kanälen) unternommen werden.

10.3.5 Zusammenfassung

Die Modellstruktur von HBV-D kann für den Einsatz im Elbe-DSS als gut geeignet beschrieben werden, auch wenn eine bessere Abbildung der Prozesse in Flachlandregionen wünschenswert wäre. Eine Ver-

feinerung der Gebietsunterteilung könnte detailliertere Vorhersagen ermöglichen, ist jedoch mit hohem Arbeitsaufwand verbunden, falls keine automatischen Kalibrierungsstrategien eingesetzt werden sollen.

Neben der Problematik der Parametrisierung des Havel-Spree-Einzugsgebietes schränkt vor allem die fehlende Berücksichtigung der anthropogenen Eingriffe in den Wasserhaushalt die Qualität der Vorhersagen ein. Prinzipiell ist das Modell in der Lage, vorhandene Zeitreihen von Eingriffen in den Wasserhaushalt zu berücksichtigen. Dies unterblieb in der vorliegenden Arbeit einerseits aus Zeitgründen, andererseits aufgrund der fehlenden Möglichkeit zukünftige Entwicklungen prognostizieren zu können.

Kapitel 11

Modellintegration

11.1 Ableiten der Flusseinzugsgebiete

Für die Integration von HBV-D und MONERIS an GREAT-ER wird die zu jedem Flussabschnitt gehörende Einzugsgebietsfläche benötigt. Konventionell wird die akkumulierte Flusslänge für die Ableitung der Einzugsgebietsfläche verwendet. Um den daraus resultierenden Fehler abschätzen zu können, wurde für das Pegelinzugsgebiet Bad Dübener See¹ ein Vergleich zwischen dem Verfahren der akkumulierten Flusslänge, der akkumulierten Thiessen Polygone und der mit hydrologischen GIS Funktionen aus dem digitalen Geländemodell DHM745 abgeleiteten Einzugsgebieten durchgeführt.

Es zeigt sich (Abbildung 11.1, S. 262), dass die Unterschiede im betrachteten Einzugsgebiet relativ gering sind. Die Abweichungen liegen bei beiden Methoden im Bereich von $\pm 1,5\%$. Die Abweichungen verteilen sich zudem relativ homogen im Raum, so dass sich die Abweichungen nicht lokal akkumulieren. Das betrachtete Einzugsgebiet ist allerdings durch eine durchgehend hohe Flussdichte charakterisiert; in Gebieten geringerer Flussdichte kann mit einer deutlich höheren Abweichung gerechnet werden. Für das Gesamtgebiet durchgeführte Untersuchungen werden durch eine relativ hohe Anzahl möglicher Artefakte im Flachland verzerrt, so dass auf eine abschließende Beurteilung im Rahmen dieser Arbeit verzichtet werden musste. Die Ableitung von Einzugsgebieten im Flachland kann generell als deutlich schwieriger und fehleranfälliger als im hier betrachteten Mittelgebirgsbereich bezeichnet werden.

11.2 Integration von HBV-D und GREAT-ER

Die Verwendung der in HBV-D simulierten Abflüsse zur Schätzung der Abflussparameter zeigt solide Ergebnisse. Abweichungen gegenüber Validierungspegeln sind in akzeptablem Bereich und die Reaktion auf Veränderungen des Abflussgeschehens durch Landnutzungsänderungen und Klimaänderungen erscheint plausibel.

Der Ansatz der Integration bietet zu mindestens für den im Elbe-DSS verfolgten Ansatz der Simulation unter ausschließlicher Verwendung der Mittelwerte der in GREAT-ER vorhandenen Verteilungsfunktionen eine konsistentere Behandlung der Hydrologie, als die konventionell bei der Parametrisierung von

¹Das zu dem an der Vereinigten Mulde gehörende Einzugsgebiet befindet sich in großen Teilen im Erzgebirge oder dessen Vorland. Das Gebiet wird auch als HBV-D Einzugsgebiet verwendet.

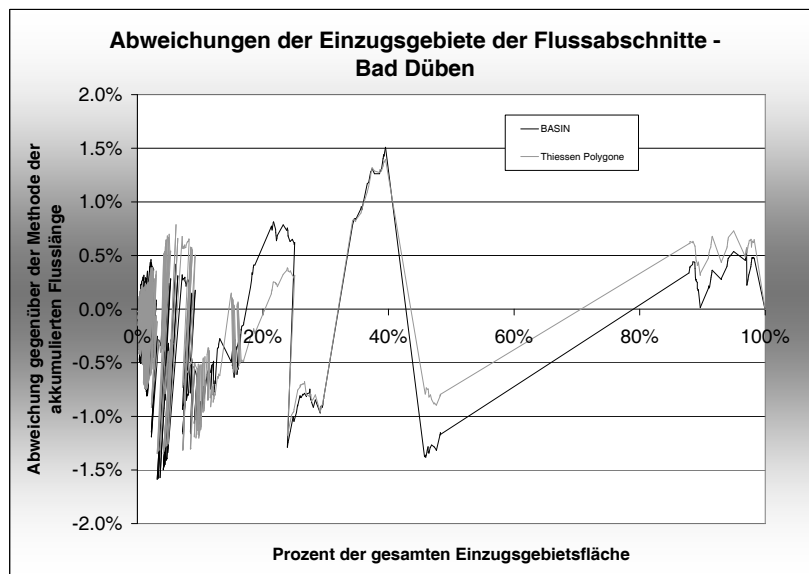


Abbildung 11.1: Auswirkungen unterschiedlicher Einzugsgebietsableitungen. Dargestellt ist die Abweichung, die sich aufgrund der Verwendung der Thiessen-Polygone oder der auf einem digitalen Geländemodell beruhenden Einzugsgebietsableitung (BASIN) gegenüber der Methode der akkumulierten Flusslänge pro Flussabschnitt ergibt. Die Flussabschnitte sind anhand der akkumulierten Flusslänge sortiert.

GREAT-ER verwendete Methode. Eine Übertragung des Ansatzes auf konventionelle GREAT-ER Simulationen unter Verwendung der Verteilungsfunktionen ist prinzipiell möglich, jedoch muss die stärkere Abweichung der 5-Perzentile von den gemessenen Abflusswerten berücksichtigt werden, die zu einer Zunahme der Unsicherheit führt.

Eine zusätzliche Gebietsunterteilung in HBV-D würde die Regionalisierung der Vorhersage verbessern, ist jedoch mit hohem zeitlichen Aufwand, sowohl bei der Kalibrierung der neuen HBV-D Einzugsgebiete als auch bei der Vorbereitung des Gewässernetzes verbunden. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob die hohe zeitliche Auflösung der Vorhersage, die HBV-D liefert, für die Integration benötigt wird. Für die Berechnung des mittleren Abflusses könnten einfachere GIS-basierte Ansätze zum Tragen kommen, die anhand der Gebiets-Charakteristika und der mittleren Klimaparameter Aussagen zur klimatischen Wasserbilanz treffen. Im Elbe-DSS erschien es sinnvoll, ein Niederschlags-Abfluss-Modell zu betreiben, das neben GREAT-ER und MONERIS auch die Modelle des Hauptstrom und des Flussabschnitt-Moduls mit den benötigten Daten versorgt. Mit Hilfe der einfachen Wasserbilanz-Ansätze lässt sich zudem nicht die Flexibilität bei der Veränderung von Landnutzungs-Änderungen erreichen.

Zu verbessern ist die Berücksichtigung der Kläranlagenabflüsse sowie der Kanäle und Talsperren ebenso wie die Parametrisierung der Fließgeschwindigkeit und der Tiefe. Insgesamt bietet die verwirklichte Integration jedoch die Basis für eine zuverlässige und dem Maßstab der beiden Module angepasste Behandlung des Durchflusses, die die verwirklichten Maßnahmen und externen Szenarien plausibel an das Modellsystem anbindet.

11.3 Integration von HBV-D und MONERIS

Im Gegensatz zu den Pegelabflüssen, die der Integration mit GREAT-ER zugrunde liegen, ist die Parametrisierung der Teilgebietsabflüsse nicht direkt kalibriert. Die Güte der Vorhersage der Abflusskomponenten ist entsprechend als schlechter zu bezeichnen. Dennoch ist davon auszugehen, dass die Abflusskomponenten generell in einer ausreichenden Güte vorhergesagt werden.

Die in Einzelfällen infolge der Klimaänderungen zu beobachtenden starken Verschiebungen innerhalb der Abflusskomponenten dürften jedoch Bereiche anzeigen, in denen das Modell teilweise außerhalb seines Gültigkeitsbereiches betrieben wird. Da manche Eintragspfade in MONERIS die Veränderung der Abflusskomponenten dämpfen, während andere die Änderung ungedämpft umsetzen, kommt es in MONERIS ebenfalls zu Verschiebungen zwischen den Komponenten, die nur bedingt realistisch zu sein scheinen. Die Güte der Vorhersage kann für weite Bereiche der im Elbe-DSS möglichen Parameter-Einstellungen als zufriedenstellend bezeichnet werden, für einzelne Einzugsgebiete muss im Fall der Klimaänderungen jedoch davon ausgegangen werden, dass die Qualität der Vorhersage nicht allzu hoch ist.

Für diese Unsicherheit in den Vorhersage-Ergebnissen ist einerseits die HBV-D Parametrisierung verantwortlich, die für einige Teileinzugsgebiete nicht adäquat ist. Andererseits ist nicht immer klar, wie weit die in MONERIS betrachteten Prozess-Modellierungen außerhalb des Zustandes, für den sie parametrisiert wurden, eingesetzt werden können oder inwiefern sich das Wirkungsgefüge des Modells aufgrund einzelner Eingriffe insgesamt verschiebt.

11.4 Integration von MONERIS und GREAT-ER

Die Integration von GREAT-ER und MONERIS weist zwei Schwächen auf: 1. die für das GREAT-ER Gewässernetz zu grobe Gebietseinteilung von MONERIS und 2. die Schwächen von GREAT-ER bei der Modellierung von Nährstoffen. Bildlich gesprochen wird die in GREAT-ER vorhandene fein aufgelöste Struktur von Fließgewässernetz und angebundenen Kläranlagen durch die gleichmäßig im Einzugsgebiet verteilten diffusen Einleitungen zugeschüttet, so dass regionale Belastungsschwerpunkte schlecht zu erkennen sind. Eine Unterteilung der größeren MONERIS Einzugsgebiete in Prozess-Regionen könnte Abhilfe schaffen. So könnten die Gebiete bezüglich des Erosionspfades in Gebiete unterschiedlicher Reliefenergie eingeteilt werden oder der Umkreis von Ballungszentren einen besonders hohen Anteil der Einträge über versiegelte urbane Flächen ins Gewässer abgeben. Es stellt sich jedoch die Frage, ob anstelle einer solchen Ergänzung des Modells nicht der Einsatz eines höher aufgelösten Modells wie SWIM geeigneter wäre.

Die schon weiter oben angesprochene Problematik der Nährstoffbehandlung in GREAT-ER erfordert die Einbeziehung der relevanten Prozesse in Form eines zusätzlichen Programm-Moduls in GREAT-ER oder durch Hinzunahme eines Gewässergütemodells.

Auch die reduzierte Integration der Modelle ermöglicht aber Einsichten, die mit den Einzel-Modellen nicht möglich wäre. Der Transport der Nährstoffe im Fließgewässernetz ermöglicht neben den Frachten auch die Berücksichtigung der Konzentrationen; durch die Kopplung der Abflüsse an die HBV-D Ergebnisse kann so im Fall der Klimaänderungen gezeigt werden, dass eine Abnahme der Einträge aufgrund

abnehmender Durchflüsse überkompensiert werden kann. Die Netzwerkstruktur ermöglicht es überdies die Oberlieger-Untерlieger Beziehungen anschaulicher nachvollziehen zu können, als dies bei alleiniger Verwendung der MONERIS Einzugsgebiete der Fall wäre.²

Prinzipiell lässt sich die Integration auf weitere Substanzen übertragen. So könnte die Anbindung der vom Modellkern des DRIPS-DSS (Röpke *et al.*, 2004) gelieferten Pestizid-Einträge auf ähnliche Art und Weise geschehen.

11.5 Zeitaspekte

Die Repräsentation der Zeit erfolgt im Elbe-DSS nicht einheitlich, was die Ergebnis-Interpretation erschwert. Während für eine Vielzahl von Maßnahmen die komparativ-statische Analyse unter *ceteris paribus* Annahme anwendbar ist, muss bei Maßnahmen, die die Nährstoffüberschüsse betreffen eine zeitliche Komponente berücksichtigt werden. Der komparativ-statische Vergleich, der alle nicht von der Maßnahme betroffenen Veränderungen ausblendet, erleichtert es dem Anwender, die Wirkungszusammenhänge zu verstehen, da eine Informationsreduktion eintritt. Im Fall der Nährstoffüberschüsse wird die zeitliche Verzögerung zwischen Durchführen der Maßnahme und Eintreten der Veränderungen als wesentlicher Wirkungszusammenhang angesehen, so dass die notwendige zeitliche Komponente nicht ausgeblendet werden kann. In Folge kommt es zu einer Überlagerung von Effekten die auf dem Durchführen der Maßnahmen beruhen und solchen, die die im System steckende Trägheit symbolisieren. Falls mehrere Maßnahmen parallel durchgeführt werden, kann diese zu weiterer Verwirrung führen, insbesondere dann, wenn die Maßnahme, welche die Veränderung des Betrachtungszeitpunktes auslöst, nur einen geringen Teil der Gesamtveränderung bewirkt.

Auch im Falle der Szenarien wird auf die *ceteris paribus* Annahme verzichtet und die Veränderung des Grundwassereintrages und der akkumulierten Phosphor-Überschüsse stetes mit betrachtet. Dies führt ebenfalls zu einer Überlagerung von Effekten, wurde jedoch in Kauf genommen um nicht bei der gleichzeitigen Betrachtung von externen Szenarien und auf die Nährstoffüberschüsse wirkenden Maßnahmen in Schwierigkeiten zu geraten.

Die Interpretation wird weiterhin durch die Tatsache erschwert, dass die Szenarien unterschiedliche Bezugszeitpunkte aufweisen und bei der Anwendung mehrerer externer Szenarien der Zeitpunkt gewählt wird, zu dem alle Szenarien Vorhersagen liefern können. Zukünftige Möglichkeiten, mit der Problemlage umzugehen wären, nur die Auswahl eines Szenario zu erlauben oder stets für alle Szenarien die Auswahl einer Szenario-Variante zu fordern. Insbesondere falls weitere zeitabhängige Prozesse zusätzlich in das System aufgenommen werden, sollte eine dieser Strategien verfolgt werden. Aufwendig dürfte dabei die Abstimmung der Szenario-Alternativen unter Einbeziehung aller Module des Elbe-DSS sein.

²In MONERIS selbst ist eine Oberlieger-Untерlieger Beziehung zwischen den Einzugsgebieten abgebildet, die im Elbe-DSS nicht verwendet wird, da das Fließgewässernetz hierfür besser geeignet erscheint.

11.6 Räumliche Diskretisierung des Systems

Die räumliche Auflösung wurde durch die verwendeten Modelle vorgegeben (siehe Kapitel 7.2.2, S. 92 und 7.2.4, S. 109ff.), die sich nicht an einer Aufteilung in Gebiete gleicher Prozessdynamik (Hydrotope, Pedotope oder ähnliche Einteilungen) hält. Eine solche Aufteilung wäre vorzuziehen, würde jedoch auch eine feinere Gebietsunterteilung einschließlich einer erneuten Parametrisierung der Gebiete erfordern.

Für die behandelten Fragestellung scheint die Gebietsaufteilung ausreichend zu sein. Räumliche Unterschiede des Prozessgeschehens und die unterschiedlichen Auswirkungen von Maßnahmen und externen Szenarien lassen sich in einem Ausmaß abbilden, dass für die Voruntersuchung von Handlungsalternativen ausreichend ist. Für die konkrete Maßnahmen-Planung müssen Detail-Untersuchungen folgen, die die Prozesse auf einer feineren Skala abbilden können.

Eine Entwicklungsoption des Modellsystems besteht in einer feineren räumlichen Untergliederung der Einzugsgebiete von MONERIS und HBV-D, was sich über die Modellintegration auch auf die in GREATER abgebildeten Prozesse im Gewässernetz positiv auswirken würde. Eine andere Entwicklungsoption besteht darin, die Prozesse mit Hilfe rasterbasierter Ansätze zu modellieren, wie sie beispielsweise in LISFLOOD abgebildet werden. In einer zukünftigen Stufe des Elbe-DSS könnten rasterbasierte Modelle auf der Basis von PCRaster, SMILE oder den Scripting-Möglichkeiten von ArcGis 9 zum Einsatz kommen, was gegebenenfalls eine Lösung vom Geonamica Modul und stattdessen die Anbindung an ein bestehendes geografisches Informationssystem bedeuten würde - was sich unter Umständen besser in den Workflow der potentiellen Anwender einpassen könnte.

11.7 Datenintegration

Die Vereinheitlichung der Datensätze bereitet Schwierigkeiten und kann noch nicht als abgeschlossen betrachtet werden. Wenn es sich wie bei MONERIS um fest in das Modell integrierte Daten handelt, ist eine Vereinheitlichung praktisch nicht möglich. Hinsichtlich der Schaffung einer konsistenten Datenbasis wäre der Aufbau eines neuen Gesamt-Modells zu präferieren, das sich auf eine einheitliche Datenbasis abstützen kann, die zudem leichter aktualisierbar wäre.

Die verfolgte Strategie der Daten-Homogenisierung konnte für raumbezogene Daten in den meisten Fällen nicht über einfache räumliche Mittelwertbildung hinausgehen, unterstellt somit einen homogenen Raum. Bedingt durch das Fehlen automatischer Prozeduren zur Behandlung der oft mit einem 'Fuzzy-Band' versehenen Gebietsgrenzen erfordern die entsprechenden Arbeitsschritte einen sehr hohen Zeitaufwand. Da Daten hinsichtlich der Verteilung der betreffenden Merkmale im Raum nicht in der benötigten Genauigkeit vorliegen, kann nicht einmal die dadurch verursachte Unsicherheit quantifiziert werden.

11.8 Datenaktualisierung

Bezüglich der Abwasserbehandlung ist das Elbe-DSS mit der Problematik konfrontiert, der dynamischen Entwicklung, die die fünf neuen Bundesländer in diesem Bereich immer noch unterliegen hinterher zu

hinken. So ist bekannt, dass die Kläranlage Marienfelde in Berlin 1998 stillgelegt wurde und das Klärwerk Dresden-Kaditz 2005 auf neuestem technologischen Stand sein wird. Aufgrund der hohen Zahl angeschlossener Einwohner haben diese beiden Kläranlagen keinen unwesentlichen Effekt auf die chemische Qualität der Gewässer. Neben diesen beiden Großkläranlagen sind weitere Kläranlagen ertüchtigt worden oder befinden sich im Umbau, während gleichzeitig der Anschlussgrad erhöht und der Pro-Kopf-Wasserverbrauch gesenkt wird. Der Kläranlagen-Datensatz befindet sich momentan auf dem Stand von etwa 1998, wobei einzelne Großkläranlagen auf den neuesten Stand gebracht wurden, falls die Ertüchtigung bis 2001 erfolgte.

Die Auswirkung der Maßnahmen *Ertüchtigung von Kläranlagen* und *Erhöhung des Anschlussgrades* bilden somit Effekte ab, die auf dem Zustand vor 6 Jahren beruhen. Eine Aktualisierung der Datenbestände ist dringend angeraten um dem Endnutzer eine belastbare Datengrundlage zu bieten. Wie im Dritten Bericht über die Erfüllung des 'Aktionsprogramms Elbe' angekündigt (IKSE, 2003), sind für den Bereich der kommunalen Kläranlagen aber auch der Direkteinleiter weiterführende Maßnahmen geplant. Diese dynamische Entwicklung sollte nach Möglichkeit ebenso wie Veränderungen der Landwirtschaft, der Bevölkerungsentwicklung und der Veränderung der Siedlungs- und Verkehrsstruktur auf dem aktuellem Stand gehalten werden.

Da im Antrag des Projektes hierfür beantragte Gelder gestrichen wurden, bietet das Elbe-DSS bisher keine Möglichkeiten der Datenpflege, die über ein manuelles Austauschen der Datensätze hinausgehen.

11.9 Mögliche Ergänzung der Systemfunktionalität

Relevante Ergänzungen der in der Pilot-Version vorhandenen Themenfelder könnten unter anderem die nachfolgenden Punkte umfassen:

- Abbildung der Gewässermorphologie und Maßnahmen zu ihrer Verbesserung
- Fragen der Rekultivierung ehemaliger Braunkohleabbaugebiete
- Behandlung diffuser Einträge von Pestiziden
- Fragen der Wasserversorgung unter sich ändernden Rahmenbedingungen
- Ökologische Fragestellungen im Fließgewässernetz
- Hochwasser Schutzmaßnahmen im gesamten Einzugsgebiet

Kapitel 12

Bewertung der Ergebnisse

Die im Rahmen dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse zeigen die Möglichkeiten des integrierten Systems auf, Trendvorhersagen bei komplexen Wechselbeziehungen zwischen den Systemelementen zu ermöglichen. Trotz der geringen räumlichen Auflösung einzelner Prozesse, des komperativ-statischen Ansatzes und der einfachen Struktur der eingesetzten Einzelmodelle lassen sich räumlich differenzierte Ergebnisse erzeugen, die Vorhersagen über mögliche Systementwicklungen zulassen.

Das Ziel, komplexe Zusammenhänge zu veranschaulichen und den Anwendern ein Gefühl für die Streubreite der Wirkung von Maßnahmen zu geben, wird von dem System erfüllt. Die Möglichkeit, Entwicklungen unter Berücksichtigung externer Szenarien zu betrachten zeigt auf, wie sich die Ergebnisse unter modifizierten Rahmenbedingungen verändern.

Es darf jedoch nicht vergessen werden, dass sowohl in den Modellen selbst, als auch in den auf sie wirkenden Maßnahmen und Szenarien stark vereinfachende Annahmen getroffen werden. Auch wenn der Vergleich der Ergebnisse des integrierten Modells mit gemessenen Daten akzeptable Ergebnisse zeigt, kann daraus nicht geschlossen werden, dass die Systemzusammenhänge korrekt abgebildet werden.

An vielen Stellen gründen sich die Zusammenhänge auf Regressionsmodellen, deren Übertragung bei sich ändernden Rahmenbedingungen nicht ohne Inkaufnahme erheblicher Unsicherheit erfolgen kann. Am Beispiel der Abflusspegel-Kalibrierung des Pegels Laucha lässt sich zeigen, dass - wahrscheinlich auf die Wassermengenbewirtschaftung zurückzuführende - Änderungen des Systems abrupt erfolgen können und vom Modellsystem nicht mehr geeignet abgebildet werden können. Das Zusammenspiel der Modelle, der Maßnahmen und Szenarien erfordert weitergehende Untersuchungen und Validierungen, im Idealfall gestützt auf Messungen, die versuchen die Auswirkungen real durchgeführter Maßnahmen abzubilden.

Das prinzipielle Problem besteht im Maßstab des Systems, der nur eine vereinfachte konzeptionelle Beschreibung des Systems zulässt. Ein physikalisch basierte Beschreibung der Wirkungszusammenhänge ist nur auf kleineren Skalen möglich, so dass man sich mit der Aufstellung vereinfachter Zusammenhänge in Form von Regeln, statistischen Zusammenhängen, effektiven Parametern oder Ähnlichem behelfen muss. Die Übertragung dieser abgeleiteten Zusammenhänge muss unsicher bleiben, solange die Regeln, nach denen die vereinfachenden Zusammenhänge aufgestellt werden nicht ebenfalls übertragen werden können. Solange die Probleme des Skalenübergangs nicht gelöst werden können, bleibt das prinzipielle Problem der Übertragung unter sich ändernden Rahmenbedingungen bestehen.

Die Integration der Modelle führt mittelbar zu einem Verlust des in den ursprünglichen Modellen steckenden Expertenwissens. MONERIS beispielsweise beschreibt zwar einzelne Prozesse, kalibriert jedoch auf das Gesamtergebnis - das Gesamtergebnis erscheint wichtiger als die Einzelergebnisse. Ein Eingriff mit Maßnahmen und Szenarien in dieses Wirkungsgeflecht kann die vorhandene Balance zerstören und damit zu falschen Vorhersagen führen.

Andererseits ist es die Aufgabe des beschriebenen integrierten Gesamtmodells, die Zusammenhänge auf der Grundlage des jetzt vorhandenen Wissens zu beschreiben und Entscheidungsträgern zugänglich zu machen. Die beschriebene Integration ist ein wichtiger Schritt in diese Richtung. Wenn die bestehenden Datenlücken geschlossen werden, fehlende relevante Prozesse beispielsweise die Nährstoffumsetzung im Gewässer integriert werden und fortführende Arbeiten zur Unsicherheit und Vorhersagegenauigkeit des Modellverbundes durchgeführt werden, steht ein Werkzeug zur Verfügung, das diese Anforderungen befriedigend erfüllt.

Die im Rahmen dieser Arbeit gemachten Erfahrungen können jedoch auch bei der Entwicklung eines neuen Gesamtmodells dienen, das die relevanten Prozesse in einer für den Aufgabenzweck entsprechenden Art und Weise beschreibt.

Kapitel 13

Schlussfolgerungen

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, vorhandene Modelle und Daten im Rahmen eines Modellverbundes zu integrieren, der es ermöglicht im Rahmen des Elbe-DSS Fragen der Gewässergütebewirtschaftung zu bearbeiten. Modifikationen der Modelle und umfangreiche Datenerhebungen waren im durch das Gesamt-Projekt vorgegebenen Zeitrahmen nicht vorgesehen. Die Ergebnisse der Arbeit spiegeln damit auch den zum Beginn der Arbeit vorhandenen Wissensstand wider. In den Ansätzen der Einzel-Modelle vorhandene Probleme finden sich beim gewählten Ansatz im Modellverbund wieder.

Es hat sich gezeigt, dass die Integration vorhandener Modelle mit zahlreichen Schwierigkeiten behaftet ist, die konzeptioneller und nicht technischer Natur sind. Die Lösung dieser Probleme ist an vielen Stellen in Form des "kleinsten gemeinsamen Nenners" erfolgt, da weitergehende Lösungen erhebliche Modifikationen der Ursprungsmodelle erfordert hätten. Auch die Integration der Maßnahmen und externen Szenarien musste oft einfach gehalten werden, da die zugrunde liegenden Modelle eine angepasste Prozessbeschreibung erforderten.

Der vorliegende Modellverbund ermöglicht es, für eine ganze Reihe von Maßnahmen und externen Szenarien Hinweise zur Entwicklung von gewässergütewirtschaftlich bedeutsamen Zielgrößen zu geben. Die Integration in das Gesamt-System Elbe-DSS ermöglicht es, dass diese Vorhersagen von potentiellen Anwendern ohne Anwesenheit von Experten selbstständig durchgeführt werden können. Möglichkeiten zur Zielerreichung werden aufgezeigt, regionale Unterschiede berücksichtigt, Hintergrundinformationen präsentiert und Zusammenhänge verdeutlicht. Fraglos kann der Modellverbund keine juristisch belastbaren Aussagen erzeugen oder Spezialmodelle ersetzen - was auch nicht beabsichtigt war. Beabsichtigt war vielmehr die Pilot-Version eines Systems, das es dem Endanwender ermöglicht selbstständig Überblickeanalysen durchzuführen und zu bewerten.

Die Arbeit zeigt, dass es mit vertretbarem Aufwand möglich ist, vorhandene Modelle zu integrieren und damit eine deutliche Erweiterung des Funktionsumfangs gegenüber den Einzel-Modellen zu erzielen. Sie zeigt aber auch, dass die Integration vorhandener Modelle, die nicht auf eine Integration ausgelegt sind, Probleme mit sich bringt, die in der Konsequenz eine Vereinfachung der abgebildeten Prozesse erfordert. Datenhaltung und -aktualisierung sind problematisch.

Werden höhere Anforderungen an Datenintegrität und Vorhersagequalität gestellt, stellt sich die Frage, ob eine Neuimplementierung in Form eines neuen integrierten Gesamt-Modells nicht besser geeignet wäre. Für den Preis erhöhter Integrationsarbeit erhält man bei diesem Ansatz eine bessere Kontrolle über die Modell-Prozesse und Datenstrukturen.

Es ist zu erwarten, dass die Integration weiterer Modelle in den Modellverbund einerseits die Funktionsfähigkeit erweitert, andererseits die Probleme der Datenintegration verschärft werden. Möglicherweise könnte dadurch auch eine weitere Vereinfachung bereits integrierter Ansätze notwendig werden. Auch ein Austausch von Modellen dürfte mit Komplikationen verbunden sein, da die Struktur der zugrunde liegenden Modelle eine klare modulare Abgrenzung nicht zulässt. Eine Übertragung des Ansatzes auf andere Flusseinzugsgebiete ist prinzipiell möglich, falls die Voraussetzungen für den Einsatz der Modelle gegeben sind. Falls die in dieser Arbeit verwendeten Modelle im entsprechenden Einzugsgebiet bisher nicht eingesetzt wurden, sollte aber der Einsatz anderer Modelle erwogen werden.

Der angewandte Ansatz der Modellintegration ist nicht generisch, die Vielfalt der Modelle und Fragestellungen verhindert die Entwicklung generischer Konzepte. Vorhandene oder in Entwicklung begriffene Ansätze der technischen Modellkopplung könnten für zukünftige Entwicklungen hilfreich sein, eine generelle Lösung der in der Arbeit angesprochenen Probleme ist von ihnen nicht zu erwarten. Die Verwendung modularer Entwurfsmuster unter Verwendung standardisierter Schnittstellen vereinfacht Integrationsarbeiten, ob die Kopplung der Prozesse und Daten sinnvoll ist, wird auch zukünftig der Modellierer entscheiden müssen. Ebenso wird von ihm die Entscheidung darüber verlangt werden, wieweit die Integration vorhandener Modelle oder eine Neuimplementierung der Prozesse zielführender ist.

Insgesamt zeigt sich ein Bedarf an integrativen Modellansätzen, die in der Lage sind, die oftmals reduktionistisch angehauchten vorhandenen Ansätze wieder zusammen zu führen. Es bleibt zu hoffen, dass die vorgestellte Arbeit ihren bescheidenen Beitrag zu dieser Aufgabe leisten kann.

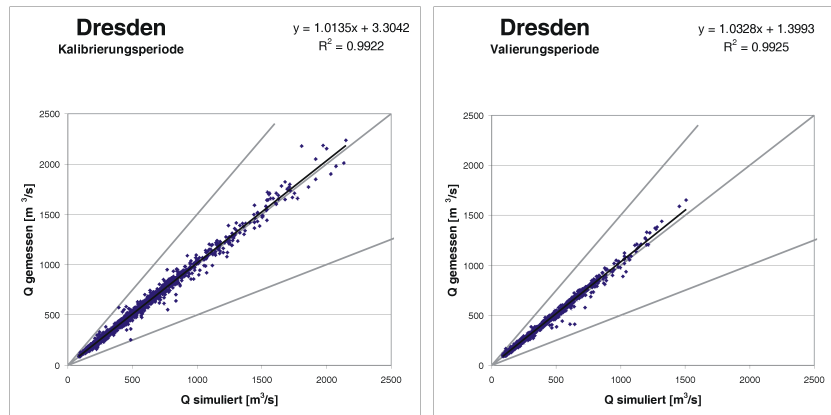
Teil IV

Anhang

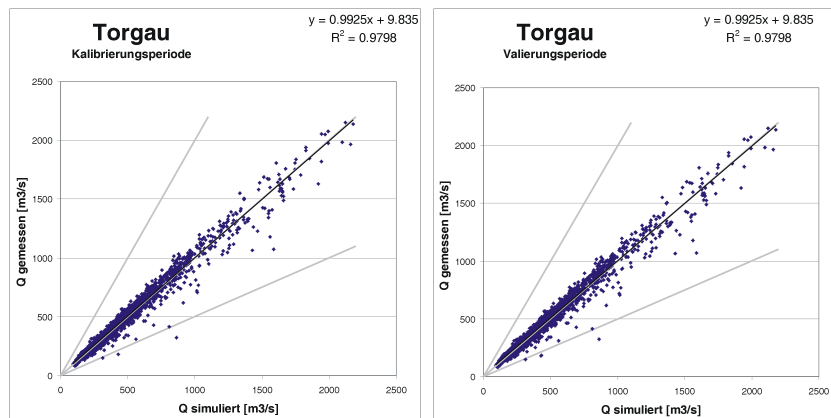
Anhang A

Anhang: Grafiken zur HBV Kalibrierung

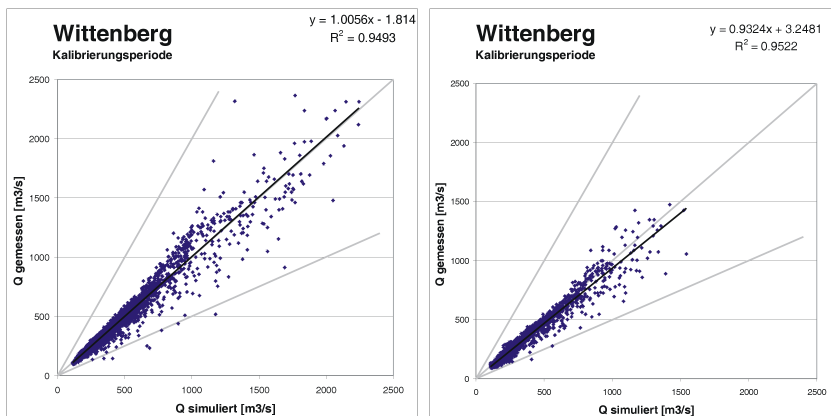
A.1 Scatterplots der Kalibrierungs- und der Validierungsperiode



(a)

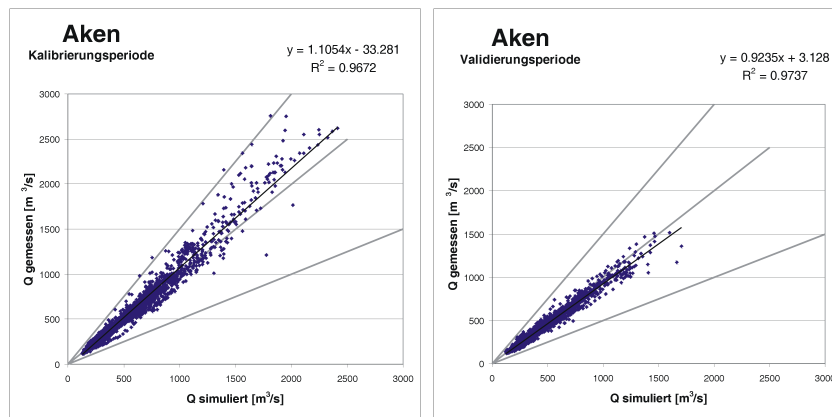


(b)

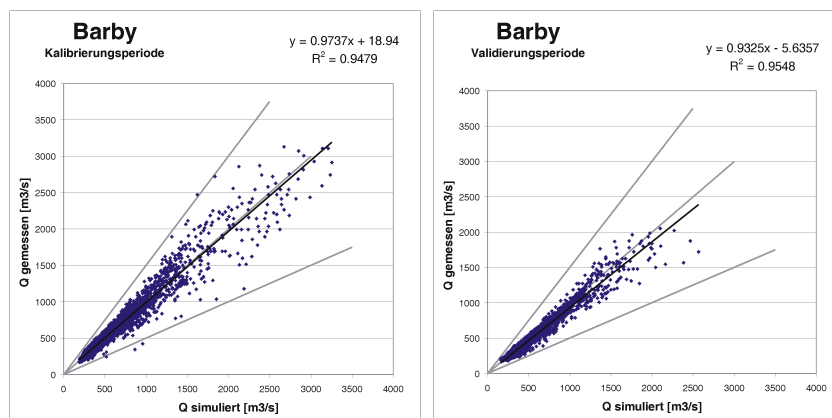


(c)

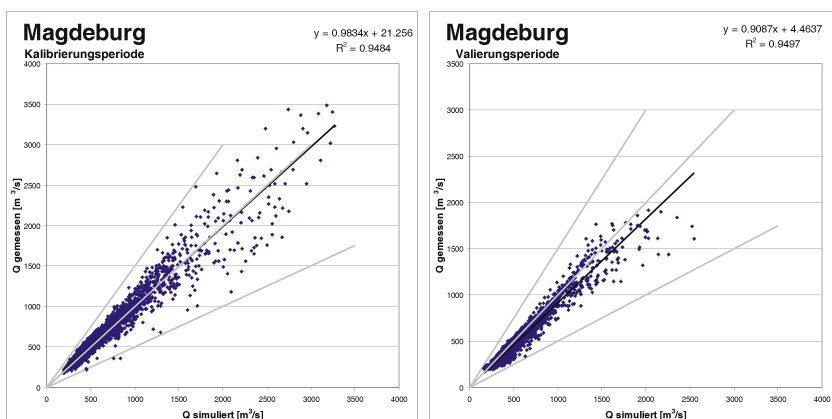
Abbildung A.1: Scatterplots Dresden/Torgau/Wittenberg - Elbe



(a)

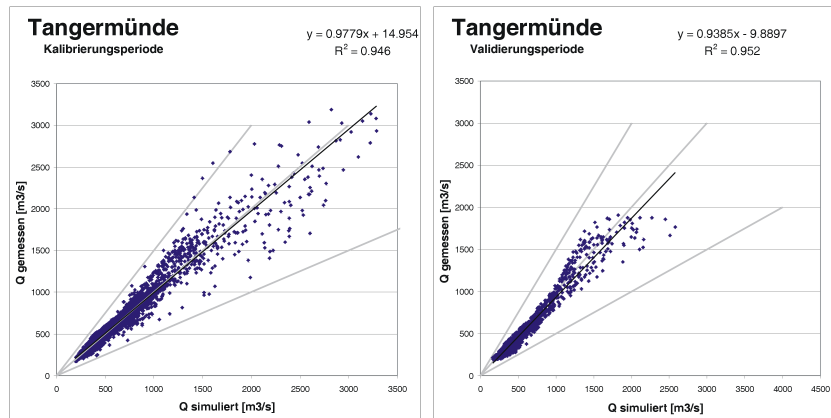


(b)

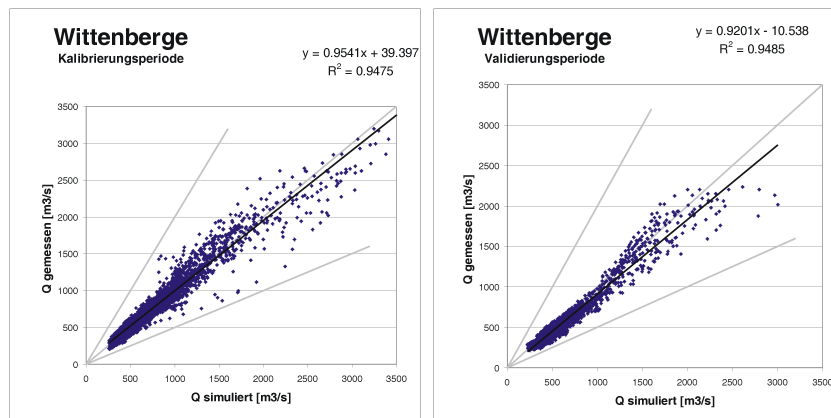


(c)

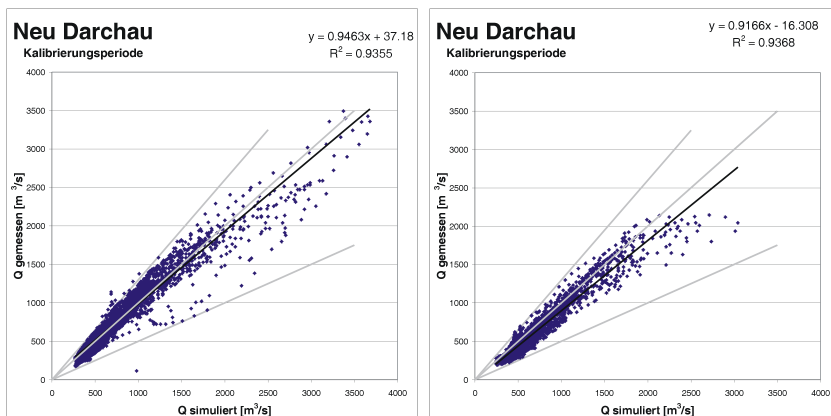
Abbildung A.2: Scatterplots Aken/Barby/Magdeburg - Elbe



(a)

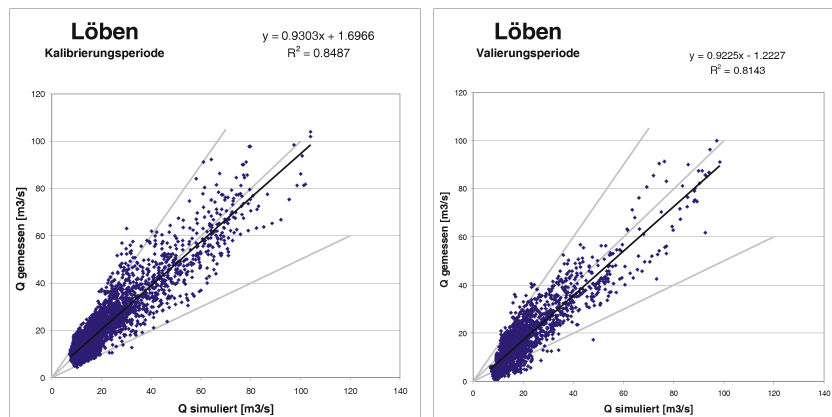


(b)

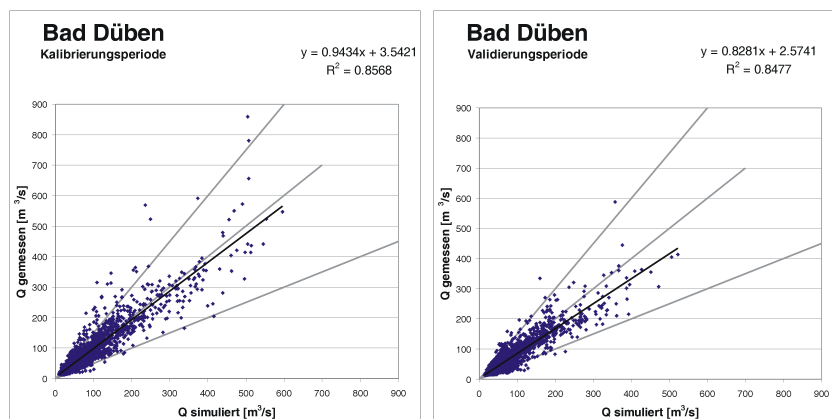


(c)

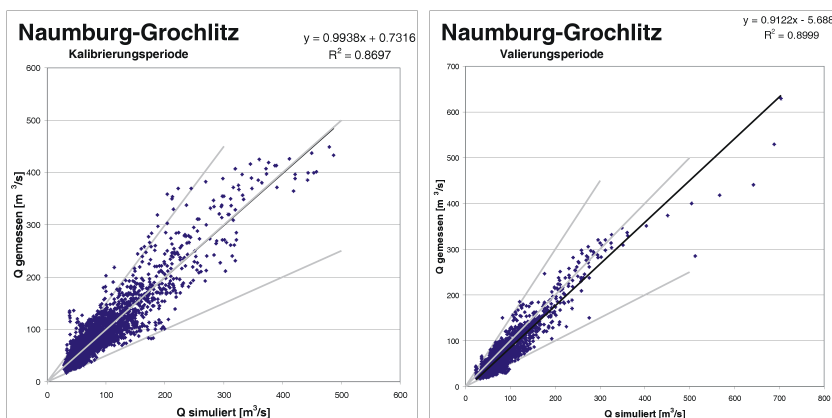
Abbildung A.3: Scatterplots Tangermünde/Wittenberge/Neu Darchau - Elbe



(a)

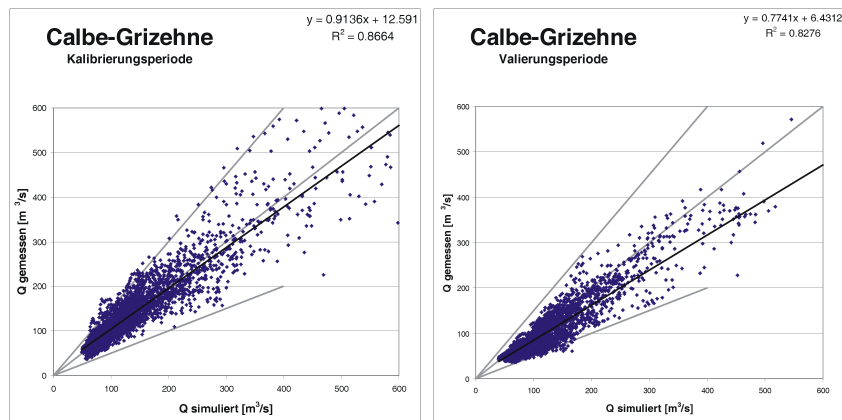


(b)

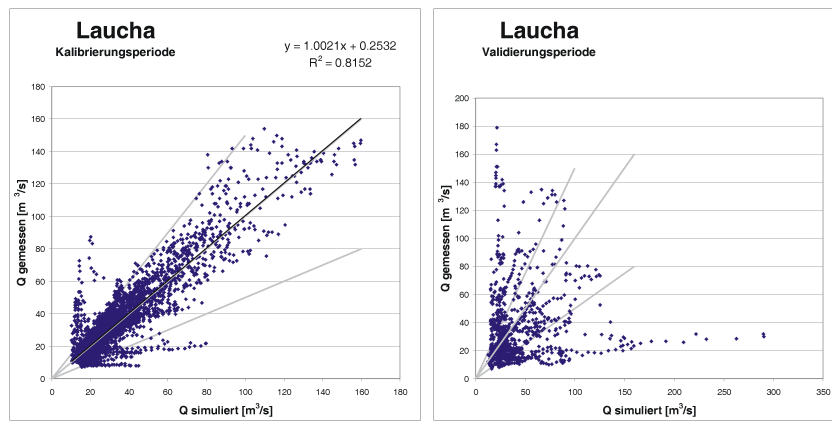


(c)

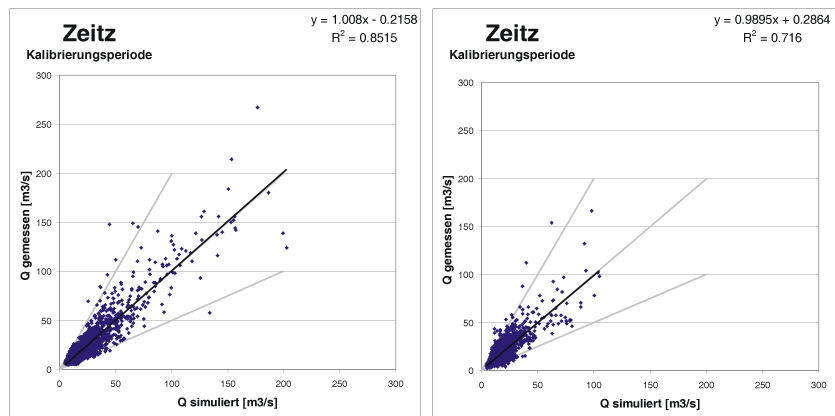
Abbildung A.4: Scatterplots Löben - Schwarze Elster / Bad Dübén - Vereinigte Mulde / Naumburg-Grochlitz - Saale



(a)

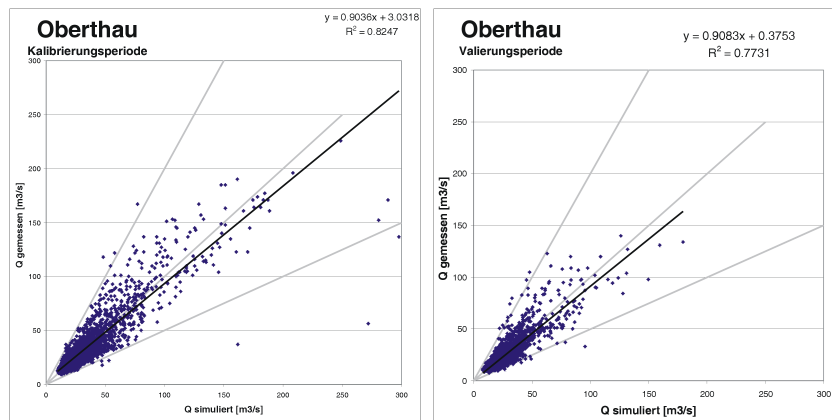


(b)

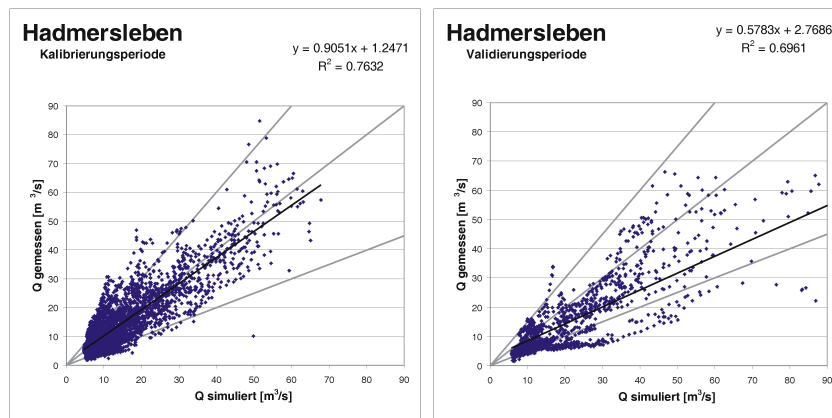


(c)

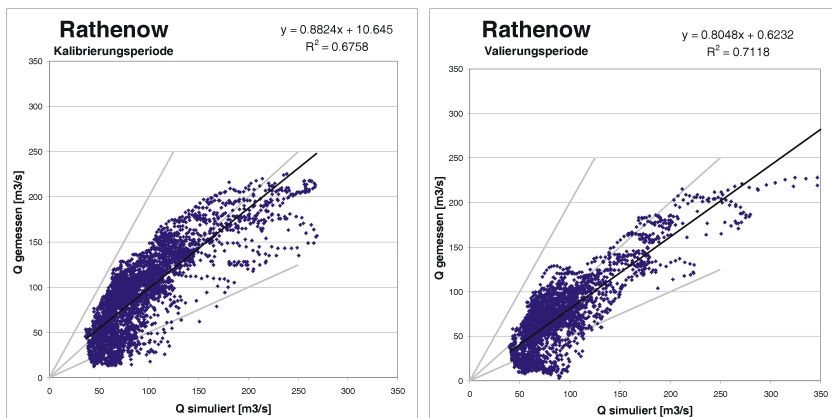
Abbildung A.5: Scatterplots Calbe-Grizehne - Saale / Laucha - Unstrut / Zeitz - Weiße Elster



(a)



(b)



(c)

Abbildung A.6: Scatterplots Oberthau - Weiße Elster / Hadmersleben - Bode / Rathenow - Havel

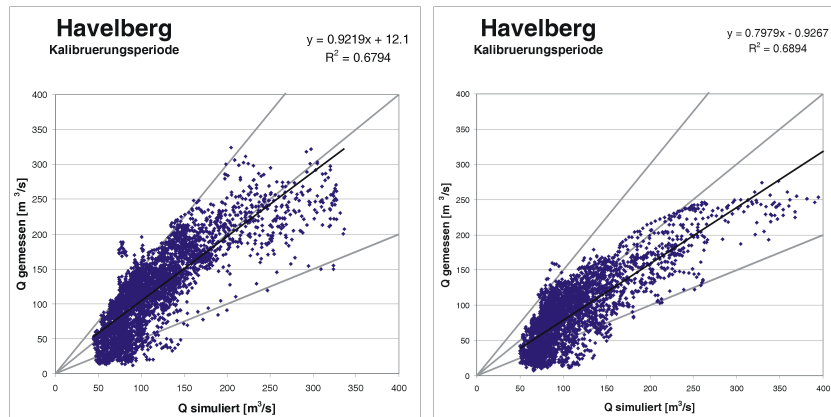


Abbildung A.7: Scatterplots Havelberg - Havel

A.2 Ganglinien

Im Folgenden werden die Ganglinien der simulierten und gemessenen Abflüsse an den für die Kalibrierung des HBV-Modells gewählten Pegel dargestellt. Die Ganglinien sind stets für den Zeitraum 01.01.1981 - 31.12.1998 dargestellt, was sowohl die Kalibrierungs- als auch die Validierungsperiode umfasst. Da die Kalibrierungsperiode einzelner Jahre auch das Jahr 1980 umfasst, können Abweichungen zu den Scatterplots der entsprechenden Pegel auftreten.

Im Idealfall sollten die Linien übereinander liegen. Aufgrund nicht erfasster Niederschlags-Ereignisse, fehlender Differenzierung der Gebietsunterteilung, anthropogener Eingriffe und sonstiger nicht im Modell erfasster Parameter kommt es jedoch zu Abweichungen. Je genauer die simulierte Abflussganglinie die Dynamik der gemessene Abflusskurve abbildet, desto besser werden die natürlichen Prozesse im Modell abgebildet. Neben der Dynamik sollte auch die Wasserbilanz ausgeglichen sein, also die gemessene Kurve ebenso stark unter- wie überschritten werden.

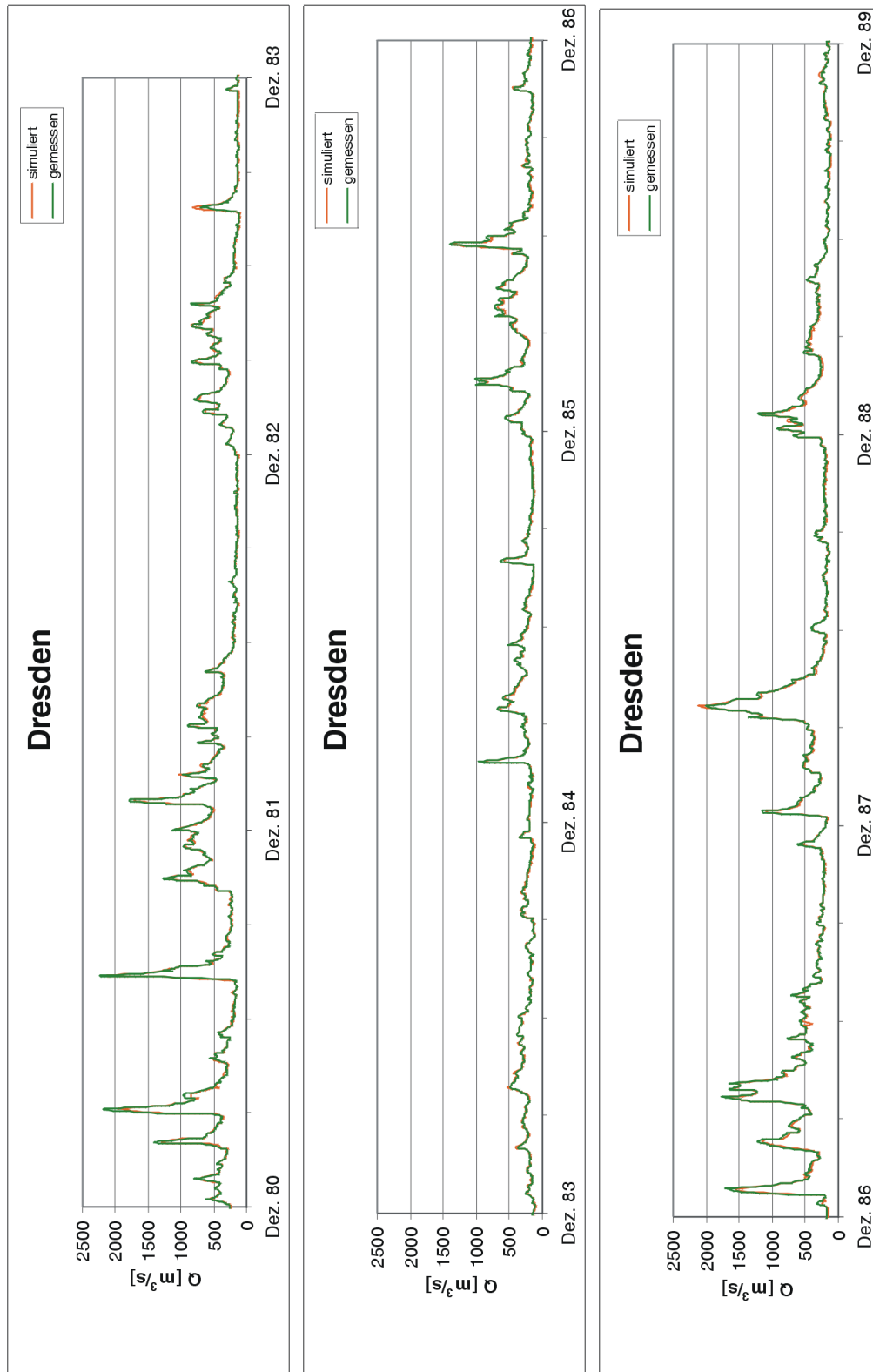


Abbildung A.8: Ganglinie Dresden - Elbe

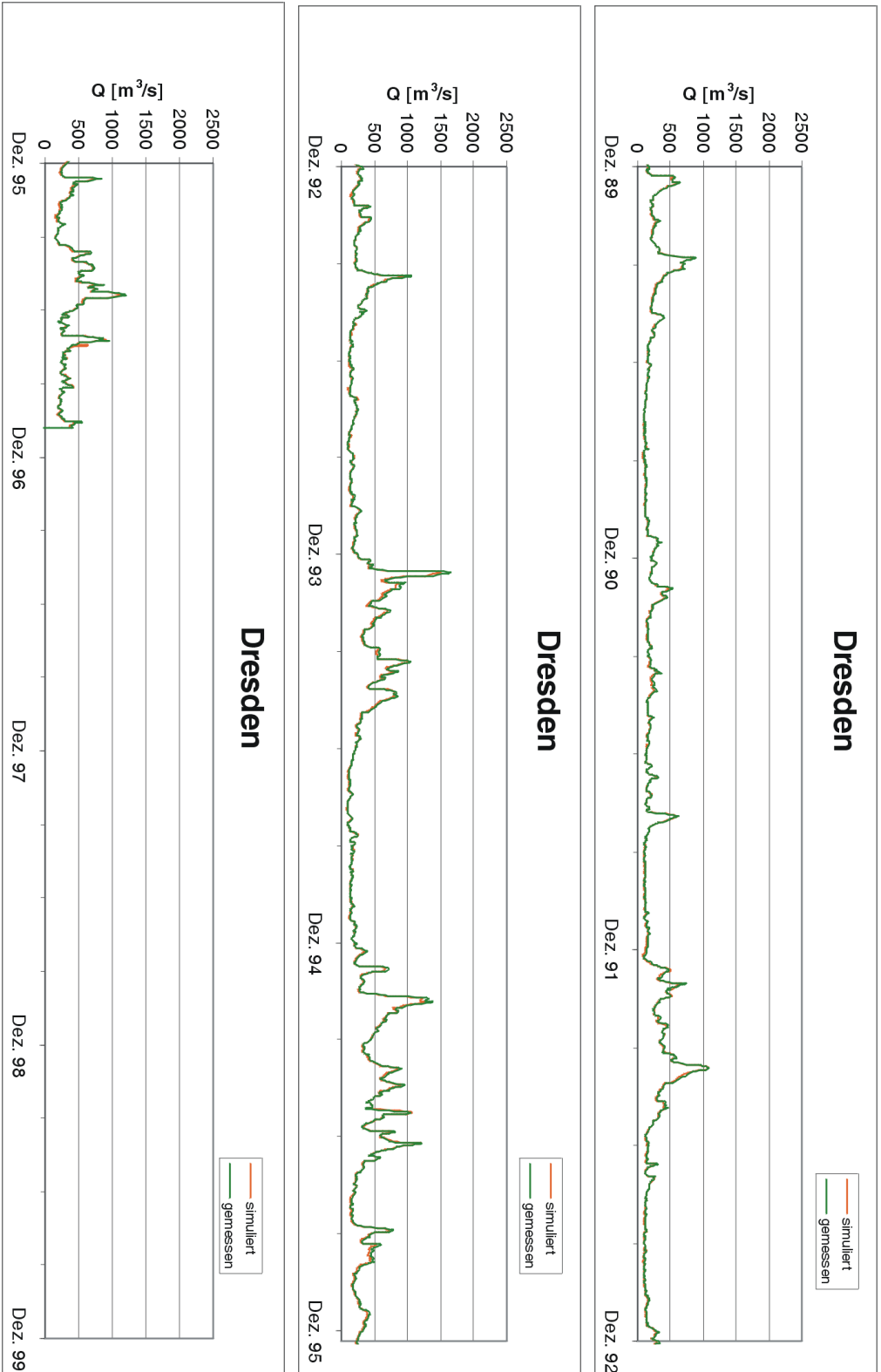


Abbildung A.9: Ganglinie Dresden - Elbe

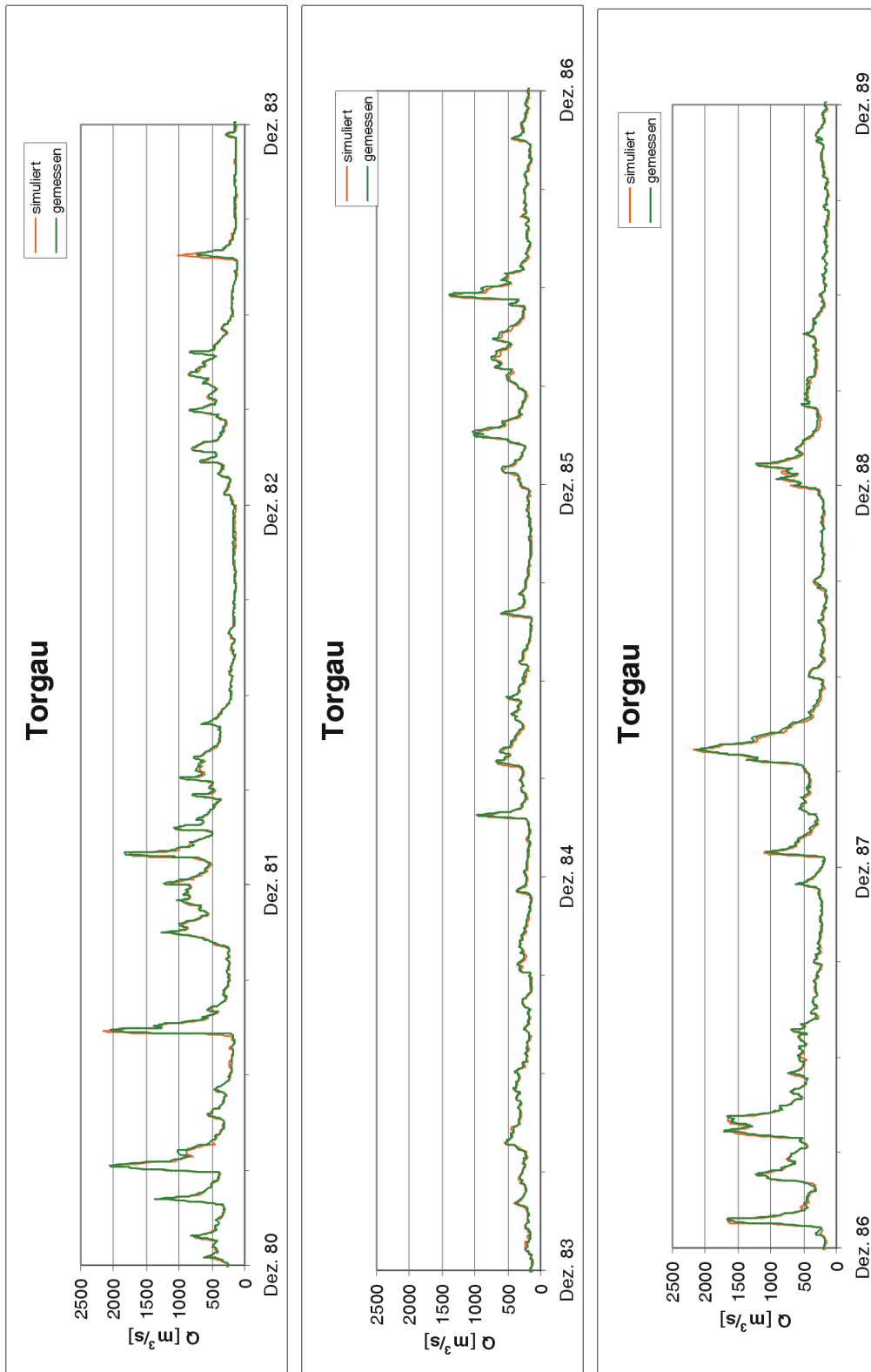


Abbildung A.10: Ganglinie Torgau - Elbe

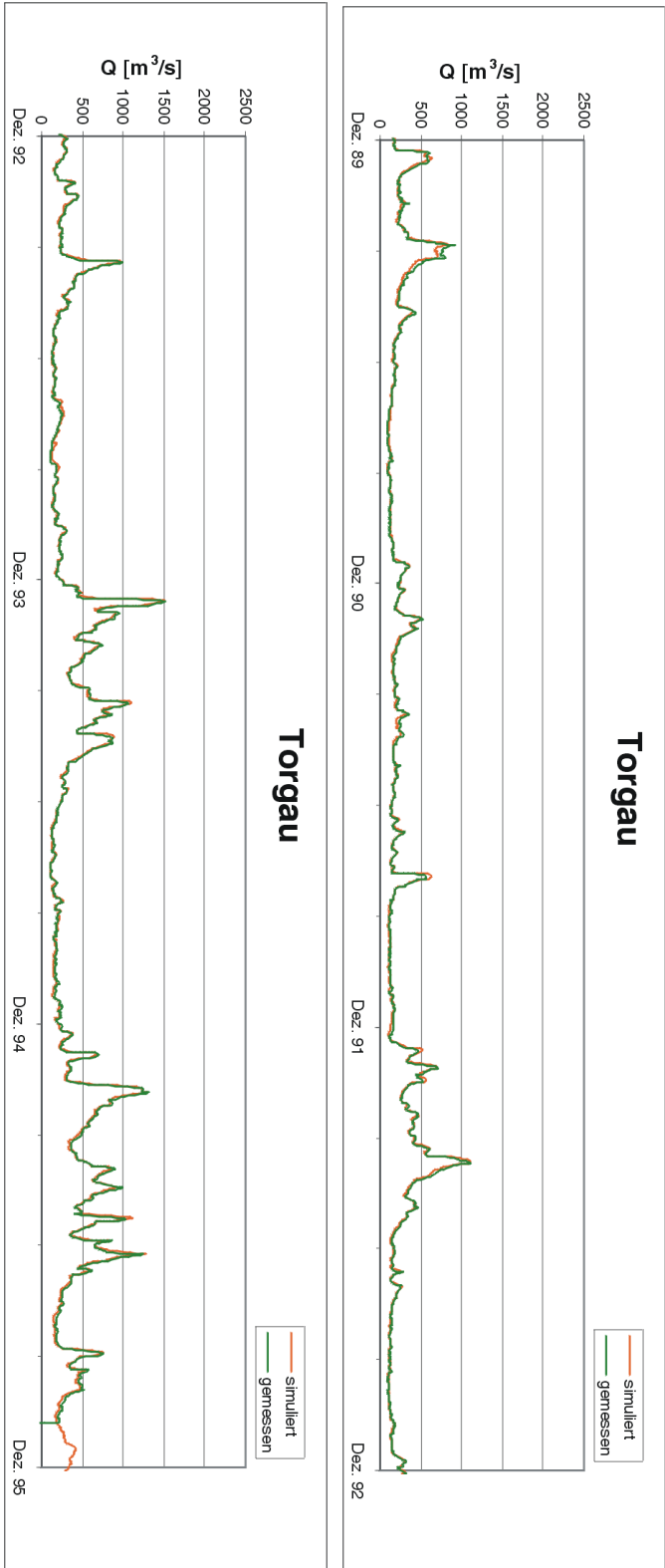


Abbildung A.11: Ganglinie Torgau - Elbe

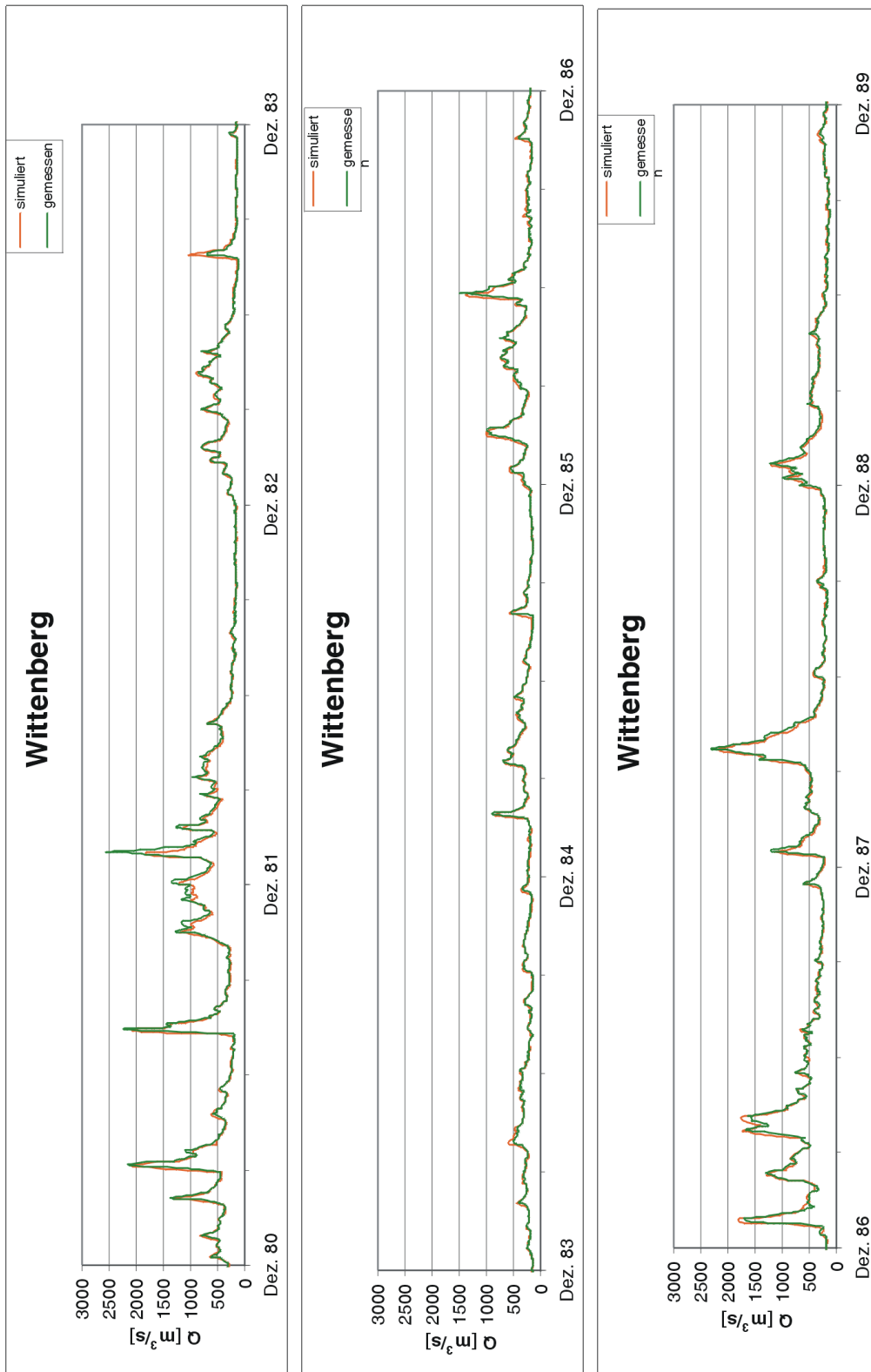


Abbildung A.12: Ganglinie Wittenberg - Elbe

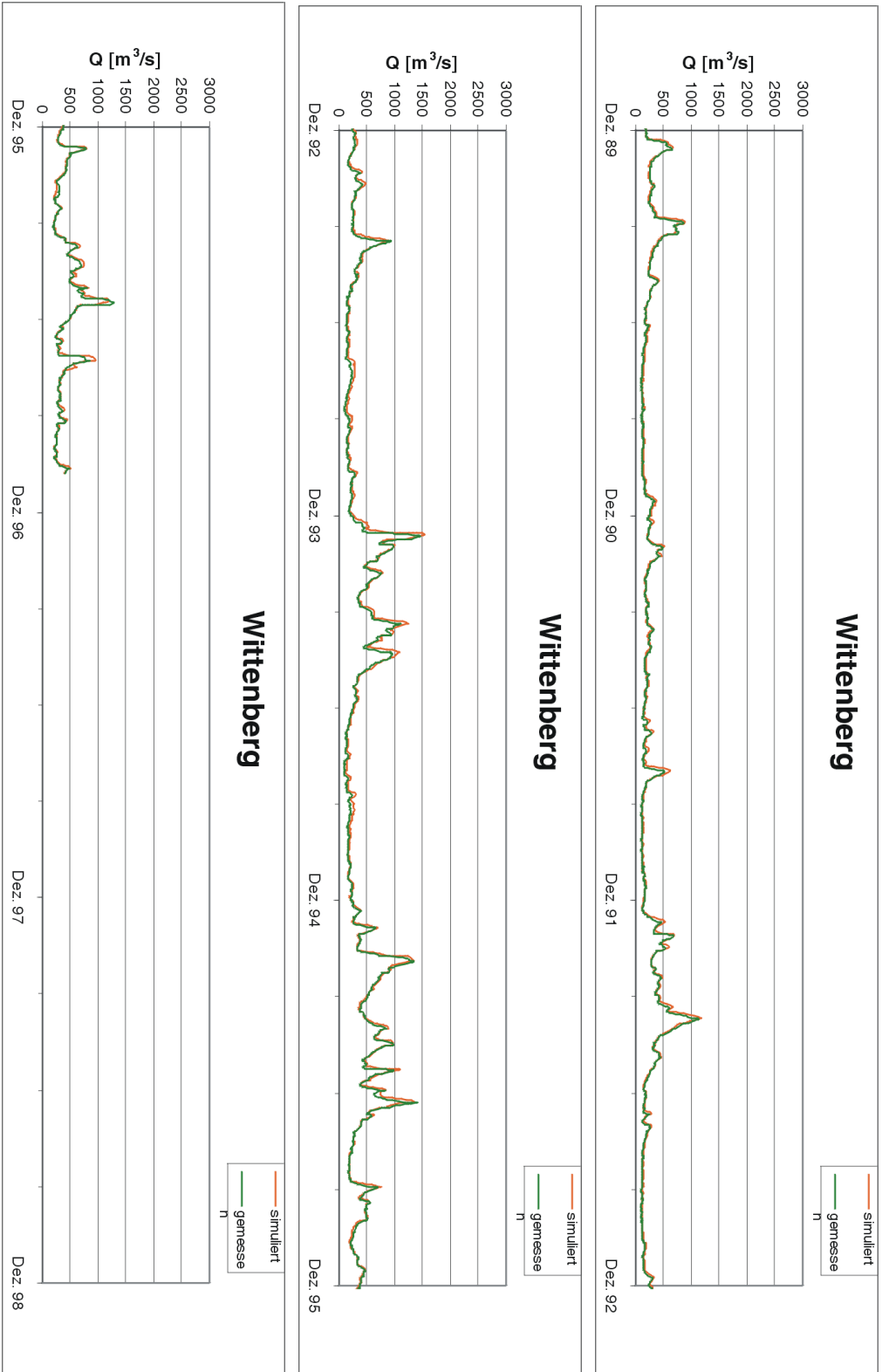


Abbildung A.13: Ganglinie Wittenberg - Elbe

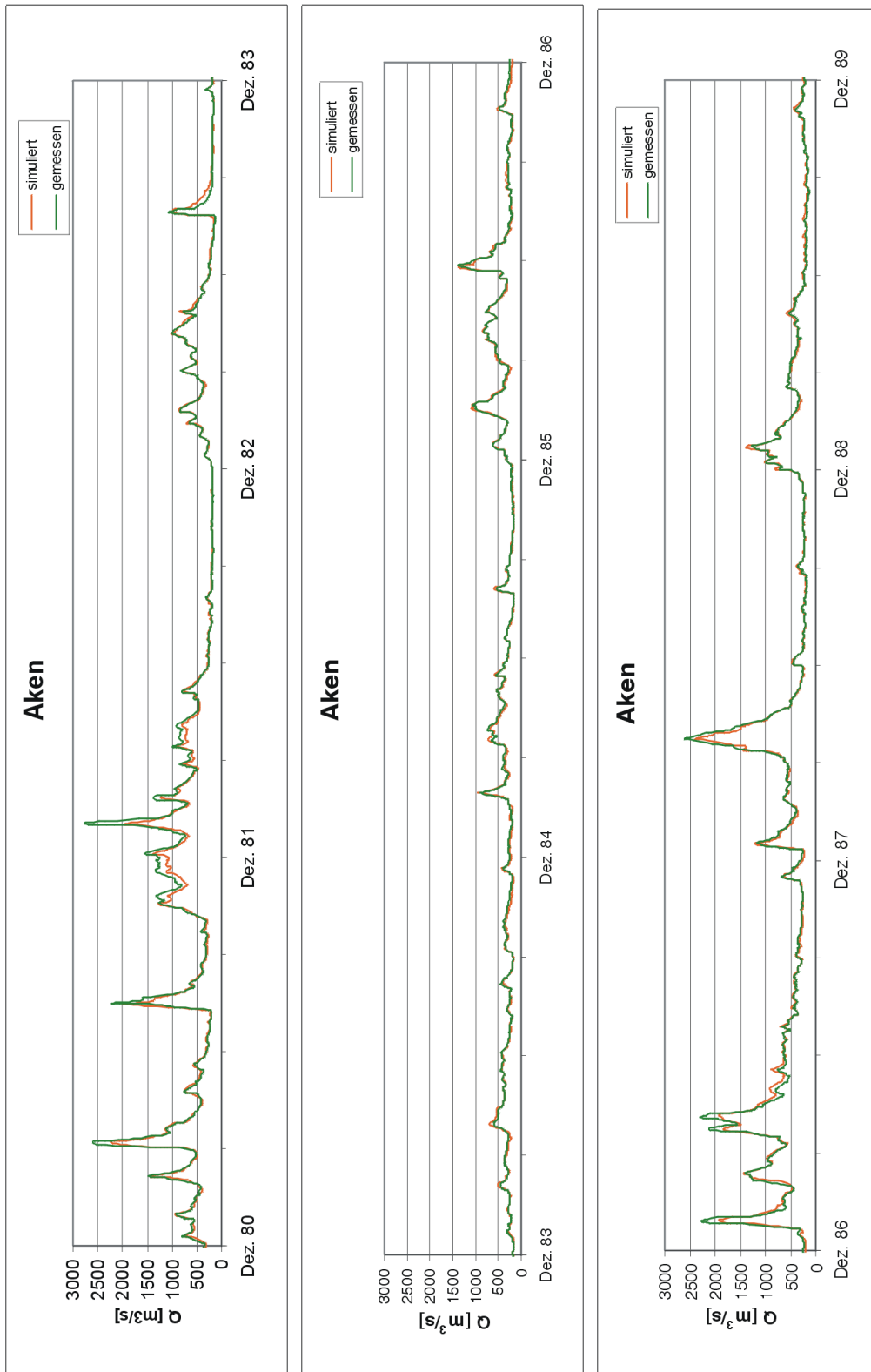


Abbildung A.14: Ganglinie Aken - Elbe

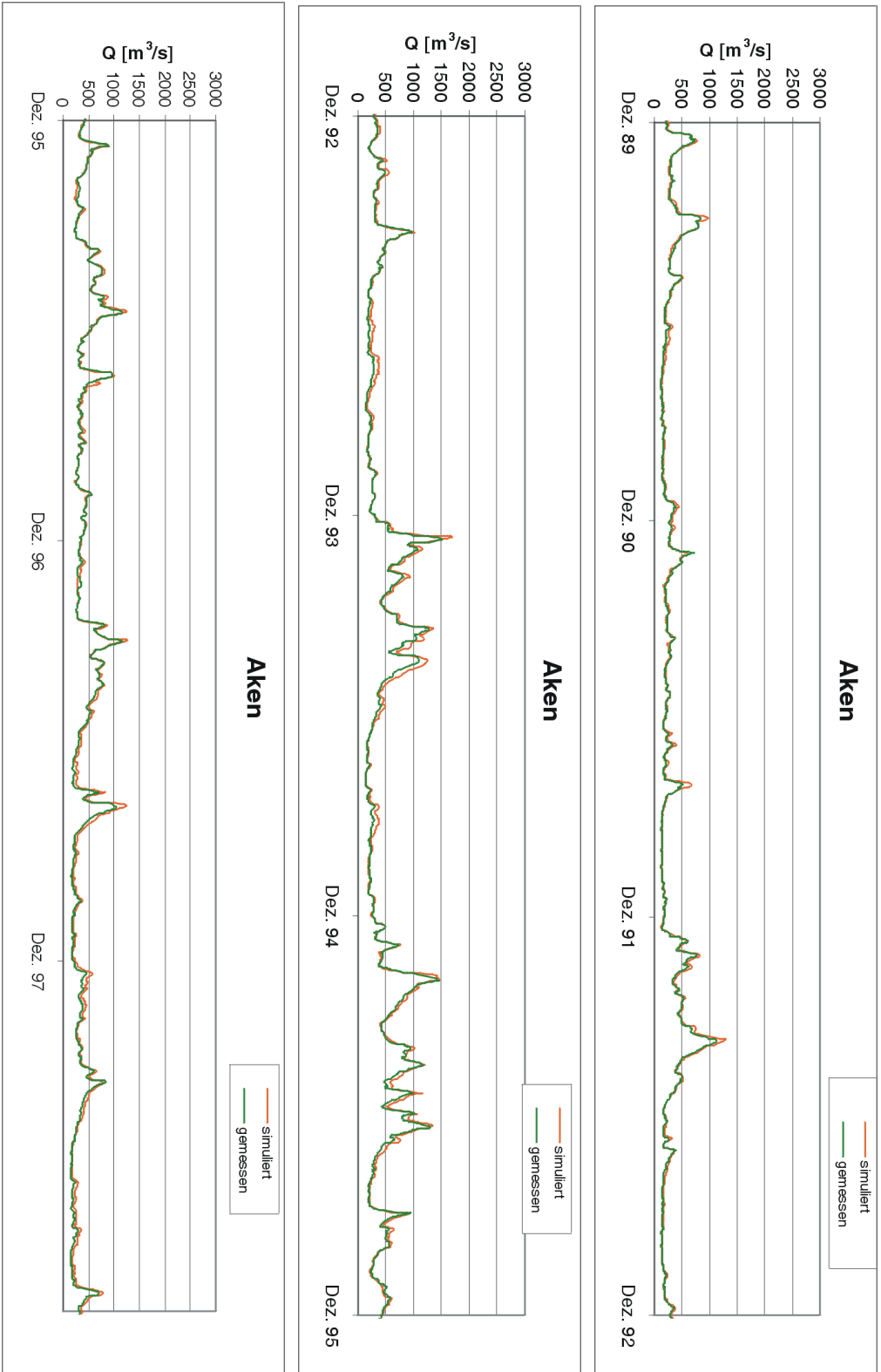


Abbildung A.15: Ganglinie Aken - Elbe

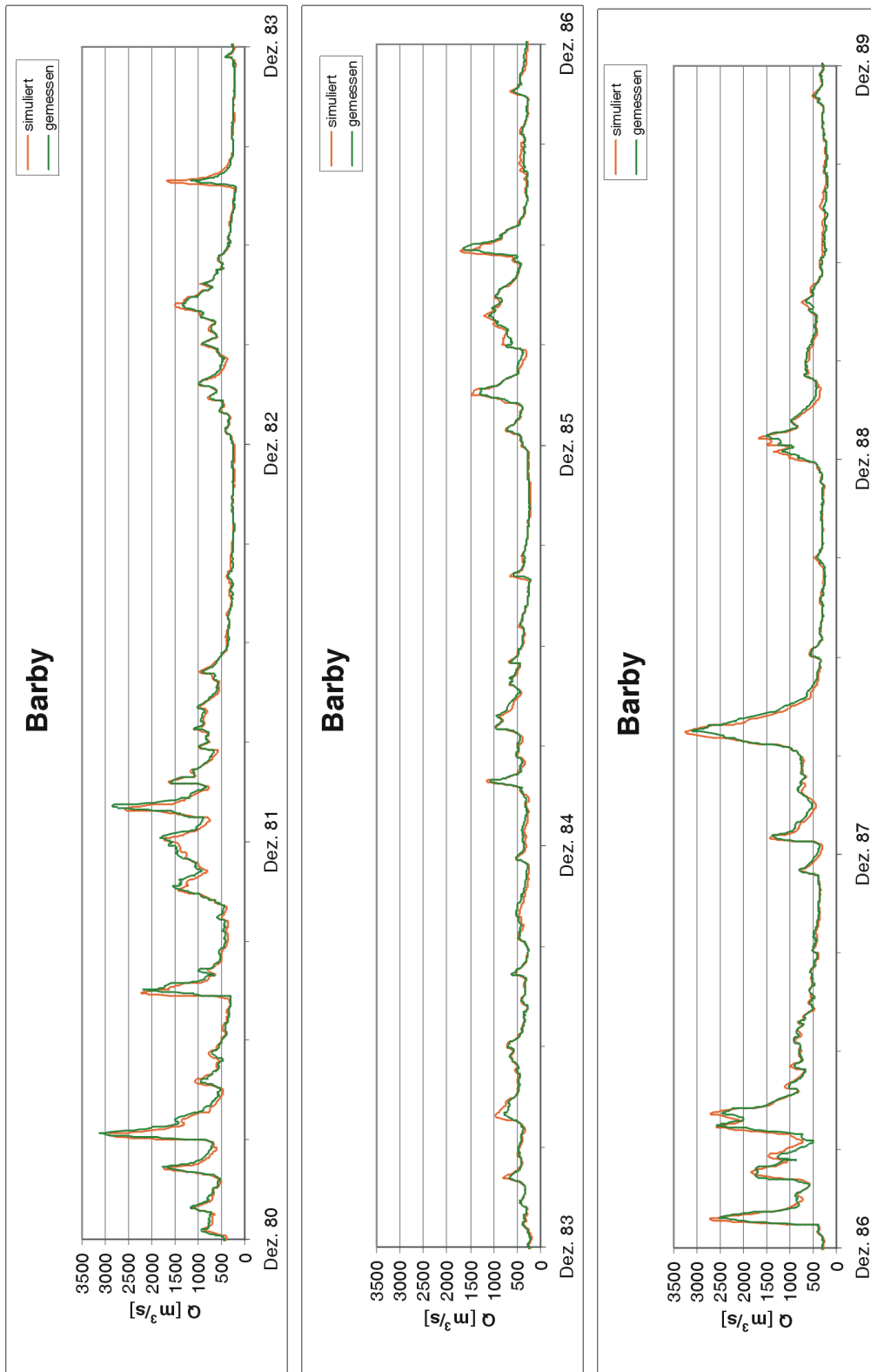


Abbildung A.16: Ganglinie Barby - Elbe

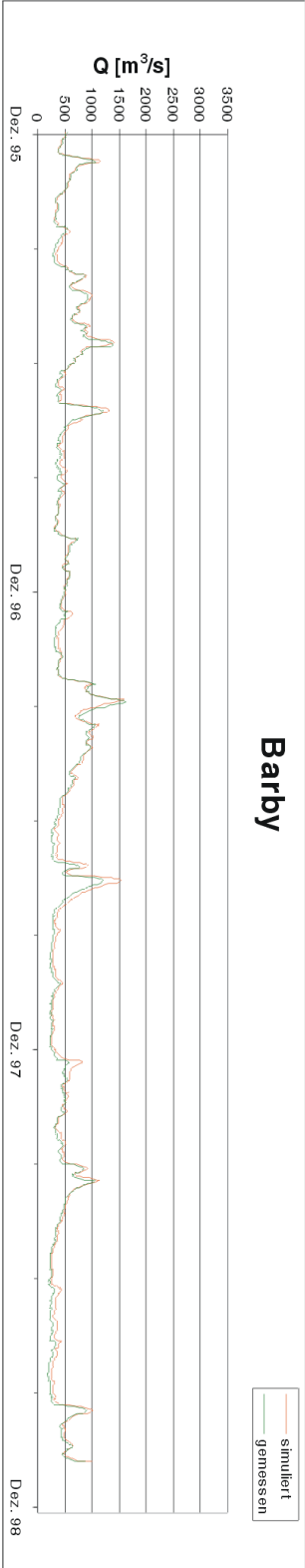
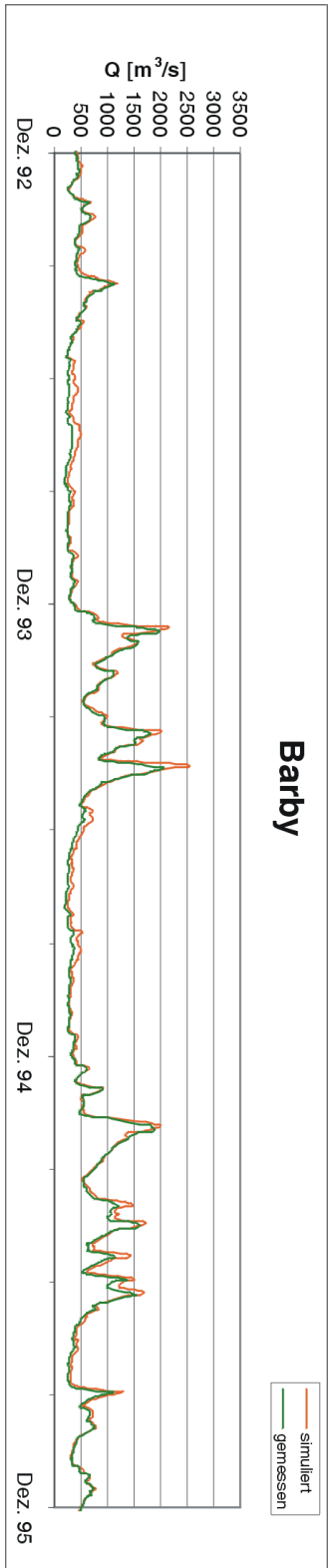
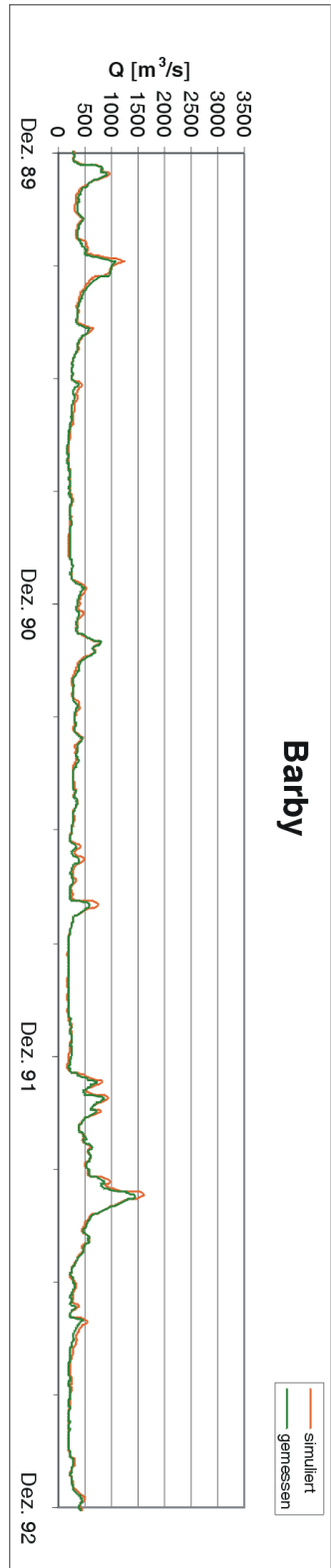


Abbildung A.17: Ganglinie Barby - Elbe

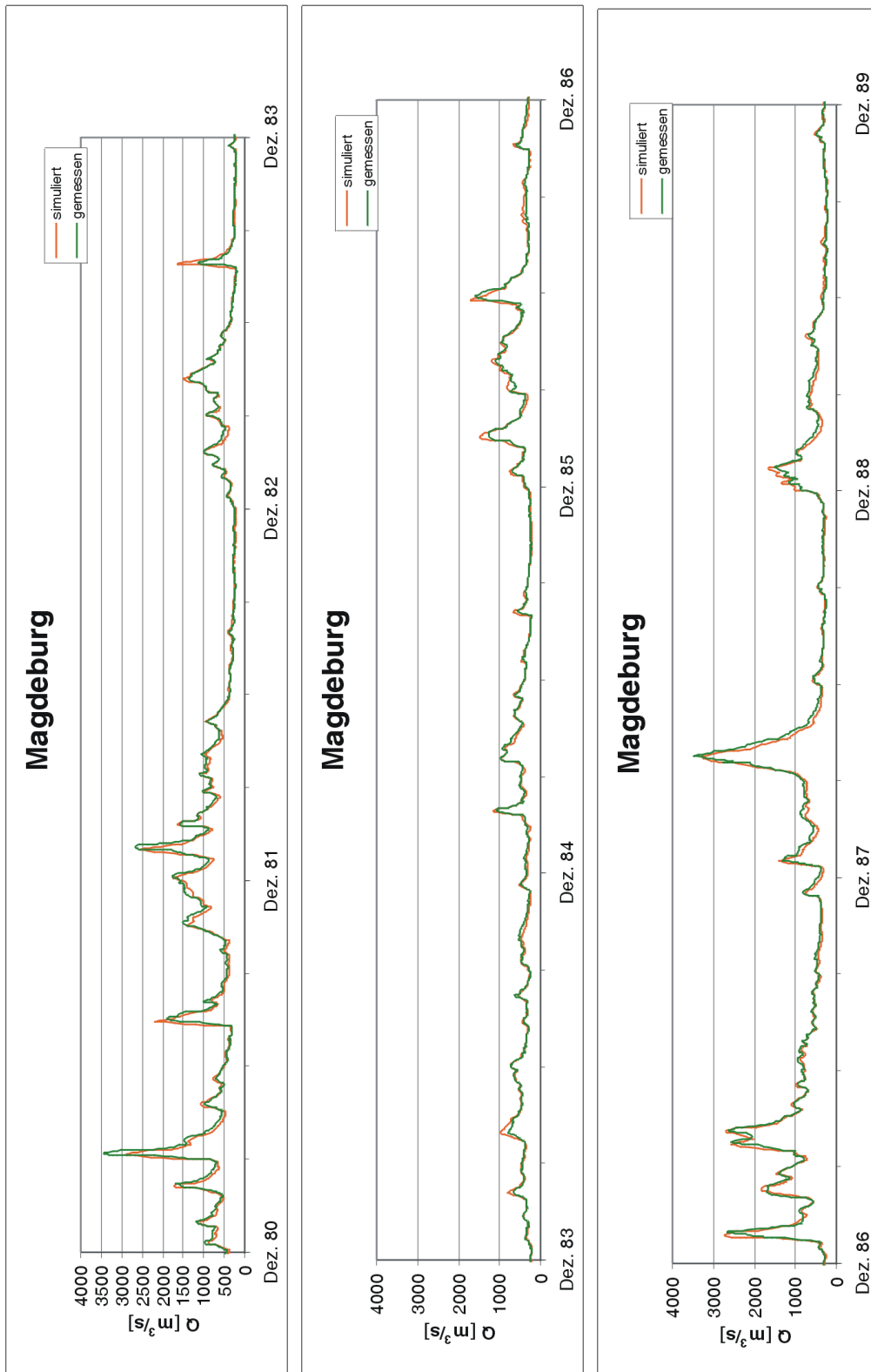


Abbildung A.18: Ganglinie Magdeburg - Elbe

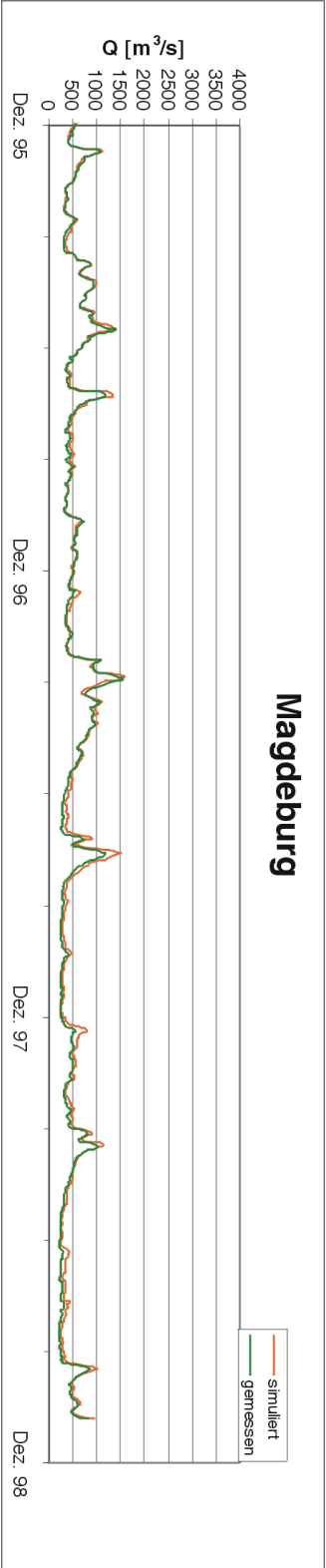
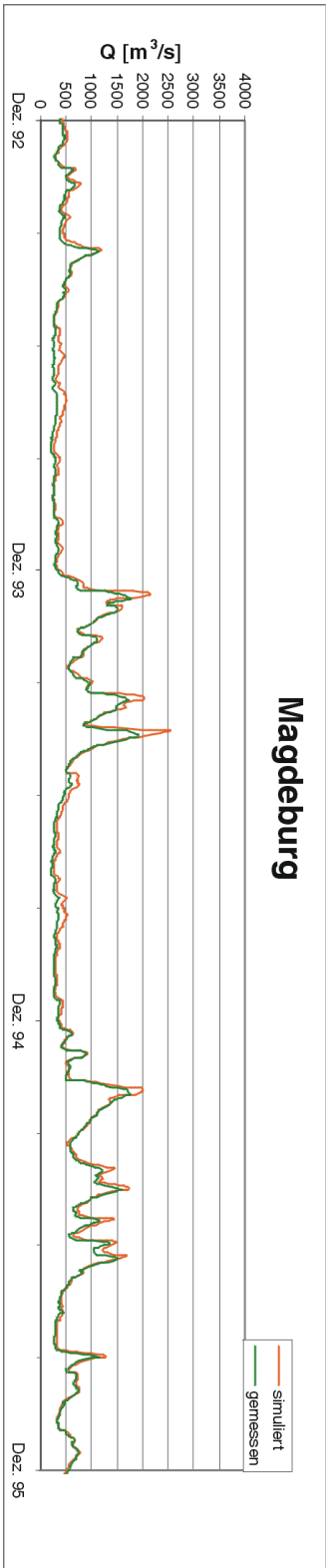
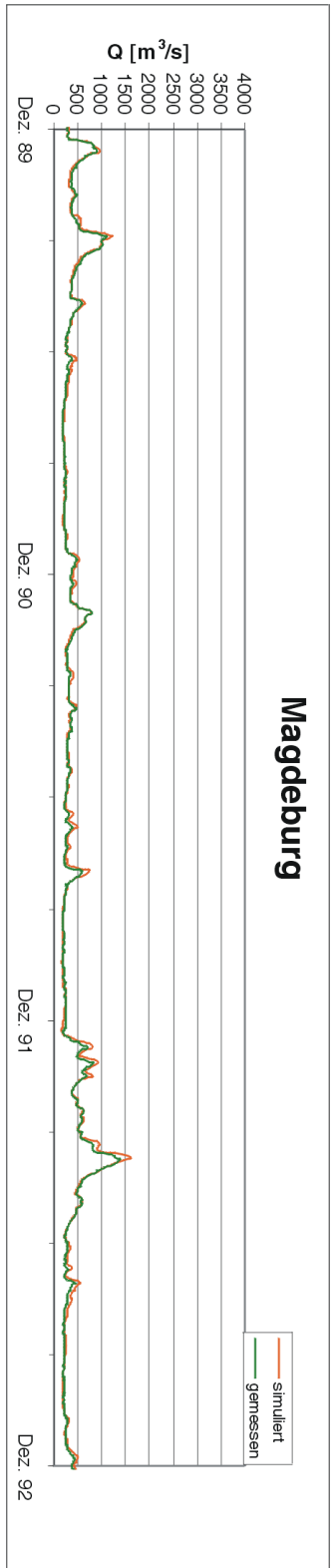


Abbildung A.19: Ganglinie Magdeburg - Elbe

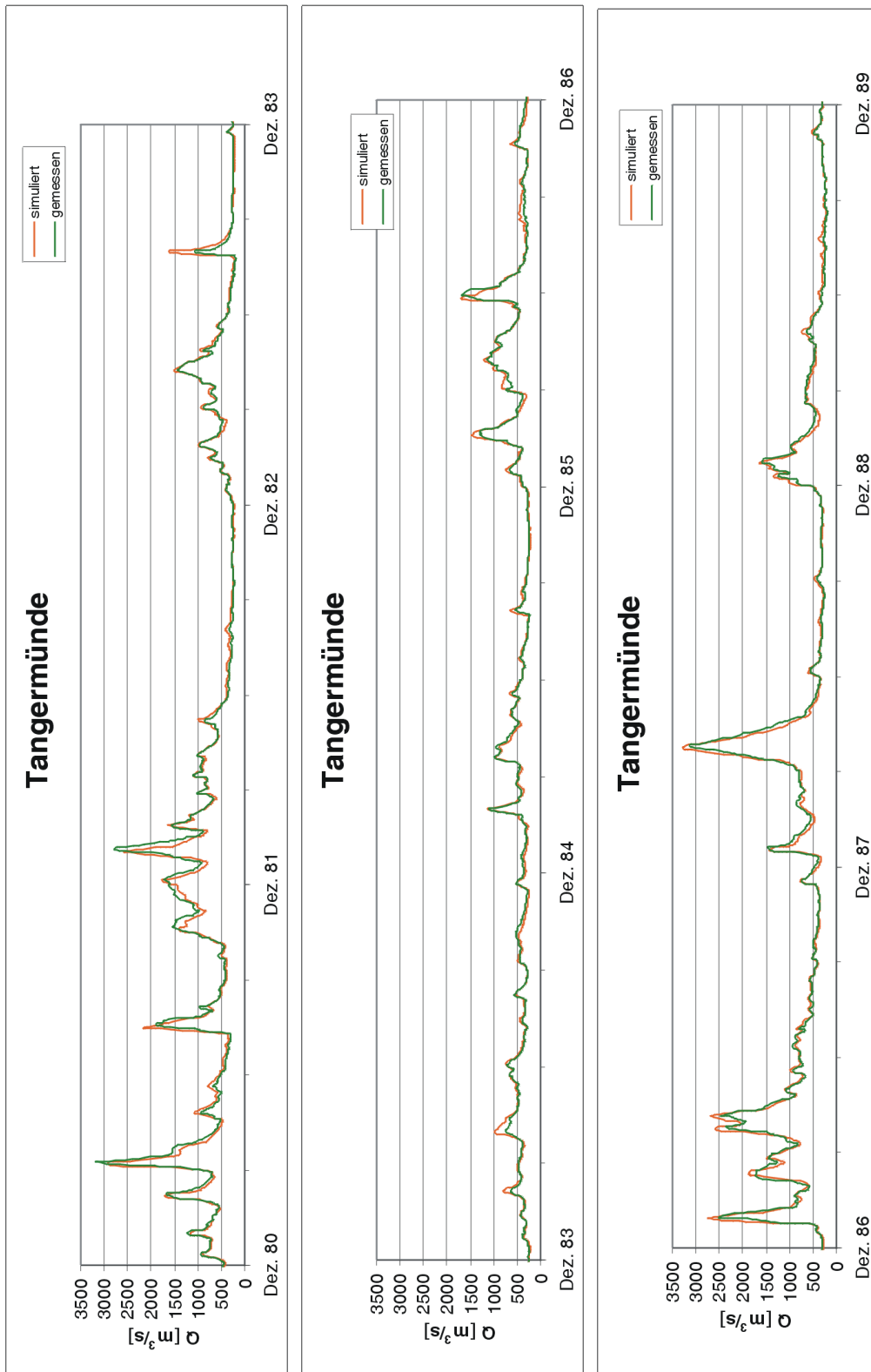


Abbildung A.20: Ganglinie Tangermünde - Elbe

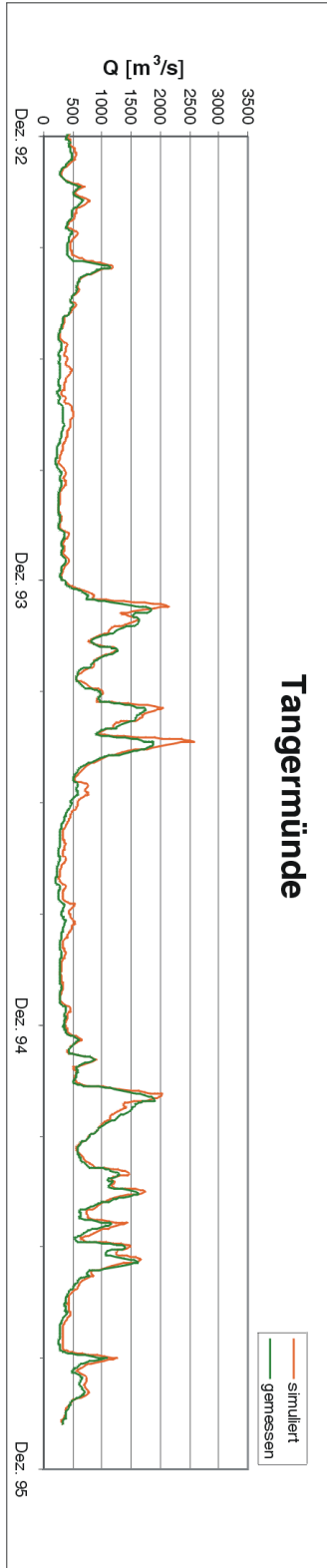
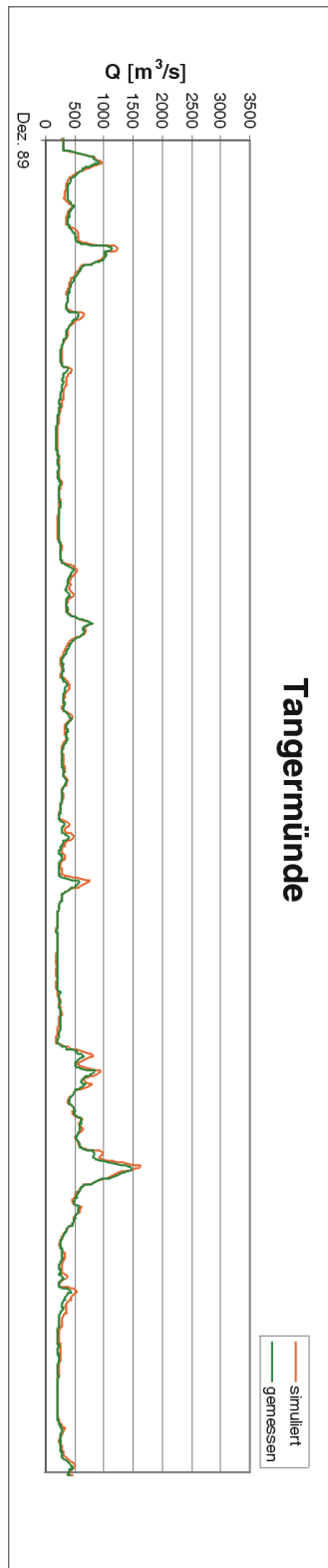


Abbildung A.21: Ganglinie Tangermünde - Elbe

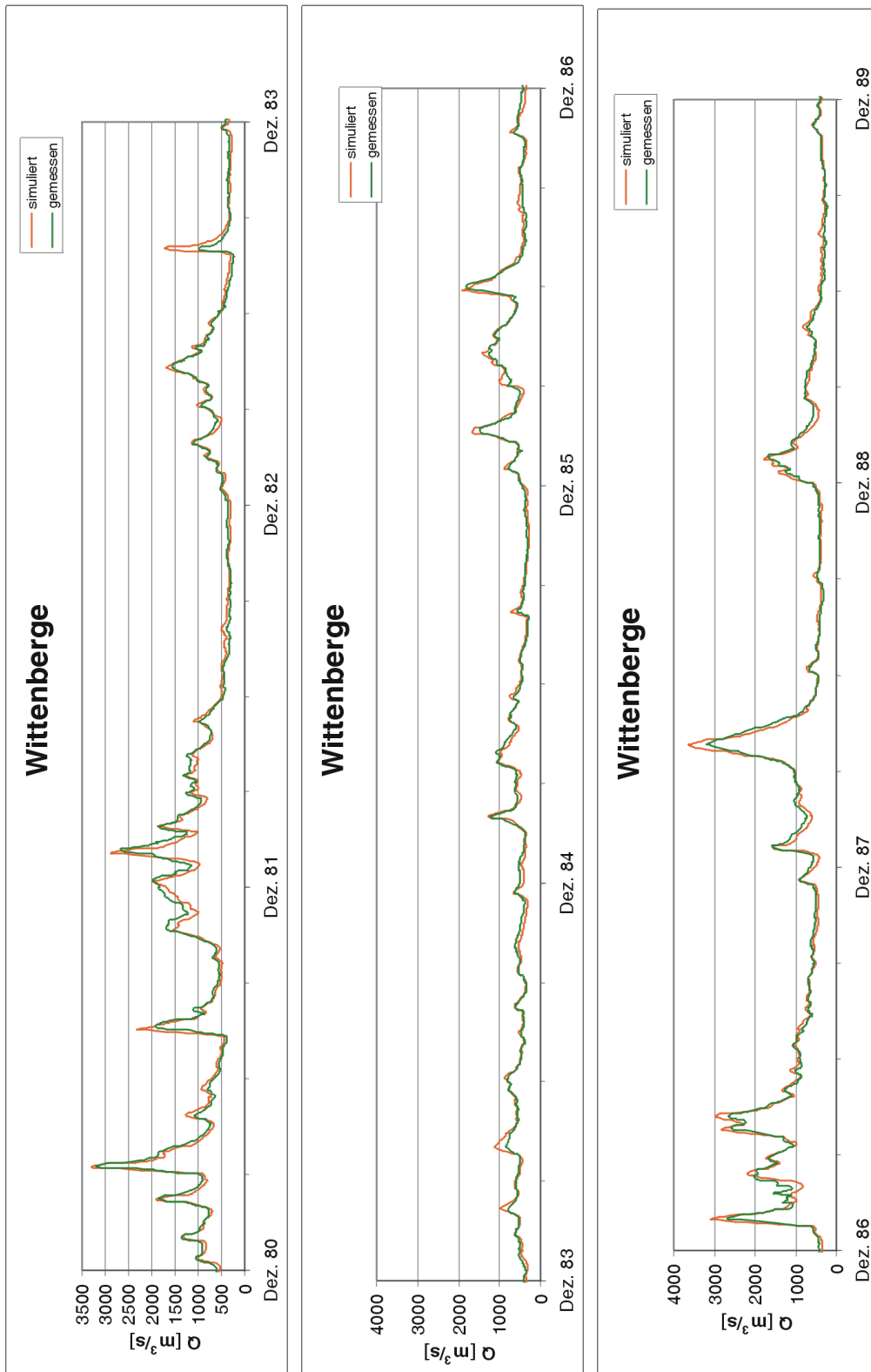


Abbildung A.22: Ganglinie Wittenberge - Elbe

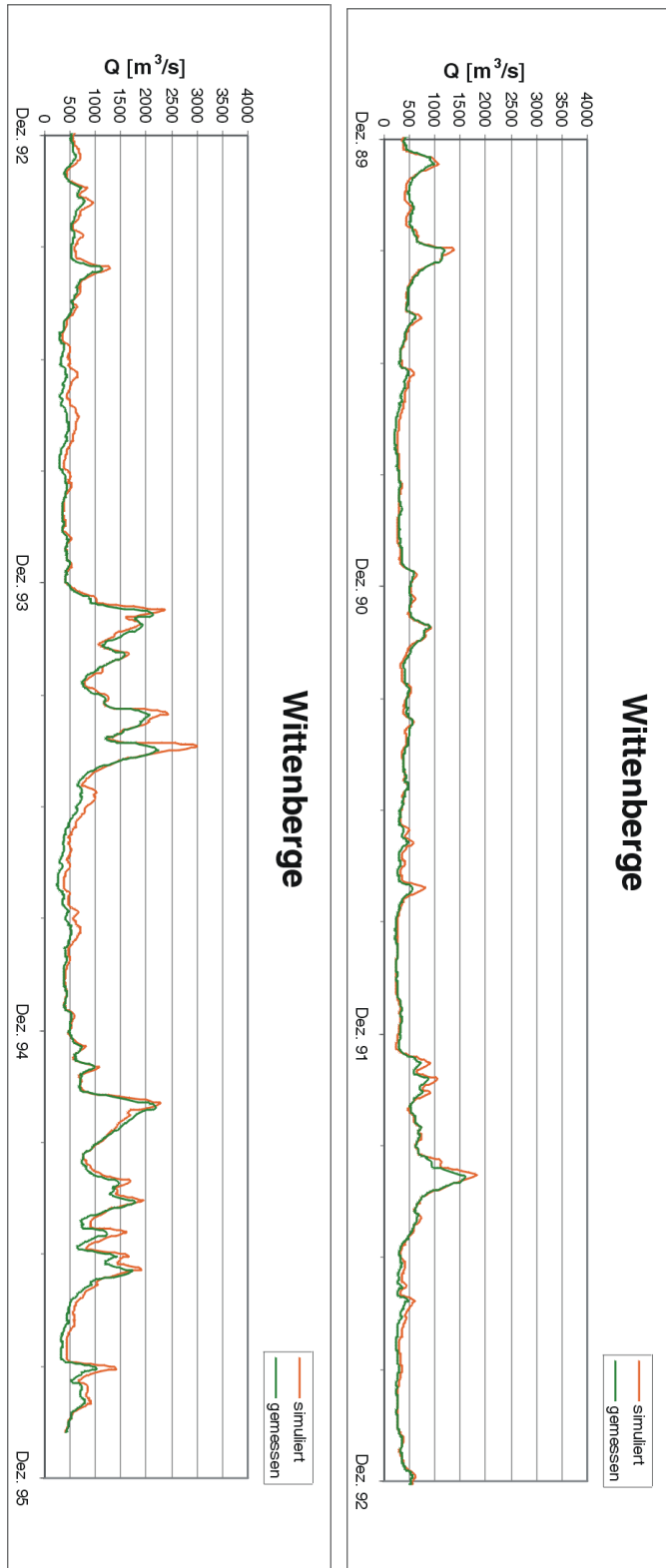


Abbildung A.23: Ganglinie Wittenberge - Elbe

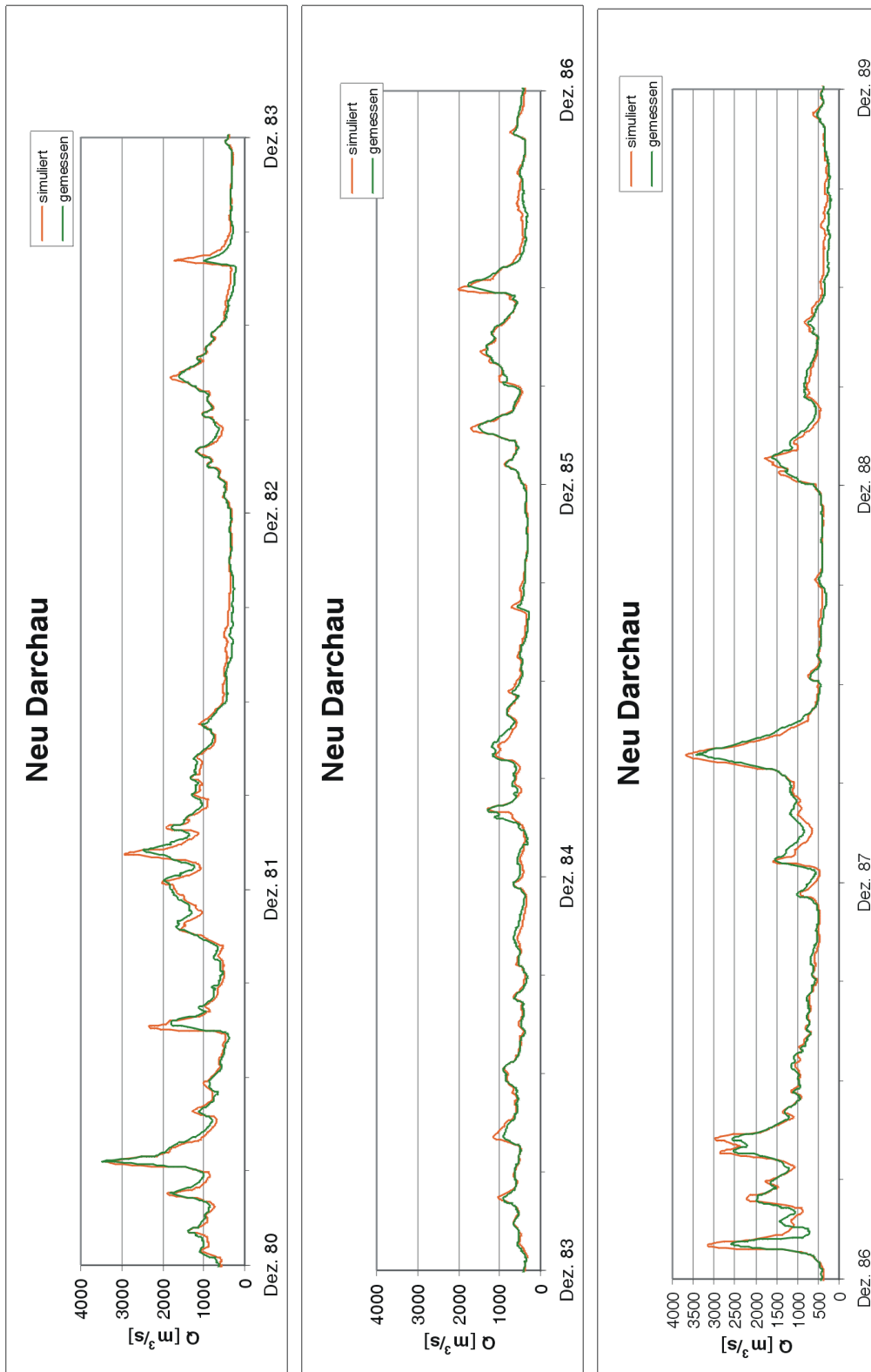


Abbildung A.24: Ganglinie Neu Darchau - Elbe

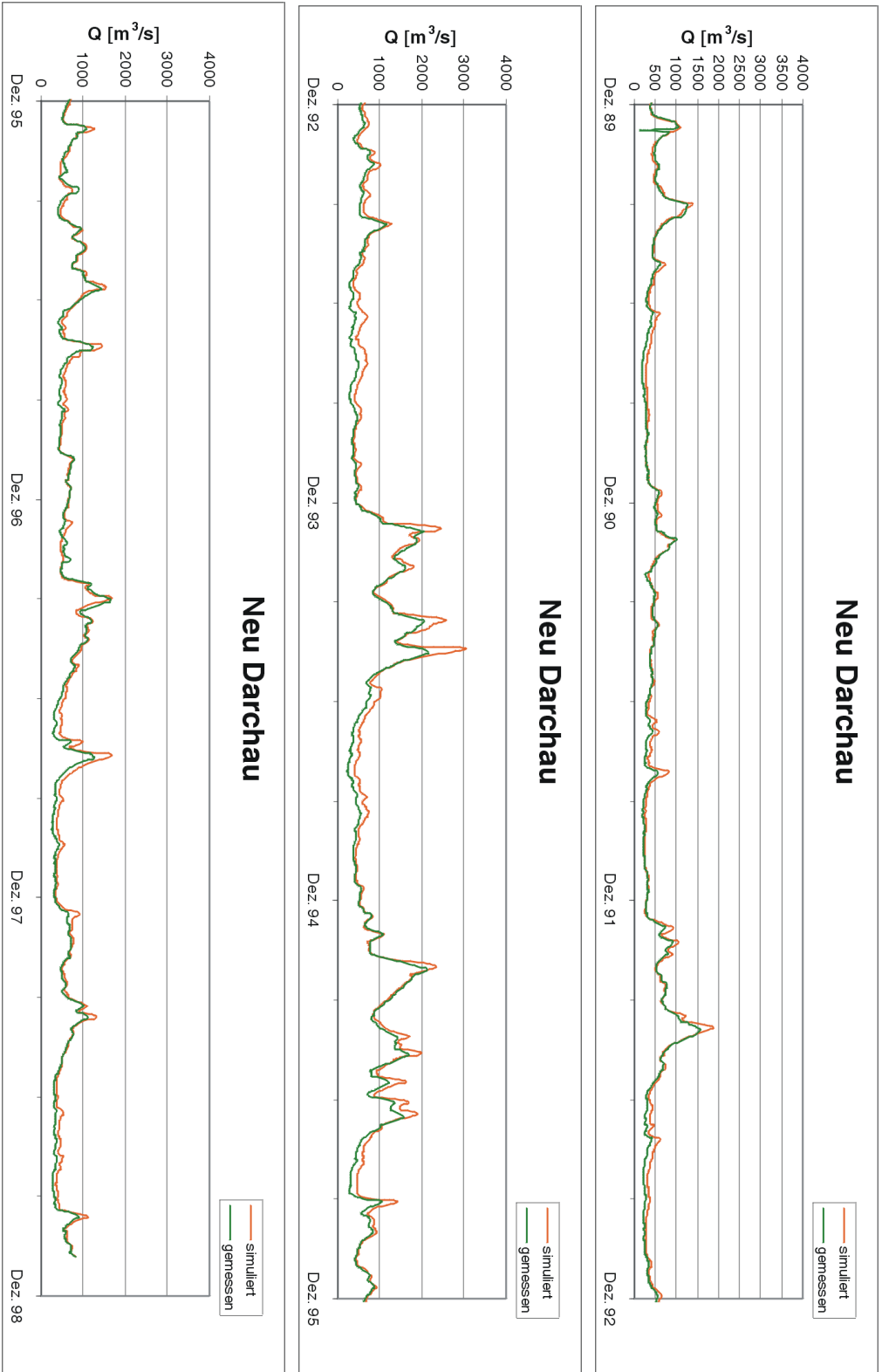


Abbildung A.25: Ganglinie Neu Darchau - Elbe

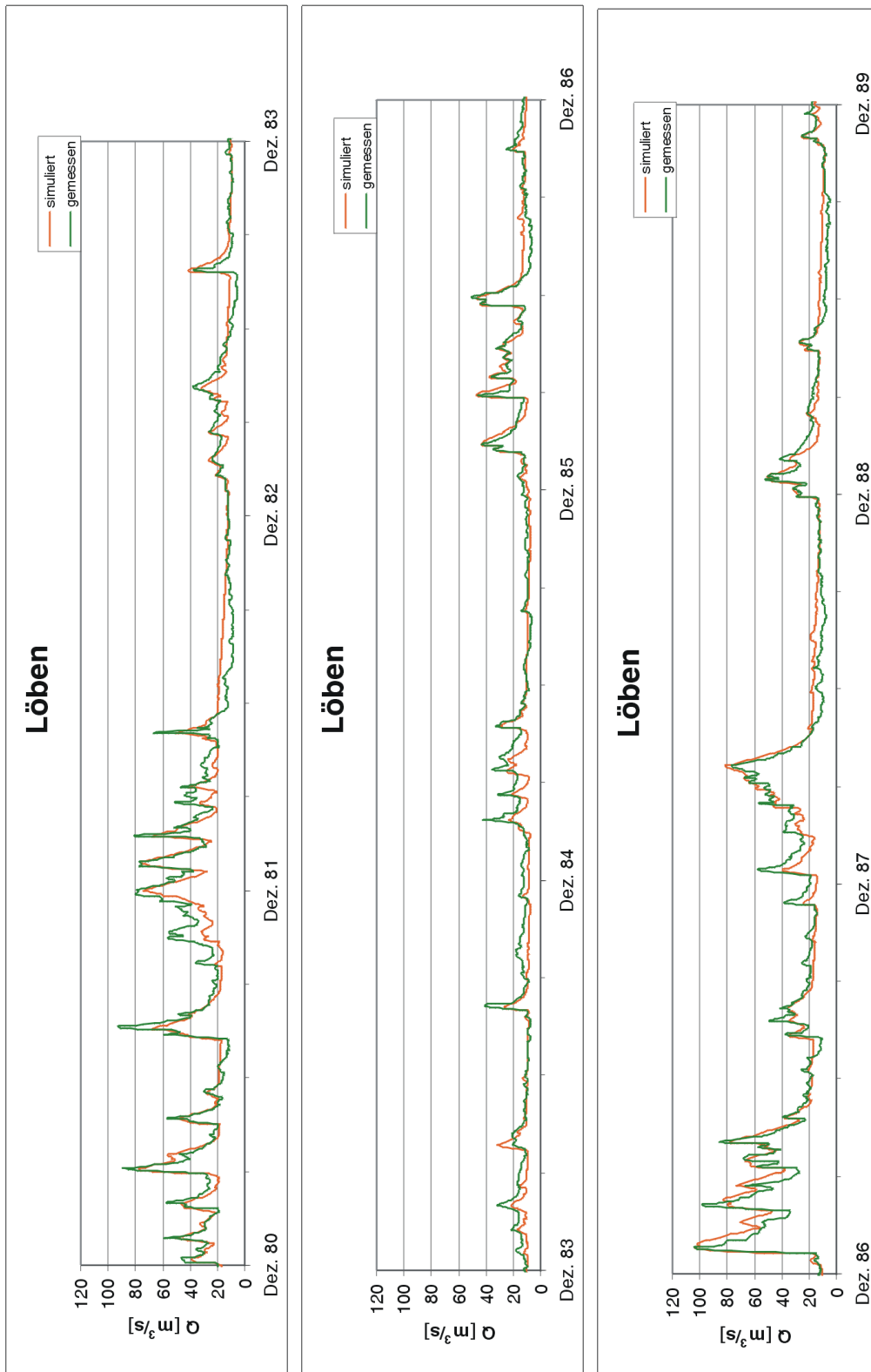


Abbildung A.2.6: Ganglinie Löben - Schwarze Elster

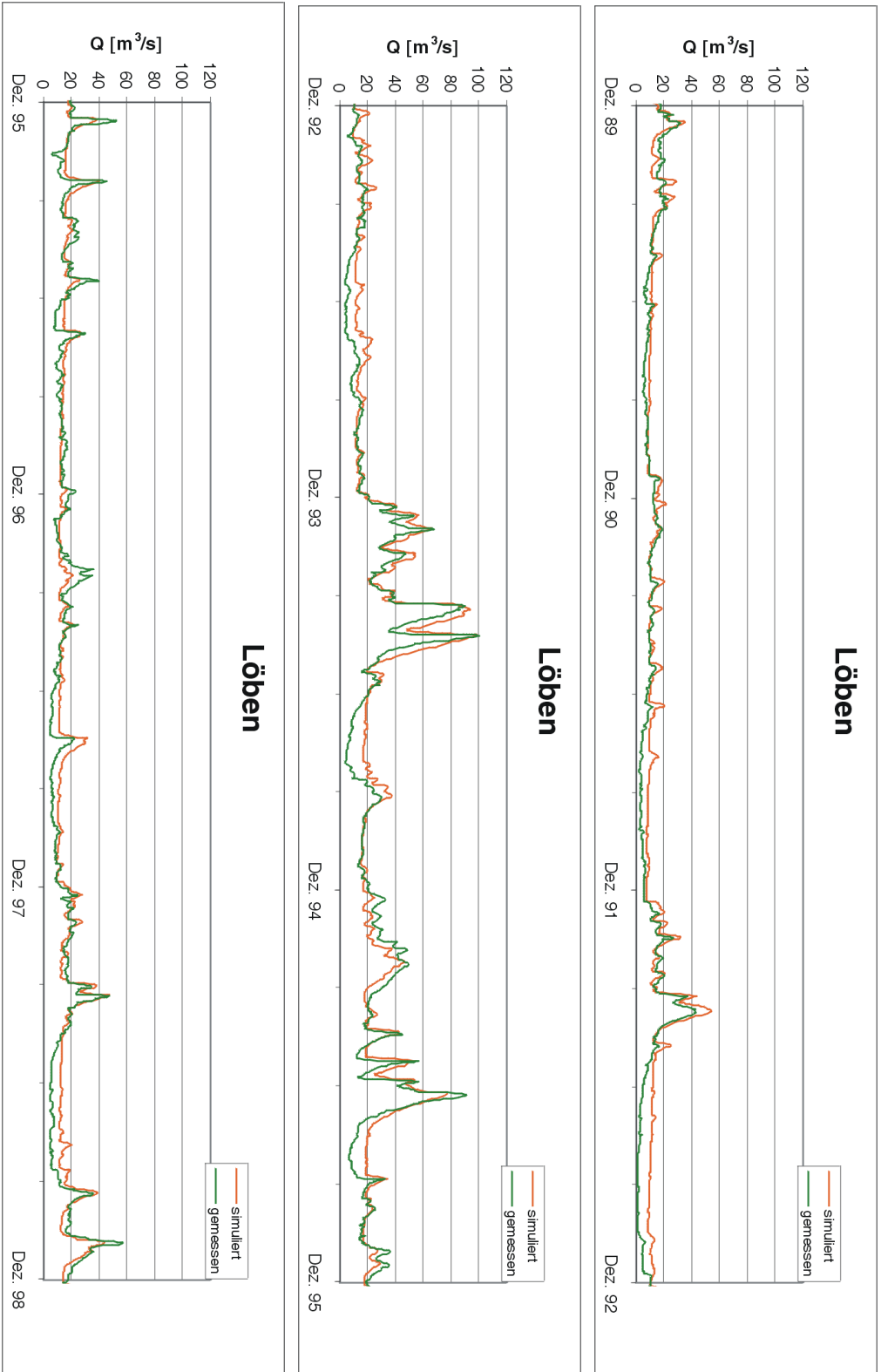


Abbildung A.27: Ganglinie Löben - Schwarze Elster

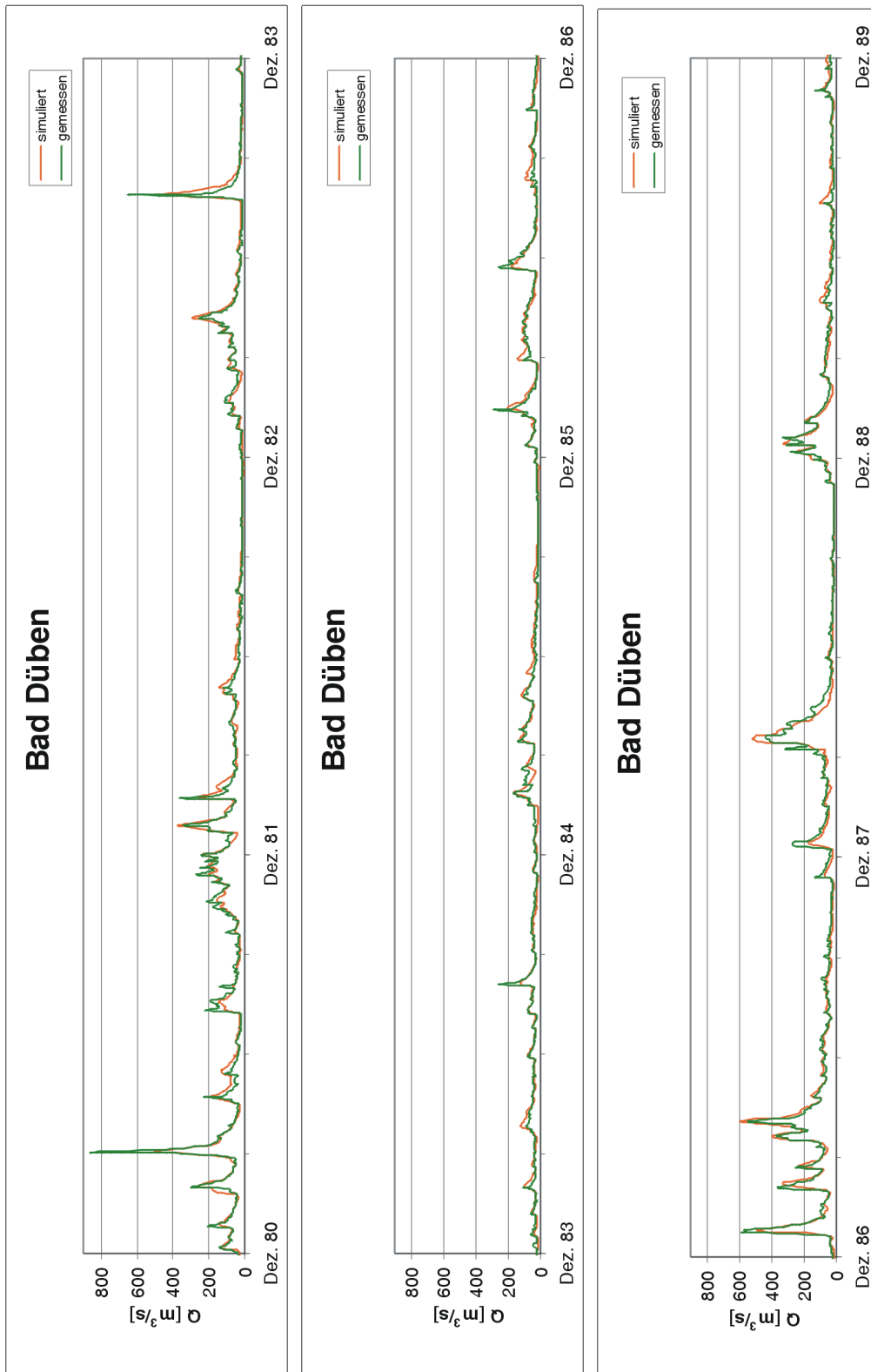


Abbildung A.28: Ganglinie Bad Dübren - Vereinigte Mulde

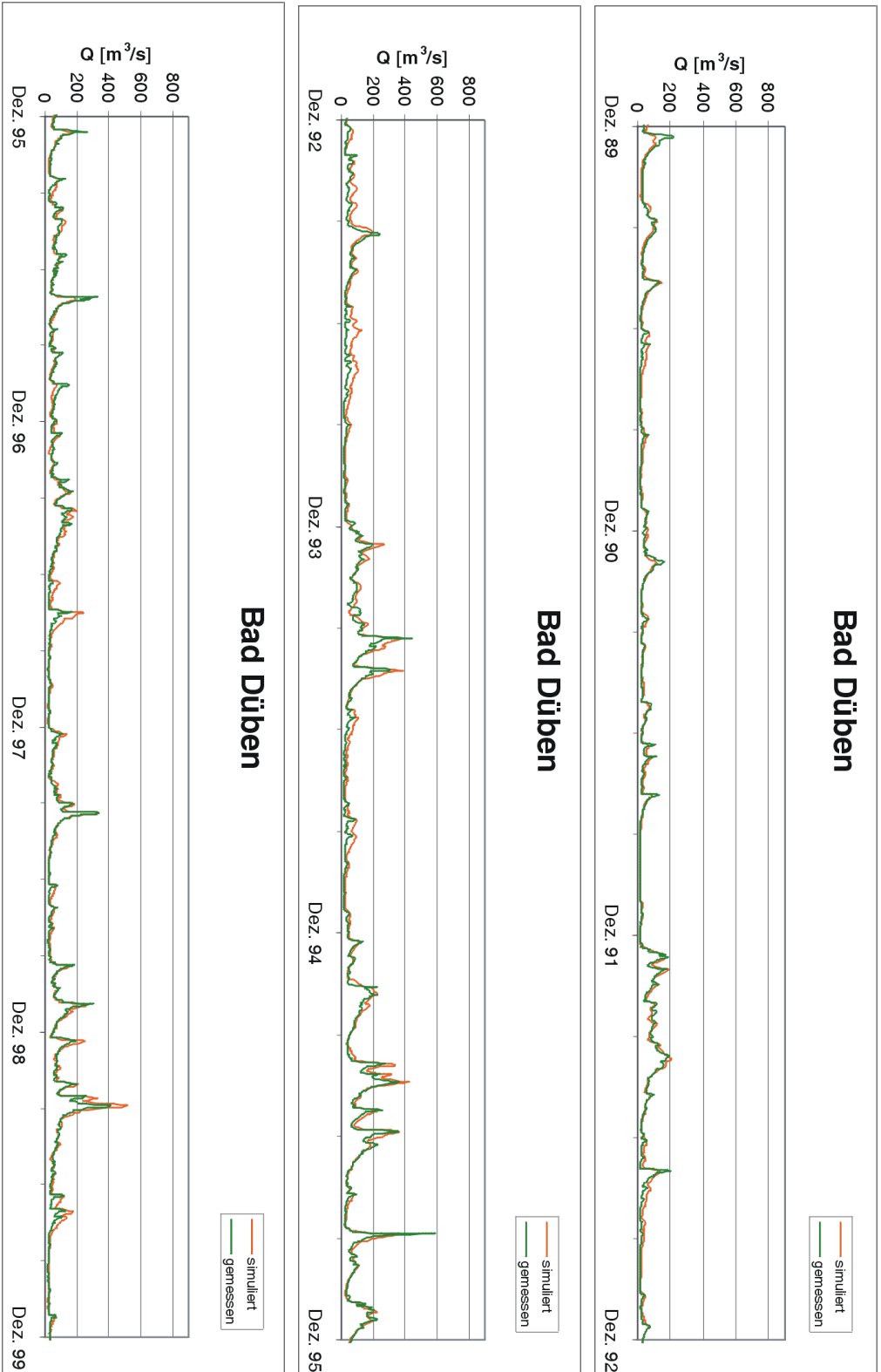


Abbildung A.29: Ganglinie Bad Dübren - Vereinigte Mulde

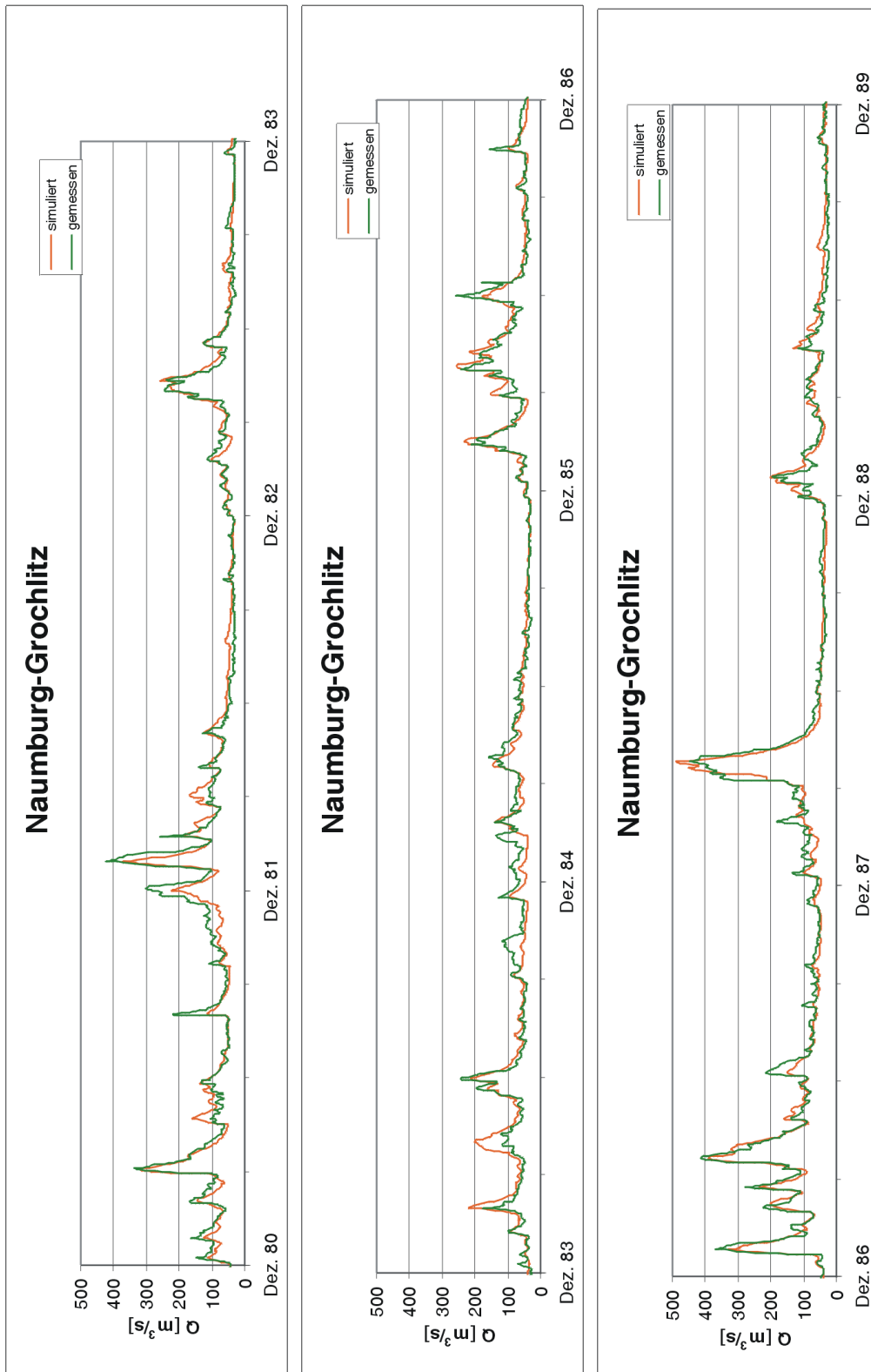


Abbildung A.30: Ganglinie Naumburg-Grochlitz - Saale

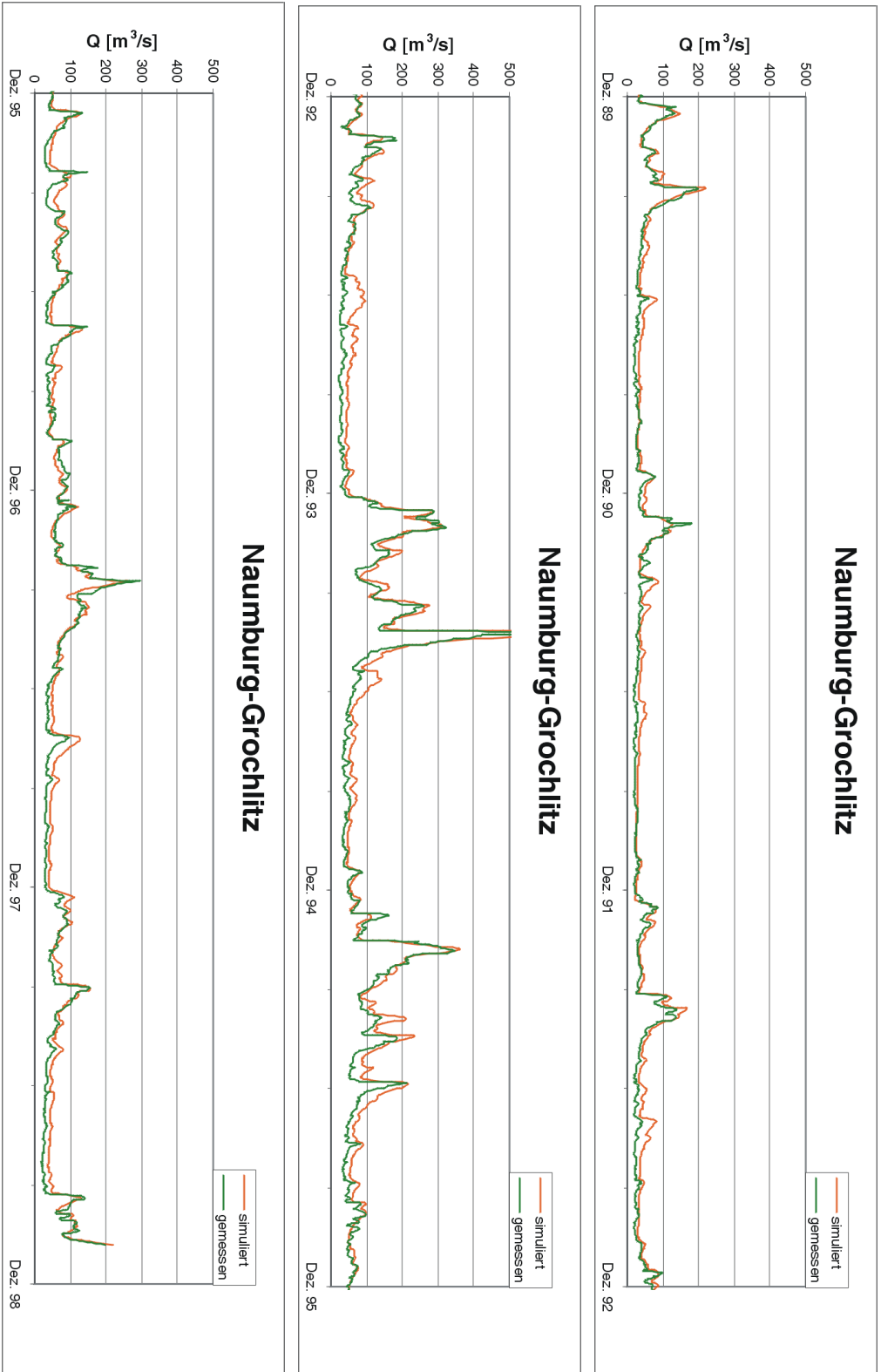


Abbildung A.31: Ganglinie Naumburg-Grochlitz - Saale

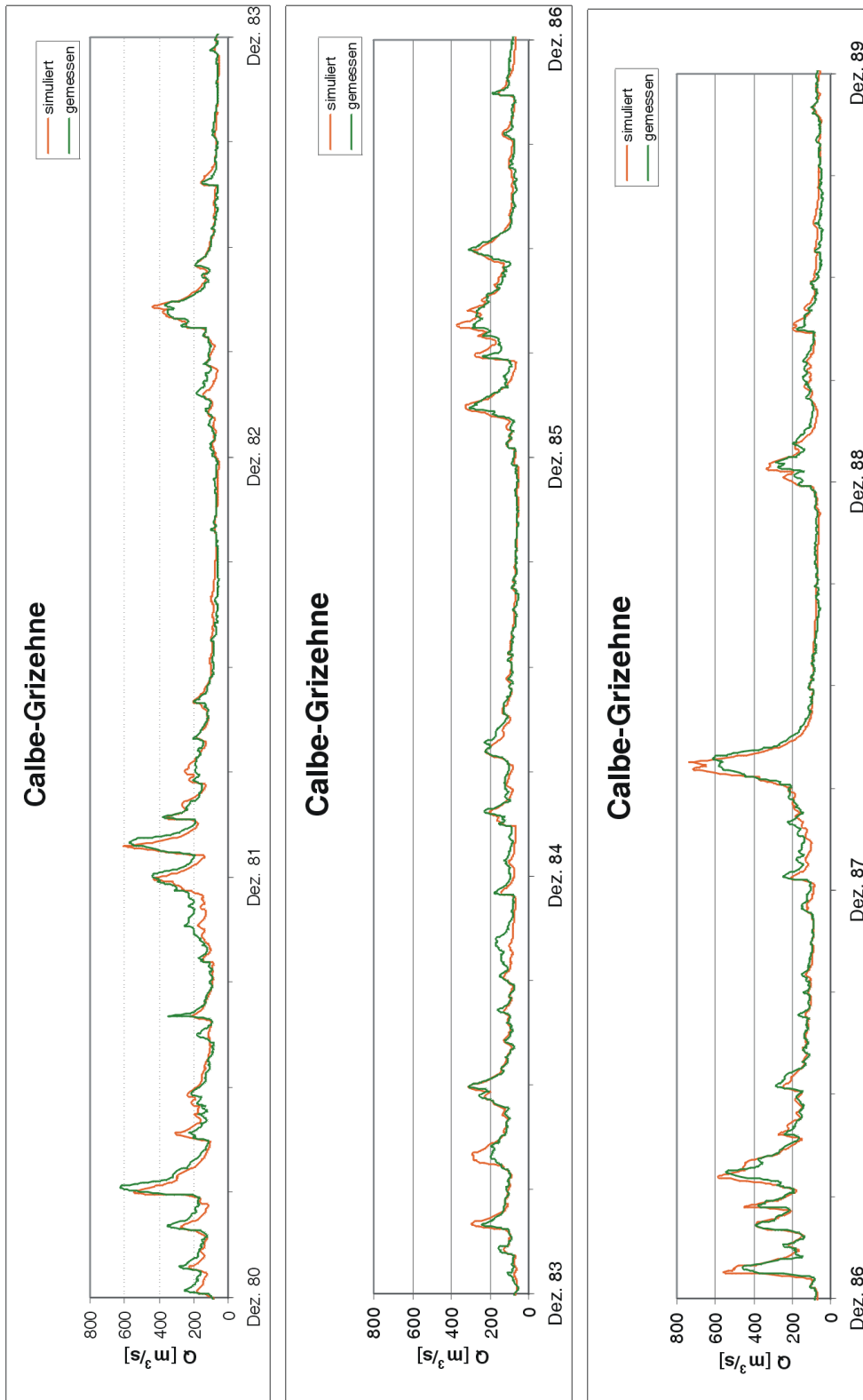


Abbildung A.32: Ganglinie Calbe - Saale

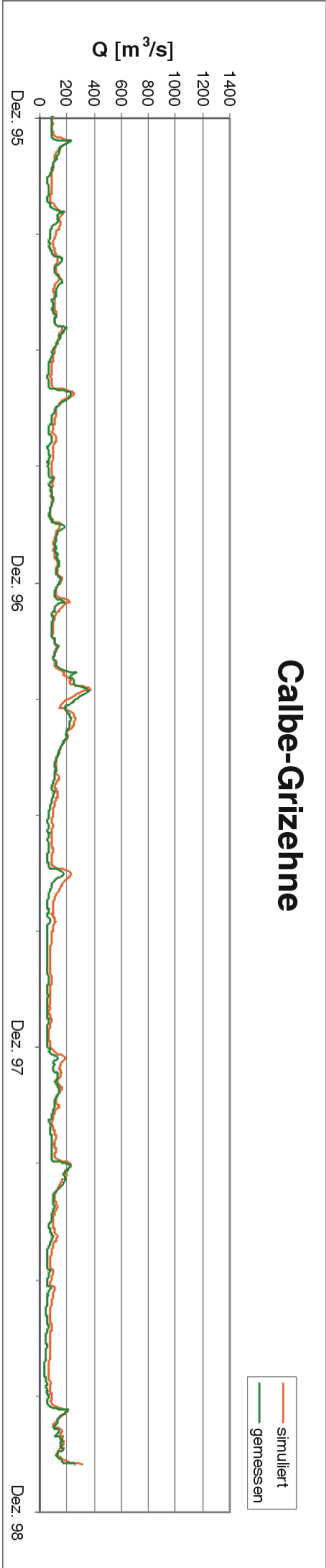
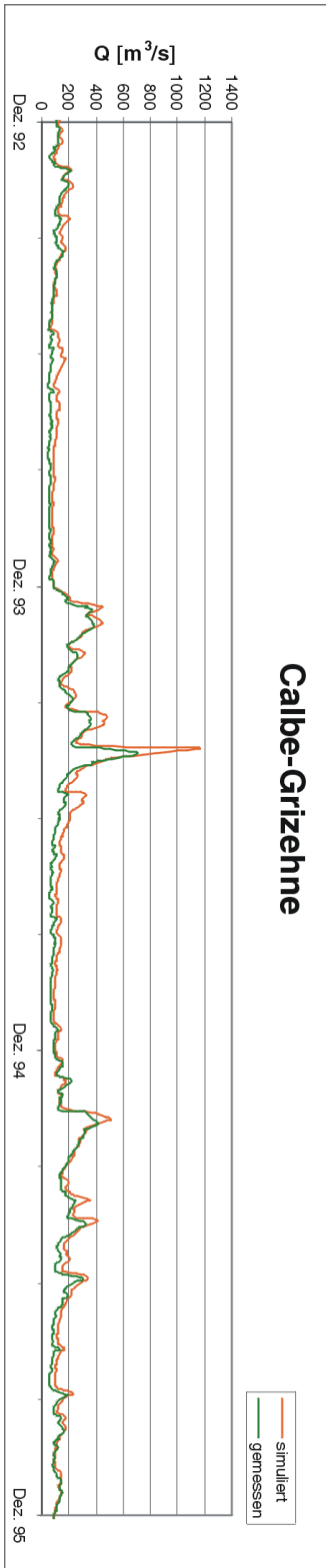
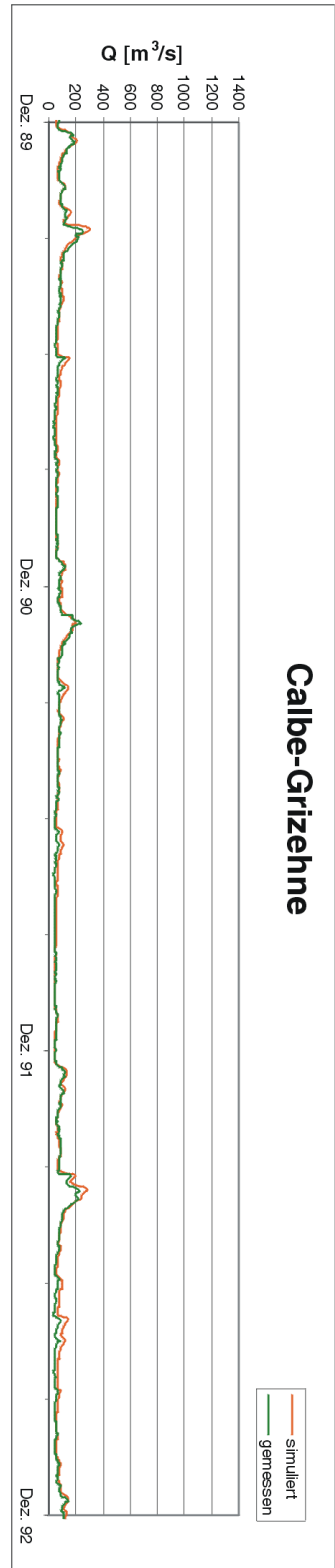


Abbildung A.33: Ganglinie Calbe - Saale

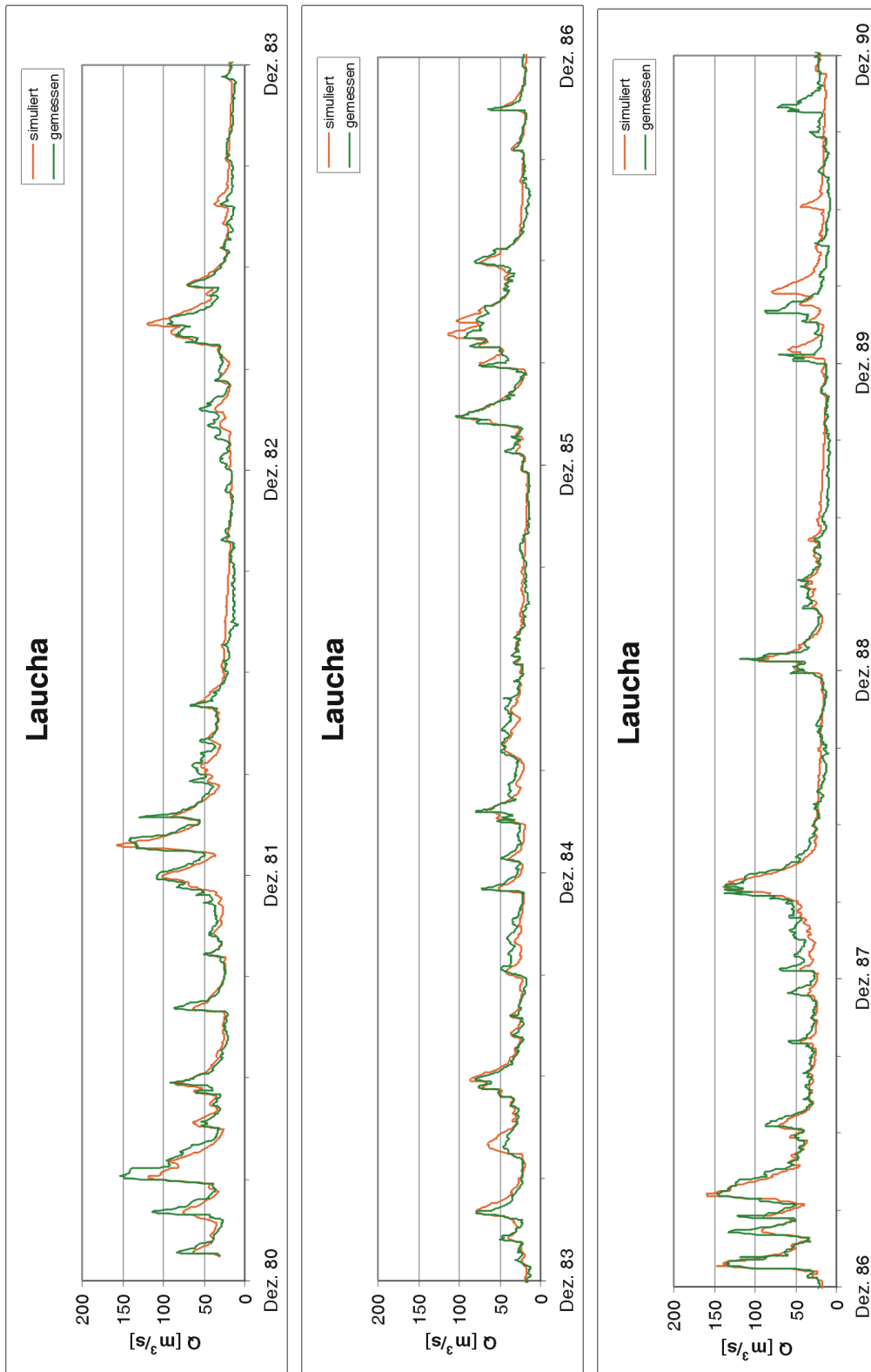


Abbildung A.34: Ganglinie Laucha - Unstrut

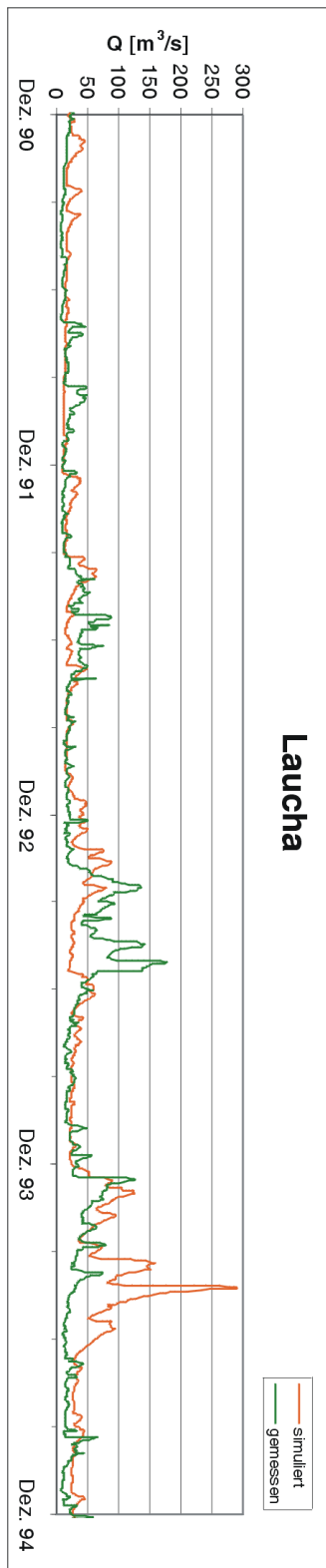


Abbildung A.35: Ganglinie Laucha - Unstrut

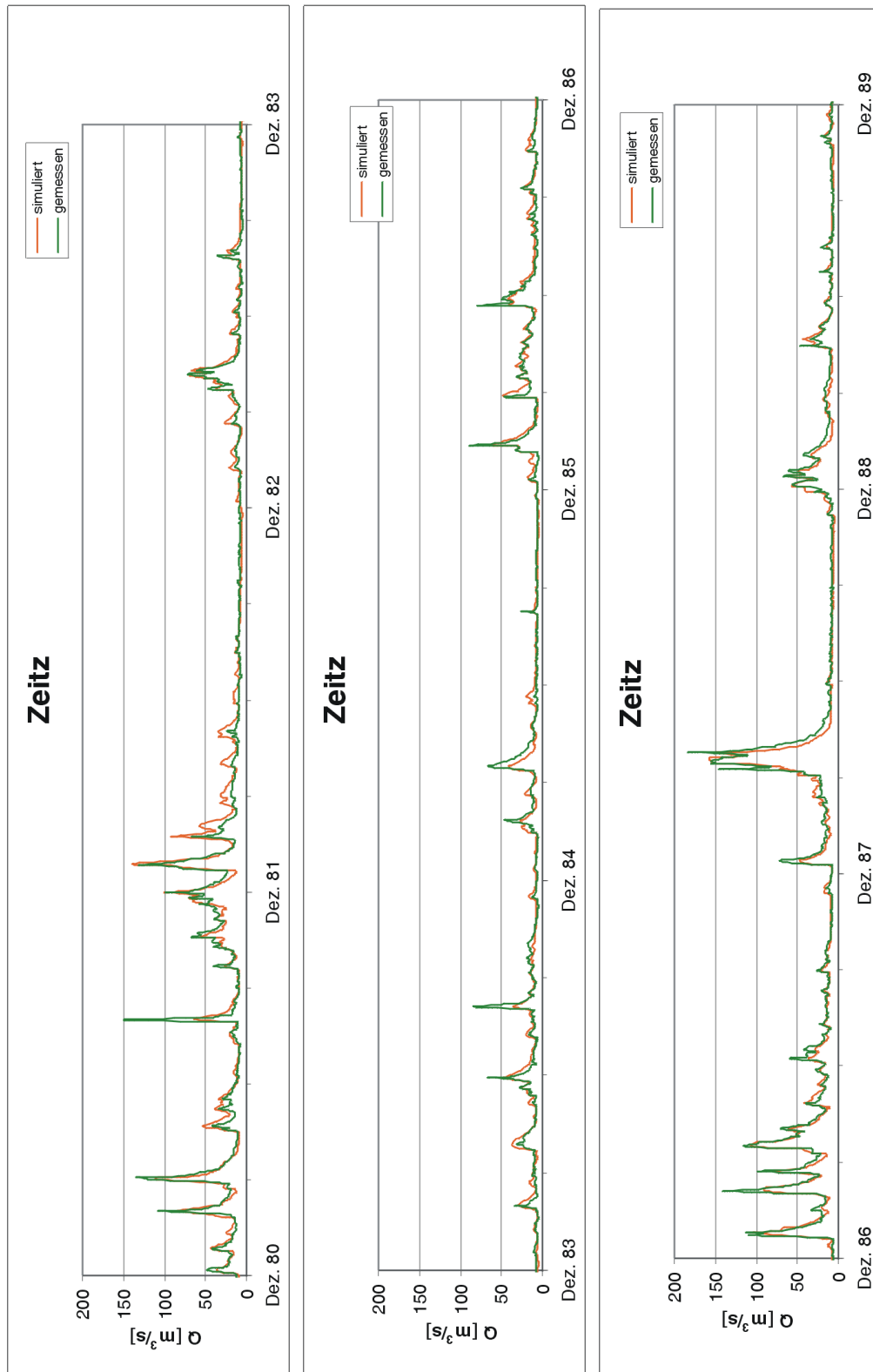


Abbildung A.36: Ganglinie Zeit - Weiße Elster

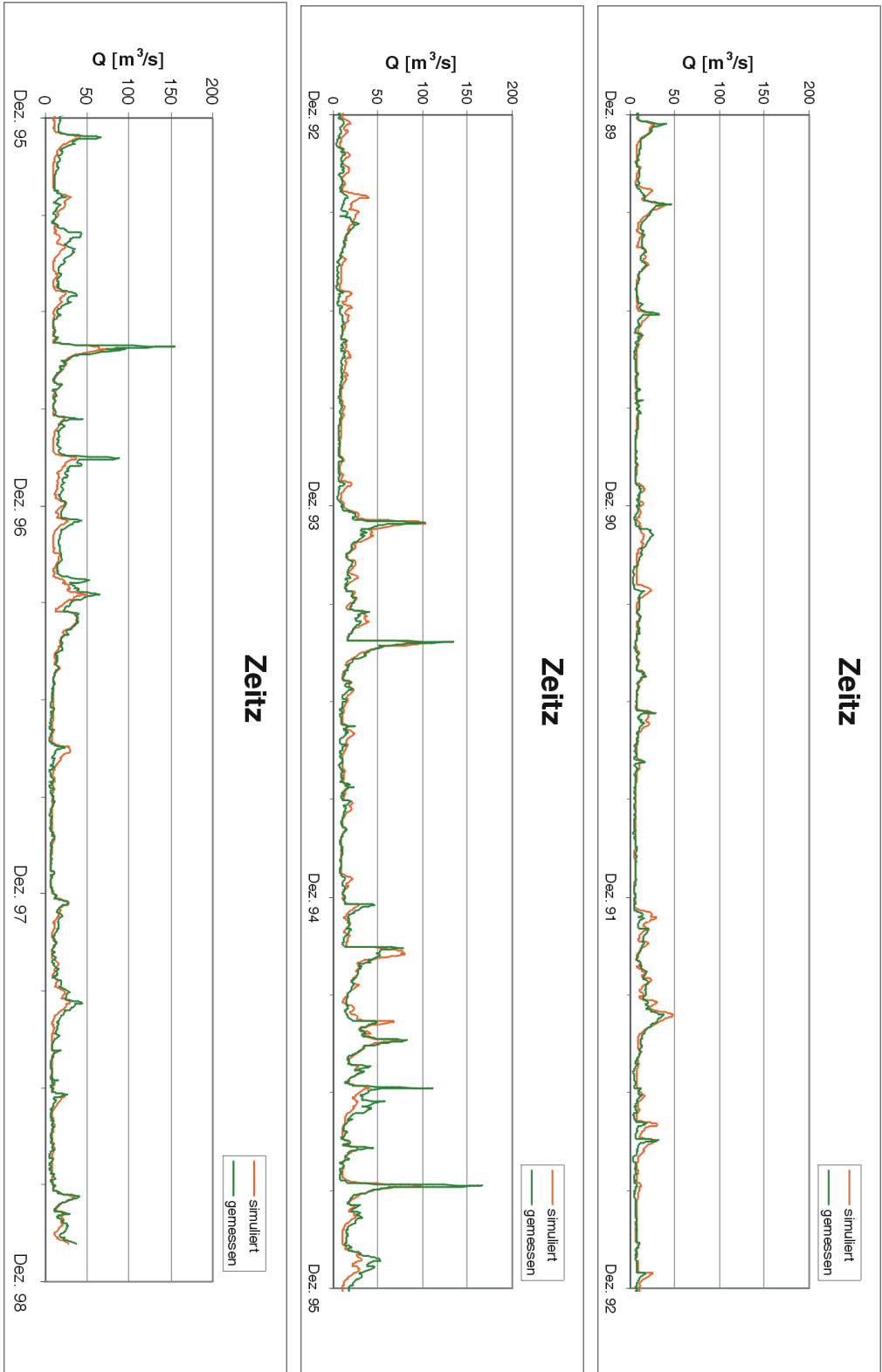


Abbildung A.37: Ganglinie Zeit - Weiße Elster

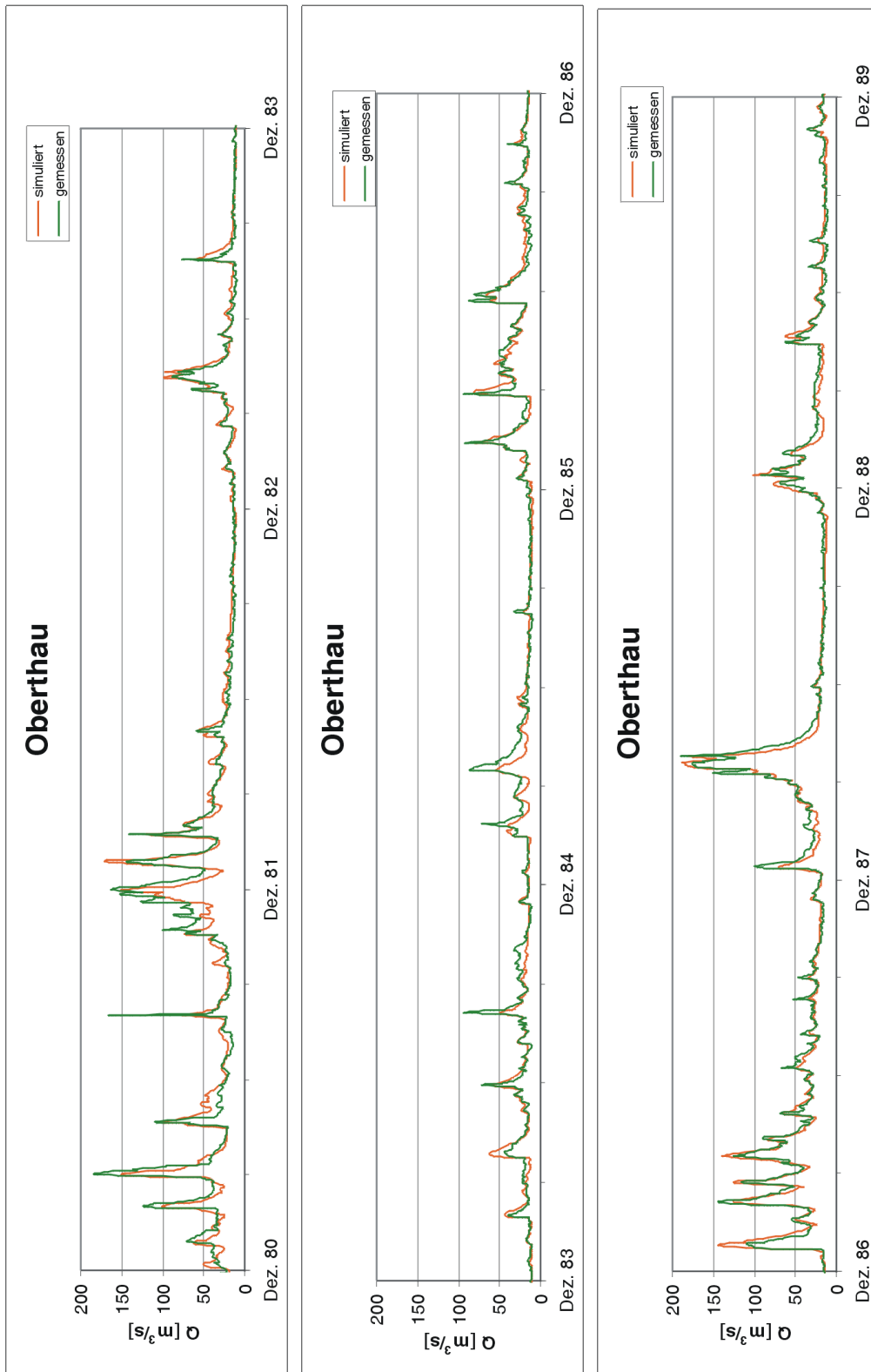


Abbildung A.38: Ganglinie Oberthau - Weiße Elster

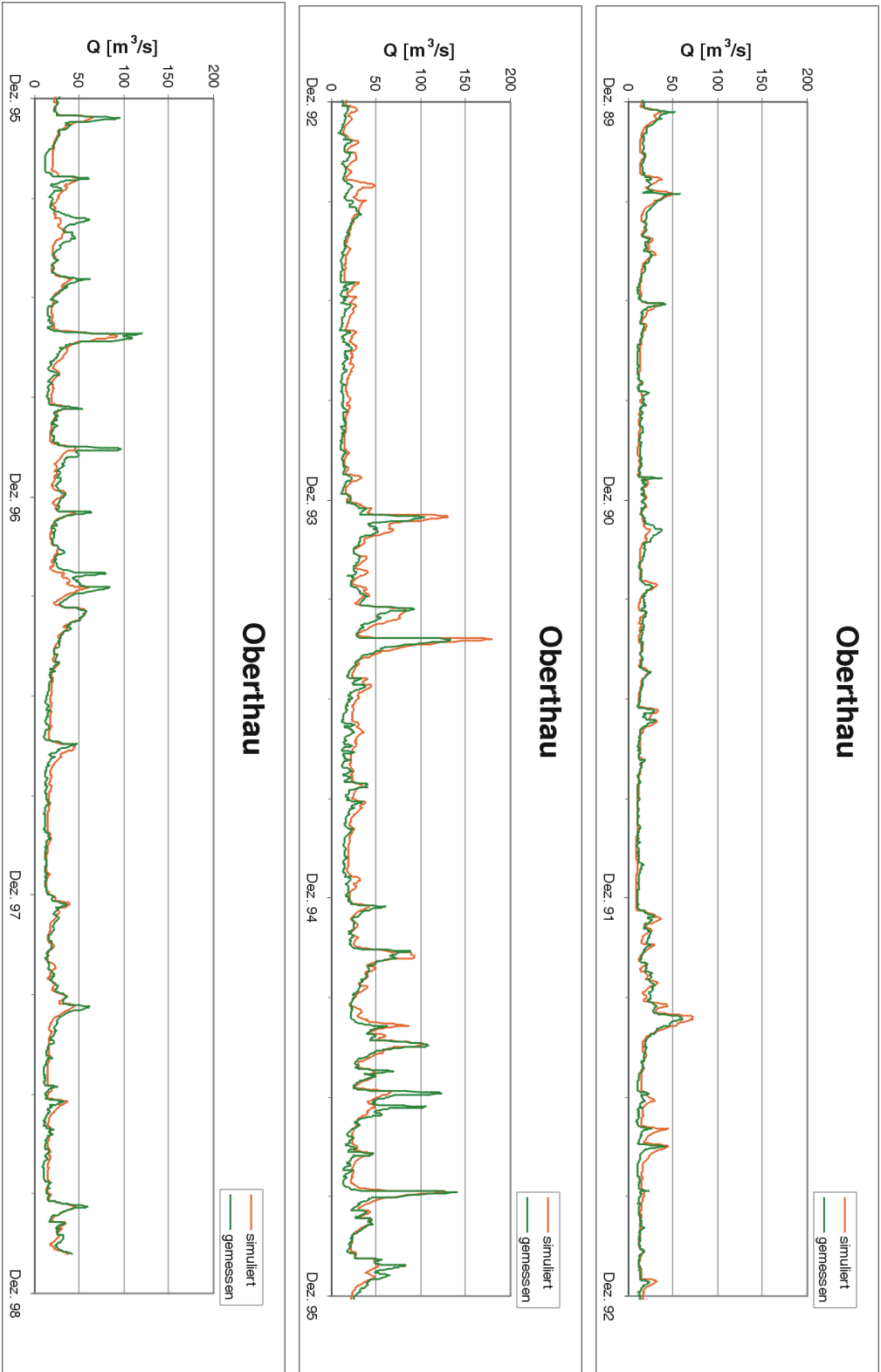


Abbildung A.39: Ganglinie Oberthau - Weiße Elster

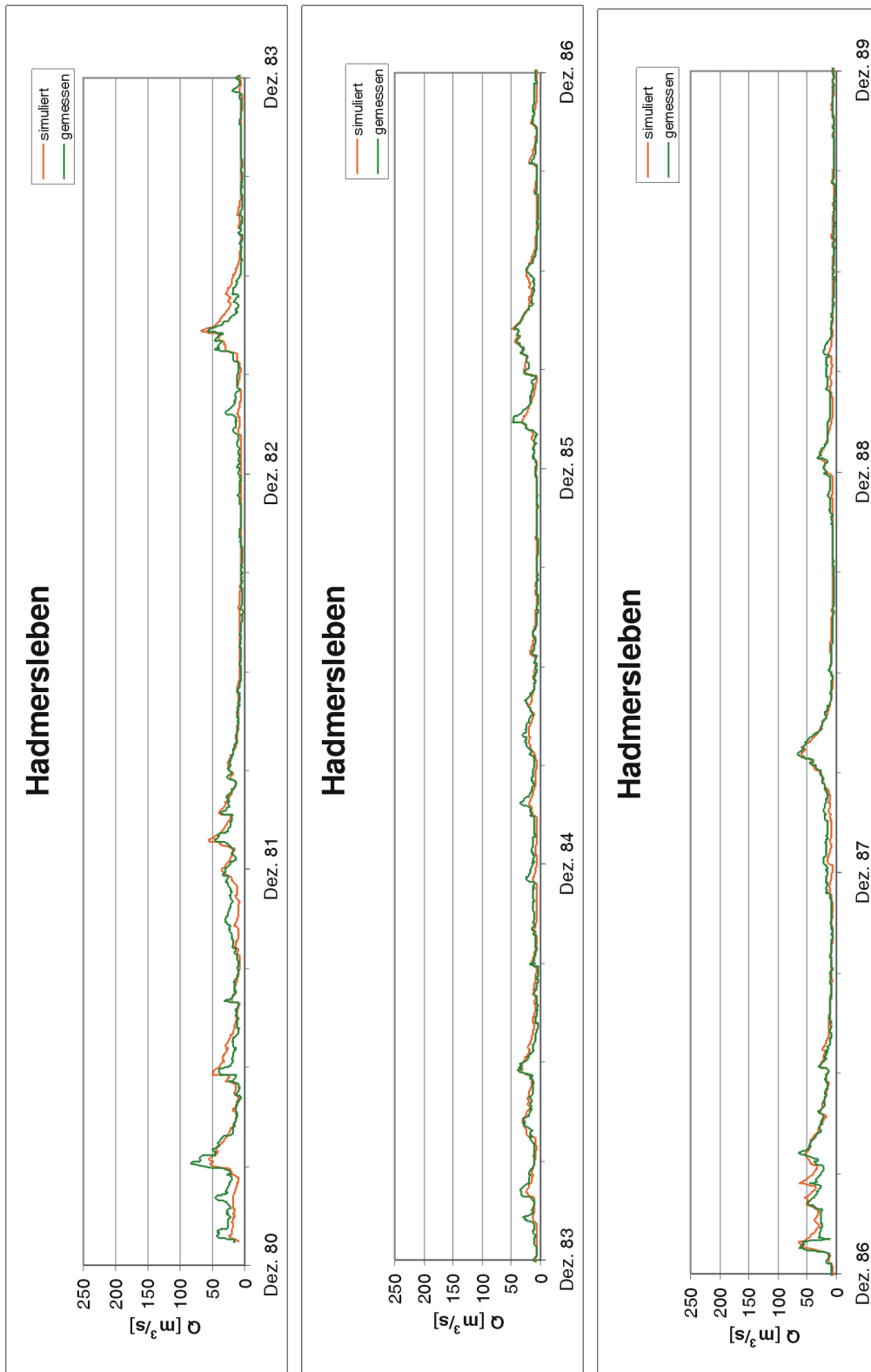


Abbildung A.40: Ganglinie Hadmersleben - Bode - Saale

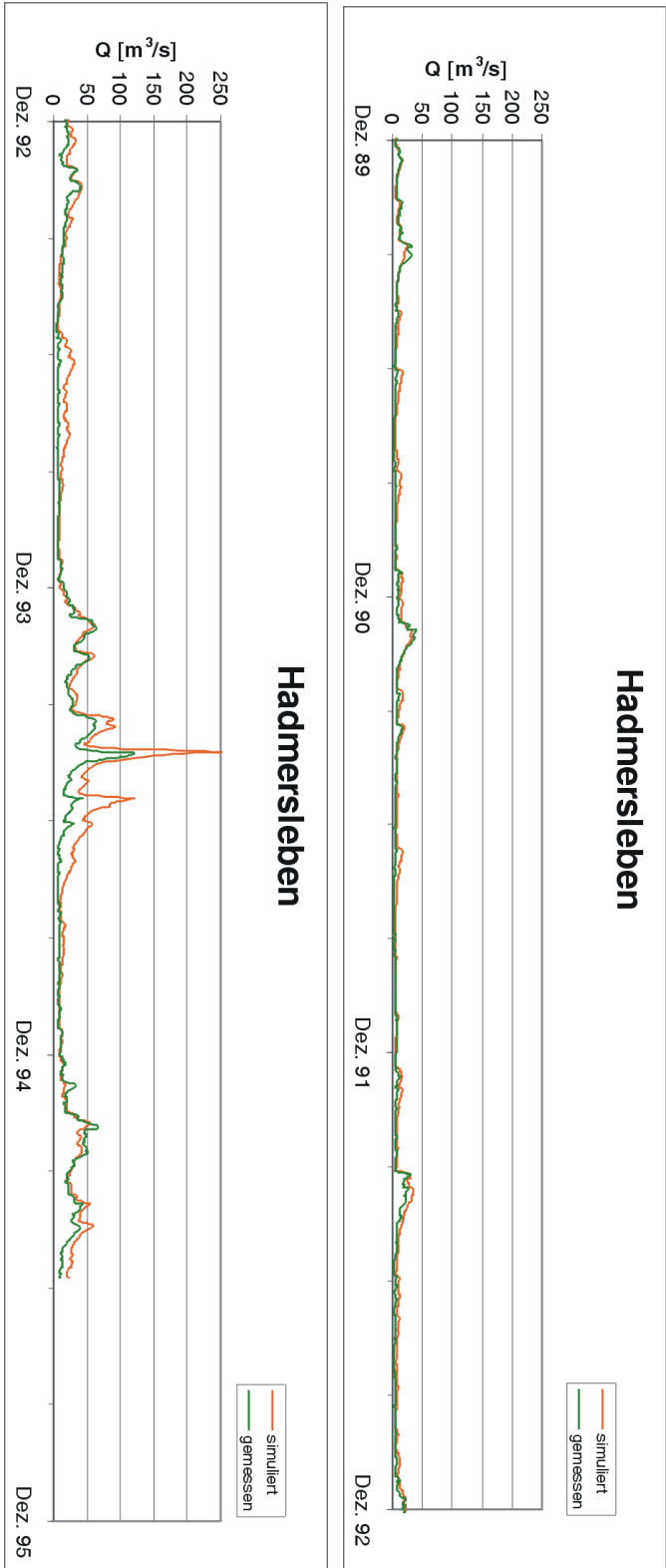


Abbildung A.41: Ganglinie Hadmersleben - Bode - Saale

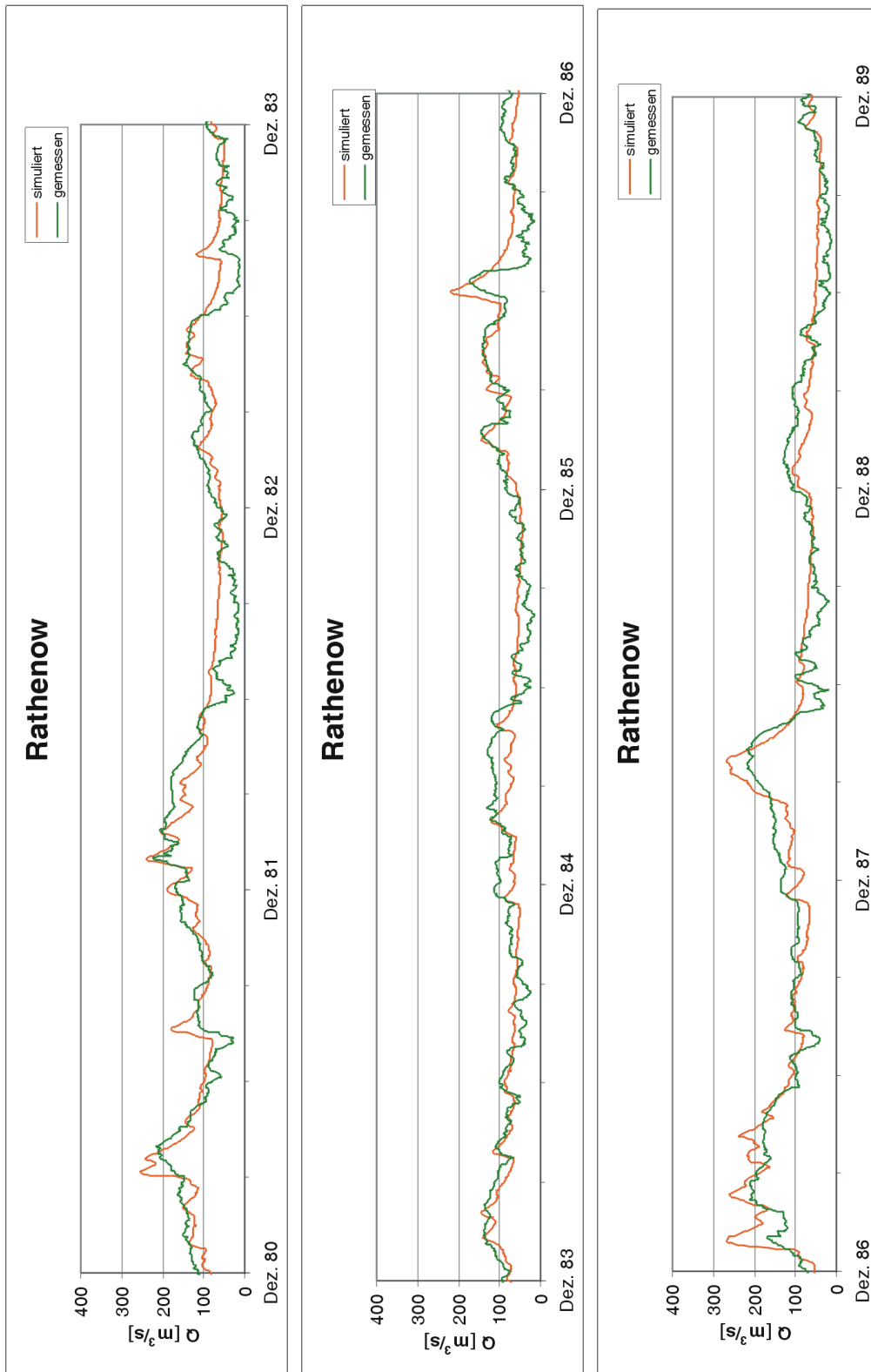


Abbildung A.42: Ganglinie Rathenow - Havel

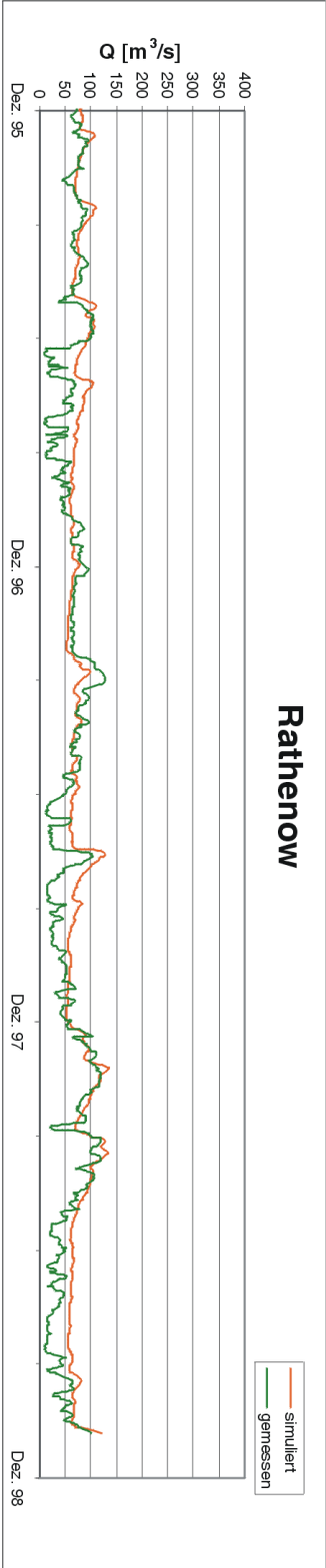
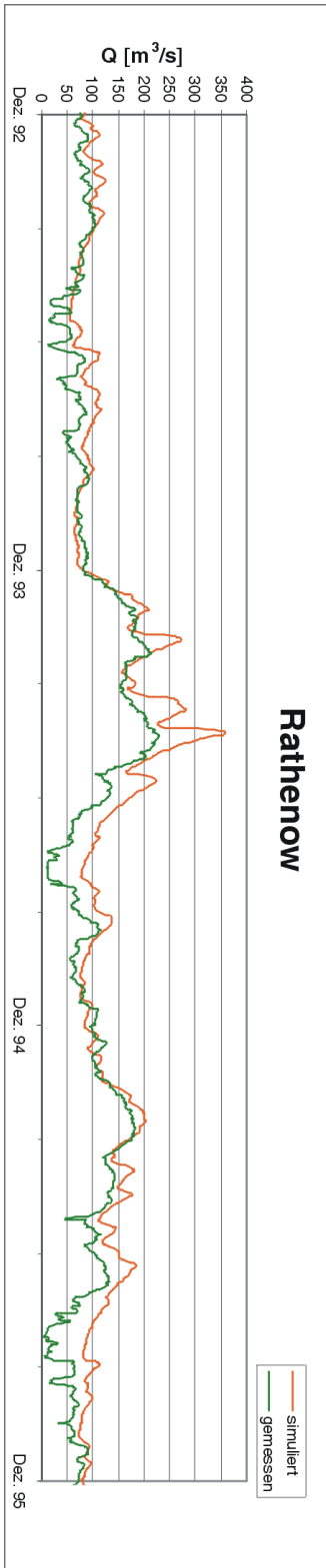


Abbildung A.43: Ganglinie Rathenow - Havel

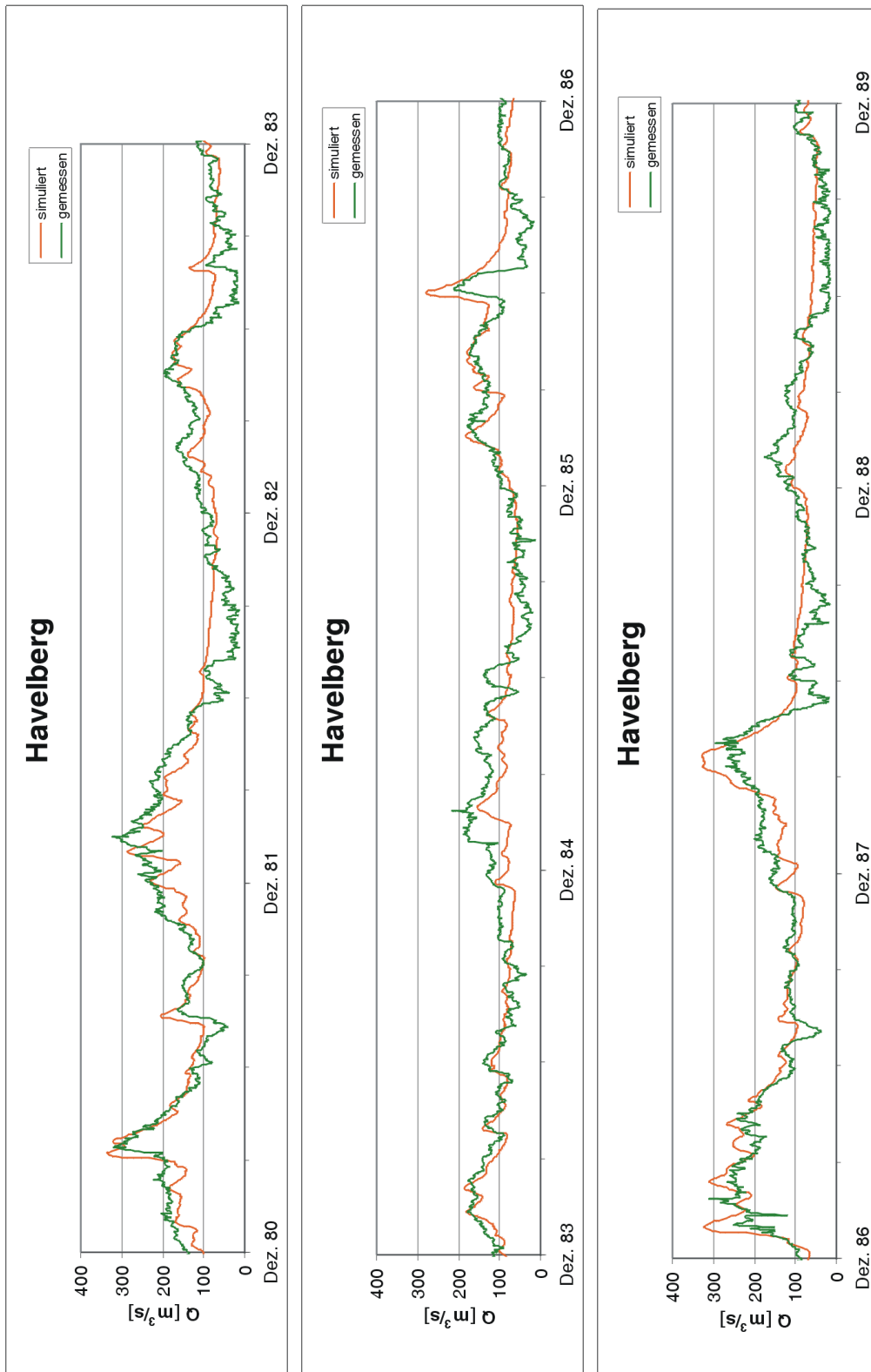


Abbildung A.44: Ganglinie Havelberg - Havel

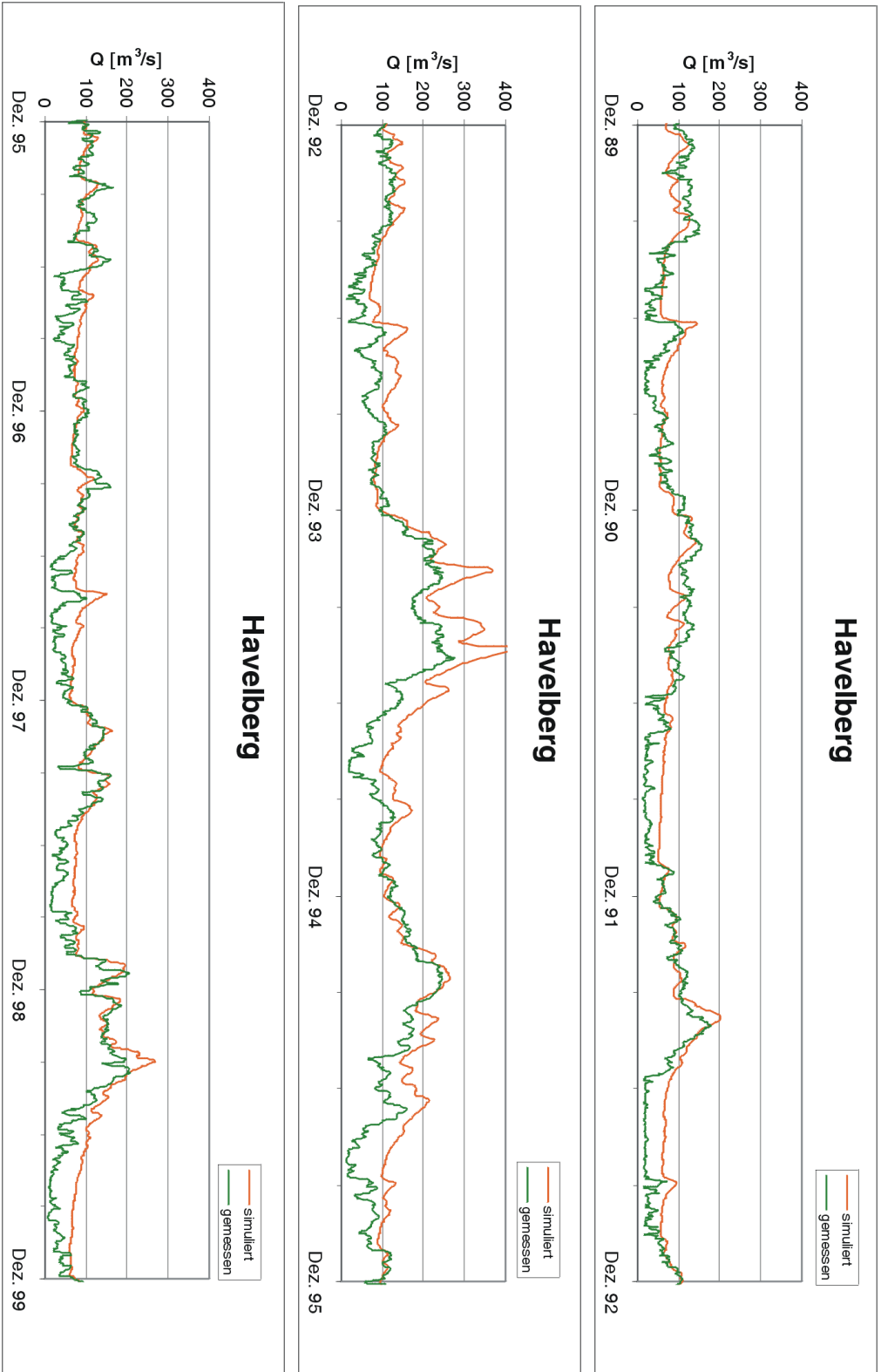
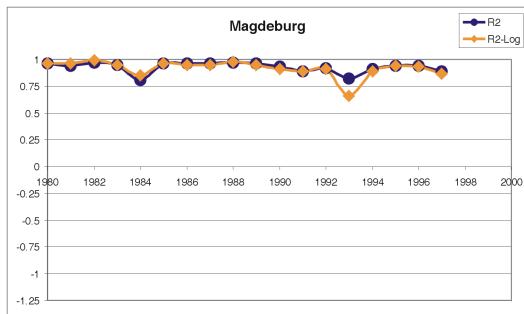
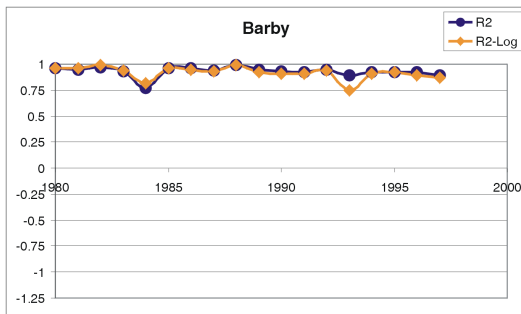
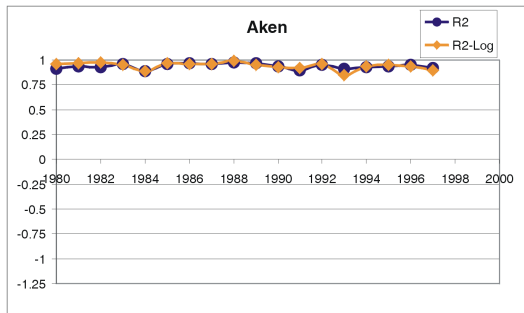
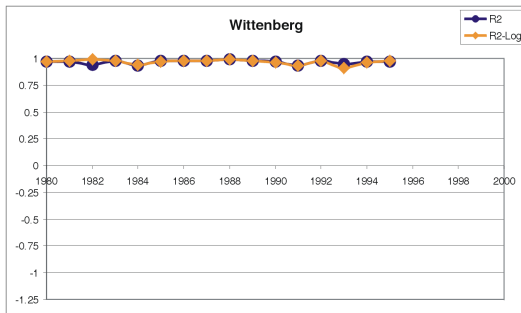
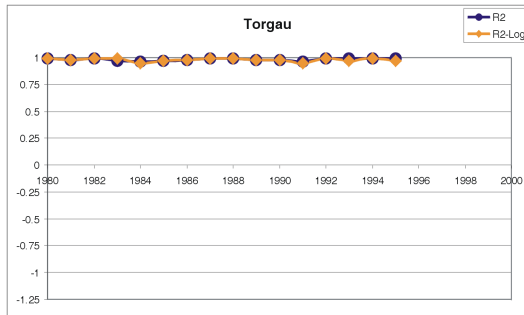
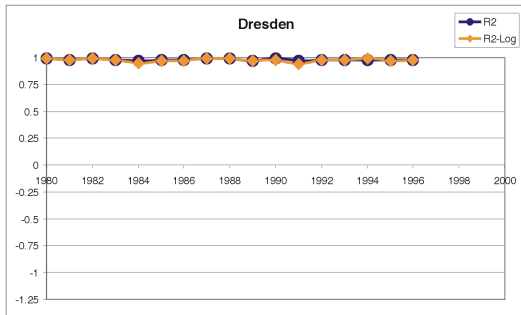
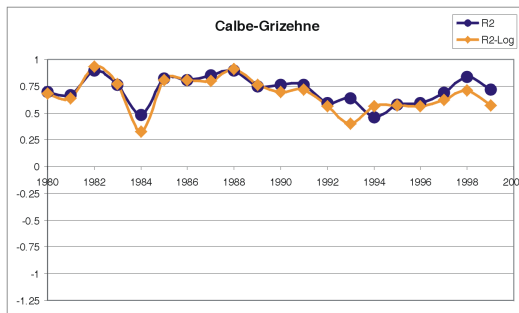
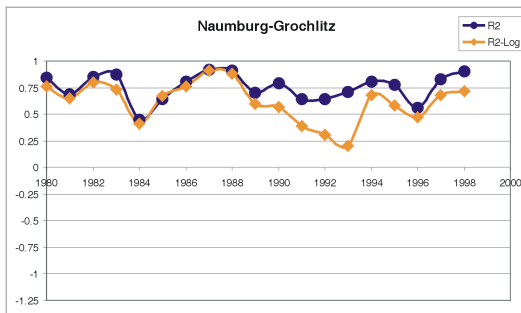
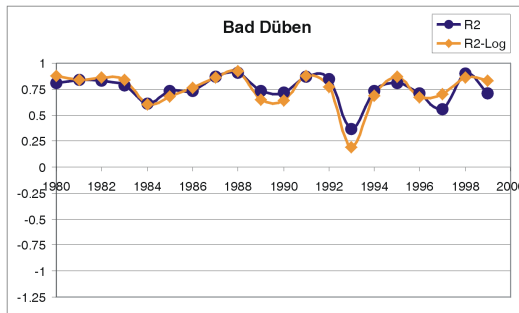
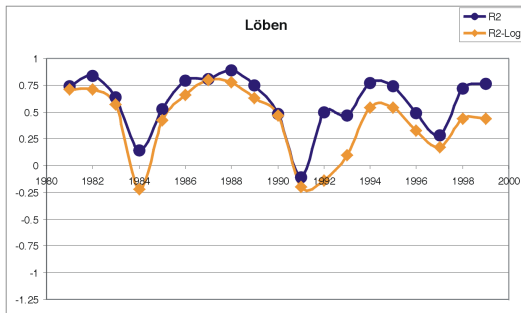
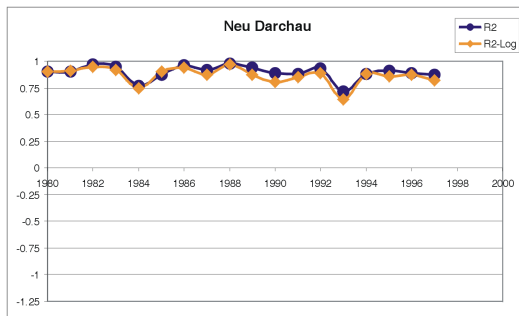
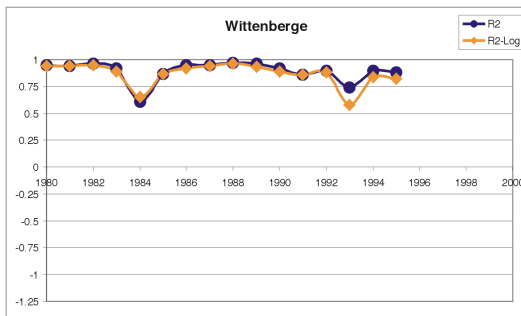
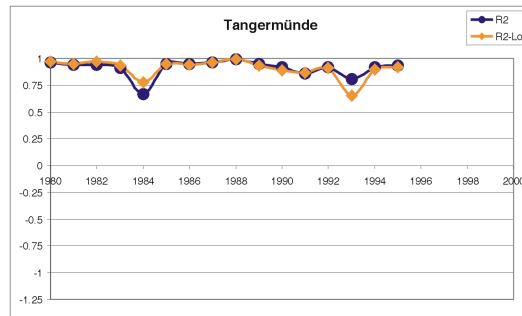
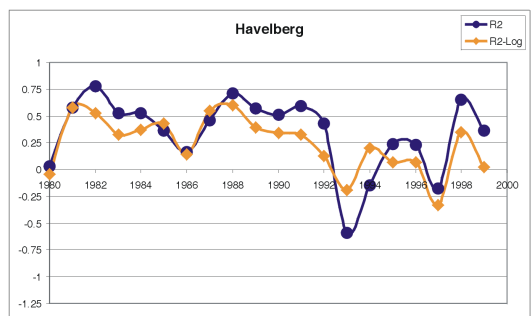
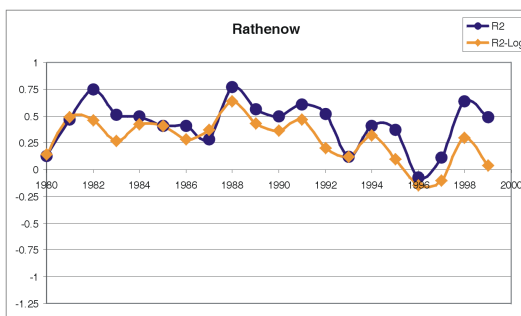
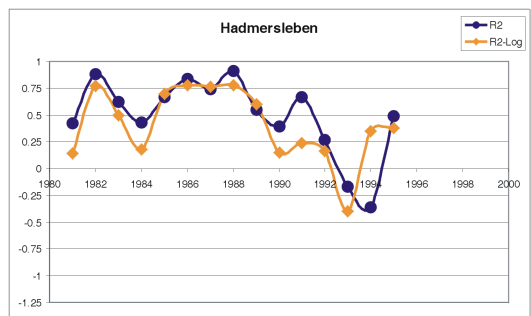
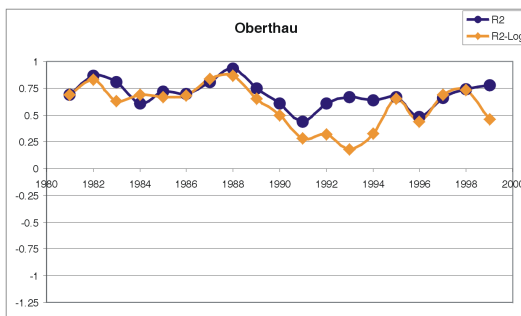
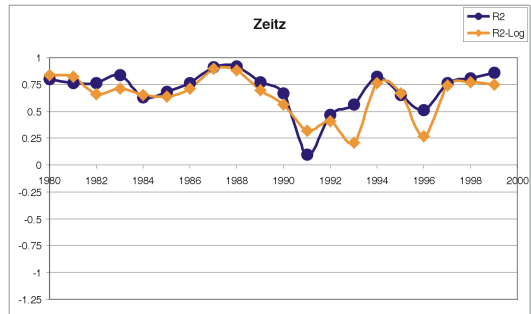
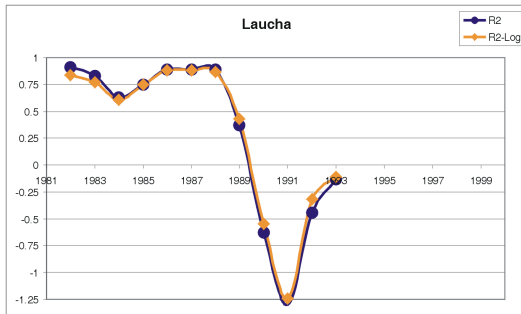


Abbildung A.45: Ganglinie Havelberg - Havel

A.3 Güte-Kriterien der Einzeljahre







Anhang B

Anhang: Monitoring Daten

B.1 Zeitreihen der ARGE Elbe Gütepegel

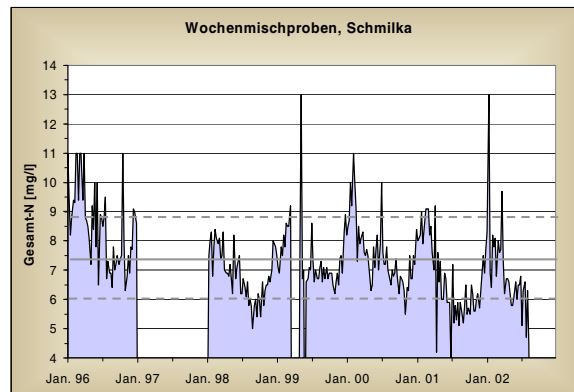


Abbildung B.1: Gesamt-N am Pegel Schmilka fkm Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

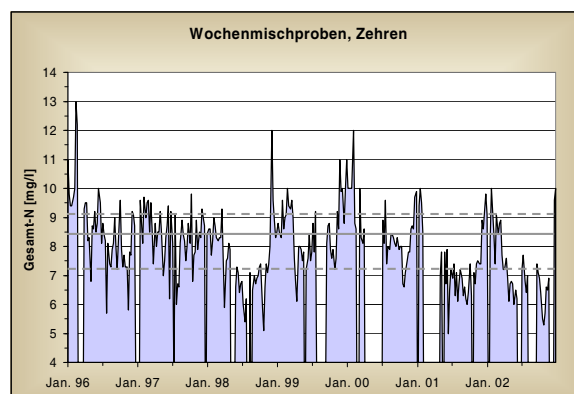


Abbildung B.2: Gesamt-N am Pegel fkm 89,6 Zehren Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

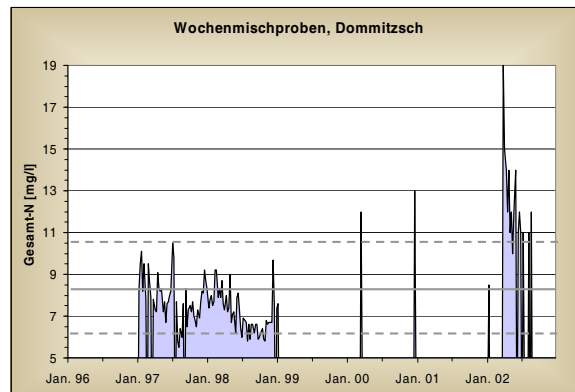


Abbildung B.3: Gesamt-N am Pegel Dommitzsch fkm 172,6 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

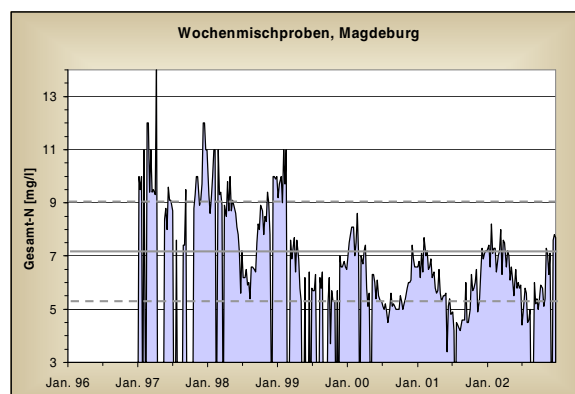


Abbildung B.4: Gesamt-N am Pegel Magdeburg fkm 318,1 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

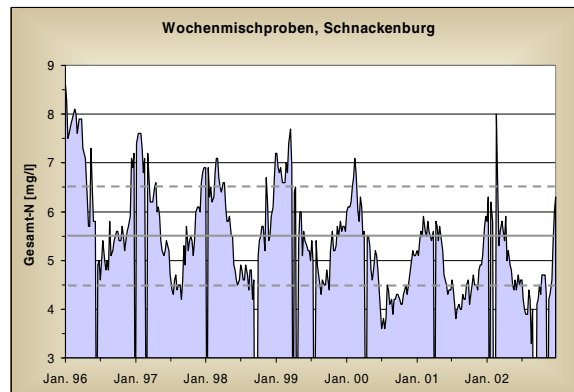


Abbildung B.5: Gesamt-N am Pegel Schnackenburg fkm 474,5 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

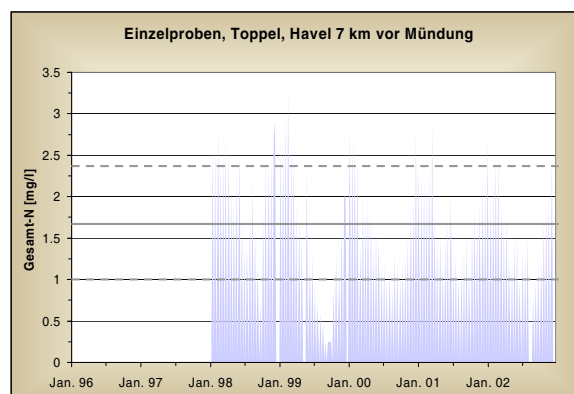


Abbildung B.6: Gesamt-N am Pegel Toppel Havel, 7 km vor Mündung, Einzelproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

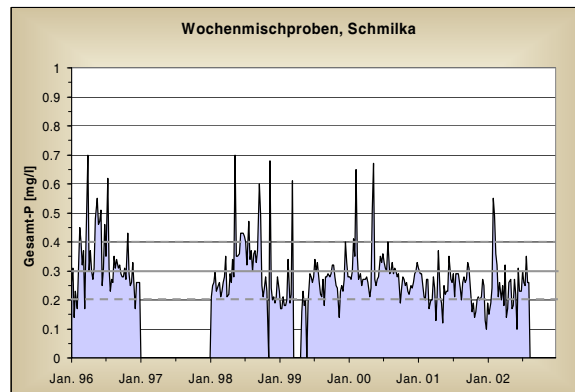


Abbildung B.7: Gesamt-P am Pegel Schmilka fkm 4,1 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

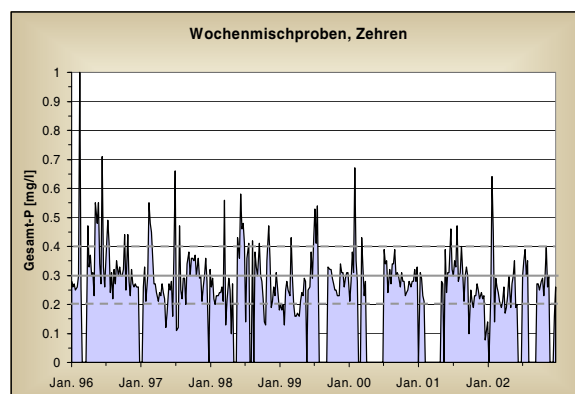


Abbildung B.8: Gesamt-P am Pegel Zehren fkm 89,6 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

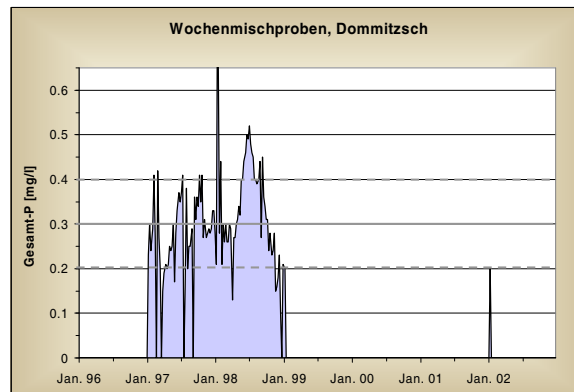


Abbildung B.9: Gesamt-P am Pegel Dommitzsch fkm 172,6 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

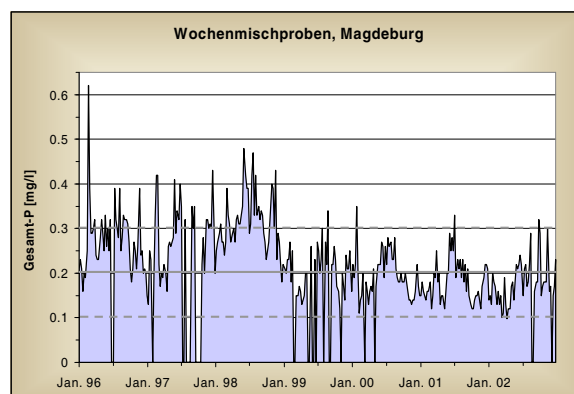


Abbildung B.10: Gesamt-P am Pegel Magdeburg fkm 318,1 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

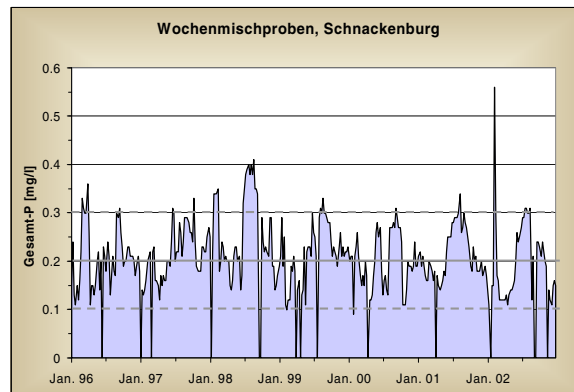


Abbildung B.11: Gesamt-P am Pegel Schnackenburg fkm 474,5 Elbe, Wochenmischproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

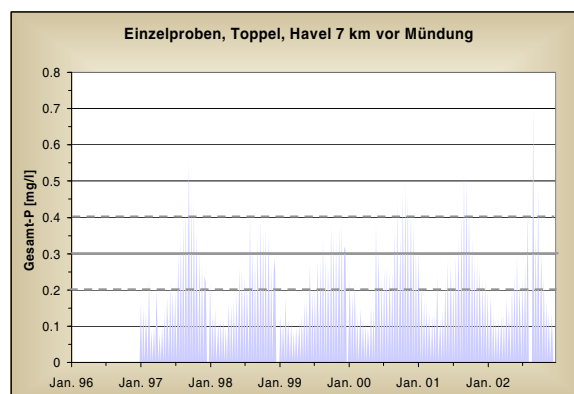


Abbildung B.12: Gesamt-P am Pegel Toppel Havel, 7 km vor Mündung, Einzelproben, Datenquelle: ARGE-Elbe. Zusätzlich eingezeichnet sind Mittelwert und Standardabweichung.

Teil V

Literaturverzeichnis

Literaturverzeichnis

- ANDREAU, J., CAPILLA, J. & SANCHIS, E. (1996). AQUATOOL - a generalised DSS for water resources, planning and operational management. *Journal of Hydrology* **177**, 269–291.
- ARGE ELBE (2002). Querbauwerke und Fischaufstiegshilfen in Gewässern 1. Ordnung des deutschen Elbeeinzugsgebietes - Passierbarkeit und Funktionsfähigkeit. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg.
- ASSELT, M. V. & ROTMANS, J. (2002). Uncertainty in integrated assessment modelling: from positivism to pluralism. *Climatic Change* **54**, 75–105.
- ATV-DVWK (2000). Die Elbe und ihre Nebenflüsse - Belastung, Trends, Bewertung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef.
- AUERSWALD, K. (1992). Verfeinerte Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen unter deutschen Anbaubedingungen mit dem P-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG). *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* **33**, 137–144.
- AUERSWALD, K. (1998). Bodenerosion durch Wasser. In: *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems* (RICHTER, G., ed.). Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, pp. 33–42.
- AVISSAR, R. (1995). Scaling of land-atmosphere interactions: An atmospheric modelling perspective. *Hydrological Processes* **9**, 679–695.
- BACH, M. & FREDE, H.-G. (2004). Abschlußbericht zum Werkvertrag mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (Z. 861.142/103/04, Auftrag v. 19.07.2004) als Beitrag zur Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe. Tech. rep., Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e.V. Unveröffentlicht.
- BACH, M., FREDE, H.-G. & LANG, G. (1997). *Handbuch N-, P-, K-Bilanzierung*. Wettenberg: Gesellschaft f. Boden- und Gewässerschutz e.V.
- BACH, M., FREDE, H.-G., SCHWEIKART, U. & HUBER, A. (1998). Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. Tech. rep., Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz E.V. Abschlußbericht zum Teilbeitrag des UBA Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 296 25 515 des Umweltbundesamtes: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, erschienen als Anhang des UBA Textes 75/99.
- BÁRDOSSY, A. & DUCKSTEIN, L. (1995). *Fuzzy Rule-Based Modeling with Applications to Geophysical, Biological and Engineering systems*. CRC Press, Boca Raton.

- BARDOSSY, A. & SCHMIDT, F. (2002). GIS approach to scale issues of perimeter-based shape indices for drainage basins. *Hydrological Sciences* **47**(6), 931–942.
- BECKER, A., BEHRENDT, H., CYPRIS, C., DIETRICH, O., FEIGE, H., GRÜNEWALD, U., HANSJÜRGENS, B., HARTJE, V., IPSEN, D., KALTOFEN, M., KLAUER, B., S. LEINHOS, F. M., OPPERMANN, R., SIMON, K.-H., SOETE, B., WECHSUNG, F., WENZEL, V. & WESSOLEK, G. (2001). Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet (GLOWA-Elbe) - Sozioökonomische Konzeption. Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam.
- BECKER, R. (1996). Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Boden und Landschaft - Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 22, Justus-Liebig- Universität Gießen.
- BEHRENDT, H. (1996). Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - a comparison for different river basins in Central Europe. *Water Science and Technology* **33**(4-5), 99–107.
- BEHRENDT, H. (2004). Stoffumsetzungsprozesse in Oberflächengewässern. In: *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung* (BECKER, A. & LAHMER, W., eds.), vol. 1 of *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Berlin: Weißensee Verlag, pp. 77–78.
- BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G. & WENDLAND, F. (2003). Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA Texte 23/00, Umweltbundesamt, Berlin.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (2000). Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologica* **410**, 111–122.
- BERDING, V. (2004). Persönliche mitteilung.
- BERGSTRÖM, S. (1976). Development and application of a conceptual runoff model for scandinavian catchments. rep. RHO, Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Schweden.
- BERKHOFF, K., LAUTENBACH, S., BERLEKAMP, J. & PAHL-WOSTL, C. (submitted). GIS-basierte Ermittlung des Grundwasser-Gefährdungspotentials zur Maßnahmenplanung in einer agrarischen Intensivregion. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*.
- BERLEKAMP, J., GRAF, N., LAUTENBACH, S., REIMER, S. & MATTHIES, M. (submitted). Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the german elbe river basin. *Environmental Modelling and Software* **Submitted to special issue Environmental Decision Support Systems**.
- BFG (2002a). Das augusthochwasser 2002 im elbegebiet - information der bfg. Bundesanstalt für Gewässerkunde. URL <http://elise.bafg.de/servlet/is/3967/>.

- BFG (2002b). Protokoll des Lenkungskreistreffens vom 04.07.2002. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektinterne Kommunikation.
- BFG (2002c). Protokoll des Lenkungskreistreffens vom 08.07.2002. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektinterne Kommunikation.
- BFG (2003a). Protokoll des Arbeitstreffens mit Mitgliedern des Lenkungskreises vom 22.01.2003. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektinterne Kommunikation.
- BFG (2003b). Protokoll des Arbeitstreffens mit Mitgliedern des Lenkungskreises vom 20.02.2003. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektinterne Kommunikation.
- BGR (1994). Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bodenkunde, Heft 31, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- BGR (1995). Bodenübersichtskarte 1:1.000.000. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- BILLEN, G., GARNIER, J., BILLEN, C. & HANNON, E. (1995). Global change in the nutrient transfer from land to sea: biogeochemical processes in river systems. GMMA, Free University of Brussels.
- BKG (2004). Digitales Geländemodell 1:50 000 M745 - DGM50 M745. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.
- BLANEY, H. & CRIDDLE, W. (1950). Determinating water requirements in irrigated areas from climatological and irrigation data. SCS TP 96, US Dep Abr. Div. Irrigation and Water Conservation.
- BLIND, M. & GREGERSEN, J. (2004). Towards an open modelling interface (OpenMI) - the HarmonIT project. In: *Complexity and Integrated Resources Management* (PAHL-WOSTL, C., SCHMIDT, S. & JAKEMAN, T., eds.). Osnabrück, Germany: iEMSs.
- BLÖSCHL, G. (1999). Scale issues in snow hydrology. *Hydrological Processes* **13**, 2149–2175.
- BLÖSCHL, G. & SIVAPALAN, M. (1995). Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes* **9**, 251–290.
- BMBVBW (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN) (2002). 5 Punkte Programm der Bundesregierung - Arbeitsschritte zur Verbesserung des vorsorgenden Hochwasserschutzes. URL <http://www.bmvbw.de/Anlage12654/5-Punkte-Programm-der-Bundesregierung.pdf>.
- BOEIJE, G. (1999). GREAT-ER technical documentation - chemical fate models. Tech. rep., Universiteit Gent. URL http://www.great-er.org/files/techdoc_model.pdf.
- BOEIJE, G., SCHOWANEK, D. & VANROLLEGHEM, P. (1998). Adaption of the Simple Treat chemical fate model to single-sludge biological nutrient removal waste water treatment plants. *Water Science and Technology* **38**(1), 211–218.
- BRONSTERT, A., FRITSCH, U. & KATZENMAIER, D. (2001). Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten. Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam. UBA-Projektbericht 297 24 508.

- BUIJSE, A., COOPS, H., STARAS, M., JANS, L., VAN GEEST, G., GRIFFS, R., IBELINGS, B., OOSTENBERG, W. & ROOZEN, F. (2002). Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshwater Biology* **47**, 889–907.
- BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2000). Raumordnungsbericht 2000. Selbstverlag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. URL http://www.bbr.bund.de/index.html?raumordnung/raumentwicklung/ro_berichte.htm.
- BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (2002). Karte des Siedlungsflächenanteils in den Kreisen Deutschlands. URL http://www.bbr.bund.de/raumordnung/siedlung/karte_flaeche1997_2020.htm.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (1999). Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- BURAK, A. & ZEPP, H. (2000). Naturräume. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland* (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, ed.). fvd Freiburger Verlagsdienste. Tafel 1.0 C.
- CATELLI, C., PANI, G. & TODINI, E. (1998). FLOODSS - flood operational DSS. In: *Ribamod: River basin modelling, management and flood mitigation* (BALABANIS, P., BRONSTEDT, A., CASALE, R. & SAMUELS, P., eds.). European Communities.
- CIESIN (2000). Gridded population of the world (GPW), version 2. URL <http://sedac.ciesin.columbia.edu/plue/gpw>.
- CONSTANZA, R. & SKALAR, F. (1985). Articulation, accuracy and effectiveness of mathematical models: a review of freshwater wetland applications. *Ecological Modelling* **27**, 45–69.
- DA SILVA, L., PARK, J., KEATINGE, J. & PINTO, P. (2001). The use of the DSSIPM in the Alentejo region of the southern Portugal. *Agricultural Water Management* **51**, 203–215.
- DE BOER, D. (1992). Hierarchies and spatial scale in process geomorphology: A review. *Geomorphology* **4**, 303–318.
- DE KOK, J. & WIND, H. (2002). Designing rapid assessment models of water systems based on internal consistency. *Journal of Water Resources Planning and Management* **128**(4), 240–247.
- DEUMLICH, D. & FREILINGHAUS, M. (1994). Eintragungspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluss im Lockergesteinsbereich. In: *Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR* (WERNER, W. & WODSAK, H.-P., eds.), vol. 22 of *Agrarsectrum*. Frankfurt/M: Verlagsunion Agrar, pp. 48–84.
- DEVRIEND, H. (1991). Mathematical modelling and large-scale coastal behaviour. *Journal of Hydraulic Research* **29**, 727–740.
- DNMI (2000). Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. URL http://projects.dnmi.no/~emep/Model_data/model_data.html. Besucht am 29.12.2004.

- DOVERS, S. (1995). A framework for scaling and framing policy problems in sustainability. *Ecological Economics* **12**, 93–106.
- DVWK (1996). *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. Bonn: Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas und Wasser. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bearbeitet vom DVWK Fachausschuss Verdunstung.
- DYCK, S. (1980). *Angewandte Hydrologie*. Berlin, München: Ernst Verlag, 2. ed.
- ECETOC (2004). GREAT-ER Homepage. URL <http://www.great-er.org/>.
- ESRI (1998). Maps and Data, CD 1 Europe.
- ESRI (2000). ArcGemeinde - Administrative Grenzen für Bundesländer, Kreise und Gemeinden im Maßstab 1:500.000.
- ESRI (2004a). ArcGis ArcInfo Version 8.3. Online help system, ESRI Inc.
- ESRI (2004b). ArcInfo Workstation Version 8. Online help system, ESRI Inc.
- FEAÁS, J., GIUPPONI, C. & ROSATO, P. (2004). Water management, public participation and decision support systems: the MULINO approach. In: *Complexity and Integrated Resources Management* (PAHL-WOSTL, C., SCHMIDT, S. & JAKEMAN, T., eds.). Osnabrück, Germany: iEMSs.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1998). *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landsberg: Ecomed, 2. ed.
- FRIEDMAN, L. (1995). *The Simulation Metamodel*. Kluwer Academic Publishers.
- FUCHS, E., GIEBEL, H., HETRICH, A., HÜSING, V., ROSENZWEIG, S. & THEIS, H.-J. (2003). Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung - Das integrierte Flusssauenmodell INFORM. BfG Mitteilungen 25, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Berlin.
- GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P. (1997). A method to estimate the statistical confidence of cluster separation. *Theor. Appl. Climatol.* **57**, 103–110.
- GERSTENGARBE, F.-W. & WERNER, P. (2004). Das regionale Klimamodell STAR. Dokumentation im Rahmen des Kooperationsvertrages.
- GERSTENGARBE, F.-W., WERNER, P. & FRAEDRICH, K. (1999). Applying non-hierarchical cluster analysis algorithms to climate classification: some problems and their solution. *Theor. Appl. Climatol.* **64**(3-4), 143–150.
- GNAUCK, A. (2000). Modellbasiertes Decision Support System zum Wassergütemanagement von Flusseinzugsgebieten. In: *Theorie und Modellierung von Ökosystemen* (GNAUCK, A., ed.), vol. AMB 82 of *ASIM Mitteilungen*. Shaker Verlag, pp. 314–329. Workshop Kölpinsee 2000.
- GÖMANN, H., KREINS, P. & JULIUS, C. (2004). Endbericht des Teilvorhabens "Regionalisierung des makroskaligen Angebotsverhaltens landwirtschaftlicher Landnutzer im Elbe-Einzugsgebiet bei Szenarien zu Klima- und Agrarmarktänderungen" im Rahmen des Projektes "GLOWA-Elbe - Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet".

- GRAF, N. (2003). *Integration von ereignisbezogenen Nährstoffflüssen in das Pilot-DSS Elbe*. Diplomarbeit, Institut für Umweltsystemforschung am Fachbereich Mathematik/Informatik, Universität Osnabrück.
- GRAF, N. (2004). Projektinterne Dokumentation. Unveröffentlicht.
- GREGERSEN, J. B. & BLIND, M. (2004). OpenMI: The essential concepts and their implications for legacy software. In: *Complexity and Integrated Resources Management* (PAHL-WOSTL, C., SCHMIDT, S. & JAKEMAN, T., eds.). Osnabrück, Germany: iEMSs.
- GROSSMANN, M. (2004). Ergebnisse der Wassererhebung 2001. *Statistik in Sachsen* **2/2004**, 15–20.
- GROSSMANN, M. (2005). Projektinterne Dokumentation.
- GUHR, H., SPOTT, D., BORMKI, G. & KARRASCH, B. (2003). The effects of nutrient concentrations in the river Elbe. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **31**(4-5), 282–296.
- HAAS, G. (2001). *Organischer Landbau in Grundwasserschutzgebieten*. Berlin: Verlag Dr. Köster.
- HAAS, G., BERG, M. & KÖPKE, U. (1998). *Grundwasserschonende Landnutzung*. Berlin: Verlag Dr. Köster.
- HABERLAND, U. & KITE, G. (1998). Estimation of daily space-time precipitation series for macroscale watershed modelling. *Hydrological Processes* **12**(9), 1419–1432.
- HABERLAND, U., KRYSANOVA, V. & BARDOSSY, A. (2002). Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins - Part II: regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecological Modelling* **150**, 277–294.
- HARE, M. (2004a). Modeller's recommended research directions for models to support the participatory elements of the water framework directive - report on the second policy workshop of the Harmoni-CA WP5 project, 16-17th february 2004, Brussels, Belgium. Seecon Report 03/2004, Seecon Deutschland GmbH. [Http://www.seecon.org](http://www.seecon.org).
- HARE, M. (2004b). Policy maker's requirements for models to support the participatory elements of the water framework directive - report on the first policy workshop of the Harmoni-CA WP5 project, 16-17th october 2003, Osnabrück, Germany. Seecon Report 02/2004, Seecon Deutschland GmbH. <http://www.seecon.org>.
- HARREMOËS, P. & MADSEN, H. (1999). Fiction and reality in the modelling world - balance between simplicity, calibration and identifiability verification and falsification. *Water Science and Technology* **9**, 1–8.
- HAURY, L., MCGOWAN, J. & WIEBKE, P. H. (1977). Patters and processes in the time-space scales of plankton distributions. In: *Spatial Patterns in Plankton Communities* (STEELE, J. H., ed.). New York: Plenum Press, pp. 277–327.
- HEANEY, J., HUBER, W. & NIX, S. (1976). Storm water management model level 1 - preliminary screenig procedures. EPA 600/2-76-275.

- HELMS, M., IHRINGER, J. & NESTMANN, F. (2002). Analyse und Simulation des Abflussprozesses der Elbe. In: *Morohodynamik der Elbe* (NESTMANN, F. & BÜCHELE, B., eds.), chap. III-1. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), pp. 91–202.
- HENNINGS, V. (1994). Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Hannover.
- HENNINGS, V., BEHRENS, J. & RICHTER, A. (2000). Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland* (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, ed.). fvd Freiburger Verlagsdienste. Tafel 4.3.
- HENRICHSMEIER, W., CYPRIS, C., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., VON SOTHEN, F., ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANEGOLD, D. & MEIER, T. (1996). Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektorenmodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript., Bonn/Braunschweig. URL <http://www.faa-bonn.de>.
- HERZOG, C. (2004). Umwelt-Unterstützungs- und Bewertungssysteme. In: *Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung* (FRÄNZLE, MÜLLER & SCHRÖDER, eds.), chap. V-2.7. Landsberg am Lech: ecomed, 13. Ergänzungslieferung 12/04 ed.
- HESS, O., SCHRÖDER, A., KLASMEIER, J. & MATTHIES, M. (2004). Modellierung von Schadstoffflüssen in Flusseinzugsgebieten. UBA Texte 19/04. Forschungsbericht 298 65 402, UBA-FB 000619.
- HILLEL, D. & ELRICK, D. E. (1990). Scaling in soil physics: Principles and applications. *Soil Science Society of America* **25**.
- HOWARTH, R. W., BILLEN, G., SWANEY, D., TOWNSEND, A., JAWORSKI, N., LAJTHA, K., DOWING, J., ELMGREN, R., CARACO, N., JORDAN, T., BERENDSE, F., FRENEY, J., KUDEYAROV, V., MURDOCH, P. & ZHAO-LIANG, Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* **35**, 75–139.
- IKSE (1995). Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Tech. rep., Magdeburg. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe.
- IKSE (2003). Dritter Bericht über die Erfüllung des 'Aktionsprogrammes Elbe' im Zeitraum 2000 bis 2002. Selbstverlag, Magdeburg. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe.
- IPCC (2001). *Climate change 2000, Summary for policy makers*. Cambridge UK: Cambridge University Press.
- JAMIESON, D. G. & FEDRA, K. (1996a). The 'WaterWare' decision-support system for river basin planing. 1. conceptual design. *Journal of Hydrology* **177**, 163–175.
- JAMIESON, D. G. & FEDRA, K. (1996b). The 'WaterWare' decision-support system for river basin planing. 3. example applications. *Journal of Hydrology* **177**, 199–211.
- JOHNSON, J. (2000). *GUI Bloopers - Don'ts and Do's for Software Developers and Web Designers*. Morgan Kaufmann.

- JØRGENSEN, S. (1992). *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- JØRGENSEN, S. (1994). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Amsterdam: Elsevier, 2 ed.
- KANZ, H. & SCHREIBER, T. (1997). *Nonlinear time series analysis*. Cambridge University Press.
- KLASMEIER, J. (2004). Persönliche Mitteilung.
- KLOSE, H. (1995). Die Eutrophierung der Havel und ihr bestimmender Einfluss auf Ökosystem und Nutzung. In: *Die Havel* (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, ed.), vol. Studien- und Tagungsberichte Bd.8.
- KNUST, S., SCHEERER, C. & PANCKOW, N. (2003). Signifikante Nährstoffeinträge von der Fläche. Abschlussbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover.
- KOFALK, S., KÜHLBORN, J., GRUBER, B., UEBELMANN, B. & HÜSING, V. (2001). Machbarkeitsstudie zum Aufbau eines Decision Support Systems (DSS). Zusammenfassung des im Auftrag der BfG erstellten Berichts "Towards a Generic Tool for River Basin Management - feasibility study -". BfG Mitteilungen 8, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektgruppe Elbe-Ökologie, Koblenz, Berlin.
- KÖHLER, J. & GELBRECHT, J. (1998). Interactions between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland river Spree, Germany. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**, 1045–1049.
- KREINS, P., BECKER, H., HECHT, D., HUCHTEMANN, D. & WENDLAND, F. (2004). Management regionaler Flussgebiete in Deutschland (REGFLUD) - Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen der Landwirtschaft in den Rhein und die Ems. In: *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements* (MÖLTGEN, J. & PETRY, D., eds.), vol. 21 of *IfGIprints*. Münster: Institut für Geoinformatik, Universität Münster. Workshopbeiträge 15./16. März 2004.
- KRETZSCHMAR, R. (1977). Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. Landwirtschaftliche Forschung.
- KRÖNERT, R., BEHRENDT, H. & BECKER, A. (2004). Leitbilder, Zielvorgaben und Indikatoren für die Gewässerqualität. In: *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung* (BECKER, A. & LAHMER, W., eds.), vol. 1 of *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Berlin: Weißensee Verlag, pp. 9–14.
- KRYSAKOVA, V. (2004). Persönliche Mitteilung.
- KRYSAKOVA, V., BRONSTERT, A. & MÜLLER-WOHLFEIL, D. (1999). Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques* **44**(2), 313–331.
- KRYSAKOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D.-I. & BECKER, A. (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* **106**(2-3), 261–289.
- KRYSAKOVA, V., WECHSUNG, F., ARNOLD, J., SRINIVASAN, R. & WILLIAMS, J. (2000). SWIM (Soil and Water Integrated Model) User Manual- Version 8. PIK Report 69, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. URL http://www.pik-potsdam.de/~valen/swim_manual.pdf.

- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1997). WEKU - a GIS-supported stochastic model of groundwater residence time in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Environmental Geology* **30**(1/2), 1–9.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999). Das Weg-Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Jülich.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2002). The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *Journal of Hydrology* **259**, 152–162.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2004). Naturräumliche Bedingungen im Elbegebiet. In: *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung* (BECKER, A. & LAHMER, W., eds.), vol. 1 of *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Berlin: Weißensee Verlag, pp. 27–41.
- LAHMER, W. (2004). Möglichkeiten und Grenzen von DSS bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. In: *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements* (MÖLTGEN, J. & PETRY, D., eds.), vol. 21 of *IfGIprints*. Münster: Institut für Geoinformatik, Universität Münster. Workshopbeiträge 15./16. März 2004.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1998). Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet, Teil I - Von der Grenze zur CR bis zur Havelmündung. Halle (Saale).
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1995). Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet, Teil II - Havel mit deutschem Odergebiet.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1996). Ausweisung von Gewässerrandstreifen: Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen. Studien und Tagungsberichte 10, Landesumweltamt Brandenburg.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2002). Umweltdaten aus Brandenburg - Bericht 2002. Selbstverlag, Potsdam.
- LAUX, H. (1998). *Entscheidungstheorie*. Berlin: Springer.
- LAWA (1998). *Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation*. Berlin: Kulturbuchverlag Berlin GmbH. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA (2000). *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer - Empfehlungen*. Berlin: Kulturbuchverlag Berlin GmbH. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA (2002). *Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland - Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001*. Berlin: Kulturbuchverlag Berlin GmbH. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LFW (1999). *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Übersichtsverfahren*. München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

- LIEBSCHER, H. & KELLER, K. (1979). Abfluss. In: *Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband)* (KELLER, K., ed.). Bonn: Deutsche Forschungsgemeinschaft, pp. 90–159.
- LONDON DECLARATION (1987). Second international conference on the north sea. URL <http://odin.dep.no/md/nsc/declaration/022001-990245/index-dok000-b-n-a.html>. Besucht 15.11.2004.
- LORENZ, C., GILBERT, A. & VELLINGA, P. (2001). Sustainable management of transboundary river basins: a line of reasoning. *Regional Environmental Change* **2**, 38–53.
- LUDWIG, R., MAUSER, W., NIEMEYER, S., COLGAN, A., STOLZ, R., ESCHER-VETTER, H., KUHN, M., REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J., KRAUS, A., LUDWIG, M., BARTH, M. & HENNICKER, R. (2003). Web-based modelling of energy, water and matter fluxes to support decision making in mesoscale catchments—the integrative perspective of GLOWA-Danube. *Physics and Chemistry of the Earth* **28**, 621–634.
- MATTHIES, M., BERLEKAMP, J., KOORMAN, F. & J.-O-WAGNER (2001). Georeferenced simulation and aquatic exposure assessment. *Water Science and Technology* **43**(7), 231–238.
- MATTHIES, M., BERLEKAMP, J., LAUTENBACH, S., GRAF, N. & REIMER, S. (in press). System analysis of water quality management for the Elbe river basin. *Environmental Modelling and Software* .
- MEISSNER, E. (1991). Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. *Wasser-Abwasser-Abfall* **7**, 69–78.
- MERZ, R. & BLÖSCHL, G. (2004). Regionalisation of catchment model parameters. *Journal of Hydrology* **287**, 95–123.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, H. (1952-1963). Handbuch der Naturräumlichen Gliederung. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- MILLER, R., GEUERTIN, D. & HEILMAN, P. (2004). Information technology in watershed management decision making. *Journal of the American Water Resources Association* **40**(2), 347–357.
- MISER, H. & QUADE, E. (1985). *Handbook of systems analysis: overview of uses, procedures, and applications, and practice*. Chichester: John Wiley and Sons.
- MOHAUPT, V., SIEBER, U., VAN DE ROOVAART, J., VERSTAPPEN, C., LANGENFELD, F. & BRAUN, M. (1998). Diffuse sources of heavy metals in the german rhine catchment. In: *3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution*, vol. III. Edinburgh.
- MÖLTGEN, J. & STREIT, U. (2004). FLUMAGIS - Interdisziplinäre Methoden- und Werkzeugentwicklung zur Planung und Kontrolle von Maßnahmen für das Flusseinzugsgebietsmanagement mit GIS. In: *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements* (MÖLTGEN, J. & PETRY, D., eds.), vol. 21 of *IfGIprints*. Münster: Institut für Geoinformatik, Universität Münster. Workshopbeiträge 15./16. März 2004.

- MUSTER-VERWALTUNGSVORSCHRIFT (1996). Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996. BGBl. I S. 118.
- MYSIAK, J., GIUPPONI, C. & ROSATO, P. (in press). Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modelling and Software* .
- NASH, J. & SUTCLIFF, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**, 282–290.
- NESTMANN, F. & BÜCHELE, B. (2002). Morohodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH).
- NEUMANN, J. & WYCISK, P. (2000). Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland* (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, ed.). fvd Freiburger Verlagsdienste, 3. nachlieferung ed. Tafel 5.5.
- NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL) (1999). *New Strategies for America's Watersheds*. National Academy Press, Washington, D.C.
- O'CALLAGHAN (1995). NELUP: An introduction. *Journal of Environmental Planning and Management* **38**(1), 5–20.
- OSTROWSKI, M. (1997). Improving sustainability of water resources systems using the group decision support system STEEL-GDSS. Research report, Technische Universität Darmstadt. URL http://www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/ihwb/Mitarbeiter/ostrowski/steel_ds/steeldssintroductorypaper.html.
- PETRY, D., RODE, M., HENNRICH, K., KLAUER, B. & HANSJÜRGENS, B. (2004). Entscheidungshilfen für ein integriertes Flussgebietsmanagement - Konfliktbewertung und Lösungsansätze am Beispiel der Weißen Elster. In: *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements* (MÖLTGEN, J. & PETRY, D., eds.), vol. 21 of *IfGIprints*. Münster: Institut für Geoinformatik, Universität Münster. Workshopbeiträge 15./16. März 2004.
- PFÜTZNER, B., LAHMER, W. & BECKER, A. (1997). ARC/EGMO Version 2.0 - Kurzdokumentation. Tech. rep., Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- PILGRIM, D. H. (1983). Some problems in transferring hydrological relationships between small and large drainage basins and between regions. *Journal of Hydrology* **65**, 49–72.
- REICHERT, P., BORCHARDT, D., HEINZE, M., RAUCH, W., SHANAHAN, P., SOMLYÓDY, L. & VANROLLEGHEM, P. (2001). River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): II Biochemical process equations. *Water Science and Technology* **43**(5), 11–30.
- REICHERT, P. & BORSUK, M. E. (2002). Uncertainty in model predictions: Does it preclude effective decision support? In: *Integrated Assessment and Decision Support, Proceedings of the First Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society* (RIZZOLI, A. E. & JAKEMAN, A. J., eds.), vol. 1. iEMSs.
- REIMER, S. (2004). Projektinterne Dokumentation bzgl. GREAT-ER. Unveröffentlicht.

- REUTER, H., KRAUSE, G., MÖNING, A., WULKOW, M. & HORN, H. (2003). RIONET: a water quality management tool for river basins. *Water Science and Technology* **48**(10), 47–53.
- RICHTER, D. & SCHWANITZ, D. (2000a). Mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland* (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, ed.). fvd Freiburger Verlagsdienste. Tafel 2.5.
- RICHTER, D. & SCHWANITZ, D. (2000b). Mittlere korrigierte Niederschlagshöhe der hydrologischen Halbjahre. In: *Hydrologischer Atlas von Deutschland* (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, ed.). fvd Freiburger Verlagsdienste. Tafel 2.6.
- RIVM (1993). Hydrogeology Europe. Hydrogeologische Karte.
- ROEDENBECK, I. (2004). Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft - Fünf Verfahren im Vergleich. BIOGUM-Forschungsbericht, FG Landwirtschaft Nr. 8, Universität Hamburg. URL <http://www.biogum.uni-hamburg.de/>.
- RÖPKE, B., BACH, M. & FREDE, H.-G. (2004). DRIPS - A DSS estimating the input quantity of pesticides for German river basins. *Environmental Modelling and Software* **19**(11), 1021–1028.
- ROSENWINKEL, K.-H. & HIPPEN, A. (1997). Branchenbezogene Inventare zu Stickstoff- und Phosphoremmissionen in die Gewässer. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover. Forschungsbericht.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2002). Projekt Wasserkraft-, Wehr- und Stauanlagen - Wehrdatenbank WEHR.DB, Version 2.0.1.
- SÆLTHUN, N. (1996). The 'Nordic' HBV Model. Description and documentation of the model version developed for the project Climatic Change and Energy Production. NVE Publication 7, Norwegian Water Resources and Energy Administration, Oslo.
- SCHÄFER, D., KRACK-ROBERG, E. & HOFFMANN-KROLL, R. (2003). Ergebnisse der Umweltökonomischen Gesamtrechnung zur Bodennutzung durch wirtschaftliche Aktivitäten. Kurzbericht, Statistisches Bundesamt.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart: Ferdinand Enke, 14. ed.
- SCHULZE, C. & MATTHIES, M. (2001). Georeferenced aquatic fate simulation of cleaning agent and detergent ingredients in the river Rur catchment (Germany). *Science of the Total Environment* **280**(1-3), 55–77.
- SCHWANDT, D. (2003). Unterlagen HBV-D Kalibrierung. Tech. rep., Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung. Unveröffentlicht.
- SCHWERTMANN, U., VOGEL, W. & KAINZ, M. (1987). *Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. Stuttgart: Ulmer, 2. ed.
- SEIBERT, J. (2000). Multi-criteria calibration of a conceptual runoff model using a genetic algorithm. *Hydrology and Earth System Sciences* **4**(2), 215–224.

- SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN (2001). Abwasserbeseitigungsplan berlin 2001. Kulturbuchverlag, Berlin.
- SEPPELT, R. & TEMME, M.-M. (2001). Hybrid low level Petri-Nets in environmental modelling: development platform and case studies. In: *Integrative Systems Approaches to Natural and Social Sciences* (MATTHIES, M., MALCHOW, H. & KRIZ, J., eds.). Springer, pp. 181–200.
- SIMON, U., BRÜGGEMANN, R. & PUDENZ, S. (2004a). Aspects of decision support in water management - example Berlin and Potsdam (Germany) I - spatially differentiated evaluation. *Water Research* **38**, 1809–1816.
- SIMON, U., BRÜGGEMANN, R. & PUDENZ, S. (2004b). Aspects of decision support in water management - example Berlin and Potsdam (Germany) II - improvement of management strategies. *Water Research* **38**, 4085–4092.
- SIMONIS, D. & ALBERTSON, N. (1960). Uniform water conveyance channels in alluvial materials.
- SMHI (1997). IHMS integrated hydrological modelling system manual version 4.5. Manual, Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Schweden.
- SONCINI-SESSA, R., VILLA, L. & WEBER, E. (1999). TwoLe: a software tool for planning and management of water reservoir networks. *Hydrological Sciences Journal* **44**(4), 611–632.
- SPD UND BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (2002). Erneuerung Gerechtigkeit Nachhaltigkeit - Für ein wirtschaftlich starkes, soziales und ökologisches Deutschland. Für eine lebendige Demokratie. Koalitionsvereinbarung zwischen SPD und Bündnis 90/Die Grünen vom 16.10.2002.
- STAHLKNECHT, P. & HASENKAMP, U. (1999). *Einführung in die Wirtschaftsinformatik*. Berlin: Springer.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1997). Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003). Bevölkerung Deutschlands bis 2050 - Ergebnisse der 10. koordinierten Bevölkerungsvorrausberechnung. Statistisches Bundesamt - Pressestelle, Wiesbaden.
- STAUDTE, K. (2001). Öffentliche Abwasserentsorgung in Sachsen-Anhalt. *Statistisches Monatsheft, Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt* **12**, 16–21.
- STAUDTE, K. (2004). Die öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Sachsen-Anhalt. *Statistisches Monatsheft, Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt* **12**, 14–22.
- STRICKERT, M. (2000). *Treatment of Time Series from Ecosystems: Analysis and Modelling by the Example of Daily Rainfall and Runoff Data Recorded at St. Arnold, Germany*. Diplomarbeit, Institut für Umweltsystemforschung am Fachbereich Mathematik/Informatik, Universität Osnabrück.
- STROMMEL, H. (1963). Varieties of oceanographic experience. *Science* **139**, 572–576.
- STRUJIS, J. (1996). Simple Treat 3.0: a model to predict the distribution and elimination of chemicals by sewage treatment plants. Report 719101025, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.

- THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (2002). Kommunale Abwasserentsorgung im Freistaat Thüringen 2002. Selbstverlag, Erfurt.
- TRAPP, S. & MATTHIES, M. (1998). *Chemodynamics and Environmental Modelling - An Introduction*. Springer.
- TURBAN, E. & ARONSON, J. E. (eds.) (1995). *Decision Support Systems and Intelligent Systems*. Prentice-Hall.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2004). URL <http://www.umweltbundesamt.de/>. Besucht: 15.11.2004.
- UNIVERSITÄT ROSTOCK (2005). Geoinformatik Lexikon. URL <http://www.geoinformatik.uni-rostock.de/lexikon.asp>.
- USF (2004). GREAT-ER Homepage. URL <http://www.usf.uos.de/projects/GREAT-ER/>.
- USGS (1996). GTOPO30 - Global 30 Arc Second Elevation Data. URL <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>.
- VANROLLEGHEM, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., REICHERT, P., SHANAHAN, P. & SOMLYÓDY, L. (2001). River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): III Biochemical submodel selection. *Water Science and Technology* **43**(5), 31–40.
- VON KEITZ, S. & SCHMALHOLZ, M. (eds.) (2002). *Handbuch der Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- WAGNER, J.-O. (2001). *Spatial Aspects of Chemical Exposure Assessment: A Tool for River Networks*. Ph.D. thesis, Universität Osnabrück, Fachbereich Mathematik/Informatik. URL http://elib.uni-osnabrueck.de/publications/diss/E-Diss154_thesis.pdf.
- WAGNER, J.-O. & KOORMANN, F. (1999). GREAT-ER 1.0 - Technical Manual. URL <http://www.great-er.org/files/techmanual.pdf>.
- WALKER, W., HARREMOËS, P., ROTMANS, J., VAN DER SLUIJS, J., M.B.A. VAN ASSELT, P. J. & VON KRAUSS, M. P. K. (2003). Defining uncertainty - a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment* **4**(1), 5–17.
- WEBER, E. (1980). *Grundriß der biologischen Statistik*. Jena: VEB Gustav Fischer Verlag.
- WEIMANN, J. (1994). *Umweltökonomik*. Springer, 3. ed.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999). Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Jülich.
- WENDLING, U. & MÜLLER, J. (1984). Entwicklung eines Verfahrens zur rechnerischen Abschätzung der Verdunstung im Winter. *Zeitschrift für Meteorologie* **34**, 190–202.
- WERNER, P. & GERSTENGARBE, F.-W. (1997). Proposal for the development of climate scenarios. *Climate Research* **8**(3), 171–182.

- WERNER, W., OLFS, H.-W., AUERSWALD, K. & ISERMANN, K. (1991). Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen". In: *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern* (HAMM, A., ed.). Sankt Augustin: Academia Verlag, pp. 665–764.
- WISCHMEIER, W. & SMITH, D. (1978). Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Washington DC.
- ZEPP, H. (1999). Integrative Kennzeichnung von Ökosystemen und Ausweisung Landschaftsökologischer Raumeinheiten. In: *Landschaftsökologische Erfassungsstandards - Ein Methodenbuch* (ZEPP, H. & MÜLLER, M., eds.), no. 244 in *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, chap. 6. Flensburg: Deutsche Akademie für Landeskunde.

Danksagung

Keine wissenschaftliche Arbeit entsteht im luftleeren Raum, darum sei an dieser Stelle all jenen gedankt, die das Zustandekommen der vorliegenden Arbeit in der einen oder anderen Form ermöglicht haben.

Prof. Dr. Michael Matthies für die Vergabe und Betreuung dieser Arbeit sowie die zahlreichen Verbesserungsvorschläge und Diskussionen zu diesem Thema. Die ihm zu verdankende angenehme Arbeitsatmosphäre am Institut für Umweltsystemforschung hat das ihre zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen. Ihm und Dr. Jürgen Berlekamp gebührt zudem der Dank für die Tatsache, dass dieses Projekt überhaupt zustande kommen konnte.

Prof. Dr. R. Seppelt für seine Bereitschaft, die vorliegende Arbeit als Zweitgutachter zu bewerten sowie die Möglichkeit, meinen Arbeitsbeginn am UFZ um einen Monat zu verschieben und die Arbeit in Ruhe fertig stellen zu können.

Dr. Jürgen Berlekamp für die stete Unterstützung und Ermunterung, das angenehme Arbeitsumfeld sowie für seine geballte fachliche und menschliche Kompetenz.

Dr. Jörg Klasmeier für die regen und stets kritischen Diskussionen in Kombination mit seiner unerschütterlich guten Laune.

Neil Graf für seine hervorragenden Beiträge zum Projekt, sein offenes Ohr und die zahlreichen Verbesserungsvorschläge.

Koen van der Wal für die hervorragende und sehr angenehme Zusammenarbeit bei der Kalibrierung des HBV-Projektes.

Dr. Valentina Krysanova und Dr. Lucas Menzel für ihre sehr konstruktive Hilfestellung bei dem Einsatz des HBV Modells.

Silke Reimer und Frank Koormann für die anregenden Diskussionen und ihre Arbeiten am GREAT-ER-DSS Modell.

Sebastian Kofalk, Petra Jankiewicz, Matthias Scholten, Volker Hüsing, Antje Hettrich, Stefan Rosenzweig sowie Peter Krahe von der BfG für die Durchführung des Projektes, die hervorragende Unterstützung und die sehr gute Zusammenarbeit.

Dem gesamten DSS-Entwicklerteam an der Universität Twente, dem RIKS, Infram für die hervorragen-

de Zusammenarbeit.

Nina Hufmeier für ihre unterstützenden Arbeiten am Projekt.

Prof. Dr. Horst Malchow für die kompetente Beratung bei L^AT_EX-Problemen sowie den einfachen und unkomplizierten Zugriff auf die Bestände des Bibliotheksstandortes Systemwissenschaft.

Meinen Eltern für Ihre stete Unterstützung und Ermunterung.

Peter Krackhardt, Hendric und Anja Mittelstädt, Rabea Heseding, Neil Graf, Maja Schlüter und Ingo Fetzer für ihren moralischen Beistand in manchmal schwierigen Zeiten.

Allen Mitarbeitern des Institutes für Umweltsystemforschung für ein sehr angenehmes Arbeitsklima und eine, kreatives Denken fördernde Arbeitsatmosphäre.

Ilke Borowski und Mat Hare für die Möglichkeit, an den Harmoni-CA Workshops teilnehmen zu können und die dort gewonnenen wertvollen Einsichten.

Neil Graf und Sören Haubrock für das Korrekturlesen der Arbeit.

Danke.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit *Modellintegration zur Entscheidungsunterstützung für die Gewässergütebewirtschaftung im Einzugsgebiet der Elbe* selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel verfasst habe. Die aus anderen Quellen direkt oder indirekt übernommenen Daten und Konzepte sind unter Angabe der Quelle gekennzeichnet.

Ich habe bei der inhaltlichen materiellen Erstellung der vorliegenden Arbeit keine entgeltliche Hilfe von Vermittlungs- bzw. Beratungsdiensten in Anspruch genommen. Niemand hat von mir unmittelbar oder mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im In- noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Osnabrück, den 29.03.2005

Sven Lautenbach
Fichtestrasse 15
D-04275 Leipzig

Lebenslauf

Sven Lautenbach

Geburtsdatum	25.05.1969	in Berlin
Schulzeit	1975 - 1979	Besuch der Grundschule in Schifferstadt
	1979 - 1989	Besuch des Gymnasiums im staatlichen Schulzentrum Schifferstadt
Studium	1989 - 1990	Studium der Chemie an der Technischen Hochschule Darmstadt
	1990 - 1990	Studium der Mathematik und Physik an der Universität Heidelberg
	1990 - 1997	Studium der Geographie, der Volkswirtschaftslehre und der Politischen Wissenschaften an der Universität Heidelberg
	1998 - 2001	Studium der Angewandten Systemwissenschaft an der Universität Osnabrück
Beruflicher Werdegang	1998 - 1998	Praktikum bei der Firma Nutrinova, Frankfurt a.M.
	1998 - 2000	wissenschaftliche Hilfskraft am Fachbereich Mathematik/ Informatik der Universität Osnabrück
	1998 - 2000	wissenschaftliche Hilfskraft der Stabsstelle für Information und Kommunikation der Universität Osnabrück
	2001-2005	wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Umweltsystemforschung des Fachbereichs Mathematik/Informatik der Universität Osnabrück
	2001-2004	Dozententätigkeit für das Büro Prof. H. Stolpe, Hansestadt Hamburg sowie die GIS-Akademie Hansestadt Hamburg
	seit 2005	wissenschaftlicher Mitarbeiter am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH