

GLOWA-Elbe I

**Teilaufgabe 2.3: Ballungsraum Berlin/Untere Havel
-Schlussbericht-**

BfG-1398

Bundesanstalt für Gewässerkunde

GLOWA Elbe I

Teilaufgabe 2.3: Ballungsraum Berlin/Untere Havel

-Schlussbericht-

Auftraggeber : BMBF
Auftrag : vom 01.01.2000
BfG-JAP-Nr. : 2774
Seitenzahl : 193

Koblenz, November 2003

BfG-1398

Vervielfältigungen oder Veröffentlichungen des Gutachtens - auch auszugsweise - bedürfen der schriftlichen Genehmigung der Bundesanstalt für Gewässerkunde



Bearbeitung

Vorhabensleiter

Dr. R. Oppermann,
Bundesanstalt für Gewässerkunde

Bundesanstalt für Gewässerkunde:

Bewirtschaftung

Dipl.-Math. C. Rachimow
Dr. W. Finke

Stoffhaushalt und Trophie

Dr. T. Bergfeld
Dr. R. Eidner
Dipl.-Ing. V. Kirchesch
Dipl.-Ing. J. Schaper
Dipl.-Hydr. S. Krause

Redaktion

Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung:

Szenarienbildung

Indikatorenableitung

Bewertung

Urbanisierung

Dr. V. Wenzel
Dipl.-Ing. B. Ströbl

Büro für Angewandte Hydrologie:

Dargebotsermittlung

Dr. B. Pfützner

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Stoffhaushalt und Trophie im Müggelsee

Dipl.-Hydr. T. Strube
Dr. R. Brüggemann
Dr. H. Behrendt

Inhaltsverzeichnis

1	Zielstellung	1
2	IMA: Die Forschungsmethodik für GLOWA-Elbe	2
2.1	Der Integrative Methodische Ansatz (IMA) als Sprachkalkül	2
2.1.1	Definition des Alphabets der unterschiedlichen IMA-Kategorien als Grundlage für den Sprachentwurf	2
2.1.2	Definition und mögliche Repräsentanten für die Basis-Kategorien	3
2.1.3	Relationen zwischen Repräsentanten unterschiedlicher Sprachkategorien	6
2.1.4	IMA im Sprachkalkül	6
2.2	Darstellung der Spezifik des urbanen Raums von Berlin	7
3	MSZ: Definition von Masterszenarien - Präzisierung der Forschungsaufgabe	9
4	EXO: Komponenten des globalen Wandels als exogene Triebkräfte	10
4.1	Urbanisierung	10
4.2	Neue Technologien und Verhaltensänderungen	12
5	MOD: Der Modellfundus und seine Integration zum Gesamtmodell	13
5.1	LUSIM – Verortung von Versiegelungstrends und Landnutzungsänderungen	15
5.2	ArcEGMO©-Bestimmung des Wasserdargebotes	20
5.3	Langfristbewirtschaftung ArcGRM GLOWA	24
5.4	EMMO – Aquatisches Ökosystemmodell	27
5.4.1	Struktur	27
5.4.2	Kalibrierung	27
5.4.3	Validierung	35
5.5	QSim- Gewässergütemodell für Fließgewässer	39
5.5.1	Quasi 2d Simulation	43
5.5.2	Blaualgenbaustein	44
5.5.3	Zooplanktonbaustein	45
5.5.4	Fäkalcoliforme Bakterien	45
6	IND & IDX: Einzel-Indikatoren und aggregierte Indexvariablen als Grundlage für die Bewertung von Alternativen	47
6.1	Versorgungssicherheit	49
6.1.1	Versorgungssicherheit - Mindestdurchfluss (VA)	50
6.1.2	Versorgungssicherheit – Wasserwerke & Schleusen (VW)	50
6.1.3	Versorgungssicherheit - Kraftwerke (VK)	51
6.2	Gewässerqualitätsindex	52
6.2.1	Stoffhaushalt	52
6.2.2	Trophie (Algenbiomasse)	54
6.3	Badegewässerqualität	55
6.4	Ökonomische Nutzen-Kosten-Bilanz	56
6.5	Episodisches Fischsterben	57
6.6	Stadtklima	57
7	ALT: Ableitung Alternativer Lösungsstrategien	58
7.1	STA: Stakeholder betroffener Institutionen und Interessengruppen	58
7.1.1	Stadtentwicklung (SenStadt)	58



7.1.2	Umweltpolitik	59
7.1.3	Gesundheitspolitik	60
7.1.4	Wasserversorgung und Regenwasserbewirtschaftung	61
7.1.5	Stromversorgung	62
7.1.6	Schifffahrt	63
7.1.7	Umweltschutz	64
7.2	HFD & HOP: Handlungsfelder und Handlungsoptionen	64
7.3	ALT: Definition und Auswahl von Alternativen zur Bewertung	65
8	Impaktanalysen und themenspezifische Teilergebnisse	67
8.1	Klima	67
8.2	Urbanisierung	73
8.3	Wasserdargebot	81
8.3.1	Klimainduzierte Entwicklung des Abflussdargebotes	81
8.3.2	Urbanisierungsinduzierte Entwicklung des Abflussdargebotes	86
8.3.3	Einfluss von Urbanisierung und Klimaänderung auf die Entwicklung des Abflussdargebotes	88
8.4	Untersuchungen zur Wasserverfügbarkeit	90
8.4.1	Die Wassernutzungen	90
8.4.2	Szenarien- und Variantenrechnungen mit dem ArcGRM GLOWA, Berlin-Baustein	92
8.4.3	Ergebnisse der Szenarioanalyse	93
8.5	Gewässergüte der Seen	100
8.5.1	Randbedingungen	100
8.5.2	Szenarien für den Müggelsee	103
8.6	Gewässergüte des Berliner Gewässernetzes	112
8.6.1	Untersuchungsgebiet und untersuchte Szenarien	112
8.6.2	Verwendete Datensätze	115
8.6.3	Vergleich Messung – Rechnung	131
8.6.4	Ergebnisse der Szenarien	150
8.7	Zusammenfassung der Ergebnisse der Impaktanalysen	165
9	Aggregation der Einzelergebnisse und multikriterielle Analysen	171
9.1	Index für Badegewässerqualität im Müggelsee	171
9.2	Drei Komponenten der Versorgungssicherheit	173
9.3	Integration eines Gewässergüteindex für Spree und Teltowkanal	176
10	Equity-Analysen und Kompromisslösungen	179
11	Literatur	182
12	Anhang	188

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 4-1:..... Globale und lokale Einflussfaktoren auf die für Wohnzwecke im Elbegebiet benötigte Siedlungsfläche, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	11
Abb. 5-1:..... Gesamtmodell Wasserhaushalt	13
Abb. 5-2:..... Ablauf einer Simulation; der dem Schritt 2 zugrundeliegende Algorithmus ist in Abb. 5-3 dargestellt, Schritt 3 wird im Text erläutert, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	17
Abb. 5-3:..... Beispiel zur Ermittlung aller Zellen bestmöglicher Eignung (vgl. Schritt 2 in Abb. 5-2); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	18
Abb. 5-4:..... Systemskizze für das Bewirtschaftungsmodell ArcGRM GLOWA/ Berlin-Baustein	26
Abb. 5-5:..... Dynamik der Kieselalgen (DIA) mit (2) und ohne (1) Änderung der Photorespirationsrate der Blaualgen im Vergleich zur gemessenen Biomasse	29
Abb. 5-6: Dynamik der Sommerblualgen (BCS) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Biomasse	29
Abb. 5-7: Dynamik der Frühjahrsblualgen (BCF) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Biomasse	29
Abb. 5-8: Jahrgang der Primärproduktion des Phytoplanktons (PP_PHYT) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Primärproduktion	29
Abb. 5-9: Jahresdynamik des gelösten Stickstoffs mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Ganglinie	30
Abb. 5-10: Jahresdynamik des gelösten Phosphors mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Ganglinie	30
Abb. 5-11: ... Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Kieselalgen (DIA); Vergleich modelliert/ gemessen der Rechnungen 3/4	31
Abb. 5-12: ... Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Sommerblualgen (BCS); Vergleich modelliert/ gemessen der Rechnungen 3/4	31
Abb. 5-13: ... Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Stickstoffdynamik	31
Abb. 5-14: ... Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Phosphordynamik	31
Abb. 5-15: .. Auswirkungen der Variation der Temperaturdifferenz auf die Dynamik der Kieselalgen (DIA)	32
Abb. 5-16: ... Auswirkungen der Variation der Temperaturdifferenz auf die Dynamik der Sommerblualgen (BCS)	32
Abb. 5-17: Wirkung der Variation der Temperaturdifferenz im See auf die Stickstoffdynamik	33
Abb. 5-18: Wirkung der Variation der Temperaturdifferenz im See auf die Phosphordynamik	33
Abb. 5-19: Wirkung der Änderung der Freisetzungsrates z_N auf die Dynamik der Kieselalgen (DIA)	35
Abb. 5-20: ... Wirkung der Änderung der Freisetzungsrates z_N auf die Dynamik der Sommerblualgen (BCS)	35
Abb. 5-21: .. Dynamik des Stickstoffs nach Veränderung der Freisetzungsrates z_N	35
Abb. 5-22: .. Dynamik des Phosphors nach Veränderung der Freisetzungsrates z_N	35
Abb. 5-23: ... Vergleich von modellierten/gemessenen Werten der Biomasse der Kieselalgen (DIA) nach der Kalibrierung	36
Abb. 5-24: Vergleich von modellierten/gemessenen Werten der Biomasse der Sommerblualgen (BCS) nach der Kalibrierung	36



Abb. 5-25: Vergleich der modellierten/gemessenen Primärproduktion des Phytoplanktons nach erfolgreicher Kalibrierung	37
Abb. 5-26: .. Vergleich der modellierten/gemessenen Stickstoffganglinie nach der Kalibrierung	37
Abb. 5-27: .. Vergleich der modellierten/gemessenen Phosphorganglinie nach der Kalibrierung	37
Abb. 5-28: ... Dynamik der Kieselalgen (DIA) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung	38
Abb. 5-29: ... Dynamik der Sommerblualgen (BCS) im Jahr 1982 im Vergleich zur Messung	38
Abb. 5-30: . Dynamik des Stickstoffs (N) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung	38
Abb. 5-31: .. Dynamik des Phosphors (P) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung	38
Abb. 5-32: ... Dynamik der Kieselalgen (DIA) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung	39
Abb. 5-33: . Dynamik der Sommerblualgen (BCS) im Jahr 1985 im Vergleich zur Messung	39
Abb. 5-34: .. Verlauf des Stickstoffs (N) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung	39
Abb. 5-35: ... Verlauf des Phosphors (P) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung	39
Abb. 5-36:..... Schematischer Aufbau und Arbeitsweise des Gütemodells (Version 9.1)	41
Abb. 5-37:..... Abhängigkeit der Absterberate von fäkalcoliformen Bakterien von der Globalstrahlung (nach AUER & NIEHAUS, 1993)	46
Abb. 6-1:..... IMA-Strukturen zur Bewertung von Alternativen	48
Abb. 8-1:..... Zeitliche Entwicklung des mittleren Jahresniederschlages und der potenziellen Verdunstung (Median) gemäß Szenario A1 im Einzugsgebiet der oberen Havel	68
Abb. 8-2:..... Zeitliche Entwicklung des mittleren Jahresniederschlages und der potenziellen Verdunstung (Median) gemäß Szenario B2 im Einzugsgebiet der oberen Havel	69
Abb. 8-3:..... Innerjährlicher Gang der klimatischen Wasserbilanz für die obere Havel im Referenzzustand 2003-2007 (blau) und im „Endzustand“ 2048-2052 (rot) für Entwicklungsszenario A1 (oben) und B2 (unten)	70
Abb. 8-4:..... Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Jahresniederschläge gemäß Szenario A1 im Einzugsgebiet der oberen Havel für drei ausgewählte 5-Jahresperioden	71
Abb. 8-5:..... Raumkategorien im engeren Verflechtungsraum ; Quelle: LEP eV; Darstellung aus: STRÖBL ET AL. (2003)	77
Abb. 8-6:..... Lokale Eignung für die Klasse 63-2 (Neubau MFH BRB, Szenario B2); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	79
Abb. 8-7:..... Zusätzliche Wohnbaufläche im Jahr 2015 (Szenario A1a) und Lage der modellierten Teileinzugsgebiete; Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	80
Abb. 8-8:..... Zeitliche Entwicklung des mittleren Gebietsabflusses (Median) der Szenarien A1 und B2 für das Einzugsgebiet der oberen Havel	81
Abb. 8-9:..... Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Abflüsse gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für drei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum	82
Abb. 8-10:..... Wahrscheinlichkeitsverteilungen und Mediane der mittleren Monatsabflüsse gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für verschiedene 5-Jahresperioden im Vergleich mit den derzeitigen Verhältnissen (Pegel Borgsdorf, 1981-1996)	84

Abb. 8-11:..... Mittlerer Jahresgang der Monats-MQ am Pegel Borgsdorf/Havel im derzeitigen Zustand und gemäß Szenario A1 im Zeitraum 2018-2022	84
Abb. 8-12:..... Mediane der mittleren Monatsabflüsse für den Referenzzustand und die beiden Entwicklungsszenarien A1 und B2	85
Abb. 8-13:..... Vergleich der Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Abflüsse der Berechnungsvarianten A1-Ref2000-RWB0 und A1-A1a2015-RWB0 im Einzugsgebiet der Panke für den Gesamtzeitraum	86
Abb. 8-14:..... Vergleich der mittleren Monatsabflüsse (Median) der Berechnungsvarianten A1-Ref2000-RWB0 und A1-A1a2015-RWB0 im Einzugsgebiet der Panke für den Zeitraum 2048-2052	87
Abb. 8-15:..... Zeitliche Entwicklung der mittleren Jahresabflüsse (Median) in der Panke für den Referenzzustand und die Szenarien A1 und B2 unter Einbeziehung der Urbanisierung und Maßnahmen der Regenwasserbehandlung (RWB)	88
Abb. 8-16:..... Entwicklung der Entnahmen und Einleitungen durch die Berliner Wasserbetriebe von 1961-2001	91
Abb. 8-17:..... Szenarienvergleich: Einhaltung des Mindestdurchflusswertes von 8 m ³ /s in den einzelnen Perioden am Pegel Große Tränke	94
Abb. 8-18:..... Szenarienvergleich: 10 %-, 50 %- und 90 %- Quantile für den Pegel Große Tränke	94
Abb. 8-19:..... Szenarienvergleich: Einhaltung des Mindestdurchflusswertes von 6 m ³ /s in den einzelnen Perioden am Pegel Mühlendamm	96
Abb. 8-20:..... Szenarienvergleich: Bedarfsbefriedigung für das Wasserwerk Friedrichshagen (Spreefassung) in den einzelnen Perioden	97
Abb. 8-21:..... Szenarienvergleich: Prozentuale Wassernutzung des HKW Reuter im Monat Juli für verschiedene Zeiträume, Basisszenario und Oderwasserszenario	97
Abb. 8-22:..... Variantenvergleich: Bedarfsbefriedigung für die Schleusen Spandau und Plötzensee in den einzelnen Perioden (Basisszenario)	98
Abb. 8-23: ... Mittlere Nährstoffinputs und deren Abweichung für die beiden Perioden 1 und 10 bzw. das Oderwasserszenario. Zum Vergleich der Input des Validierungszeitraumes 1979-1988	101
Abb. 8-24: ... Mittlere Phytoplanktoninputs und deren Abweichung für die beiden Perioden 1 und 10; zum Vergleich der Input des Validierungszeitraumes	101
Abb. 8-25: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentrationen der beiden Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum	104
Abb. 8-26: .. Vergleich der mittleren Phosphorkonzentrationen der beiden Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum	104
Abb. 8-27: Vergleich der mittleren BCS-Biomasse beider Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum	104
Abb. 8-28: Vergleich der DIA-Biomasse beider Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum	104
Abb. 8-29: ... Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)	105
Abb. 8-30: ... Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)	105
Abb. 8-31: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)	105
Abb. 8-32: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen (BCS) zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)	105



Abb. 8-33:..... Vergleich der meteorologischen Daten Sonnenscheindauer, Bewölkung, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung der Periode 1 und 10	106
Abb. 8-34: Entwicklung der Schichtungsdauer während des gesamten Betrachtungszeitraumes	106
Abb. 8-35: Vergleich des Jahresgangs der Oberflächentemperatur des Müggelsees zwischen Periode 1 (2003) und Periode 10 (2055)	106
Abb. 8-36: .. Vergleich der gemittelten Stickstoffkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-37: Vergleich der gemittelten Phosphorkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-38: Vergleich der Jahresdynamik des Stickstoffs der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-39: ... Vergleich der Jahresdynamik des Phosphors der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-40: ... Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-41: ... Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	107
Abb. 8-42: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	108
Abb. 8-43:..... Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios	108
Abb. 8-44: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	108
Abb. 8-45: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	108
Abb. 8-46: ... Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-47: ... Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-48: ... Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-49: ... Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-50: Vergleich der Jahrsdynamik der Sommerblualgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-51: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen zweier ausgewählter Jahre der Periode 1 und 10 des Flutungsszenarios	109
Abb. 8-52: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentrationen des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10	110
Abb. 8-53: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentrationen des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10	110
Abb. 8-54: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios des Jahres 2050 (Periode 10)	111
Abb. 8-55: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios des Jahres 2050 (Periode 10)	111
Abb. 8-56: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10	111

Abb. 8-57: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios	111
Abb. 8-58: ... Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios des Jahres 2050 (Periode 10)	111
Abb. 8-59: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios des Jahres 2050 (Periode 10)	111
Abb. 8-60: Karte des Untersuchungsgebietes mit Nebenflüssen, Kanälen und Schleusen sowie der Lage des oberen Modellrandes bei der BfG-Messstelle und der beiden Dauermessstationen Sophienwerder und Teltowwerft (SenStadt)	113
Abb. 8-61: Karte des Untersuchungsgebietes mit der Lage der im Modell berücksichtigten Heizkraftwerke, Wasserwerke und Kläranlagen.	114
Abb. 8-62: Jahresgang des Kiesel-, Grün- und Blualgenanteils am Chlorophyll <i>a</i> -Gehalt 1996 an der BfG-Messstation (IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH)	118
Abb. 8-63: Zooplanktondaten 1996 an der BfG-Messstation (SOW-km 27,2)	119
Abb. 8-64: Jahresgang der modellierten Zebrauschelbiomasse an der Böschung in der Spree bei Sophienwerder und im Teltowkanal bei der Teltowwerft 1996. Die Messpunkte zeigen die aus den gemessenen Individuendichten umgerechneten Zebrauschelbiomassen (AG BW, 1999, LESZINSKI, pers. Mitteilung)	121
Abb. 8-65: Mit QSim simulierter Jahresgang der Individuendichte des Schlickkrebse in der Spree bei Sophienwerder (SOW-km 0,3) mit drei Generationen	122
Abb. 8-66: Oderwasserüberleitung an der BfG-Messstelle (SOW-km 27,2) für die Periode 10 (berechnet aus ArcGRM GLOWA-Daten).	128
Abb. 8-67: Sauerstoffgehalt 1996 in der Spree (BfG-Messstelle, SOW-km 27,2), im Teltowkanal (TeK-km 28,3, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg).	129
Abb. 8-68: Nitratgehalt 1996 in der Spree (BfG-Messstelle, SOW-km 27,2), im Teltowkanal (TeK-km 28,3, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg).	129
Abb. 8-69: Chlorophyll <i>a</i> -Gehalt 1996 in der Spree (Baumschulenweg, WIB-Nr. 130, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg)	129
Abb. 8-70: Erklärung zur Boxplotdarstellung anhand der täglichen Abflussmesswerte 1996 am Pegel Sophienwerder	132
Abb. 8-71: Vergleich von täglichen Messwerten und Modellergebnissen des Abflusses an den Pegeln Mühlendamm und Sophienwerder für das Jahr 1996	133
Abb. 8-72: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996	133
Abb. 8-73: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996	134
Abb. 8-74: Vergleich von simuliertem Chlorophyll <i>a</i> -Gehalt und Zooplanktonabundanz im Abschnitt Nord für das Jahr 1996	134
Abb. 8-75: Temperaturdifferenz zwischen der obersten und untersten Schicht in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder anhand von Messwerten aus dem Jahr 2002 (Senstadt) und Modellergebnisse für das Jahr 1996	135
Abb. 8-76: Sauerstoffdifferenz zwischen der obersten und untersten Schicht in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder anhand von Messwerten aus dem Jahr 2002 (Senstadt) und Modellergebnisse für das Jahr 1996	135
Abb. 8-77: Simulierter Sauerstoff- und TOC-Gehalt oberhalb (Modell-km 26) und unterhalb (Modell-km 27) der Kläranlage Ruhleben in der Spree für das Jahr 1996.	136



Abb. 8-78:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996	136
Abb. 8-79:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Phosphor-Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996	137
Abb. 8-80:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des ortho-Phosphat-Gehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996	137
Abb. 8-81:..... Simulierter Ammonium- und ortho-Phosphat-Gehalt oberhalb (Modell-km 26) und unterhalb (Modell-km 27) der Kläranlage Ruhleben in der Spree für das Jahr 1996	138
Abb. 8-82:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996	138
Abb. 8-83:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996	139
Abb. 8-84:..... Simulierte mittlere Grazingrate pro Tag (Mittlerer Anteil an Algenbiomasse, die pro Tag filtriert wird) durch Zooplankton und benthische Filtrierer sowie mittlere Algenbruttoproduktion pro Tag für die Spree bei Sophienwerder (SOW-km 0,3) und den Teltowkanal bei der Teltowwerft (TeK-km 11,4) 1996	140
Abb. 8-85:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen der Wassertemperatur an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996	141
Abb. 8-86:..... Vergleich von monatlichen Messwerten und täglichen Modellergebnissen der Wassertemperatur im Abschnitt Nord für das Jahr 1996	141
Abb. 8-87:..... Konzentration an fäkalcoliformen Bakterien 1996 in der Spree (Messwerte von SenStadt)	142
Abb. 8-88:..... Vergleich von täglichen Messwerten und Modellergebnissen des Abflusses am Pegel Kleinmachnow für das Jahr 1996	142
Abb. 8-89:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996	143
Abb. 8-90:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	144
Abb. 8-91:..... Simulierter Sauerstoffgehalt und TOC-Gehalt oberhalb der Kläranlage Marienfelde (Modell-km 11) und bei der Teltowwerft im Teltowkanal (Modell-km 21,5) für das Jahr 1996	144
Abb. 8-92:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996	145
Abb. 8-93:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Ammonium-Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	146
Abb. 8-94:..... Simulierter Ammonium- und ortho-Phosphat-Gehalt oberhalb der Kläranlage Marienfelde (Modell-km 11) und bei der Teltowwerft im Teltowkanal (Modell-km 21,5) für das Jahr 1996	146
Abb. 8-95:..... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Phosphor-Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996	147

Abb. 8-96:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des ortho-Phosphat-Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	147
Abb. 8-97:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996	148
Abb. 8-98:..... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	148
Abb. 8-99:..... Vergleich von simuliertem Chlorophyll <i>a</i> -Gehalt und Zooplanktonabundanz im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	149
Abb. 8-100:... Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen der Wassertemperatur an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996	149
Abb. 8-101:... Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen der Wassertemperatur im Abschnitt Süd für das Jahr 1996	150
Abb. 8-102:... Vergleich des Sauerstoffgehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord	151
Abb. 8-103:... Vergleich des Sauerstoffgehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	151
Abb. 8-104:... Modellierte Sauerstoffdifferenz in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder vom Basisszenario Alternative 1 Periode 1 und Periode 10 und vom Oderwasserszenario Alternative 1, Periode 10. Es sind die Differenzen der Stundenwerte im Sauerstoffgehalt zwischen oberster und unterster Wasserschicht aufgetragen.	152
Abb. 8-105:... Boxplots des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur an der Spreemündung für alle Szenarien und Alternativen. In der Periode 10 sind die Alternativen 1, 3 und 4 identisch.	153
Abb. 8-106:... Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord	154
Abb. 8-107:... Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes vom Basisszenario, Alternative 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	155
Abb. 8-108:... Vergleich des Gesamt-Phosphor-Gehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und der Alternative 1, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord	155
Abb. 8-109:... Vergleich der Wassertemperatur vom Basisszenario der Alternative 1 und 2, Periode 10 sowie vom Oderwasserszenario der Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord	156
Abb. 8-110:... Vergleich der Wassertemperatur vom Basisszenario der Alternative 1, Periode 1 und 10 sowie der Alternative 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	157
Abb. 8-111:... Vergleich der Chlorophyll <i>a</i> -Gehalte der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord	158
Abb. 8-112:... Vergleich der Sauerstoffgehalte der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd	159



Abb. 8-113:...	Boxplots des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur im Teltowkanal bei Kohlhasenbrück (TeK-km 3,5) für alle Szenarien und Alternativen. In der Periode 10 sind die Alternativen 1 und 3 identisch.	160
Abb. 8-114:...	Vergleich der Sauerstoffgehalte der Alternative 1 und 3, Periode 1 und der Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	161
Abb. 8-115:...	Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Süd	162
Abb. 8-116:...	Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	162
Abb. 8-117:...	Vergleich des Gesamt-Phosphor-Gehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, sowie Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd	163
Abb. 8-118:...	Vergleich der Wassertemperatur der Alternativen 1, Periode 1, sowie Alternativen 1 und 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd	164
Abb. 8-119:...	Vergleich der Wassertemperatur der Alternative 1 und 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.	164
Abb. 8-120:...	Vergleich des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes vom Basisszenario der Alternativen 1, Periode 1 und 10, sowie vom Oderwasserszenario, Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd	165
Abb. 9-1:.....	Kurvenverläufe der täglichen Index-Dynamik für die volle Periode für die drei Szenarien <i>Basis</i> , <i>Flut</i> , <i>Oder</i>	172
Abb. 9-2:.....	Index Badegewässerqualität für eine Badesaison	173
Abb. 9-3:.....	Index-Darstellung für die Spree für eine Badesaison	176
Abb. 10-1:.....	Koalitionsdendrogramm	180



Verzeichnis der Tabellen

Tab. 2-1:.....	Definition des Alphabets der unterschiedlichen IMA-Kategorien als Grundlage für den Sprachentwurf	2
Tab. 5-1:.....	Überblick über die räumlichen Grundlagendaten	20
Tab. 5-2:.....	Verwendete Basisinformationen zur Modellparametrisierung	21
Tab. 5-3:.....	Berechnungsvarianten pro Klimadatensatz	24
Tab. 5-4:.....	Übersicht der während der Kalibrierung veränderten Parameter	28
Tab. 5-5:.....	Prozesse, Organismen und Messgrößen in QSim Version 9.1 (<i>Kursiv = Module im Entwicklungsstadium</i>)	42
Tab. 5-6:.....	Benutzte Kenngrößen für den Blaualgenbaustein (MÜLLER, 1996)	44
Tab. 5-7:.....	Benutzte Kenngrößen für den Zooplanktonbaustein (SCHÖL ET AL., 2002)	45
Tab. 5-8:.....	Benutzte Kenngrößen zur Beschreibung der Verlustrate fäkalcoliformer Bakterien	46
Tab. 6-1:.....	Chemische Gewässerklassifikation für Industriechemikalien, Schwermetalle, Nährstoffe und Summenparameter (UBA und LAWA): als Kenngröße werden pro Untersuchungszeitraum 90 Perzentil-Werte verwendet; lediglich beim Sauerstoffgehalt werden 10-Perzentil-Werte benutzt.	53
Tab. 6-2:.....	Ermittlung der Wertstufe anhand der Gewässergüteklasse	53
Tab. 6-3:.....	Anteil der Parameter an der Berechnung der Gewässergüteklasse	53
Tab. 6-4:.....	Beurteilung der Trophieklasse und Wertstufe anhand des Chlorophyll <i>a</i> -Gehaltes (LAWA, 2002)	54
Tab. 7-1:.....	Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Wasserwerke (WW) [Mio m ³ /a]	59
Tab. 7-2:.....	Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Kläranlagen (KA) [Mio m ³ /a]	59
Tab. 8-1:.....	Meteorologische Verhältnisse in verschiedenen Bezugszeiträumen im Einzugsgebiet der oberen Havel	72
Tab. 8-2:.....	Niederschlag und Niederschlagsänderungen für verschiedene Klimarealisierungen und Einzugsgebiete im Berliner Raum	72
Tab. 8-3:.....	Potenzielle Verdunstung und Verdunstungsänderung für verschiedene Klimarealisierungen und Einzugsgebiete im Berliner Raum	73
Tab. 8-4:.....	Wohnfläche pro Person [m ²] in Berlin und Brandenburg [BRB] 2000-2015, Quelle: BRB (2001)	74
Tab. 8-5:.....	Quantifizierung der Triebkräfte der Siedlungszunahme für drei Szenarien, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	74
Tab. 8-6:.....	Definition von fünf Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung für den engeren Verflechtungsraum, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	75
Tab. 8-7:.....	Nettozunahme der Wohnbau- und Verkehrsflächen [ha] im engeren Verflechtungsraum für fünf Szenarien bis 2015 (BRB = Land Brandenburg, EFH = Einfamilienhaus, MFH = Mehrfamilienhaus); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	75
Tab. 8-8:.....	Neu entwickelter vierstelliger Landnutzungscode (Auszug), Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	76
Tab. 8-9:.....	Simulierte Landnutzungsklassen; die Größe gibt die für die Simulation eingestellte minimale Größe in Pixeln (vgl. Nummerierung Tab. 8-8), Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	76
Tab. 8-10:.....	Lokale Eignung aller Klassen (s. Tab. 8-9); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)	78
Tab. 8-11:.....	Änderung des mittleren Abflusses gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel	83
Tab. 8-12:.....	Mediane und Standardabweichungen der mittleren Monatsabflüsse [m ³ /s] gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für zwei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum	85



Tab. 8-13:.....	Mediane und Standardabweichungen der mittleren Jahresabflüsse [m^3/s] aller Bilanzgebiete gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 für drei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum	89
Tab. 8-14:.....	Entwicklung der Sommer- und Winterabflüsse [m^3/s] in ausgewählten Bilanzgebieten	89
Tab. 8-15:.....	Umverteilung von Durchflussmengen infolge von Entnahmen und Einleitungen der Wasser- und Klärwerke in Berlin	91
Tab. 8-16:.....	Szenarienvergleich: Pegel Große Tränke, Quantile in m^3/s	93
Tab. 8-17:.....	Vieljährige Durchflussmittelwerte MQ [m^3/s] der Berliner Gewässer unter dem Einfluss von Klimawandel für das Basisszenario	95
Tab. 8-18:.....	Vieljährige Durchflussmittelwerte MNQ [m^3/s] der Berliner Gewässer unter dem Einfluss von Klimawandel für das Basisszenario	95
Tab. 8-19:.....	Reduzierung der biotischen und abiotischen Einträge in den Müggelsee in der Periode 1 im Vergleich zum Validierungszeitraum (1979-1988)	104
Tab. 8-20:.....	Auflistung der in QSim berücksichtigten ein- und ausleitenden Kanäle und Flüsse, Heizkraftwerke (HKW), Wasserwerke (WW) und Kläranlagen (KA) im Abschnitt Nord	114
Tab. 8-21:.....	Auflistung der in QSim berücksichtigten ein- und ausleitenden Kanäle und Flüsse, Heizkraftwerke (HKW), Wasserwerke (WW) und Kläranlagen (KA) im Abschnitt Süd	115
Tab. 8-22:.....	Tagesmittelwerte von meteorologischen Daten für die Station Potsdam aus dem Jahr 1996 (Daten vom PIK)	116
Tab. 8-23:.....	Gemessene (grau unterlegt) und berechnete Abflusskennwerte im Untersuchungsgebiet für das Jahr 1996	117
Tab. 8-24:.....	Mittelwert aus den täglichen Überwachungswerten der Heizkraftwerke 1996 und 2002 im Untersuchungsgebiet (Daten von BEWAG)	123
Tab. 8-25:.....	Jahresmittelwerte und Standardabweichungen (in Klammern) 1996 und 2002 des Abflusses und der Gewässergüteparameter der Kläranlagen Marienfelde, Ruhleben und Stahnsdorf (Daten von Berliner Wasserbetrieben, grau hinterlegte Werte sind berechnet)	124
Tab. 8-26:.....	Zur Validierung verwendete Messstellen im Strang Nord (alle Daten vom Senat Berlin)	125
Tab. 8-27:.....	Zur Validierung verwendete Messstellen im Strang Süd (alle Daten vom Senat Berlin)	125
Tab. 8-28:.....	Meteorologische Daten aus Tagesmittelwerten der Station Schönefeld für das Klimaszenario A1 und die Realisierung 32 für die Perioden 1 und 10 (GERSTENGARBE & WERNER, 2003)	126
Tab. 8-29:.....	Mit ArcGRM GLOWA simulierte (grau unterlegt) und berechnete Abflusskennwerte im Untersuchungsgebiet für die Perioden 1 und 10, jeweils Alternative 1	127
Tab. 8-30:.....	Von ArcGRM GLOWA vorgegebener mittlerer Abfluss (m^3/s) der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet für die Perioden 1 und 10	131
Tab. 9-1:.....	Index Badegewässerqualität	172
Tab. 9-2:.....	Impaktmatrix zur Periode 1: VersSich & Güte	177
Tab. 9-3:.....	Impakt-Matrix zur Periode 10	177



1 Zielstellung

Das Teilprojekt befasst sich schwerpunktmäßig mit den Problemen und Konflikten, die sich auf Grund alternativer Land- und Wassernutzungen im Kontext des globalen Wandels (insbesondere des Klimawandels) im Ballungsraum Berlin und im Spreegebiet als Ganzes ergeben können. Eine integrative Bewertung der Konflikte im Berliner Raum berücksichtigt deshalb auch die Wechselwirkungen, die sich zwischen diesem Gebiet und den oberhalb gelegenen Teilräumen “Obere Spree” und “Spreewald” ergeben, die von anderen Teilprojekten gleichfalls genauer untersucht werden. Sowohl bei der detaillierten Untersuchung der Teilregion Berlin als auch bei den Wechselwirkungen zwischen allen drei Teilräumen des Spreegebietes besteht das Gesamtziel darin, einen Beitrag zur Ableitung von Handlungsstrategien und -empfehlungen zur Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung in der Region zu leisten.

Die vergleichende Bewertung möglicher Handlungsalternativen ist konstitutiver Bestandteil des im Verbundprojekt entwickelten und in der Rahmenkonzeption beschriebenen Integrativen Methodischen Ansatzes (IMA), der hier zu einem stringenten Sprachkalkül präzisiert wurde. Die wichtigsten Schritte zur Bewertung alternativer Handlungsstrategien sind modellgestützte Impaktanalysen, Nutzen-Kosten-Abschätzungen und die Anwendung von Softwaresystemen für multikriterielle Analysen (MKA) sowie Equity-Analysen zur Konfliktbewältigung.

Die Impaktanalysen beziehen sich auf den Teilraum der Spree unterhalb des Spreewaldes am Pegel Leibsch und auf die Havel. Die Ergebnisse aus dem durch Bergbau beeinflussten Teilraum der Niederlausitz in Bezug auf die veränderten Wassermengen und Stoffströme werden in ihren Auswirkungen auf den Großraum Berlin und die Havel berücksichtigt. Der Großraum Berlin selbst ist ein Beispielgebiet für Untersuchungen von Konfliktsituationen in urbanen Räumen (Bevölkerungsdynamik, städtebauliche und industrielle Entwicklung) mit geringem Wasserdargebot. Gegenüber anderen laufenden Projekten sind hier zusätzliche Untersuchungen dringend erforderlich, weil der Region mit ihrem urbanen Charakter und den charakteristischen Wechselwirkungen zwischen den Problemen der Wassermenge und denen der Wasserqualität eine Schlüsselfunktion für das Einzugsgebiet von Spree und Havel zukommt - mit Auswirkungen auf die gesamte untere Elbe.

2 IMA: Die Forschungsmethodik für GLOWA-Elbe

2.1 Der Integrative Methodische Ansatz (IMA) als Sprachkalkül

Gemäß den dargelegten Besonderheiten des Integrativen Methodischen Ansatzes (IMA) sind für den Sprachentwurf zunächst die Basis-Kategorien wie Alternativen, Stakeholder, Bewertungskriterien etc. einzuführen, die zur Beschreibung jeder konkreten Anwendung in erster Linie benötigt werden.

Jede Kategorie steht für eine endliche, für Ergänzungen aber offene Anzahl von Repräsentanten (im Falle der Stakeholder z.B. Kraftwerksbetreiber, Schifffahrt, Fischerei, Badegäste etc.).

Die Kategorien stellen zusammengenommen die Dimensionen für den Lösungsansatz eines Projektes dar. Mit der Liste konkreter Repräsentanten für jede Kategorie sind Inhalt und Komplexität des Projektes also bereits festgelegt bzw. abgegrenzt. Dies erleichtert das Verständnis und schließt viele Missverständnisse zwischen den Bearbeitern eines interdisziplinären und interinstitutionellen Projektes von vornherein aus. Im Folgenden werden die benötigten Kategorien eingeführt und durch prägnante Abkürzungen charakterisiert, mit deren Hilfe die unterschiedlichen Projektbearbeiter dann viel leichter kommunizieren können.

2.1.1 Definition des Alphabets der unterschiedlichen IMA-Kategorien als Grundlage für den Sprachentwurf

Tab. 2-1: Definition des Alphabets der unterschiedlichen IMA-Kategorien als Grundlage für den Sprachentwurf

	Kategorie	Sprachsymbol	Erklärung
1	REGionen:	REG	Geographische Objekte der Untersuchung
2	ZeITInterValle	TIV	Simulationsintervalle für Szenarien
3	ZeITEinheiten	TEH	Zeitschritte von Modellen
4	MasterSZenarien	MSZ	Regionale Probleme, Konflikte, Themen, Aufgabenstellungen
5	STakeholder	STA	Interessenvertreter bzw. -gruppen, Institutionen
6	EXOgene Dynamik	EXO	Komponenten des Globalen Wandels, Triebkräftedynamik
7	ALTERNativen	ALT	Handlungsstrategien, Bündel von Optionen
8	Handlungsfelder	HFD	Felder für Management-Aktivitäten
9	Handlungsoptionen	HOP	Maßnahmen quantitativ
10	MODELle	MOD	Methoden, Instrumente
11	Einzel-INDikatoren	IND	Variablen, Zustandsgrößen
12	InDeX-Variablen	IDX	Aggregierte Indikatoren
13	KRIterien	KRI	zur integrierenden Bewertung
14	Alternativen vs. Kriterien	AvK	Impaktmatrix bzw. Multikriterienanalyse
15	Alternativen vs. Stakeholder	AvS	Equitymatrix bzw. Konfliktanalyse

Sprachlich und symbolisch zu unterscheiden sind für jede Kategorie (z.B. Stakeholder):

- einzelne Repräsentanten STA, STA_1, STA_2, \dots
- Mengen von Repräsentanten $STA1, STA2, \dots$
- Gesamtheit der Repräsentanten STA . (ohne Index).

Es gilt also z.B.: $STA1 \in STA1 \subset STA$.

2.1.2 Definition und mögliche Repräsentanten für die Basis-Kategorien

Zur Gewährleistung logischer Konsistenz, insbesondere zur Vermeidung von zyklischen Definitionen (Tautologien) werden die Basis-Kategorien für die Struktur von IMA in einer bestimmten Reihenfolge eingeführt. Dazu wird in Klammern angegeben, auf welche zuvor eingeführten Kategorien bei der Definition direkt Bezug genommen wird. Diese Beziehungen sind rekursiv, d.h. indirekte Abhängigkeiten (noch früher definierte Kategorien) werden nicht mehr mit erwähnt.

2.1.2.1 Regionen *REG*

Bisher festgelegte geographische Objekte für unterschiedliche Teilprojekte von GLOWA-Elbe:

- Gesamt-Elbe-Einzugsgebiet
- Spree-Havel-Einzugsgebiet
- Obere Spree-Region
- Spreewald-Region
- Ballungsraum Berlin
- Unstrut-Einzugsgebiet.

2.1.2.2 Zeitintervalle *TIV*

- Zeitlicher Rahmen des Gesamt-Projekts: 2000-2050
(Dimension des Szenario-Trichters)
- Zeitliche Reichweite von Teilstudien und Szenarien: bis 2025, 2020-2050,
(Einordnung in Szenario-Trichter)
- Simulationsintervalle für modellgestützte Szenariorechnungen

2.1.2.3 Zeiteinheiten *TEH*

- Eigenzeiten dynamisch modellierter Objekte: Tag, Woche, Monat, Jahr, Periode,...
- Zeitschritte für Szenariorechnungen: dito
- Zeitschritte für Resultatrechnungen: pragmatisch, willkürlich
- Zeitschritte für Datenreihen im Allgemeinen, insbesondere als Input oder Output von Modellrechnungen: s. o.

2.1.2.4 Masterszenarien *MSZ (REG, TIV)*

Thematische Festlegungen / Abgrenzungen von Teilzielen und -zwecken für *REG*, die sich als Optimierungsaufgaben innerhalb *TIV* behandeln lassen:

- zu lösende Probleme oder Aufgaben
- durch Kompromisse aufzulösende Konflikte
- zu beantwortende Fragen
- zu beleuchtende Themen mit spezifischen Problemlagen oder Konfliktpotentialen ...

2.1.2.5 Stakeholder *STA (MSZ)*

Eigentlich Vertreter von Interessengruppen (Verwalter „kollektiver Wetteinsätze“); allgemein benutzt als Bezeichnung für die Träger / Akteure der Partizipation, die einem *MSZ* zuzuordnen sind; sie stehen deshalb für:

- passiv betroffene Interessengruppen
- Vertreter solcher Interessengruppen
- Institutionen mit Möglichkeiten zur aktiven Einflussnahme bzw. mit Kompetenzen für regionenspezifisches Management
- Vertreter solcher Institutionen.

2.1.2.6 Exogene Dynamik *EXO (REG, MSZ)*

Dynamik der von außen wirkenden, innerhalb von *REG* nicht beeinflussbaren Triebkräfte und Komponenten des Globalen Wandels, von denen *MSZ* abhängt:

- Klimaänderung
- Marktliberalisierung
- Auftreten und Verbreitung neuer Technologien
- Änderung von Verhaltensweisen
- Bevölkerungsentwicklung
- Urbanisierung ...

2.1.2.7 Handlungsfelder *HFD (MSZ, STA)*

Sektoren, Politikbereiche oder private Bereiche im potenziellen Entscheidungsraum (auch durch *STA* mitbestimmt), innerhalb derer im Sinne von *MSZ* relevante Optionen für Managementaktivitäten existieren.

Beispiele:

- Regenwasserbewirtschaftung
- Umweltschutzmaßnahmen ...

2.1.2.8 Handlungsoptionen *HOP (HFD)*

Quantitative Komponente des potenziellen Entscheidungsraumes; quantitativ abzustufende Optionen aus einem *HFD* zur Steuerung der Entwicklung von *REG* im Sinne von *MSZ*. Subkategorien für solche Optionen sind:

- Kapazität
- Räumliche Verteilung bzw. Allokation
- Leistung.

2.1.2.9 Alternative Handlungsstrategien *ALT (HFD)*

Kombination bestimmter *HOP* aus verschiedenen *HFD* aus dem Entscheidungsraum zur Realisierung einer im Sinne von *MSZ* zielgerichteten Strategie.

2.1.2.10 Einzel-Indikatoren *IND (ALT, STA)*

Zustandsgrößen, Variablen oder Indikatoren, die im Konsens mit allen Stakeholdern *STA* zur vergleichenden Bewertung der Auswirkungen aller Alternativen Strategien *ALT* eines *MSZ* herangezogen werden sollen.

2.1.2.11 Modelle *MOD (IND)*

Modelle, Methoden oder Instrumente zur Durchführung der Impaktanalyse, durch die sich jeweils ein oder mehrere Einzelindikatoren *IND* bestimmen lassen.

2.1.2.12 Index-Variable *IDX (IND)*

Aggregierte Indikatoren oder komplexere Index-Variablen als integrative Verknüpfungen von Einzelindikatoren *IND*.

2.1.2.13 Bewertungskriterien *KRI (IDX)*

Von Index-Variablen und Einzelindikatoren abgeleitete Bewertungskriterien, z.B. durch Anwendung von Normierungen und Bezug auf Schwellenwerte.

2.1.2.14 Impaktmatrizen *AvK*

Jedes Element einer solchen Matrix entspricht der Bewertung der Auswirkungen (Impakts) einer Alternativen Strategie *ALT* gemäß einem Kriterium *KRI*.

2.1.2.15 Equitymatrizen *AvS*

Jedes Element einer solchen Matrix entspricht der Bewertung einer Alternativen Handlungsstrategie *ALT* durch einen Stakeholder *STA*.

2.1.3 Relationen zwischen Repräsentanten unterschiedlicher Sprachkategorien

Sprachlich zu unterscheiden sind zwei Formen von Relationen:

- bezieht sich auf (...)
- setzt sich zusammen aus [...].

Die erste Form von Relationen bezeichnet Definitionen, die sich durch Eindeutigkeit der zugeordneten Argumente auszeichnen. Diese Form ist weiter oben bei der Einführung der Kategorien schon benötigt und benutzt worden, z.B. ist *MSZ* erst festlegbar, wenn die Repräsentanten der Kategorien *REG* und *TIV* schon eingeführt sind, und *MSZ* auf ein bestimmtes *REG* und ein bestimmtes *TIV* bezogen werden kann:

MSZ bezieht sich auf *REG* und *TIV*,
kurz referiert als *MSZ(REG, TIV)*.

Die zweite Form von Relationen betrifft Definitionen, die in flexibler Weise Vieldeutigkeit einschließen und ausdrücken sollen, weil in definierter Form Variabilität zugelassen werden soll.

Beispiel:

ALT_1 setzt sich zusammen aus $HOP_1 [HOP_{11}, HOP_{21}, \dots, HOP_{51}]$, kurz referiert als $ALT_1 [HOP_{1j}]$.

2.1.4 IMA im Sprachkalkül

Mit Hilfe dieses Kalküls können nun die wesentlichen Teilaspekte des IMA-Algorithmus rekursiv dargestellt werden.

Dabei lassen sich innerhalb desselben fünf Ebenen unterscheiden, die qualitativ unterschiedliche Szenarien als Experimente, Variantenrechnungen und Sensitivitätsanalysen repräsentieren:

$P[MSZ_1, MSZ_2, \dots]$: Im Projekt **P** werden ein oder mehrere Masterszenarien behandelt.

1. Szenarien-Ebene: Unterschiedliche Masterszenarien

- $MSZ_i [EXO, STAi, HFDi, KRi]$: Das Masterszenario MSZ_i besteht aus je einer Menge von Triebkraftkomponenten, Stakeholdern, Handlungsfeldern und Bewertungskriterien.

2. Szenarien-Ebene: Unterschiedliche Ensembles exogener Komponenten (des Globalen Wandels)

- $HFD_i [HOPi]$: Das Handlungsfeld HFD_i besteht aus einer Menge von Handlungsoptionen.
 $HOP_i [HOP_{i1}, HOP_{i2}, \dots]$. Mögliche Schreibweisen: $HOP_{ij} = HOP_{ij} = HOP(i,j)$.

Sei $HOP = HOP[HOP_{11}, HOP_{12}, \dots, HOP_{21}, HOP_{22}, \dots, \dots, HOP_{n1}, HOP_{n2}, \dots]$ die Gesamtheit aller Handlungsoptionen aus allen Handlungsfeldern, dann wird durch jede sinnvoll interpretierbare Teilmenge $HOP_j < HOP$ eine Handlungsstrategie ALT_j definiert.

- $ALT_j [HOP_j]$: Die Alternative Handlungsstrategie ALT_j entspricht einem Bündel von Handlungsoptionen HOP_j aus beliebigen Handlungsfeldern.
- Entwicklungsszenario heißt die Kombinationen eines Ensembles exogener Komponenten der 2. Szenarien-Ebene mit einer Alternativen Handlungsstrategie.
- Zweck eines Masterszenarios MSZ ist Bewertung und Vergleich einer Anzahl von durch die Stakeholder STA ausgewählten Alternativen Handlungsstrategien.

3. Szenarien-Ebene: Unterschiedliche Ensembles Alternativer Handlungsstrategien, Voraussetzung für die Bewertung ist eine durch die Modelle MOD unterstützte Impaktanalyse.

4. Szenarien-Ebene: Unterschiedlich komplexe Teilstudien mit Modellen aus MOD , Grundlage für die Bewertung ist eine Menge von Einzelindikatoren IND , auf die sich die Stakeholder STA geeinigt haben.

- $MOD_i = MOD_i(IND_i)$: Jedes MOD_i bezieht sich auf eine bestimmte Teilmenge von Einzelindikatoren $IND_i [IND_{i1}, IND_{i2}, \dots]$.
- $IDX_j (IND_j)$: Die komplexe Indexvariable IDX_j integriert eine Menge IND_j von Einzelindikatoren zu einem aggregierten Indikator.
- $KRI_j (IDX_j)$: Das Bewertungskriterium KRI_j bezieht sich auf den aggregierten Indikator IDX_j .
- $AvK_i (MSZ_i)$: Die Impaktmatrix AvK_i bezieht sich auf das Masterszenario MSZ_i , das seinerseits (s.o.) durch eine Menge von Alternativen ALT_i und einer Menge von Bewertungskriterien KRI_i mitdefiniert wird; sie bilden die Zeilen bzw. Spalten von AvK_i .
- $AvS_i (MSZ_i)$: Die Equitymatrix AvS_i bezieht sich auf das Masterszenario MSZ_i , das seinerseits (s.o.) durch eine Menge von Alternativen ALT_i und eine Menge von Stakeholdern STA_i mitdefiniert wird; sie bilden die Zeilen bzw. Spalten von AvS_i . Multikriterielle Analyse und Equityanalyse werden mit Unterstützung von Software-systemen durchgeführt (NAIADE, PROMETHEE), die Variantenrechnungen durch Rekalibrierung von Systemparametern gestatten.

5. Szenarien-Ebene: Unterschiedliche Kalibrierungen von NAIADE, PROMETHEE

2.2 Darstellung der Spezifik des urbanen Raums von Berlin

Die wasserwirtschaftlichen Probleme im Ballungsraum Berlin erwachsen aus den vielfältigen Nutzungen auf einem sehr begrenzten Raum. Sie sind in erster Linie Wassergüteprobleme. Bezüglich der Trinkwasserbereitstellung ist die Großstadt Berlin Selbstversorger. Notwendige Voraussetzung ist aber die Gewinnung von 70 % des Rohwassers aus dem Uferfiltrat und der Grundwasseranreicherung. Neben der Trinkwassergewinnung erfordern auch die intensive Nutzung der Seenlandschaft als Fischerei- und Badegewässer sowie der ökologische Gewässerschutz eine ausreichende Wasserqualität. Diese wird aber durch die Einleitung des häufig ungereinigten Regenwassers und des gereinigten Abwassers in die gleichen Vorfluter beeinträchtigt. Darüber hinaus führt die Nutzung des Oberflächenwassers als Kühlwasser für die Kraftwerke zu einer erhöhten thermischen Belastung der Gewässer. Ungünstig wirken sich



auch die durch die Stauhaltungen bedingten niedrigen Fließgeschwindigkeiten auf die Aufenthaltszeiten der Schadstoffe aus. Die geringen Gebietsniederschläge verdünnen das Oberflächenwasser nur unzureichend und verschärfen so die Güteprobleme noch. Die Berliner Spreezuflüsse Erpe, Wuhle und Nordgraben führen zeitweise bis zu 95 % Abwasser aus den Klärwerken Münchehofe, Falkenberg und Schönerlinde. Bei Starkniederschlägen ist durch die diffusen Stoffeinträge über die Regenwassereinleitungen ein vermehrtes, im Falle von Überläufen aus der Mischwasserkanalisation sogar massenhaftes Fischsterben zu beobachten.

Ziel der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie ist die durchgängige Erreichung der Gewässergüteklasse II in den rückgestauten planktondominierten Gewässern und der Badegewässerqualität für die Strandbäder. Gegenwärtig dominiert die Güteklasse III mit einem Schwankungsbereich von II bis IV. Haupthindernis ist die starke Eutrophierung der Gewässer durch die hohe Nährstoffbelastung. So beträgt der mittlere jährliche Phosphoreintrag 1992-1994 durch die Zuflüsse nach Berlin 265 t/a, durch alle Kläranlagen 112 t/a und durch die Misch- und Trennkanalisation 38 t/a. Diese Belastung führt z.B. im Zeuthener See zu einem mittleren Biomassenäquivalent Chlorophyll-*a* von 110 µg/l, was der Güteklasse III - IV entspricht.

Auch die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink erreichen 200 bis 500 % der Zielvorgaben, die nach einem LAWA-Bewertungsverfahren festgelegt wurden (LAWA, 1998). Die diffusen Stoffeinträge über die Trenn- und Mischkanalisation sind mit ca. 75 % und die Kläranlagen mit ca. 25 % an der städtischen Bruttoemission beteiligt. Kläranlagen und das Regenentwässerungssystem sind auch beteiligt an einem erhöhten Stoffumsatz durch den Eintrag stark zehrender Substanzen.

Im Abwasserbeseitigungsplan für Berlin wird gefordert:

- Reduzierung der diffusen Phosphoreinträge der Misch- und Trennkanalisation um 50 % durch die Sanierung des Mischsystems, Entkopplung von Einzugsgebieten, Versickerung von Regenwasser über die belebte Bodenzone und den Bau von zentralen Regenwasserreinigungsanlagen
- Reduzierung der Phosphoreinträge der Kläranlagen Berlins und Brandenburgs um je 90 %.

Das geringe Wasserdargebot verschärft nicht nur das Güteproblem, auch mengenseitig muss die Wasserverfügbarkeit kritisch gesehen werden. Der Mindestabfluss am Pegel Große Tränke, dem wichtigsten Zuflusspegel zum Berliner Gewässersystem, wurde für die Jahresreihe 1993-1997 im Mittel an 69 Tagen im Jahr unterschritten. Als Hauptursache sind die Sanierungsmaßnahmen in den Tagebaugebieten der Niederlausitz anzusehen. Wasser wird nicht nur für die Trinkwasserbereitstellung benötigt, auch die Forderungen von Schifffahrt und Fischerei können nur erfüllt werden, wenn die Wasserstände in den Stauhaltungen hinreichend hoch sind. Die Schifffahrt benötigt außerdem Schleusungswasser und die Kraftwerke Kühlwasser. Die Unterlieger des Landes Berlin sind an einem Abfluss der Spree interessiert, der den Mindestabfluss in der Unteren Havelwasserstraße zu gewährleisten hilft. So wurde der Mindestabfluss von 10 m³/s am Pegel Ketzin (Havel) im Jahr 1998 an 24 Tagen erheblich (Minimum: 2,6 m³/s) unterschritten. Darüber hinaus ist durch Veränderungen in der Landnutzung im urbanen Großraum Berlin auch mit einem veränderten Beitrag des Gebietes zum Wasserdargebot zu rechnen.

3 MSZ: Definition von Masterszenarien - Präzisierung der Forschungsaufgabe

Es besteht die Gefahr, dass sich die in Kapitel 2.2 geschilderte Problemlage im urbanen Ballungsraum Berlin durch den globalen Wandel in den nächsten Jahrzehnten noch verschärft. Die Forderung lautet deshalb: Alle Planungen und verfügbaren Mittel müssen dazu eingesetzt werden, die in diesem Kontext möglichen Entwicklungen so zu kompensieren, dass Wasserversorgungssicherheit gewährleistet werden kann, ohne bestimmte Anforderungen an die Wasserqualität dabei zu verletzen. Dies ist eine komplexe Forschungsaufgabe, für deren Lösung der Integrative Methodische Ansatz die Instrumente liefert.

Zuerst muss demnach die Forschungsaufgabe präzisiert werden, indem die Aufgabe als ein verbindliches Masterszenario *MSZ* formuliert wird. Erst dann kann in Zusammenarbeit mit den Stakeholdern *STA* entschieden werden, welche Handlungsoptionen in Betracht gezogen werden sollten, um die Aufgabe zu lösen.

Eindeutig vorrangig ist folgendes:

MSZ1: Gewährleistung von Wasserversorgungssicherheit und einer erwarteten Wasserqualität in Berlin unter den Bedingungen des globalen Wandels

Die erwartete Qualität ist im wesentlichen die Güteklasse II und Badegewässerqualität für die Strandbäder.

Im Zusammenhang mit der Entwicklung des Systems der Wasserstraßen der Region wurde ein zweites, von den Anforderungen der Schifffahrt geprägtes Masterszenario in Erwägung gezogen, wobei diese Anforderungen mit denen des Umweltschutzes in Einklang zu bringen wären:

MSZ2: Gewährleistung von Leichtigkeit und Sicherheit der Schifffahrt auf Unterer Spree und Havel unter Berücksichtigung der Anforderungen des Umweltschutzes

Größere Bedeutung für den Gesamtwasserhaushalt der Region hat zweifellos *MSZ1*, auf das wir uns im folgenden konzentrieren werden.

4 *EXO*: Komponenten des globalen Wandels als exogene Triebkräfte

Entwicklungen in der Region hängen einerseits davon ab, wie diese durch den Menschen bewusst gesteuert bzw. weniger bewusst beeinträchtigt werden. Andererseits gibt es auch eine von außen einwirkende Dynamik von Triebkräften, die ganz ohne unseren Einfluss wirken oder zumindest nicht die unmittelbare Einflussnahme innerhalb der Region betreffen. Dies können beispielsweise vorgegebene Budgets sein, für die dann nur noch entschieden werden kann, wie man sie verteilt, einsetzt oder verbraucht.

Die für dieses Projekt wichtigsten Triebkräfte betreffen aber den globalen Wandel bzw. die regionalen Auswirkungen desselben. Er setzt sich aus einer Reihe von Komponenten zusammen, die mit jeweils spezifischen Mitteln abgebildet und realisiert werden müssen. Welche dieser Komponenten relevant sind und berücksichtigt werden sollten, hängt von den Besonderheiten des Untersuchungsobjektes und von der Aufgabenstellung ab. Gelegentlich muss auch auf die eine oder andere Komponente verzichtet werden, wenn man sie nicht hinreichend gut abbilden kann.

Wichtiger Teil der Aufgabenstellung ist es, einen möglichen Klimawandel abzubilden, insbesondere die Änderung von Niederschlagsmustern, -dauer und -intensität. Das so veränderte Wasserdargebot hängt aber im urbanen Ballungsraum noch von einer weiteren typischen Komponente ab, dem Urbanisierungstrend und Versiegelungsgrad, mit dem sich die Abflussverhältnisse deutlich ändern können. Die (dritte) Komponente, der Einfluss des Bergbaus im Oberen Spreengebiet, in KALTOFEN (2003) beschrieben, wirkt sich über den Zuflusspegel Große Tränke auf das betrachtete Einzugsgebiet aus.

Weiterhin sollen neue Sanitärtechnologien und Verhaltensänderungen einbezogen werden, die aber in dieser Projektphase noch nicht realisiert werden.

4.1 Urbanisierung

Für eine Entwicklung von Szenarien der Versiegelung ist zunächst zu überlegen, welche Triebkräfte die Entwicklung der Versiegelung steuern. Sobald diese Triebkräfte benannt sind, ist festzustellen, wie die globalen quantitativen und qualitativen Annahmen der IPCC-Storylines auf das Elbegebiet bzw. den Großraum Berlin übertragen werden müssen, um die Triebkräfte mit Werten zu belegen und daraus die Siedlungsflächenentwicklung zu errechnen.

Zur Siedlungsfläche werden in Deutschland nach amtlicher Statistik die Gebäude- und Freiflächen (Flächen für Wohnen, Gewerbe und Industrie), die Betriebs-, Erholungs- und Friedhofsflächen sowie die Verkehrsflächen gerechnet.

Die Siedlungsentwicklung der letzten Jahre bestand in den östlichen Bundesländern aufgrund des „Nachholeffektes“ in einer zunehmenden Suburbanisierung und Funktionsentmischung der Städte (APEL ET AL., 2001, S. 22f). Das Siedlungsflächenwachstum war damit von den drei Hauptkomponenten Wohnen, Gewerbe und Verkehr geprägt und das, obwohl die Bevölkerung in den ostdeutschen Stadtregionen tendenziell eher abnimmt (APEL ET AL., 2001, S. 23). Für den Großraum Berlin hingegen ist mit einer Verschärfung dieser Trends durch eine Zunahme der Bevölkerung (SENSTADT (1999); LDS (2001)) zu rechnen.

Wohnflächen

Abb. 4-1 zeigt, mit welchen Einflussgrößen die zukünftige Wohnflächenentwicklung abgeschätzt werden kann (IWANOW ET AL., 2001). Die Bevölkerungszahl ist nur *ein* Faktor für diesen Trend der Versiegelung. Andere, davon nicht beeinflusste Faktoren sind die Haushaltsgröße, das verfügbare Haushaltseinkommen und die Bauweise (flächensparend oder flächenintensiv). Haushaltsgröße und -einkommen bewirken zusammen die nachgefragte *Wohnfläche pro Person*.

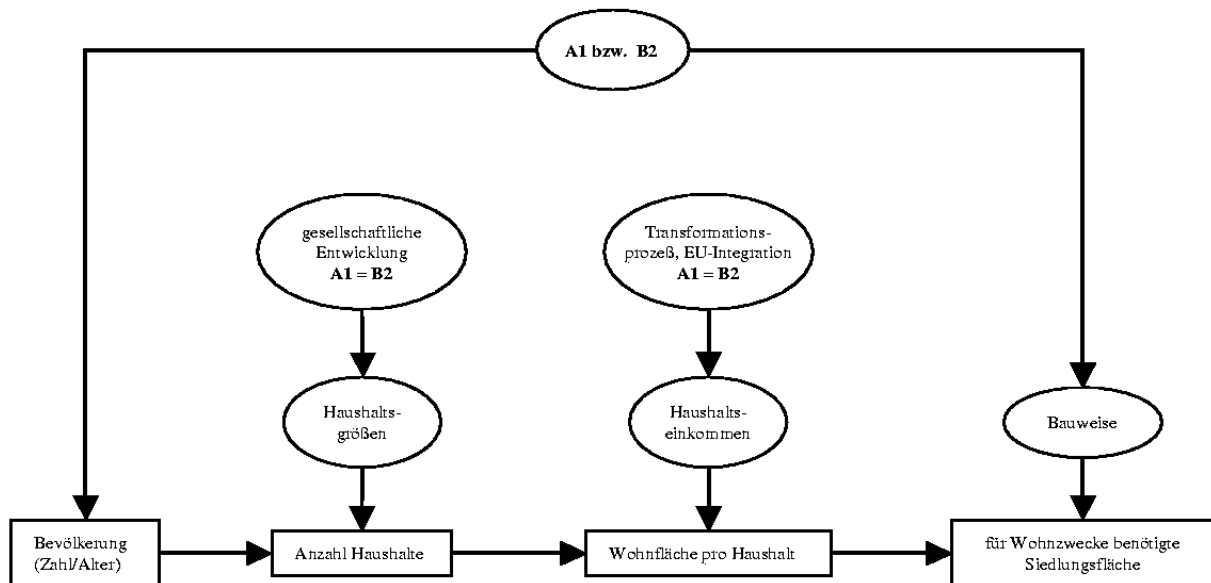


Abb. 4-1: Globale und lokale Einflussfaktoren auf die für Wohnzwecke im Elbegebiet benötigte Siedlungsfläche, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Gewerbeflächen

Die Gewerbeflächen können nach ihrer Funktion aufgeteilt werden in Flächen zur Herstellung von Gütern, Flächen für den Handel und Büroflächen. Die Nachfrage nach derartigen Flächen wird naturgemäß stark von der wirtschaftlichen Entwicklung gesteuert, die jedoch im Untersuchungsgebiet eher regionale als globale Ursachen hat und in GLOWA-Elbe als solche nicht bearbeitet wird. Derartige lokale Ursachen sind im Elbegebiet das Vorhandensein oder Ausbleiben von Impulsen durch die Integration der ostmitteleuropäischen Staaten in die EU sowie die Folgen der Wiedervereinigung. Darüber hinaus ist eine Prognose der Entwicklung der Gewerbeflächen schon an sich ungleich schwerer als für Wohnflächen, da die notwendigen Eingangsgrößen weniger bekannt und auch schwerer einzuschätzen sind als z.B. die Entwicklung des Büroflächenmarktes. Den Bedarf an Büroflächen im Jahre 2030 schätzt SIMONS (1999) beispielsweise auf 70 - 140 % des heutigen Bestandes.

Verkehrsflächen

Der Anteil der Verkehrsfläche an der Siedlungsfläche ist zur Zeit rückläufig. In Deutschland hatte sie 1996 einen Anteil von knapp 40 % an der Siedlungsfläche, ihr Anteil an der Zunahme im Zeitraum 1993-1997 betrug jedoch nur noch die Hälfte (DOSCH & BECKMANN, 1999). In Berlin lag der Anteil 1993 bei 23 % (West) bzw. 11 % (Ost), in Gesamtberlin bei ca. 18 % und war damit etwas geringer als z.B. in Hannover (23 %). Der Anteil der Straßenfläche aller im Umweltinformationssystem des Landes Berlin (UIS) mit Nutzung *Siedlung* markierten Blockflächen summiert sich auf 16 %; anders ausgedrückt sind, um die benötigte

Siedlungsfläche (Gebäude-, Frei- und Verkehrsfläche) zu berechnen, 19 % der benötigten Gebäude- und Freiflächen als Verkehrsfläche zu veranschlagen. Bei diesen Zahlen ist allerdings zu beachten, dass die vorliegenden Angaben zur Fläche des Straßenlandes statistisch flächengewichtet auf die Teilflächen umgerechnet wurden (SENSTADT, 2000), also nicht dem kartierten Bestand der jeweiligen Blockfläche entsprechen.

Der Vergleich dreier Stadtstrukturtypen zeigt, dass eine flächige Stadtform geringer baulicher Dichte mit dem PKW als Hauptverkehrssystem einen höheren Anteil an Verkehrsflächen aufweist als Städte mit kompakterer Bauform und höherer Dichte (APEL ET AL., 2001, S. 37, am Beispiel der Städte Bern, Bonn und Denver). Wesentlich für die zukünftige Entwicklung der Verkehrsflächen wird damit sein, ob sich die Desurbanisierung (*Urban Sprawl*) durch Siedlungsdispersion sowie die Gewerbedezentralisierung fortsetzt oder eine Trendwende hin zu einer flächen- und ressourcensparenden Siedlungsweise vollzieht.

4.2 Neue Technologien und Verhaltensänderungen

In der ersten Phase des Projektes wurden Vorstudien durchgeführt zur technologischen Entwicklung in folgenden Teilgebieten:

- Wassersparende Sanitärtechnik
- Regenwassernutzung
- Grauwasseraufbereitung und –nutzung
- Regenwasserbewirtschaftung
- Dachbegrünungen
- Einsatz von Membrantechniken
- Entwicklungen neuer Wasserver- und -entsorgungskonzepte.

5 MOD: Der Modellfundus und seine Integration zum Gesamtmodell

Mit der inhaltlichen Bandbreite und Vielzahl der bei den Impaktanalysen beteiligten bzw. angewendeten Modelle und ihrem ergebnisorientierten Zusammenwirken lässt sich der integrative Charakter des Projektes und der angewendeten Forschungsmethodik besonders anschaulich demonstrieren. In diesem Sinne beschreibt das Schema in Abb. 5-1 nicht nur die konzeptuelle Verschmelzung derselben zu einem Gesamtmodell, sondern deutet auch schon die wichtigsten Pfade ihrer vernetzten Anwendungen für konkrete Problemlösungen an.

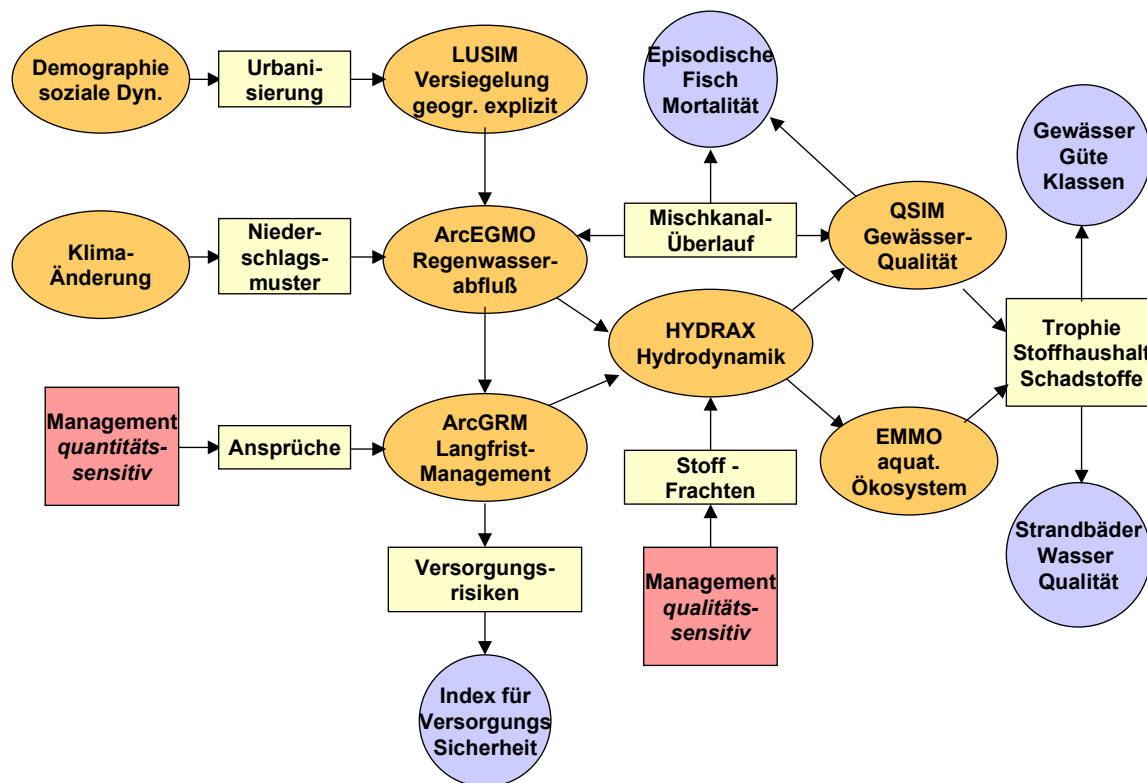


Abb. 5-1: Gesamtmodell Wasserhaushalt

Dabei repräsentieren:

- Braune Ellipse: mathematische Modelle bzw. durch computergestützte Simulationen zu realisierende Teilpfade der Berechnungen
- Gelbe Rechtecke: Quintessenz der zwischen den Modellen ausgetauschten Informationen
- Rote Quadrate: wichtige Handlungsfelder *HFD* für anthropogene Steuerungen, in summarischer Form beschrieben
- Blaue Kreise: komplexe Indexvariablen, durch die Stakeholder *STA* favorisiert bzw. sanktioniert, als vorläufige Ergebnisse der Prozedur, die dann die Grundlage für Kriterien *KRI* einer integrierenden Bewertung bilden.



Für eine Interpretation der Abläufe im dargestellten Schema beginnen wir links oben mit den exogenen Triebkräften *EXO*, insbesondere den hier berücksichtigten Komponenten des globalen Wandels:

Einerseits führen die im Kontext nicht beeinflussbaren demografischen und sozioökonomischen Entwicklungen zu einem bestimmten Zuwachs an Urbanisierung, der sich konkret in unterschiedlichen Formen von Flächenversiegelungen (Gebäude und Infrastruktur) manifestiert. Das Modell LUSIM verortet dann diese als Trends vorliegenden Neuversiegelungen, d.h. es bestimmt unter Berücksichtigung aller dafür relevanten Rahmenbedingungen die explizit davon betroffenen Teilflächen des Untersuchungsgebietes. Dies bewirkt dann eine potenzielle Veränderung für den Abfluss von Regenwasser.

Andererseits ändern sich durch eine vorausgesetzte Klimaänderung die Niederschlagsmuster, -häufigkeiten und -intensitäten und damit die ortsspezifische Dynamik für das Regenwasseraufkommen selbst.

Das resultierende Wasserdargebot wird schließlich aus den oben genannten Eingangsinformationen über Niederschlag und Flächenbeschaffenheit durch das Modell ArcEGMO berechnet. Damit steht auch die Gesamtwassermenge fest, die auf die unterschiedlichen Nutzer gemäß ihren Ansprüchen verteilt werden kann.

Diese Ansprüche können durch sehr unterschiedliche menschliche Aktivitäten beeinflusst werden und sind insofern von den zu definierenden und dann zu vergleichenden Handlungsstrategien, den Alternativen *ALT* abhängig.

Die Verteilung des Wasserdargebots selbst wird dann durch das Modell ArcGRM abgebildet, das schließlich die Wahrscheinlichkeiten für die Befriedigung dieser Ansprüche berechnet.

Daraus leiten wir einen aggregierten Index zur Risikoabschätzung ab und erhalten damit die Möglichkeit für eine numerische Bewertung der Versorgungssicherheit in Form eines integrierenden Bewertungskriteriums *KRI*.

ArcGRM bildet auch die Grundlage für die Berechnung von allen Stofffrachten, die an den Fluss des Wassers gebunden sind. Die Frachten wiederum sind zum überwiegenden Teil Ergebnis menschlicher Einflüsse und sind somit auch durch entsprechende Maßnahmen steuerbar. Die zu betrachtenden Steuerungsaktivitäten werden sowohl qualitativ als auch quantitativ mit den zu vergleichenden Alternativen *ALT* festgelegt.

Für die Berechnung von Frachten und Konzentrationen bzw. damit im Zusammenhang stehenden Gewässerqualitätsparametern werden das Gewässergütemodell QSim und das aquatische Ökosystemmodell EMMO eingesetzt.

Aus einer Vielzahl von Qualitätsparametern zu Trophie und Stoffhaushalt wird ein allgemeiner Gewässergüteindex abgeleitet, der die Grundlage für ein integrierendes Bewertungskriterium *KRI* bildet.

Ein weiteres Kriterium beschreibt und bewertet die spezifische Wasserqualität für Strandbäder an dafür ausgewiesenen Flussabschnitten.

Das episodische Fischsterben ist besonders ein Phänomen urbaner Regionen. Es tritt nach Starkregenfällen auf, in deren Folge es zum Überlauf von Mischwasserkanälen und damit zu starken temporären Belastungsschüben für die Fließgewässer kommt. Dies bewirkt häufig eine starke Sauerstoffzehrung und zieht schließlich akuten Sauerstoffmangel im Gewässer nach sich, der dann in der Regel zu massenhaftem Fischsterben führt. Die Bewertung von Häufigkeit und Intensität dieser Erscheinung ist ein sehr suggestives Kriterium für den

Zustand des Wasserhaushaltes einer urbanen Region, das ökologische, ökonomische und soziale Komponenten miteinander verbindet oder diese integriert.

5.1 LUSIM – Verortung von Versiegelungstrends und Landnutzungsänderungen

Die Veränderung von Landschaften durch die Veränderung ihrer Nutzungsmuster ist ein Prozess, der auf der Ebene der Einzelfläche einer Entscheidung ihres Nutzers oder Besitzers folgt. Die Simulation von Landnutzungsänderungen auf landschaftlicher Ebene muss folglich versuchen, das Ergebnis all dieser Einzelentscheidungen im Betrachtungszeitraum bestmöglich nachzubilden. In den allermeisten Fällen ist es nicht möglich, jede Einzelentscheidung zu simulieren, da weder alle Entscheider noch ihre jeweiligen Beweggründe bekannt sind. Daher bietet es sich an, für alle gleich gelagerten Entscheidungen typische Beweggründe zu unterstellen und diese dann auf alle dafür in Frage kommenden Einzelflächen anzuwenden.

Die Beweggründe sind üblicherweise auf die Eigenschaften der jeweiligen Fläche und/oder die Eigenschaften ihrer Nachbarschaft zurückzuführen: Ein Acker fällt brach, weil sein Ertrag verhältnismäßig gering ist. In diesem Fall ist der Entscheider mit dem Nutzer identisch. Wird die Ackerfläche jedoch bebaut, weil sie unmittelbar an ein bereits vorhandenes Neubaugebiet grenzt und deshalb dafür Baurecht geschaffen wurde, so ist der Entscheider die Gemeinde. Beide Entscheidungen folgen gewissen Regeln oder Beweggründen: Im ersten Fall will der Landwirt seine Betriebsbilanz optimieren, deshalb nimmt er genau die Standorte aus der Produktion, die ohnehin den geringsten Ertrag abwerfen. Im zweiten Fall soll das Baugehen in der Gemeinde auf bestimmte Flächen konzentriert werden, die sich eben dadurch auszeichnen, dass sie an bereits vorhandene Bebauung grenzen. Für jede zu simulierende Landnutzung kann ein Satz derartiger Regeln definiert werden.

Es existieren folglich zwei Arten von Regeln, nämlich solche, die sich auf die Eigenschaften der Einzelfläche selbst und jene, die sich auf die Eigenschaften ihrer Nachbarschaft beziehen. Die ersteren sollen im Folgenden als *lokale Eignung*, die anderen als *abhängige Eignung* bezeichnet werden. Eine *Einzelfläche* ist infolgedessen eine Fläche, die bezüglich ihrer lokalen Eignung homogen ist. Die Aufgabe der Erzeugung und Verwaltung von Einzelflächen wird mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) gelöst. Die meisten derartigen Softwarepakete (z.B. ARC/INFO, GRASS) bieten dafür vektor- und rasterbasierte Datenformate und darüber hinaus auch Routinen an, mit denen Nachbarschaftsanalysen durchgeführt werden können. Liegen entsprechende Ausgangsdaten vor, ist es im Vektorformat relativ einfach, homogene Einzelflächen zu erzeugen. Vektorbasierte Landnutzungssimulationen haben jedoch den Nachteil, dass die homogenen Einzelflächen unterschiedlich groß sind. Das wirft nicht unerhebliche Probleme bei der Nachbarschaftsanalyse auf: Wird als Nachbarschaft jede angrenzende Fläche betrachtet, so ist ein Acker, der vom vorhandenen Wohngebiet durch eine Straßenfläche getrennt ist, nicht mehr *angrenzend an vorhandene Bebauung*. Wird als Nachbarschaft jedoch ein bestimmter Abstand festgelegt, muss dazu überlegt werden, was als Anfangs- und Endpunkt festzulegen ist: meist entweder die Flächengrenze oder der Flächenschwerpunkt. Ist der besagte Acker aber dann als Bauland festgestellt worden, so wird in der Realität nicht der ganze Schlag bebaut, sondern nur ein Teil davon. Teilflächen können aber in einem vektorbasierten System nur durch die Erzeugung neuer Geometrien umgewandelt werden.

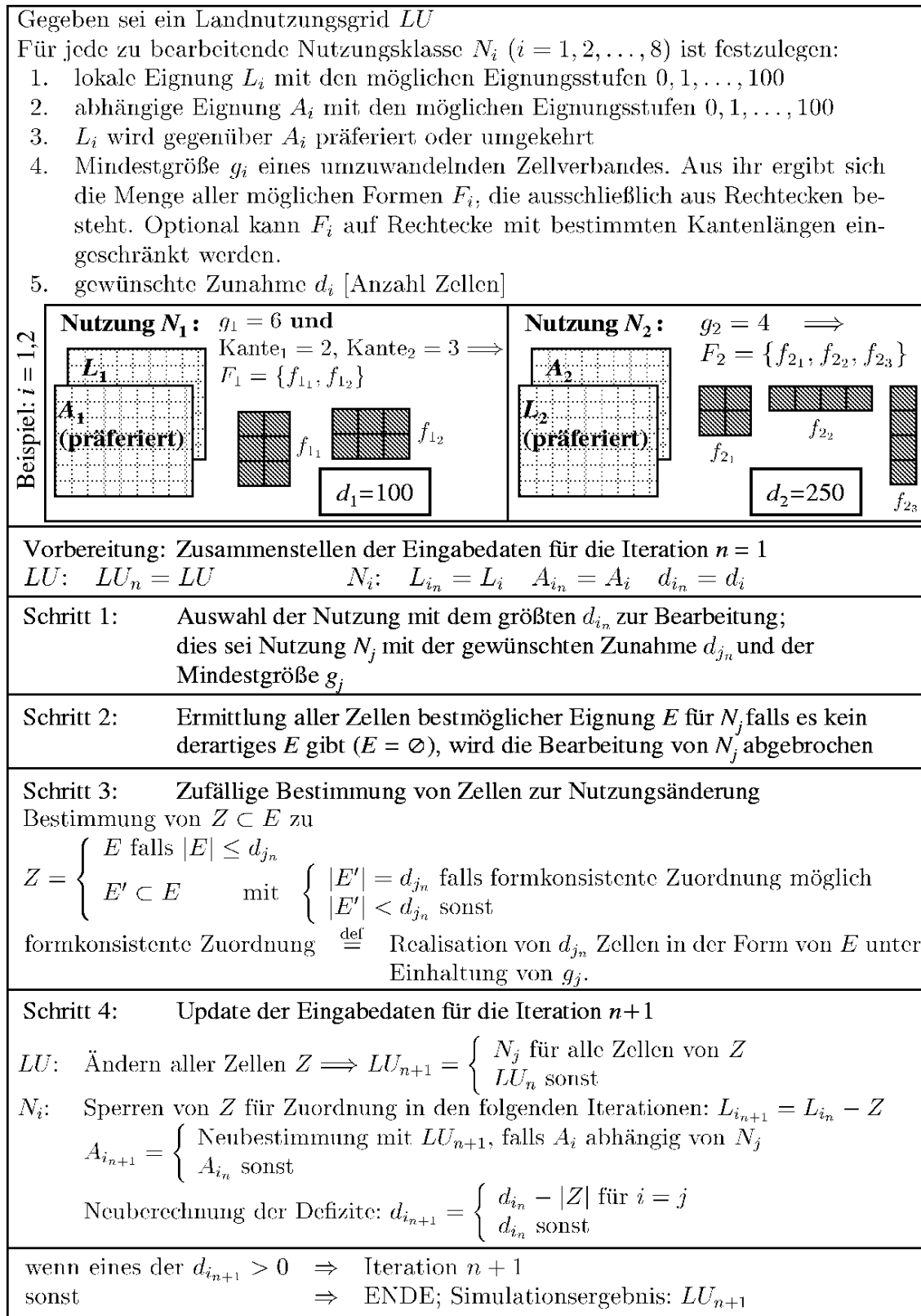
Den einfacheren Ansatz bieten deshalb die rasterbasierten Datenformate. Da jede Rasterzelle nur einen Attributwert enthält, kann sie als homogene Einzelfläche bezeichnet werden. Die



Zellengröße kann vom Anwender so gewählt werden, dass sie der kleinsten zu simulierenden Nutzungseinheit entspricht. Damit entfällt das Umwandeln von Teilflächen, Nachbarschaften können sehr einfach in Vielfachen der Zellengröße ausgedrückt werden, die Exaktheit der Festlegung einer Nachbarschaft ist damit bestimmbar. Für das hier beschriebene System wurde deshalb ein rasterbasierter Ansatz gewählt. Der Nachteil einer rasterbasierten Datenerhaltung ist der Verlust an Genauigkeit, die einige vektorbasierte Ausgangsdaten vielleicht mitbringen.

Für die Simulation von Landnutzungsänderungen in rasterbasierten Anwendungen Geographischer Informationssysteme werden häufig *Zelluläre Automaten* benutzt (RIEDL, 1999; LOIBL, 2000). Ein solcher verändert eine Zelle ausschließlich in Abhängigkeit von ihrem eigenen Zustand und dem Zustand einer festgelegten Anzahl von Zellen einer definierten Nachbarschaft. Im einfachsten Fall handelt es sich um zwei mögliche Zustände (0 und 1) und eine Nachbarschaft von acht Zellen (*CONWAYS Game of Life*), d.h. in einem regelmäßigen Gitter um alle an eine Zelle direkt angrenzenden Zellen. Der zelluläre Automat setzt somit das Prinzip der lokalen und der abhängigen Eignung um. Beide Eignungen zusammen ermöglichen für jede einzelne Zelle eine Wenn-dann-Entscheidung zugunsten oder zuungunsten einer Landnutzungsänderung. Dieses Spiel kann beliebig oft wiederholt werden, und der Endzustand einer Iteration ist dann stets der Ausgangszustand der Folgenden.

Das Prinzip des zellulären Automaten ist also in der Lage, Landnutzungsänderungsentscheidungen auf der Basis von Eignungsregeln zu simulieren. Es hat jedoch den entscheidenden Nachteil, dass in jeder Iteration stets alle geeigneten Zellen umgewandelt werden. Diese Eigenschaft ist in der vorliegenden Studie nicht erwünscht, weil insgesamt nur eine dem Szenario entsprechende Anzahl an Zellen umgewandelt werden soll. Die Festlegung eines Umwandlungsziels entspricht andererseits nicht dem Prinzip des zellulären Automaten, für den jede Zelle autonom ist. Das für diese Studie entwickelte Simulationswerkzeug soll deshalb als *modifizierter zellulärer Automat* bezeichnet werden. Es wurde für das GIS-Paket ArcView (Version 3.x) in der Scriptsprache AVENUE (ESRI, 1996) implementiert und verfolgt zwei Ziele: Erstens setzt es das Prinzip der lokalen und abhängigen Eignung konsequent um und zweitens ermöglicht es GIS-unerfahrenen Anwendern, Landnutzungsänderungssimulationen durchzuführen.



Iteration n

Abb. 5-2: Ablauf einer Simulation; der dem Schritt 2 zugrundeliegende Algorithmus ist in Abb. 5-3 dargestellt, Schritt 3 wird im Text erläutert, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Da nicht jede Einzelentscheidung simuliert werden kann, beschränkt sich eine Simulation darauf, innerhalb der allgemein als geeignet erkannten Flächen eine Nutzungsänderung über

einen Zufallsgenerator auszuführen. Eine Simulation selbst läuft folgendermaßen ab (vgl. Abb. 5-2). Im Vorfeld werden die zu bearbeitenden Nutzungsklassen mit ihrer lokalen und abhängigen Eignung sowie ihrer gewünschten Mindestgröße festgelegt. Sodann wird in n Iterationen versucht, die gewünschte Anzahl Zellen für jede Nutzungsklasse innerhalb der am besten geeigneten Zellen (Menge E ; vgl. Abb. 5-2 und Abb. 5-3) zu realisieren. Wird eine größere Zunahme gewünscht, als E Zellen enthält, werden alle Zellen von E umgewandelt. Die Formkonsistenz wird in diesem Falle dadurch gewährleistet, dass E nur aus solchen Zellgruppen besteht, die die vom Nutzer geforderte Mindestgröße einhalten.

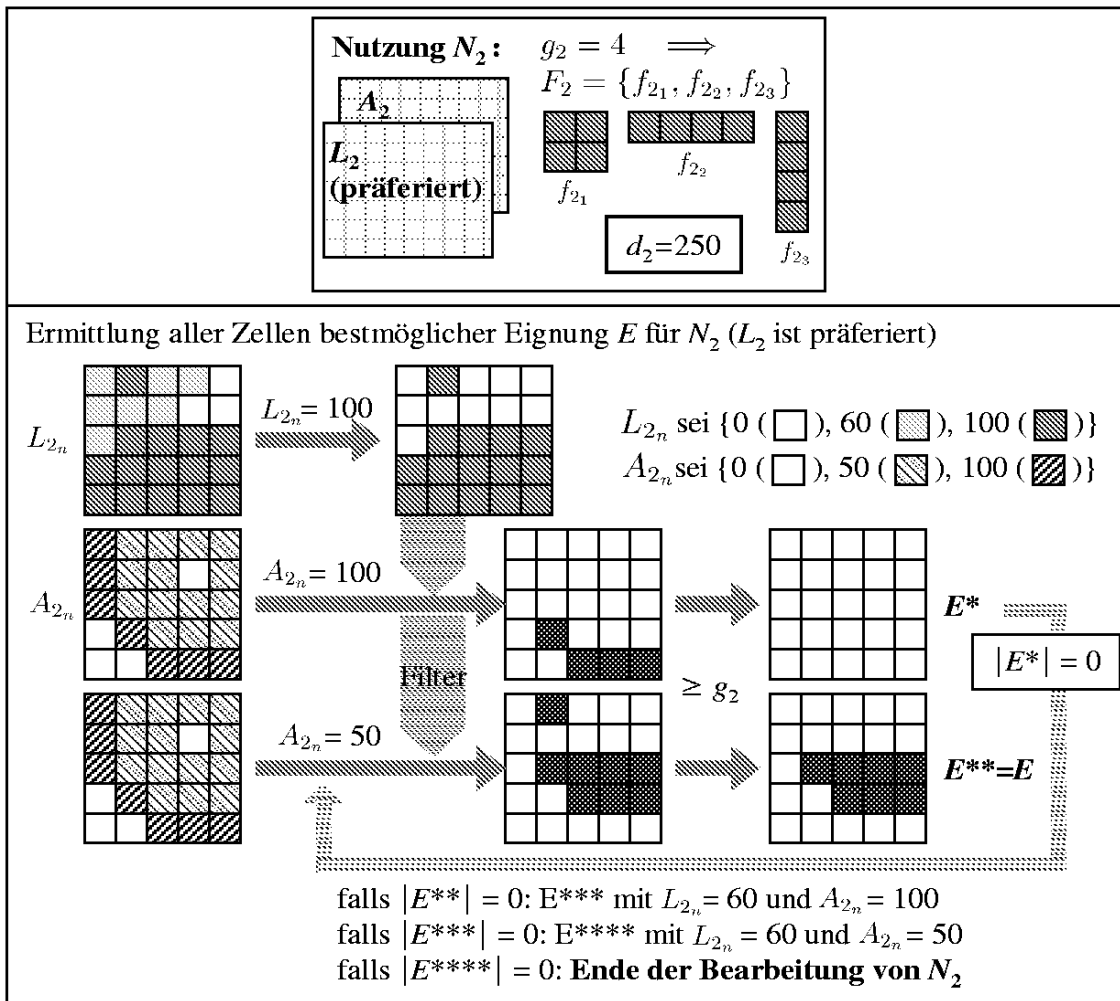


Abb. 5-3: Beispiel zur Ermittlung aller Zellen bestmöglicher Eignung (vgl. Schritt 2 in Abb. 5-2); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Stellt E jedoch mehr Zellen zur Verfügung, als für die Nutzungsänderung vorgesehen, werden aus allen gleich gut geeigneten Zellen zufällig solange Zellen ausgewählt, bis das Ziel erreicht ist. Im Falle von Einzelzellen (Mindestgröße $g_j = 1$) führt dieses Vorgehen relativ schnell zum gewünschten Ergebnis. Handelt es sich jedoch um die gleichzeitige Umwandlung mehrerer Einzelzellen (Mindestgröße $g_j > 1$), kommt ein komplexerer Algorithmus zur Anwendung, der im Folgenden erläutert wird:

Sei N_j die in Iteration n zu bearbeitende Nutzung mit der Mindestgröße g_j und ihrer Menge aller möglichen Formen F_j (vgl. Abb. 5-2) sowie einer gewünschten Zunahme von d_{jn} Zellen,

dann werden die Zellen zur Nutzungsänderung innerhalb der Menge geeigneter Zellen E folgendermaßen bestimmt:

1. Zufällige Auswahl einer der Gruppen zusammenhängender Zellen $e \in E$. Um eine gleichmäßige Verteilung der umzuwandelnden Zellen über alle solchen Gruppen von E zu erreichen, geht die Größe jeder Gruppe als Wichtung ein.
2. Das e umgeschriebene Rechteck hat die linke untere Ecke x_{lu}, y_{lu} und die rechte obere Ecke x_{ro}, y_{ro} .
3. Zufällige Auswahl einer Form $f \in F_j$
4. Zufällige Bestimmung der linken unteren Ecke von f zu x_p, y_q mit
 $x_{lu} \leq x_p \leq x_{ro}$; $p = \{1, \dots, 4\}$ und
 $y_{lu} \leq y_q \leq y_{ro}$; $q = \{1, \dots, 4\}$
5. Platzierung von f .
6. falls f_{x_p, y_q} komplett in e liegt, dann $f_{x_p, y_q} \rightarrow Z$

$$\text{sonst} \begin{cases} \text{falls } q < 4, \text{ dann } q^{++}, \text{ weiter bei 4b} \\ \text{sonst} \begin{cases} \text{falls } p < 4, \text{ dann } p^{++} \text{ und } q = 1, \text{ weiter bei 4a} \\ \text{sonst } p = 1 \text{ und } q = 1, \text{ keine Zuweisung, weiter bei 1} \end{cases} \end{cases}$$

Da eine teilweise oder vollständige Überlappung der entstehenden Zellkomplexe zulässig ist, werden alle Schritte $2d_{jn}$ mal, maximal jedoch nur $d_{jn} + 100$ mal durchgeführt. Schlägt die Platzierung in mehr als 50 % der Fälle fehl oder finden sehr viele Überlappungen statt, kann das Ziel d_{jn} nicht realisiert und damit nur ein Teil der gewünschten Anzahl Zellen umgewandelt werden, die Zuordnung ist nicht *formkonsistent* (vgl. Schritt 3 in Abb. 5-2). In den meisten anderen Fällen werden jedoch mehr als d_{jn} Zellen für die Umwandlung zur Verfügung stehen, wodurch eine *formkonsistente Zuordnung* möglich wird. Um jedoch insgesamt nicht mehr als d_{jn} Zellen umzuwandeln, werden aus allen für die Umwandlung ausgewählten Zellkomplexen¹ solange zufallsgesteuert Zellkomplexe gelöscht, bis die Anzahl d_{jn} erreicht ist. Da aus programmtechnischen Gründen nur zusammenhängende Zellkomplexe und nicht Einzelzellen löschar sind, kann es in Einzelfällen vorkommen, dass etwas mehr als d_{jn} Zellen umgewandelt werden. Um andererseits diesen Überschuss möglichst gering zu halten, wird mit dem Löschen bei den kleinsten Zellkomplexen begonnen.

Zwei Punkte verdienen besondere Beachtung: Erstens entspricht die Angabe einer Präferenz für eines der Eignungsgrids der Realität der meisten Landnutzungen, bezeichnet es doch diejenige Eignung, die im Zweifelsfalle überwiegt. Die angegebene Präferenz erlangt erst dann Geltung, wenn es keine Zellen gibt, in denen beide Eignungsgrids ihren Maximalwert erreichen (vgl. Abb. 5-3). Über die optionale Einschränkung der Menge aller möglichen Formen auf Rechtecke mit einer bestimmten Mindestkantenlänge kann zweitens die Entstehung von unerwünschten Formen unterdrückt werden, jedoch ist zu beachten, dass diese unerwünschten Formen trotzdem entstehen, falls die Menge E kleiner als der gewünschte Zuwachs ist. Dann werden nämlich alle Zellen von E umgewandelt (erster Fall in Schritt 3, Abb. 5-3). Eine Formprüfung ist in diesem Fall programmtechnisch nicht vorgesehen.

Für konkrete Anwendungen ist die Formulierung der Eignungsregeln entscheidend für das Simulationsergebnis. Das hier vorgestellte Simulationswerkzeug enthält neben dem Simula-

¹ Sie müssen aufgrund von Überlappungen der Einzelformen nicht mehr unbedingt der gewünschten Größe g_j oder einem Element der Menge aller möglichen Formen F_j entsprechen

tionsalgorithmus Hilfsmittel für die Umsetzung von Eignungsregeln in Rasterdaten als Eingangsdaten für die Simulation. Damit ist eine wichtige Voraussetzung dafür gegeben, dass die Diskussion eines Simulationsergebnisses auf das Wesentliche fokussiert werden kann, nämlich ob weitere Regeln hätten berücksichtigt werden müssen, ob die in die Simulation eingebrachten Eignungsregeln für die zur Debatte stehende Landnutzungsänderung überhaupt relevant sind und ob das Einbringen dieser Regeln in einer sinnvollen Weise geschah.

5.2 ArcEGMO©-Bestimmung des Wasserdargebotes

Als Werkzeug für die Bestimmung des Wasserdargebotes unter geänderten Klimabedingungen und einer fortschreitenden Urbanisierung wurde das hydrologische Modellierungssystem ArcEGMO verwendet. ArcEGMO hat seine Eignung für die mesoskalige hydrologische Modellierung, speziell die flächendifferenzierte Beschreibung des regionalen Wasserhaushaltes in mehreren Forschungsprojekten bewiesen (BECKER & LAHMER, 1997, BECKER ET AL., 1999). Eine ausführliche Beschreibung des Modells und seiner skalenübergreifenden Anwendungsmöglichkeiten ist in PFÜTZNER ET.AL. (2003) enthalten.

Die Modellierung in ArcEGMO basiert vorrangig auf der Nutzung konzeptioneller Modellansätze, die aus hydrologisch relevanten Flächeneigenschaften wie Boden, Grundwasserflurabstand, Landnutzung, Versiegelungs- und der Kanalisierungsgrad für das Untersuchungsgebiet abgeleitet werden. Tab. 5-1 gibt einen Überblick über die verwendeten Grundlagendaten.

Tab. 5-1: Überblick über die räumlichen Grundlagendaten

Karte	Räumliche Auflösung bzw. Maßstab	Quelle
Landnutzung	Umweltdaten Brandenburg (Biotoptypen aus CIR-Luftbildern)	Landesumweltamt Brandenburg
	Umweltinformationssystem Berlin	SenStadtUm Berlin
Bodenformen/-arten	Bodenübersichtskarte 1:1 000 000 (BUEK1000)	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR)
DHM	DEM 50m	LvermA Brandenburg
Grundwasserflurabstand	250 x 250 m	WASY GmbH, Berlin
Teileinzugsgebiete, Flussnetz	1: 1 000 000	LUA, Umweltbundesamt

Die Parametrisierung erfolgt in ArcEGMO GIS-gestützt, sodass eine effektive Modellerstellung unterstützt wird.

Die Tab. 5-2 gibt einen Überblick über die zur Modellparametrisierung verwendeten räumlichen Basisinformationen.

Tab. 5-2: Verwendete Basisinformationen zur Modellparametrisierung

Basiskarte	Parameter, Einflussgröße
DHM	Gefälle, Exposition, Höhe
Landnutzung	Art der Landnutzung vegetationsbestandene Nutzungen: Wurzeltiefe, Interzeptionsspeicherkapazität – bebaute Flächen: Versiegelung, Art und Grad des Kanalisationsanschlusses
Boden	Gesamtporenvolumen, Lagerungsdichte, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
Gewässersystem	Gewässerlänge, -dichte, -gefälle
Einzugsgebiete	Größe, Lage
Grundwasser	Grundwasserflurabstand, Verdunstungsregime, Kapillaraufstieg

Zur Erfassung der Auswirkungen möglicher Entwicklungen der Landnutzung im Ballungsraum Berlin, insbesondere hinsichtlich der Änderungen der Bebauungsstrukturen und den daraus resultierenden Auswirkungen auf das Wasserdargebot, wurde eine Datenbasis geschaffen, die für den Referenzzustand räumlich detailliert und in einer sehr differenzierten Klassifizierung verschiedene Bebauungsarten und siedlungswasserwirtschaftlich relevante Kennwerte wie Kanalisationsart und –anschlussgrad beinhaltet (s. STRÖBL ET.AL., 2003). Die Angaben zur Art des Kanalisationsanschlusses und zum Anschlussgrad wurden bei der Dargebotsermittlung für die Ermittlung verschiedener Abflusskomponenten genutzt, die im Rahmen der Gebietswasserbilanzierungen im Bewirtschaftungsmodell unterschiedlich berücksichtigt werden.

Folgende Komponenten wurden unterschieden:

1. bilanzwirksamer Gebietsabfluss, der sich aus dem unterirdischen Abfluss, dem Landoberflächenabfluss von natürlichen Flächen und dem Direktabfluss von versiegelten Flächen, sofern sie an die Trennkanalisation angeschlossen sind, zusammensetzt und
2. Abfluss von versiegelten Flächen, die an die Mischkanalisation angeschlossen sind.

Für das Stadtgebiet von Berlin konnten den verschiedenen Bebauungsarten Angaben zum Kanalisationsanschluss und zum Anschlussgrad determiniert zugeordnet werden, während für Brandenburg keine landesweiten Informationen zur Kanalisation (Kanalisationsart, Kanalisationsanschlussgrad) verfügbar waren. Eine entsprechende Datenaufnahme bei den kommunalen Betreibern (Verbänden) war im GLOWA-Projekt nicht vorgesehen, sodass für den brandenburgischen Anteil des Untersuchungsgebietes plausible Annahmen zur Art des Kanalisationsanschlusses bebauter Flächen im Referenz-Zustand getroffen werden mussten.

Die Ermittlung des zukünftigen Wasserdargebotes erfolgte unter Berücksichtigung der Szenarien

- der Landnutzungsänderungen
- der Klimaentwicklung und
- von Handlungsoptionen hinsichtlich der Regenentwässerung.

Entwicklungsszenarien

Die Landnutzungsszenarien bilden Veränderungen im Untersuchungsgebiet gegenüber einem Referenz-Zustand ab (s. STRÖBL ET AL., 2003). Bei diesen Veränderungen erfolgte eine Beschränkung auf Effekte der Bevölkerungsentwicklung, die sich in einer Änderung der Bebauung ausdrücken. Auf Grund der zunehmenden Unsicherheiten bei der Prognose der Bevölkerungsentwicklung und der daraus resultierenden Auswirkungen wurden (bisher nur) die Landnutzungsänderungen bis 2010 und 2015 modelltechnisch abgebildet und daraus eine real nutzbare Datenbasis erzeugt.

Die zur Charakterisierung des Referenz-Zustandes der Regenentwässerung vom PIK erstellte Landnutzungsdatenbasis beinhaltet für das Stadtgebiet von Berlin sehr detaillierte und räumlich hoch aufgelöste Angaben zum Kanalisationsanschluss (Art des Anschlusses {nicht|Trenn|Misch}; Anschlussgrad).

Für das Land Brandenburg war ursprünglich davon ausgegangen worden, dass ähnlich wie in Berlin (UIS) eine zentrale Datenbasis zum Abgreifen dieser Informationen existiert. Dies ist aber nicht der Fall, sodass mit einem überschaubaren Aufwand diese Angaben zum Kanalisationsanschluss somit nicht zu beschaffen waren und mit Annahmen gearbeitet werden musste.

Eine genaue Beschreibung der zugrunde liegenden Annahmen und des methodischen Vorgehens zur Erzeugung von Landnutzungsszenarien ist ebenfalls in STRÖBL ET AL. (2003) dokumentiert.

Für die spätere Interpretation der Simulationsergebnisse soll hier nur der grundlegende Unterschied zwischen den beiden Entwicklungsszenarien A1 und B2 herausgestellt werden. Für B2 wurde hinsichtlich der künftigen Bebauungen eine Minimierung des Flächenverbrauchs angestrebt, d.h. bestehende Siedlungen werden verdichtet, neue möglichst im Randbereich vorhandener oder von Bahnlinien lokalisiert. Neubebauungen sind letztlich auf kleineren Flächen zu finden, dafür aber höher versiegelt. Für A1 dagegen wurde eine stärkere Zersiedelung angesetzt, es werden mehr Flächen bebaut, jede neu bebaute Fläche aber weniger versiegelt.

Klimaentwicklung

Die mögliche Klimaentwicklung wurde durch zwei Entwicklungsszenarien (A1 und B2) vorgegeben, wobei jedes Klimaszenario 100 Realisierungen umfasst. Über die verschiedenen Realisierungen wird die mögliche Streubreite der Klimagrößen bzw. Unsicherheiten abgebildet. Jede Realisierung beinhaltet Unterschiede in der räumlichen Ausprägung und der zeitlichen Abfolge verschiedener Witterungsverläufe.

Als Grundlage für die innerhalb der Bewirtschaftungsmodellierung (s. Kapitel 5.3) vorzunehmende Verknüpfung des verfügbaren Dargebotes mit Wahrscheinlichkeitsaussagen wurden die einzelnen Klimarealisierungen in Abflussreihen transformiert (d.h. 100 Reihen à 50 Jahre Tageswerte pro Berechnungsvariante und Gebiet).

Für eine effektive Gestaltung dieser "Massendatenverarbeitung" waren umfangreiche Programmanpassungen in ArcEGMO notwendig.

Handlungsoptionen zur Regenwasserbewirtschaftung und ihre Abbildung in der Datenbasis und im Modell



Die Landnutzungsszenarien zur Charakterisierung späterer Entwicklungszustände bauen auf einem Referenz-Zustand im Untersuchungsgebiet auf. Sie enthalten die zu erwartenden Entwicklungen hinsichtlich der Bebauung und der Versiegelung.

Hinsichtlich der Änderungen zum Kanalisationsanschluss müssen Annahmen getroffen werden, die letztlich ebenfalls auf den beschriebenen Daten für den Referenz-Zustand aufbauen.

RWB0: business as usual

Alle neu bebauten Flächen erhalten dieselbe Kanalisationsanschlussart wie die umliegenden Nachbarflächen (Berlin) bzw. wie die anderen Flächen im selben Verbandsgebiet (Brandenburg). Demzufolge steigt der Regenwasserabfluss mit steigender Bebauung.

RWB1: Maximalvariante

Im Auftrag der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung wurde durch das Büro SIEKER (1999) analysiert, welche Potenziale im Berliner Stadtgebiet zur Entsiegelung und zur Abkopplung von Flächen vom Kanalisationsnetz bestehen. Die Abkoppelpotenziale wurden in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur festgelegt. Je lockerer die Bebauung ist, um so bessere Möglichkeiten bestehen, innerhalb der betrachteten Fläche (Bezugseinheiten waren sogenannte Blockteilflächen) das anfallende Niederschlagswasser vor Ort zu behandeln. Die so ausgewiesenen Abkoppelpotenziale wurden dann mit den rechtlichen Möglichkeiten und weiteren Standortbedingungen abgeglichen. Dies führte dazu, dass Wasserschutzgebiete, Altlastenverdachtsflächen und grundwassernahe Standorte für eine dezentrale Regenwasserbehandlung entfielen.

Diese Betrachtungsweise wurde von VOLLBRECHT (2003) auf die brandenburgischen Flächenanteile der Berliner Einzugsgebiete übertragen, wobei für vergleichbare Baustrukturen das gleiche Abkoppelpotenzial angesetzt wurde.

Für die Untersuchungen im GLOWA-Projekt wurde dann angenommen, dass die ausgewiesenen Abkoppelpotenziale komplett umgesetzt werden.

Ableitung von Simulationsvarianten für die Dargebotsprognose

Für die modellmäßige Abbildung der Entwicklung des Wasserdargebotes waren die Klimaszenarien in geeigneter Weise mit den Landnutzungsänderungen und den Varianten der Regenwasserbewirtschaftung zu kombinieren.

Da die Landnutzungsänderungen über Landnutzungszustände zu bestimmten Zeitpunkten ausgedrückt werden, sind hier folgende Festlegungen notwendig:

1. Referenz-Zustand: aktueller Zustand, wird für die 1. Periode (2003-2007) in den ArcGRM-Rechnungen verwendet und ist Grundlage für eine Charakterisierung der Änderungen im Dargebot im Zuge von Klima- und Landnutzungsentwicklungen.
2. Zustand 2010: verwendbar für 2. Periode (2008-2012).
3. Zustand 2015: verwendbar für 3. Periode (2013-2017).

Auf Grund des Fehlens abgesicherter Aussagen zur Bebauungsentwicklung nach 2015 wird mit dem Landnutzungszustand für 2015-2052 weitergerechnet, d.h. dieser Zustand als konstant für den weiteren Simulationszeitraum angesehen.

Da schon aus überschlägigen Untersuchungen im Vorfeld geschlussfolgert werden kann, dass die Bebauungsentwicklung gegenüber den Auswirkungen der Klimaentwicklung hinsichtlich des Wassermengendargebotes nur relativ geringen Einfluss hat, wird auf eine Simulation mit den Landnutzungsdaten für den Zustand 2010 verzichtet.

Insgesamt ergeben sich dann pro Klimaszenario bzw. pro Klimadatensatz die in Tab. 5-3 aufgelisteten Berechnungsvarianten.

Tab. 5-3: Berechnungsvarianten pro Klimadatensatz

Klima	Landnutzung	Bezugszeit	Regenwasser	sinnvolle Kombinationen (Berechnungsvarianten)
A1	Referenz	2000		A1-Ref2000-RWB0
	Datenbasis A1a (Ströbl et al., 2003)	2015	RWB0	A1-A1a2015-RWB0
		2015	RWB1	A1-A1a2015-RWB1
B2	Referenz	2000		B2-Ref2000-RWB0
	Datenbasis B2b (Ströbl et al., 2003)	2015	RWB0	B2-B2b2015-RWB0
		2015	RWB1	B2-B2b2015-RWB1

5.3 Langfristbewirtschaftung ArcGRM GLOWA

Die Untersuchungen zur Wasserverfügbarkeit wurden mit dem Wasserbewirtschaftungsmodell ArcGRM GLOWA durchgeführt, welches eine spezielle Weiterentwicklung des im Routinebetrieb für die Länder Sachsen, Brandenburg und Berlin sowie die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes befindlichen ArcGRM Spree/Schwarze Elster für das GLOWA-Projekt darstellt. Das ArcGRM Spree/Schwarze Elster ist Teil eines Systems von Langfristbewirtschaftungsmodellen für das Einzugsgebiet der Havel und angrenzender Flussgebiete (KOLL, 2003) und über Schnittstellen mit diesen verknüpft.

Das ArcGRM GLOWA ist ein Langfristbewirtschaftungsmodell, das auf der Monte-Carlo-Methode basiert. Es gestattet die Nachbildung und Bilanzierung von Wasserdargebot und Nutzungsprozessen in einem Flussgebiet im Zeitschritt von einem Monat. Es ermöglicht die Registrierung interessierender Systemzustände während des Modelllaufes und damit eine statistische Analyse der registrierten Ereignisse. Als Endergebnis liegen Wahrscheinlichkeitsverteilungen für solche Größen wie Durchfluss an einem Flussprofil, Defizit bei der Wasserbereitstellung für einen Nutzer, Mehrfachnutzung bezogen auf ein Flussprofil in einer Stauhaltung oder Unterschreitung von Mindestdurchflüssen vor. Aus ihnen kann die Güte einer Wasserbewirtschaftungsstrategie eingeschätzt und über zielgerichtete Auswahl untersuchter Handlungsoptionen eine Verbesserung dieser Strategie erreicht werden. Das Programmsystem ArcGRM ist in KADEN & REDEZKY (2000) und WASY (1999) beschrieben.

Der Berlin-Baustein ist ein Teilmodell des ArcGRM, das die Wasserbewirtschaftung Berlins unterhalb der Pegel Große Tränke, Neue Mühle, Wernsdorf und Borgsdorf untersucht. Wie bei der Modellierung mit ArcGRM üblich, werden alle Fließgewässer mit den dazugehörigen Einzugsgebieten und den relevanten Wassernutzern berücksichtigt. Der Jahresgang des Zuflusses aus der oberen Havel über den Pegel Borgsdorf wurde mittels Korrekturfaktoren, die alle Bewirtschaftungen der oberen Havel berücksichtigen, korrigiert. Die Fließgewässer sind in Durchflussprofile, die meist mit vieljährig beobachteten und die Stakeholder interessierenden Pegeln zusammenfallen, unterteilt. In diesen Profilen erfolgt unter Beachtung einer bestimmten (festgelegten oder auch neu festzulegenden) Rangfolge der Befriedigung von Nutzern eine Ausbilanzierung des Dargebots mit den Nutzungen. Diese Bilanzierung erfolgt periodenweise, d.h. für 10 Perioden zu je 5 Jahren. Pro Periode und Bilanzprofil sind also simulierte Datenreihen mit einer Länge von 500 Jahren (5 Jahre, 100 Realisierungen) verfügbar. Diese sind die Grundlage für die Wahrscheinlichkeitsaussagen zu Versorgungs-

sicherheit, Einhaltung von Mindestdurchfluss-Vorgaben, Mehrfachnutzungen von Kühlwasser und für die Berechnung von Dauerlinien.

Abb. 5-4 zeigt die Systemskizze für den Berlin-Baustein des ArcGRM GLOWA. Das Modellgerüst besteht aus dem System der Fließgewässer mit über 40 Bilanzprofilen, Simulationsteilgebieten mit acht Dargebotsreihen und zwei Niederschlagsreihen sowie Daten von ca. 120 Nutzungen. Bei der Ausführung des Programms erfolgt dann die Ausbilanzierung von Dargebot und Nutzungen. Mit Hilfe von Registrierwerkzeugen bzw. dynamischen Elementen können Ausgabedateien definiert werden, die während des Simulationslaufes aufgebaut werden. Dynamische Elemente sind Unterprogramme, die es ermöglichen, eigene Module in das ArcGRM einzubinden.

Für den Berlin-Baustein im ArcGRM GLOWA wurden folgende Dynamische Elemente wie auch alle anderen Eingangsdaten aktualisiert oder neu erarbeitet:

Ableitung von Spreewasser durch den Britzer Verbindungskanal in den Teltowkanal

Durchflussaufteilung unterhalb Dämeritzsee auf Spree und Gosener Kanal

Setzung des Verteilerwehrs Blankenburg (Aufteilung des Durchflusses auf Panke und Nordgraben)

Dargebotskorrektur um die Zuflüsse aus unterirdischen Teileinzugsgebieten

Dargebotskorrektur um Überläufe der Mischwasserkanalisation

Zufluss zum Teltowkanal aus der Dahme

verschiedene Ausgaben von Zuständen zur Weiterverarbeitung (Auswertung bzw. Datenweitergabe an die Gewässergütemodelle QSim bzw. EMMO).

Das Modell ArcGRM ermöglicht Auswertungen, die sich auf die Monatsmittelwerte für einzelne Jahre oder auch 5-Jahres-Perioden beziehen. Da die Varianten sich nicht in einzelnen Jahren, sondern periodenweise unterscheiden, wurden auch die Auswertungen periodenweise vorgenommen. So stehen für Wahrscheinlichkeitsaussagen bezüglich des Jahresganges je Periode 500 Werte jeweils für die Monate Januar bis Dezember zur Verfügung.

Zum Ergebnisvergleich der verschiedenen Szenarien und Varianten wurden folgende Auswertungen herangezogen:

1. 10 %-, 50 %-, 90 %- und weitere Quantile des Durchflusses in m^3/s an ausgewählten Pegeln
2. Einhaltung der Mindestdurchflüsse für die Pegel: Große Tränke/Spree ($8 \text{ m}^3/\text{s}$), Sophienwerder/Spree ($8 \text{ m}^3/\text{s}$), Mühlendamm/Spree ($6 \text{ m}^3/\text{s}$), Kleinmachnow/Teltowkanal ($6 \text{ m}^3/\text{s}$), Spandau/Havel ($6 \text{ m}^3/\text{s}$), Unterschleuse/Landwehrkanal ($3 \text{ m}^3/\text{s}$)
3. Bedarfsbefriedigung der Wasserwerke, Kraftwerke und Schleusen.

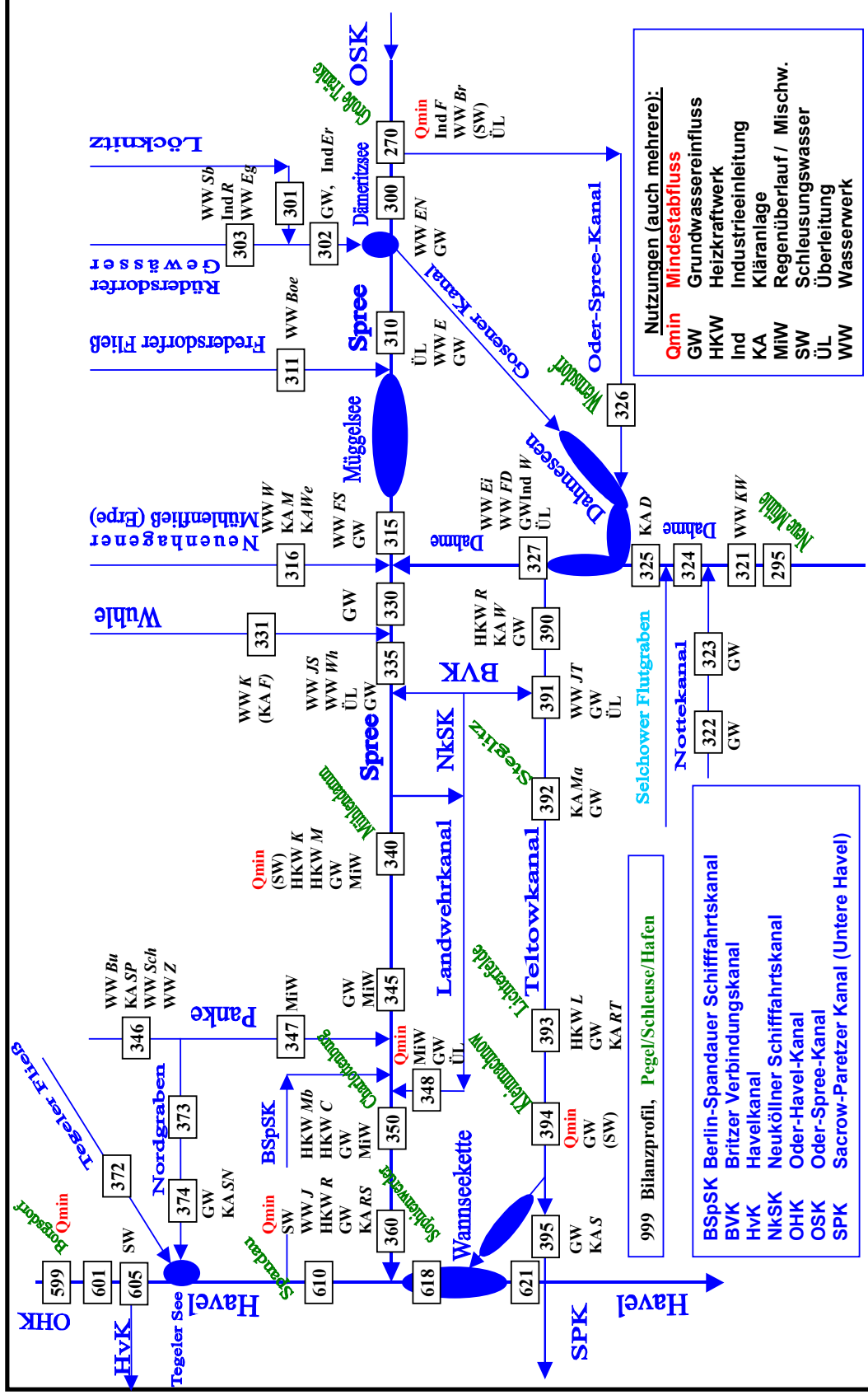


Abb. 5-4: Systemskizze für das Bewirtschaftungsmodell ArcGRM GLOWA/ Berlin-Baustein

5.4 EMMO – Aquatisches Ökosystemmodell

5.4.1 Struktur

Das Simulationsmodell EMMO wurde zur Ökosystemanalyse für eutrophe Flachgewässer entwickelt. Es enthält die wichtigen biotischen und abiotischen Komponenten eines See-Ökosystems. Unterteilt in Wasser- und Sedimentbereich sind dies: drei Algengruppen (PHYT), Bakterien (BAKT), Detritus (DET), gelöster Phosphor (P) und gelöster Stickstoff (N) für den Wasserkörper und Zoobenthos (ZOOB), gelöster und partikulär adsorbierter Phosphor (PS, PAS), gelöster Stickstoff (NS), organisches Material (M) und das Dauer-sediment (DS) für das Sediment (STRUBE ET AL., 2003).

Um mit dem Modell Vorhersagen treffen zu können, die durch Klimaänderung induziert sind, musste es um ein Temperaturmodul erweitert werden. Hierfür stand das am IGB entwickelte Temperatur-Schichtungs-Modell TEMIX zur Verfügung, welches für den Müggelsee hervorragende Ergebnisse liefert. Durch Integration dieses Modells als Modul in EMMO wurde es möglich, die Länge der Eisbedeckung, die mittlere Temperatur, die Tiefe der durchmischten Schicht und die Oberflächen- und Bodentemperatur im See anhand einfach zu erhebender meteorologischer Daten zu modellieren. Im Gesamtprojekt konnten so die Daten aus den Klimaszenarien (Kapitel 8.1) direkt vom Modell EMMO genutzt werden.

Aus der Oberflächen- und Bodentemperatur des Sees wurde darüber hinaus eine zentrale Steuergröße für das Modell abgeleitet: die Schichtungsdauer. Sie ist neben der mittleren Temperatur eine Größe, die direkte Aussagen zu Folgen der Klimaänderung gibt und die indirekt Einfluss auf das Nährstoffregime im Seeökosystem nimmt. Mit der durch TEMIX nun ebenfalls errechenbaren Länge der Eisbedeckung wird im Modell der Beginn der Wachstumsperiode beeinflusst.

Ausgehend vom Simulationsmodell EMMO (SCHELLENBERGER ET AL., 1983), programmiert in der Programmiersprache ALGOL, musste zunächst eine Modularisierung vorgenommen werden, um Erweiterungen in transparenter Form durchführen zu können. Für die Modularisierung wurde die Prozessdatenbank ECOBAS verwendet. So wird es möglich, einzelne Module durch andere zu ersetzen und das Modell später weiterzuentwickeln, ohne direkt in den Quellcode einzugreifen. Die Modellentwicklung ist nun deutlich von der Programmierung getrennt, und dem Modellentwickler ist es möglich, unterschiedliche Ansätze in einem Modul auf die Nutzbarkeit im Gesamtmodell hin zu testen (BENZ ET. AL., 2001, STRUBE ET. AL., 2003).

Diese Veränderungen im Gesamtmodell machten eine erneute Kalibrierung und Validierung notwendig.

5.4.2 Kalibrierung

Für den Müggelsee stehen lange Zeitreihen hydrologischer und meteorologischer, biotischer und abiotischer Daten zur Verfügung. Hydrologische und meteorologische Daten werden kontinuierlich, Wassergütedaten diskontinuierlich – im Frühjahr/Sommer wöchentlich, im Herbst/Winter zweiwöchentlich – gemessen. Die Jahre 1979-1980 wurden als Kalibrierungs-

zeitraum festgesetzt, wobei eine künstliche Reihe vorangestellt wurde, die die Unsicherheiten der Anfangswerte des Modells abfangen sollte („Einschwingen des Modells“). Diese NULL-Reihe entspricht im Wesentlichen der Zeitreihe von 1979.

Tab. 5-4: Übersicht der während der Kalibrierung veränderten Parameter

Rechnung	Variation Konstante	Modellkomponente	Wert neu (alt)
1/2	k_{PRES}	Sommerblualgen Frühjahrsblualgen	0,045 (0,035) 0,060 (0,044)
3/4	k_{SP}	Sommerblualgen	2,0 (0,25)
5	ROX	-	$\Delta T=0,0$ K
6			$\Delta T=0,8$ K
7/8	z_N	Stickstoff	0,0 (0,4)

In den ersten Simulationen zeigte sich, dass die Primärproduktion und damit auch die Biomasse der Algen weit überschätzt wurde. Die Stickstoffkonzentration der beiden Jahre wurde ebenfalls überschätzt, während die Phosphorkonzentration gut getroffen wurde. Der typische jährliche Herbstpeak konnte hier jedoch nicht abgebildet werden. Deshalb sind in der Neu-Kalibrierung folgende Schritte durchgeführt worden (Tab. 5-4):

1. Anpassung der Photorespirationsrate k_{PRES} der Algen (Rechnung 1/2);
2. Anpassung der P-Abhängigkeit k_{SP} der Algen (Rechnung 3/4);
3. Anpassung der Temperaturdifferenz ROX, ab der eine thermische Schichtung angenommen wird (Rechnung 5/6);
4. Anpassung der Freisetzungsgeschwindigkeit von Stickstoff z_N aus dem Sediment (Rechnung 7/8).

Photorespiration

Um die modellierte Biomasse der Algen auf das Niveau der Messwerte zu reduzieren, wurde ihr photorespirativer Verlust erhöht. Bei den Sommerblualgen (BCS) wurde die Photorespirationsrate (k_{PRES}) von 0,035 auf 0,045 d^{-1} und die der Frühjahrsblualgen (BCF) von 0,044 auf 0,060 d^{-1} geändert (Rechnung 2). Kieselalgen (DIA) haben diesen Verlustterm nicht. Die Biomasse der Algen wird wie folgt berechnet:

$$\frac{dPHYT}{dt} = \frac{Q}{V} * (PHYT_{in} - PHYT) + PP - PRES - RES - \frac{SED_{PHYT}}{H} - GRZ_{PHYT} \quad (1)$$

$$PRES = k_{PRES} * FJ_{PRES} * PHYT * \exp(t_{PRES} * T) \quad (2);$$

wobei PRES die Photorespiration, FJ_{PRES} die Strahlungsabhängigkeit der Photorespiration, PHYT die jeweilige Algenbiomasse, t_{PRES} die Temperaturabhängigkeit der Photorespiration, T die Wassertemperatur, Q der Durchfluss, V das Volumen des Müggelsees, PP die Primärproduktion, RES die Respiration, SED_{PHYT} die Sedimentation der Algenart, H die Wassertiefe des Sees und GRZ_{PHYT} der Fraßverlust der Algen sind.

Der Vergleich der Abb. 5-5 bis Abb. 5-10 zeigt, dass sich gerade der Parameter k_{PRES} sehr sensitiv auf die Modellergebnisse auswirkt. Mit der erhöhten Photorespirationsrate wird der tatsächliche Gang der Primärproduktion realistischer getroffen (Abb. 5-8). Es zeigen sich aber immer noch große Unterschiede beim Jahresgang der einzelnen Algengruppen. So geht die modellierte Biomasse der Frühjahrsblualgen insgesamt stark zurück. Der Beginn und das Ende der Wachstumsperiode im zweiten Jahr werden qualitativ gut getroffen, allerdings ohne

das Frühjahrsmaximum (Abb. 5-7). Entsprechend den verbesserten Bedingungen können sich die Sommerblaualgen (Abb. 5-6) und die Kieselalgen (Abb. 5-5) insgesamt besser entwickeln. Der starke Rückgang der Algenbiomasse führt dazu, dass auch die modellierte Nährstoffkonzentration in diesem Zeitraum sinkt und sich den gemessenen Werten zwar annähert aber - im Falle des Stickstoffs- dennoch überschätzt wird. Der Jahresgang des Phosphors (Abb. 5-10) wird nun gut getroffen, allerdings mit Ausnahme des starken Herbstpeaks. Der Stickstoff wirkt im gesamten Zeitraum nicht limitierend für das Wachstum der Algen (Abb. 5-9). Das zeigt sich in der überschätzten Biomasse der Sommerblaualgen und der Kieselalgen, welche besonders im letzten Drittel des zweiten Jahres ein zu starkes Wachstum erfahren. Insgesamt zeigte sich, dass der Beginn der Wachstumsperiode der Algen gut vorhergesagt wird, was sich in den Vergleichen der Primärproduktion aber auch in der modellierten Biomasse der Algen widerspiegelt. Auf Grund der guten Anpassung der Primärproduktion der Algen werden die k_{PRES} -Werte für die Sommerblaualgen ($0,045 \text{ d}^{-1}$) und für die Frühjahrsblaualgen ($0,060 \text{ d}^{-1}$) für die weitere Simulation übernommen.

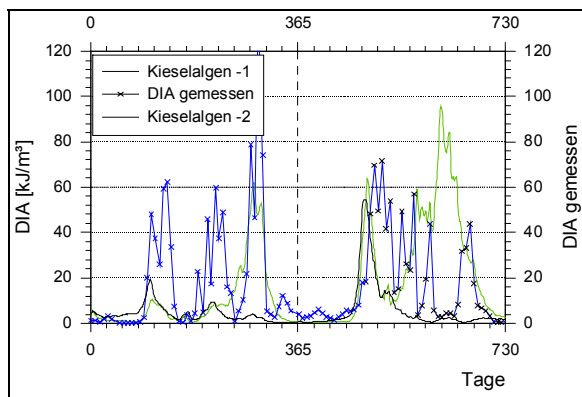


Abb. 5-5: Dynamik der Kieselalgen (DIA) mit (2) und ohne (1) Änderung der Photorespirationsrate der Blaualgen im Vergleich zur gemessenen Biomasse

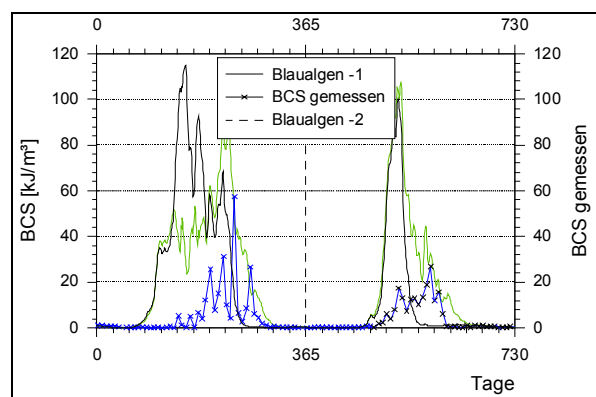


Abb. 5-6: Dynamik der Sommerblaualgen (BCS) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Biomasse

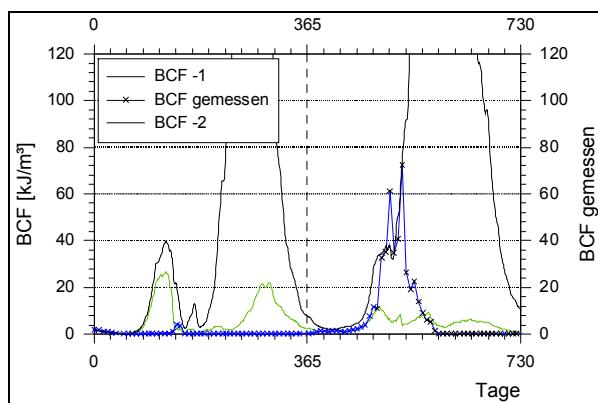


Abb. 5-7: Dynamik der Frühjahrsblaualgen (BCF) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Biomasse

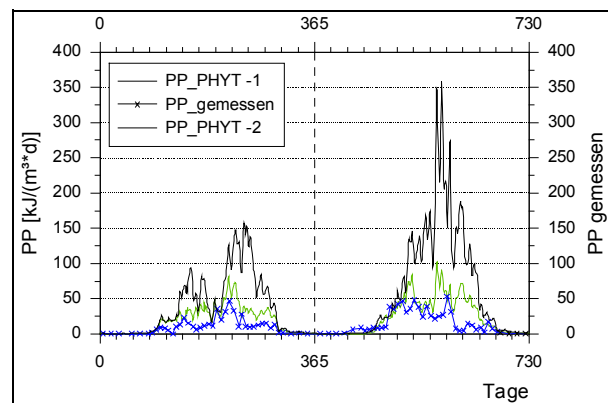


Abb. 5-8: Jahresgang der Primärproduktion des Phytoplanktons (PP_PHYT) mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Primärproduktion

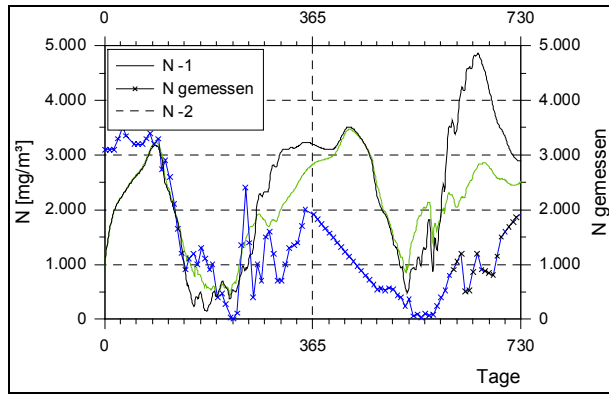


Abb. 5-9: Jahresdynamik des gelösten Stickstoffs mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Ganglinie

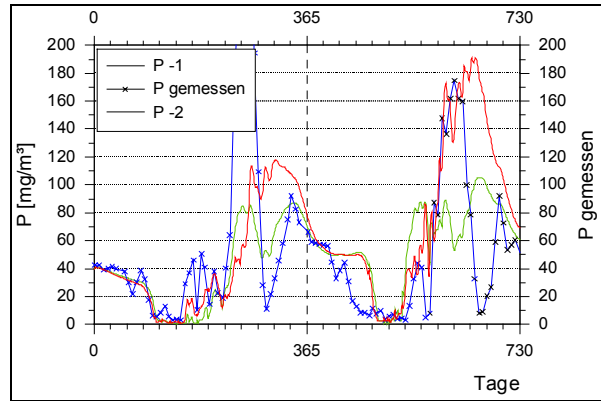


Abb. 5-10: Jahresdynamik des gelösten Phosphors mit (2) und ohne (1) veränderter Photorespirationsrate im Vergleich zur gemessenen Ganglinie

Phosphorabhängigkeit des Algenwachstums

Eine weitere Möglichkeit, die Dynamik der Algenbiomasse anzupassen, bestand darin, die Halbsättigungskonstante k_{SP} für die P-Abhängigkeit der Primärproduktion der Algenarten zu variieren. Die Konstante k_{SP} geht wie folgt in die Berechnung der Primärproduktion ein:

$$FP = \frac{P}{k_{SP} + P} \quad (3)$$

$$PP = k_{PP} * FN * FP * FJ_{PP} * \exp(t_{PP} * T) * PHYT \quad (4);$$

wobei FP die Phosphorabhängigkeit der Primärproduktion, PP die Primärproduktion, FN die Stickstoffabhängigkeit, FJ_{PP} die Strahlungsabhängigkeit, P die Phosphorkonzentration, k_{PP} die Primärproduktionsrate des Phytoplanktons, t_{PP} der Temperaturkoeffizient der Primärproduktion, T die Temperatur und PHYT die Biomasse der jeweiligen Algenart darstellt.

In Rechnung 4 wurde die Halbsättigungskonstante k_{SP} für die Sommerblualgen von 0,25 auf 2 mg/m³ geändert und die der Kieselalgen bei 2 mg/m³ belassen. Damit sollte erreicht werden, dass die Sommerblualgen auf den Phosphoranstieg weniger schnell reagieren und so die starke Biomasseentwicklung in den Sommermonaten zurück geht. Wie die Abb. 5-12 zeigt, wurde der Jahrgang der Sommerblualgen gut getroffen. Nur der Beginn der Wachstumsperiode im ersten Simulationsjahr wird um ca. zwei Monate verfehlt.

Mit der verringerten Biomasse der Sommerblualgen wurde auch die Nährstoff- und Lichtkonkurrenz der Kieselalgen kleiner. Erwartungsgemäß stieg dadurch die Biomasse der Kieselalgen an (Abb. 5-11). Im ersten Simulationsjahr wird der Jahrgang qualitativ befriedigend nachgebildet. Quantitativ reicht der simulierte Herbstpeak der Kieselalgen gut an die gemessene Biomasse heran. Im zweiten Jahr werden die Frühjahr- und Sommermaxima zufriedenstellend simuliert, jedoch die Biomasse der Kieselalgen im Herbst weit überschätzt. Ursache hierfür sind die im Vergleich zur Rechnung 3 (ursprüngliches k_{SP}) geringere Beschattung durch die Sommerblualgen (Abb. 5-12) und die ausreichende Versorgung mit Stickstoff, der auch in dieser Rechnung nicht limitierend wird.

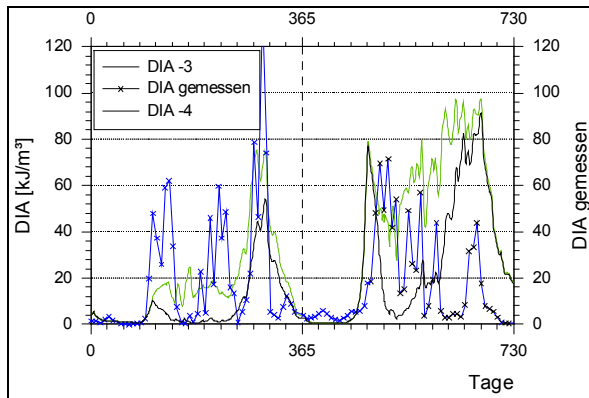


Abb. 5-11: Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Kieselalgen (DIA); Vergleich modelliert/ gemessen der Rechnungen 3/4

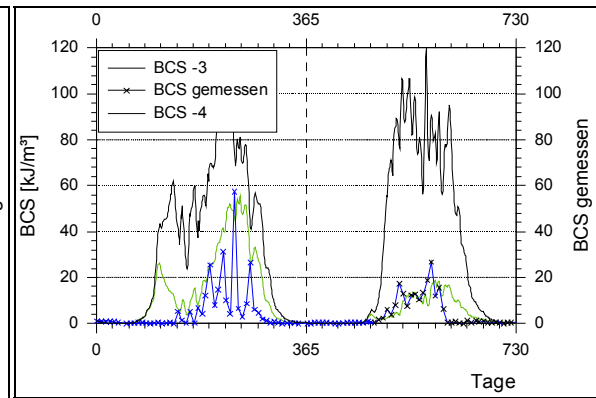


Abb. 5-12: Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Sommerblualgen (BCS); Vergleich modelliert/ gemessen der Rechnungen 3/4

In beiden Jahren kann das Klarwasserstadium im Frühjahr nicht zufriedenstellend abgebildet werden. Das Zooplankton reduziert in diesem Zeitraum die Kieselalgen durch Fraß erheblich. In EMMO wird diese Gruppe derzeit noch unzureichend simuliert, was sich in der Erfassung dieser Effekte (Fraß) negativ auswirkt.

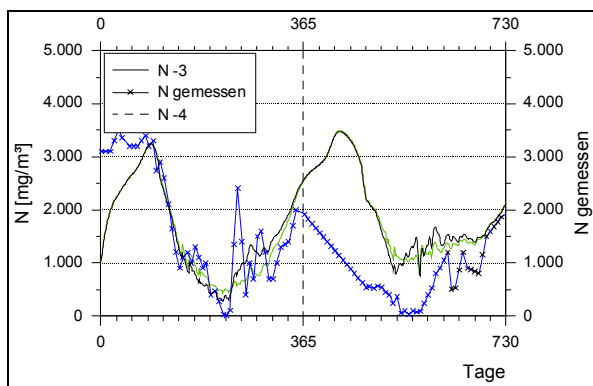


Abb. 5-13: Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Stickstoffdynamik

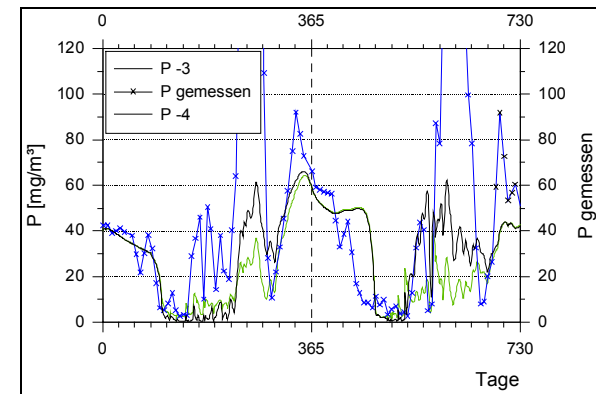


Abb. 5-14: Auswirkung der Variation des k_{sp} -Wertes (BCS) auf die Phosphordynamik

Die Nährstoffdynamik differiert in beiden Jahren wenig: die Phosphordynamik wird zufriedenstellend modelliert. Es fällt insgesamt auf, dass der Rücklöseprozess des Phosphors nicht gut genug abgebildet wird und somit die lokalen Maxima im Sommer der beiden betrachteten Jahre nur angedeutet werden können (Abb. 5-14). Durch die Veränderung des k_{sp} -Wertes der Sommerblualgen wird die simulierte Ganglinie noch flacher. Die Stickstoffdynamik im ersten Jahr wird gut und im zweiten zufriedenstellend simuliert (Abb. 5-13). In beiden Jahren wird der Stickstoff nicht limitierend für das Algenwachstum, was gerade für die Anpassung der Kieselalgen nachteilig ist.

Insgesamt zeigt sich, dass die Variation des k_{sp} -Wertes großen Einfluss auf die Dynamik des Phytoplanktons besitzt. Das war insofern zu erwarten, weil die Algen Gruppen einerseits Konkurrenten in Bezug auf die Nährstoffe sind, andererseits sich gegenseitig durch Beschattung beeinflussen. Veränderungen, die an nur einer Algenart getroffen werden, haben somit immer eine Änderung der gesamten Algendynamik und -zusammensetzung zur Folge. Mit der Erhöhung des k_{sp} -Wertes der Sommerblualgen wurde eine sehr gute Anpassung

dieser Algenart an den gemessenen Jahresgang erzielt. Gleichzeitig verbesserte sich auch die Jahresdynamik der Kieselalgen. Deshalb wurde der k_{sp} -Wert der Sommerblaualgen für die weiteren Simulationen beibehalten.

Temperaturdifferenz des Wasserkörpers

Mit der neu erarbeiteten Abhängigkeit des Parameters ROX als Funktion der Temperaturdifferenz ($ROX=f(\Delta T)$) kam eine neue Steuergröße zum Modell hinzu. Sie hat eine herausragende Bedeutung im Modell, da bei Schichtung viele chemische Prozesse schneller oder langsamer ablaufen bzw. überhaupt erst auftreten, weil sich der Sauerstoffhaushalt von aerob nach anaerob verschiebt. So wirkt ROX direkt auf die Denitrifikation, die De- bzw. Adsorption von Phosphor im Sediment und auf die Mineralisierung des organischen Anteils im Sediment. Es ist also nicht nur wichtig zu wissen, wie das Modell auf Änderungen dieses Parameters reagiert sondern auch, ob die für die Modellanpassung optimale Temperatur-differenz der Realität entspricht. Dass dieser Parameter überhaupt angepasst werden muss, liegt an der Idealisierung des Sees: Im Mittel hat der See eine konstante Tiefe von 4,9m und ein konstantes Volumen von $35,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. In der Realität sind dies aber die Mittelwerte. Wenn Schichtung auftritt, ist die Temperaturdifferenz von Boden- und Oberflächentemperatur vom Ort abhängig. Diese mittlere (optimale) Temperaturdifferenz zu finden, war eine Aufgabe der Kalibrierung. Ein anderes Ziel war es, den großen Phosphor-Peak im Herbst nachzubilden, der bisher durch keine der Parameterstudien simuliert werden konnte. Es wird angenommen, dass dieser Peak durch Schichtungsereignisse hervorgerufen wird. Die Variation der Temperaturdifferenz wurde dabei in kleinen Schritten von 0,0K (Rechnung 5) bis zu 0,8K (Rechnung 6) vorgenommen.

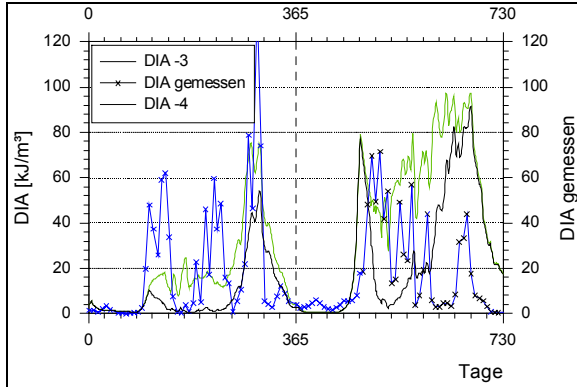


Abb. 5-15: Auswirkungen der Variation der Temperaturdifferenz auf die Dynamik der Kieselalgen (DIA)

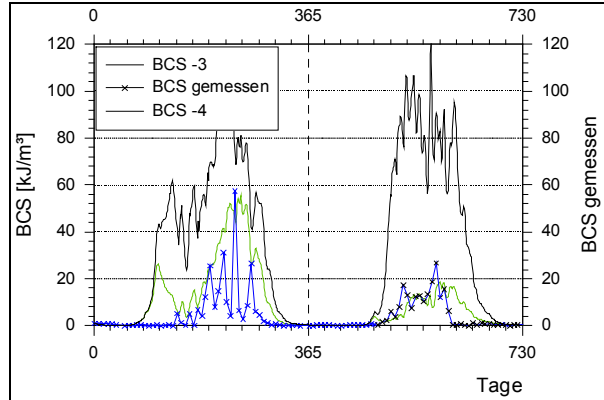


Abb. 5-16: Auswirkungen der Variation der Temperaturdifferenz auf die Dynamik der Sommerblaualgen (BCS)

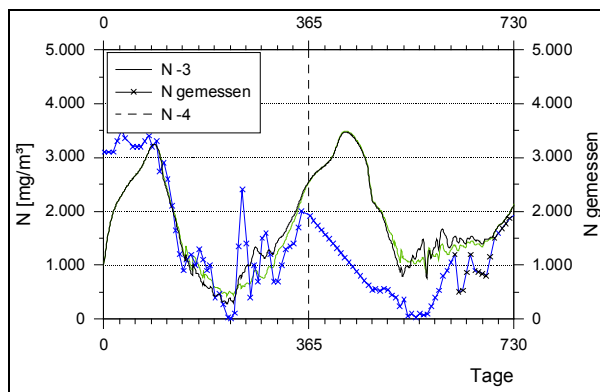


Abb. 5-17: Wirkung der Variation der Temperaturdifferenz im See auf die Stickstoffdynamik

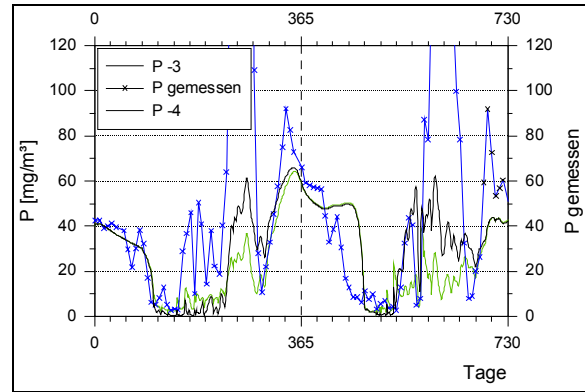


Abb. 5-18: Wirkung der Variation der Temperaturdifferenz im See auf die Phosphordynamik

Die Grafiken (Abb. 5-15 bis Abb. 5-18) zeigen den Vergleich zwischen den beiden Rechnungen (5/6) mit der größten Temperaturdifferenz, da die Unterschiede zum Teil minimal sind. Das direkte Ergebnis - die Schichtungsdauer - variiert allerdings stark: Bei der Annahme, dass sich ab einer Temperaturdifferenz von 0,0 K eine Schichtung im See ausbildet, beträgt deren gesamte Dauer im ersten Jahr 96, im zweiten Jahr 89 Tage. Nimmt man eine Temperaturdifferenz von 0,8 K als Bedingung für Schichtung, beträgt deren Dauer im ersten Jahr 45 und im zweiten Jahr 22 Tage. Ein direkter Vergleich mit den Messwerten ist schwer, da Schichtung bei Flachseen meist instabil ist, aber nur einmal pro Woche gemessen wurde. In BEHRENDT ET AL. (1993) werden für beide betrachteten Jahre 63 Tage Schichtung angegeben. Die Daten dort basieren auf der Sauerstoffsättigung zwischen 0,5 und 7 m im See. Bei der Berechnung der Temperaturdifferenz wurde allerdings die mittlere Tiefe des Sees von 4,90 m als Bezugsgröße verwendet. Mit dem Modell unterschätzt man deshalb die Schichtungsdauer im Vergleich zur Messung.

Die Variation der Temperaturdifferenz ändert - entgegen den Erwartungen - nur wenig an der Dynamik sowohl der Nährstoffe als auch der Biomasse des Phytoplanktons. Die Phosphorkonzentration ist erwartungsgemäß höher je häufiger Schichtungsereignisse stattfinden (Abb. 5-18), da durch Desorption des adsorbierten Phosphors im Sediment der Phosphor in Lösung geht und bei Durchmischung durch Resuspension wieder den Wasserkörper erreicht. Die starken Herbstpeaks werden in beiden Simulationsjahren somit nicht modelliert. Die Konzentration des Stickstoffs ist geringer, je häufiger Schichtung auftritt (Abb. 5-17). Dieses Resultat wurde zwar nicht erwartet, ist aber mit der bei Schichtung höheren Denitrifikation und der gleichzeitigen Abnahme der Resuspension zu erklären. Der Effekt der Desorption, der zu einem starken Ansteigen des gelösten Phosphors im Sediment während der Schichtung führt, tritt beim Stickstoff nicht auf.

Parallel zum Nährstoffrückgang reagierte das Phytoplankton mit einer Verringerung der Primärproduktion. Im ersten Simulationsjahr stieg die Biomasse der Kieselalgen (Abb. 5-15) etwas an, während die der Sommerblualgen (Abb. 5-16) geringfügig sank. Im zweiten Jahr sank die Biomasse der Kieselalgen, bei gleich bleibender Biomasse der Sommerblualgen. Die Biomasse der Frühjahrsblualgen blieb nahezu konstant.

Infolge der Kalibrierungsrechnungen wurde die Temperaturdifferenz für die Schichtung auf 0,6 K festgelegt. Das ist ein mittlerer Wert, bei dem die Schichtungsdauer des Sees im ersten Jahr mit 55, im zweiten mit 37 Tagen angenommen wird. Man kommt damit der oben besprochenen Diskrepanz zwischen der Mess- und Modelliermethode nach. Die Kalibrie-

rungsrechnungen zeigen außerdem auch, dass diese Steuergröße im Gegensatz zu den Beobachtungen derzeit noch wenig sensitiv auf die betrachteten Zustandsgrößen wirkt.

Freisetzungsrate von Stickstoff aus dem Sediment

Die vorangegangenen Versuche zeigten, dass der Stickstoff für die Algen nie limitierend wurde. Im Sommer wird aber diese Limitierung experimentell beobachtet. Die führt bei den Algen zu einem beträchtlichen Rückgang der Biomasse in diesem Zeitraum. Um diesen sommerlichen Rückgang mit dem Modell anzunähern, wurde in der letzten Phase der Kalibrierung der Austauschkoefizient z_N für die Freisetzung des Stickstoff aus dem Sediment variiert. Die Freisetzung wird mit:

$$Z_N = z_N * (N_S - N) \quad (5)$$

$$\frac{dN}{dt} = \frac{Q}{V} * (N_{in} - N) - \dots + \frac{Z_N}{H} - \frac{DENIT}{H} \quad (6)$$

berücksichtigt. Wobei Z_N die Freisetzung von Stickstoff aus dem Sediment, N_S den Stickstoffgehalt des Sedimentes, N den Stickstoffgehalt des Wasserkörpers, $DENIT$ die Denitrifikation und H die Wassertiefe des Sees bezeichnet. In der Rechnung 7 wurde der z_N -Wert auf 0,0 und bei der Rechnung 8 auf 0,4 festgelegt. Ein Austausch konnte grundsätzlich nur dann stattfinden, wenn keine Schichtung vorhanden war.

Das Ziel, den Stickstoff so zu modellieren, dass er limitierend für die Algen wird, ist nur in der 7. Rechnung ($z_N=0$) gelungen (Abb. 5-21). Die Dauer der Limitierung ist aber im Vergleich zu den Messwerten viel zu lang. Für die Biomasse der Sommerblualgen (Abb. 5-20) bedeutet diese lange Limitierung nur einen kleinen Unterschied während der Sommerperiode. Sie sind durch ihre Fähigkeit, Stickstoff aus der Luft fixieren zu können, ohnehin nicht sehr anfällig auf Stickstoffmangel. Die Kieselalgen (Abb. 5-19) reagieren auf weniger Stickstoff empfindlicher: im zweiten Jahr gehen sie im Sommer fast völlig zurück. In der Simulation 8 ($z_N=0,4$) wird die Biomasseentwicklung insgesamt besser getroffen. Die Phosphorkonzentration (Abb. 5-22) wird in Rechnung 7 besser simuliert als in Rechnung 8. Die höhere Algenbiomasse in Rechnung 8 führt dazu, dass mehr Phosphor aufgenommen wird. Die lange Zeit der Limitation des Stickstoff ist aber wenig plausibel. Aus diesem Grund wird $z_N=0,4$ übernommen.

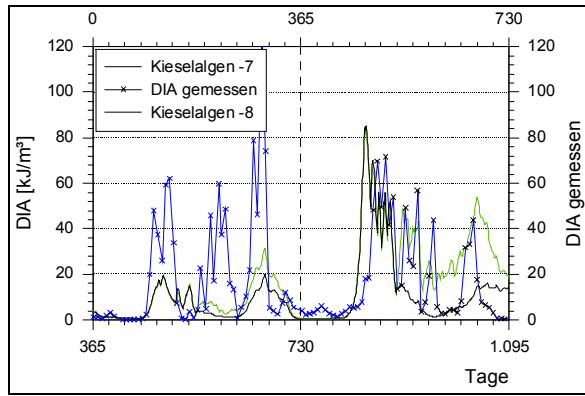


Abb. 5-19: Wirkung der Änderung der Freisetzungsrates z_N auf die Dynamik der Kieselalgen (DIA)

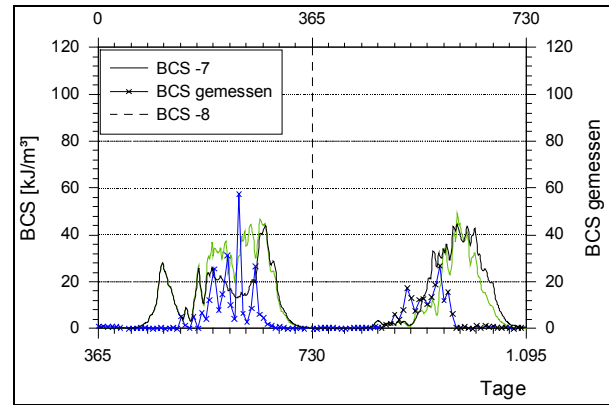


Abb. 5-20: Wirkung der Änderung der Freisetzungsrates z_N auf die Dynamik der Sommerblualgen (BCS)

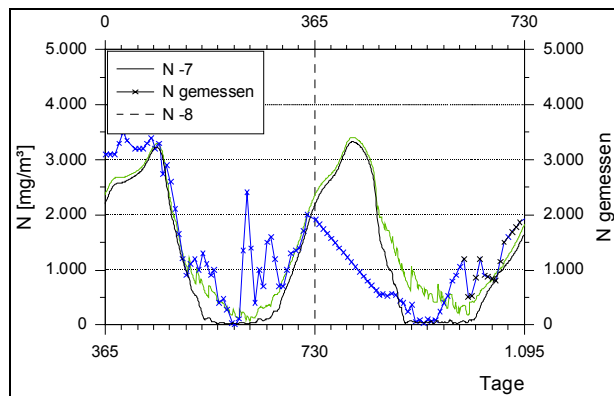


Abb. 5-21: Dynamik des Stickstoffs nach Veränderung der Freisetzungsrates z_N

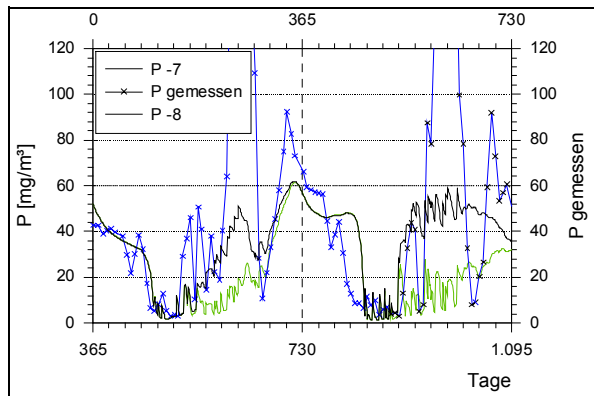


Abb. 5-22: Dynamik des Phosphors nach Veränderung der Freisetzungsrates z_N

5.4.3 Validierung

Mit den Veränderungen an der ursprünglichen Version von EMMO (SCHELLENBERGER ET AL, 1983) wurde nicht nur strukturell in das Modell eingegriffen. Teile des Parametersatzes wurden verändert, um eine verbesserte Anpassung an die erhobenen Daten zu erzielen. Bei komplexen Systemen, wie es ein Ökosystem-Modell darstellt, ändert sich damit aber meist auch der gesamte Parametersatz. Die Anpassung der betreffenden Parameter wurde während der Kalibrierung (Kapitel 5.4.2) durchgeführt. Um sicher zu gehen, dass der gefundene Parametersatz auch über den Kalibrierungszeitraum hinaus Gültigkeit hat, musste EMMO neu validiert werden.

Die Validierung wurde anhand der Dynamik der Biomasse von Kiesel- und Sommerblualgen, der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und teilweise auch der Primärproduktion des Phytoplanktons im Zeitraum 1979-1988 vorgenommen. Hierfür wurden neue Zeitreihen sachgerecht für die Simulation aufgearbeitet und das für die Kalibrierung vorgeschaltete Jahr zum Einschwingen wieder entfernt. Für die Auswertung sind die Jahre 1979-1980 (Kalibrierungszeitraum), 1982 und 1985 ausgewählt worden. Die Darstellung einzelner Jahre dient ausschließlich der Übersichtlichkeit.

Der bei der Kalibrierung ermittelte Parametersatz wurde beibehalten. Die Unterschiede zu den Ergebnissen der Kalibrierung ergeben sich aus geringfügigen Änderungen der Parameter anderer Prozesse, die im Kapitel 5.4.2 nicht beschrieben wurden. Die Abb. 5-26 und Abb. 5-27 zeigen eine gute Anpassung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor an die gemessenen Daten. Wie bereits erwähnt, wird bei der Simulation der Phosphorkonzentration der Herbstpeak nicht wiedergegeben. Beim Stickstoff wird der Jahresgang gut getroffen, wobei im Jahr 1980 die Konzentration überschätzt wird. Betrachtet man parallel den Jahresgang der Primärproduktion vom gesamten Phytoplankton (Abb. 5-25), so wird deutlich, dass sich die erhöhten P-Werte im Herbst nicht im Algenwachstum niederschlagen. Gleichzeitig zeigt die Berechnung, dass in den Monaten September/Oktober die Primärproduktion zum Teil deutlich überschätzt wird. Ein Grund dafür mag die überschätzte Stickstoffkonzentration in den Vormonaten sein. Gleichzeitig macht es den geringen Einfluss des Phosphors in diesem Zeitraum (Herbst) deutlich.

Betrachtet man nun, wie sich die gesamte Primärproduktion auf die beiden Algenarten Kieselalgen und Sommerblaulagen verteilt, so lassen sich die zu hohen Herbstbiomassen klar der überschätzten Primärproduktion zuordnen.

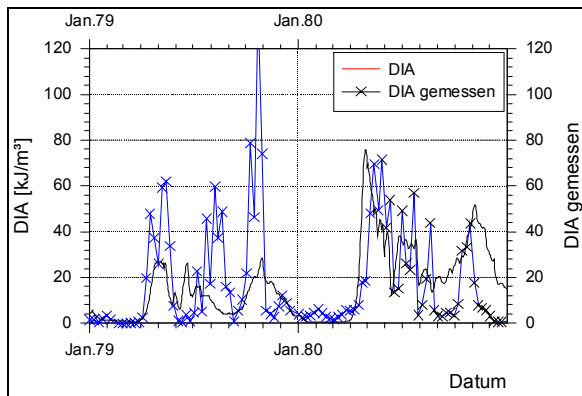


Abb. 5-23: Vergleich von modellierten/gemessenen Werten der Biomasse der Kieselalgen (DIA) nach der Kalibrierung

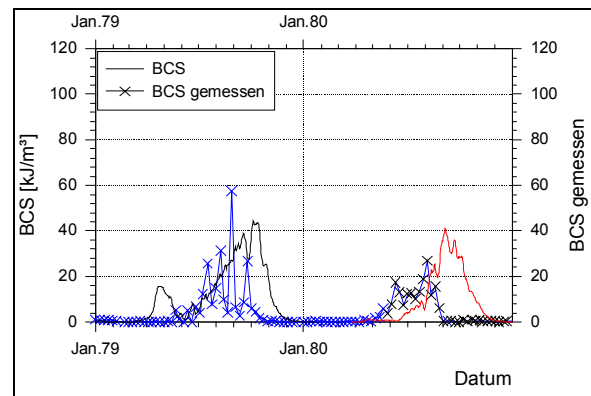


Abb. 5-24: Vergleich von modellierten/gemessenen Werten der Biomasse der Sommerblaulagen (BCS) nach der Kalibrierung

Die Simulation der Algenbiomasse in den Jahren 1979-1980 kann man als gut bezeichnen. Sowohl bei den Kieselalgen (Abb. 5-23) als auch bei den Sommerblaulagen (Abb. 5-24) wird der Jahresgang qualitativ richtig dargestellt. Quantitativ wird aber das Klarwasserstadium bei den Kieselalgen nicht abgebildet, und die Biomasse im Jahr 1979 wird zu gering geschätzt. Die Gründe dafür sind vielfältig: da die Anpassung der Primärproduktion in den beiden Jahren gut gelungen ist, kann man davon ausgehen, dass hier ein Verlustterm der Algen nicht genau abgebildet wird. Das betrifft die Prozesse Respiration, Sedimentation und Grazing durch das Zooplankton. Eine pauschale Erhöhung eines der genannten Prozesse würde sicher zu einer besseren Anpassung der Biomasse im Jahr 1979 führen. Da aber das nachfolgende Jahr 1980 sehr gut abgebildet wird, würde hier eine Verringerung der Algenbiomasse eintreten. Hier zeigt sich die hohe Komplexität des Systems, bei dem nicht mehr genau nachvollzogen werden kann, welche Wirkung durch welchen Prozess verursacht wurde.

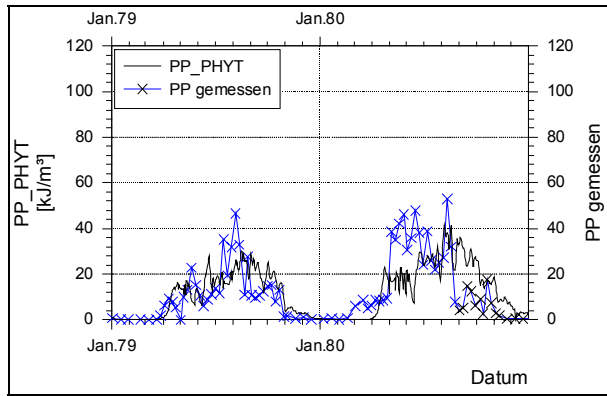


Abb. 5-25: Vergleich der modellierten/gemessenen Primärproduktion des Phytoplanktons nach erfolgreicher Kalibrierung

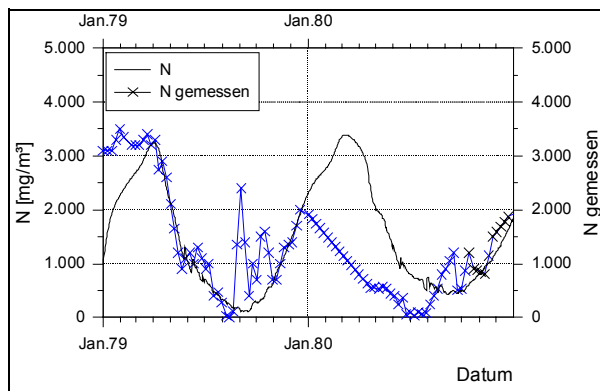


Abb. 5-26: Vergleich der modellierten/gemessenen Stickstoffganglinie nach der Kalibrierung

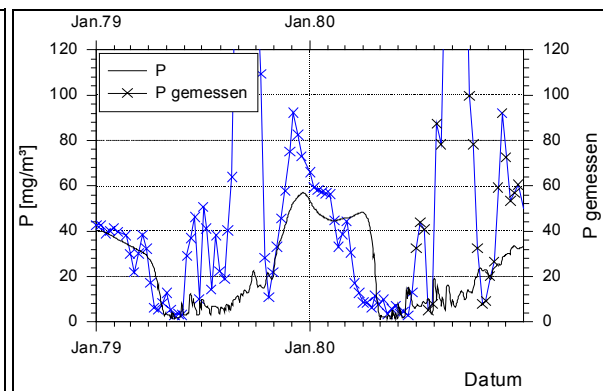


Abb. 5-27: Vergleich der modellierten/gemessenen Phosphorganglinie nach der Kalibrierung

Auch in den Jahren 1982 und 1985 zeigt sich die insgesamt gute Anpassung der modellierten Parameter. Besonders gut wird die Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration (Abb. 5-30 und Abb. 5-34) simuliert. In beiden Jahren wird lediglich im Frühjahr der Abbau des Stickstoffs unterschätzt. Verbunden mit einer Unter- bzw. Überschätzung der Dauer der Eisbedeckung kann der verfrühte bzw. verspätete Beginn des Wachstums der Kieselalgen (Abb. 5-28 und Abb. 5-32) erklärt werden. Diese Unterschiede zwischen Messung und Simulation sind allerdings so gering, dass hier auch Inhomogenitäten im See Ursache der Unterschiede sein könnten. Die Biomasse der Sommerblualgen wird 1982 gut modelliert (Abb. 5-29), im Jahr 1985 aber auf Grund der überschätzten Kieselalgen unterschätzt (Abb. 5-33). Das Klarwasserstadium der Kieselalgen im Juni wird nur selten (1982, Abb. 5-28) modelliert. Der Grund dafür liegt sehr wahrscheinlich in der ungenauen Abschätzung der Zooplankter in diesem Zeitraum. Diese Interaktion (Zooplankton-Phytoplankton) führt zum Auftreten des Klarwasserstadiums im Mai/Juni. Die Phosphorkonzentration beider Jahre wird hinreichend gut modelliert. Das Sommer- bzw. Herbstmaxima konnte auch hier nicht simuliert werden.

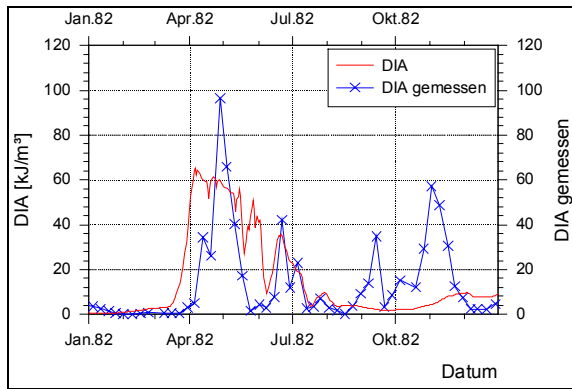


Abb. 5-28: Dynamik der Kieselalgen (DIA) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung

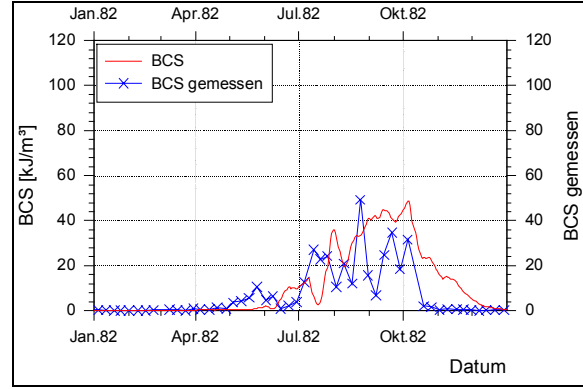


Abb. 5-29: Dynamik der Sommerblualgen (BCS) im Jahr 1982 im Vergleich zur Messung

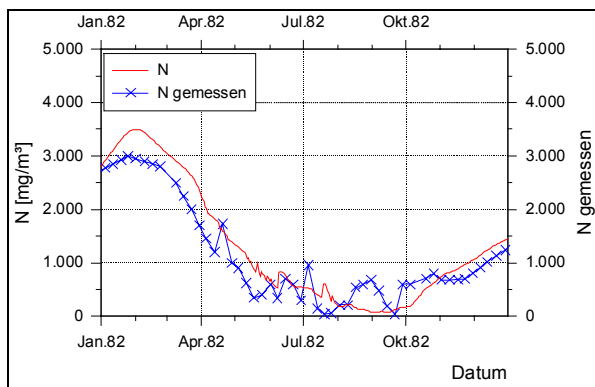


Abb. 5-30: Dynamik des Stickstoffs (N) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung

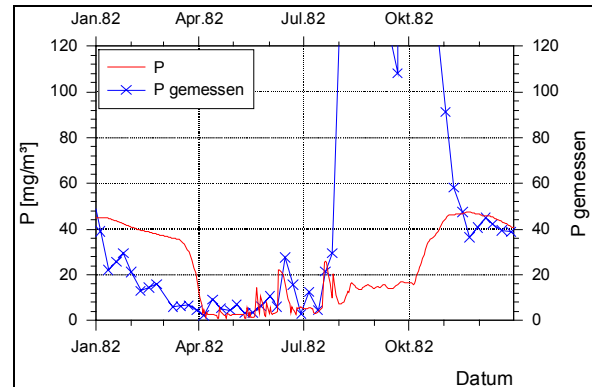


Abb. 5-31: Dynamik des Phosphors (P) im Jahr 1982 (Validierung) im Vergleich zur Messung

Die Validierung sollte zeigen, ob der durch Kalibrierung gewonnene Parametersatz auch für einen anderen Zeitraum als dem der Kalibrierung gilt. Betrachtet man die ausgewählten Jahre, fällt nur das Jahr 1985 auf, in welchem die Simulation des Nährstoffes Stickstoff unbefriedigend verlief und deshalb auch nicht so gute Resultate bei den Algen erzielt werden konnten. Die Ergebnisse der Kalibrierung (Kapitel 5.4.2) zeigen aber, dass eine Variation der dort erwähnten Parameter keine solche Veränderung herbeiführen würde, welche die Stickstoffganglinie treffend wiedergeben könnte. Insofern sprechen die Jahre 1979-1980 und 1982 gegen eine Veränderung der Parameter, weil dort die Anpassung zum Teil sehr gut gelang. Die Unterschiede zwischen Messung und Simulation deuten vielmehr darauf hin, dass der verwendete Ansatz verbessert werden muss. Das fällt dann besonders auf, wenn ein Phänomen bei offensichtlich keiner Parameterkonstellation adäquat wiedergegeben wird. So wird derzeit an einem neuen Phosphor-Rücklöse-Modul gearbeitet, was den enormen Herbstpeak besser nachbilden soll. Die Kalibrierung kann und darf einen unzureichenden Modellansatz nicht ersetzen. Selbst wenn man einen geeigneten Parametersatz fände, der das erwähnte Phänomen gut abbildet, so würden die einzelnen Werte den Modellfehler abfangen müssen und würden möglicherweise quantitativ nicht erklärbar sein. In der praktischen Konsequenz führt das dazu, dass das Modell mit diesem Parametersatz nicht prognosefähig sein könnte.

Eine andere, nicht weniger bedeutende Erklärung für Differenzen zwischen Messung und Simulation besteht in der Grundannahme der Homogenität des Sees. Gerade in den Monaten mit hoher Primärproduktion sind äußere Einflüsse sehr entscheidend für den Verlauf der Algenentwicklung. Durch Winde bspw. wird ein bestehender Algenteppich an den

Gewässerrand getrieben und würde dort wahrscheinlich durch Selbstbeschattung absterben. Die Beeinflussung besteht nun aus zwei Faktoren: einmal wird eine ganz andere Biomasse als repräsentativ für den See angesehen als tatsächlich vorhanden ist (Messung in der Mitte des Sees an der tiefsten Stelle) und andererseits ist der Einfluss von Wind auf die Algenentwicklung nicht im Modell enthalten. Ergebnisse wie die vom Jahr 1985 zeigen also eher noch offene Fragen im Verständnis des Ökosystems an. Die Parameter, die während der Kalibrierung gewählt wurden, wurden für die Vorhersage der Jahre 2000 und 2050 beibehalten. Allerdings kann von der Simulation für die Phosphor-Rücklösung im Herbst der betreffenden Jahre auch keine konkrete Aussage erwartet werden.

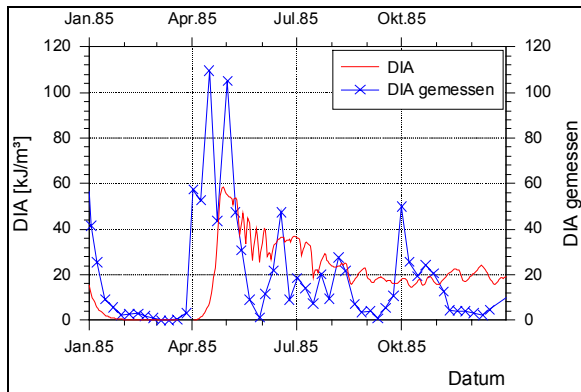


Abb. 5-32: Dynamik der Kieselalgen (DIA) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung

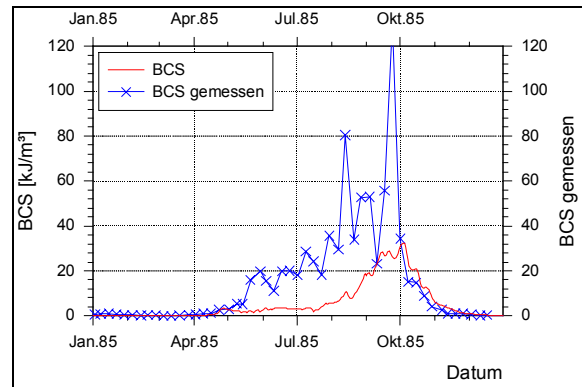


Abb. 5-33: Dynamik der Sommerblualgen (BCS) im Jahr 1985 im Vergleich zur Messung

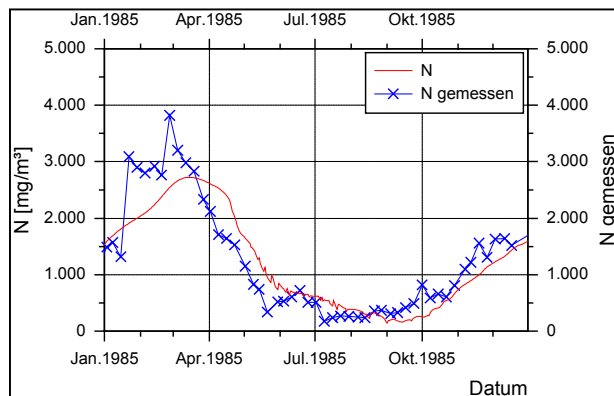


Abb. 5-34: Verlauf des Stickstoffs (N) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung

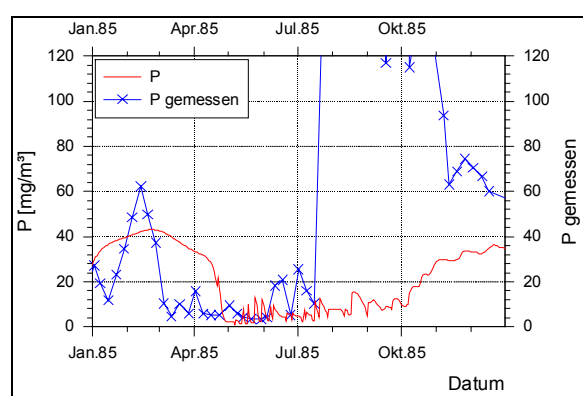


Abb. 5-35: Verlauf des Phosphors (P) im Jahr 1985 (Validierung) im Vergleich zur Messung

5.5 QSim- Gewässergütemodell für Fließgewässer

Das Gewässergütemodell QSim (**Q**uality **S**imulation) der BfG dient der Simulation des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie der Phyto- und Zooplanktonbiomasse in einem Fließgewässer (KIRCHESCH & SCHÖL, 1999). Es ist deterministisch, d.h. die einzelnen auf den Stoffhaushalt und die Algenentwicklung eines Gewässers wirkenden Prozesse werden funktional und ohne den Einfluss des Zufalls beschrieben. Dementsprechend sind auch sehr kleine Abweichungen der berechneten Ergebnisse kein Zufallsprodukt, sondern lassen Tendenzen zwischen den verschiedenen Varianten erkennen. Die Identifizierung und Parameterisierung der Funktionen basiert auf naturwissenschaftlich anerkannten Größen und Zusammenhängen; nur wo diese nicht ausreichend genau bekannt sind, werden empirische Formeln benutzt.



Das Modell arbeitet eindimensional, d.h. die betrachteten Zustandsgrößen werden als gleichverteilt über den gesamten Gewässerquerschnitt betrachtet. Auch morphologische und hydraulische Parameter wie Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit werden für jedes Querprofil als Mittelwert ausgegeben. In der vorliegenden Version 9.1 ist ein quasi-zweidimensionaler Ansatz enthalten. Dabei werden die Parameter Sauerstoff, Temperatur, Phosphor-, Ammonium-, Nitrit- und Nitratgehalt für unterschiedliche Tiefen betrachtet (Kapitel 5.5.1).

Das Modell berechnet die Prozesse im Hauptstrom eines Flusses flussabwärts. Ein- oder ausmündende Nebenflüsse oder Kanäle sowie Wasserwerke, Kläranlagen und Heizkraftwerke werden als Punktquellen behandelt. An der Einmündungsstelle wird der Einfluss der jeweiligen Einleitung bzw. Ausleitung entsprechend ihres Abflusses und ihrer Gewässergüte auf die Wasserbeschaffenheit im Hauptstrom berechnet. Es wird an jeder Einmündungsstelle vollständige Durchmischung angenommen.

Das Modell ist modular aufgebaut, d.h. für jeden Prozess existiert eine eigene Subroutine. Abb. 5-36 zeigt den schematischen Aufbau und die Arbeitsweise des Gütemodells QSim (Version 9.1).

Für die ökologischen Modellbausteine wirken die Abflussdaten an den Modellrändern und die meteorologischen Daten für das Modellgebiet als antreibende Kräfte. Alle von der Strahlung abhängigen Prozesse wie Temperatur und Algenwachstum werden dynamisch modelliert, indem entsprechend der Berechnungszeitschrittweite (in der Regel eine Stunde) ein Strahlungswert ermittelt wird. Im vorliegenden Bericht wurde QSim auch auf durchflossene Flusseen angewandt. In diesen Gewässern herrschen im Sommer sehr niedrige Fließgeschwindigkeiten unter 0,01 m/s vor.

In langsam fließenden Gewässern erfolgt mit abnehmender Fließgeschwindigkeit ein Absinken und Ablagern von organischem Material. In den sich dabei bildenden Sedimenten laufen die Stoffumsetzungsprozesse der organischen Verbindungen weiter, in den obersten Schichten unter aeroben, in den tieferen Schichten unter anaeroben Bedingungen. Dabei reichert sich im Porenwasser der Sedimente neben anderen Stoffwechselprodukten Ammonium an, das sich aufgrund von Diffusionsvorgängen zur Sedimentoberfläche hin bewegt. Bei ausreichendem Sauerstoffgehalt in den obersten Sedimentschichten wird das Ammonium dort nitrifiziert. Reichen die Stoffumsetzungen im Sediment z.B. aufgrund eines zu geringen Sauerstoffgehaltes nicht aus, um alles Ammonium zu nitrifizieren, gelangt es in den Wasserkörper und wird dort nitrifiziert oder dient den Algen als Nährstoff. Entsprechend führt diese Ammoniumfreisetzung unter anaeroben Bedingungen zu einem Anstieg des Gesamtstickstoff-Gehaltes im Wasserkörper.

Im Berliner Gewässernetz mit sehr geringen Fließgeschwindigkeiten findet im Vergleich zu anderen Flusssystemen mit höherem Abfluss eine stärkere Ablagerung von feinkörnigem organischem Material statt. Die Austauschvorgänge zwischen Sediment und Wasserkörper sind von erheblicher Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit.

Im Untersuchungsgebiet befinden sich 6 Heizkraftwerke (Tab. 8-24). In QSim darf bei der Nutzung des Spree- bzw. Teltowkanal-Wassers als Kühlwasser nach Wärmeeinleitung des jeweiligen Kraftwerkes im Gewässer eine Wassertemperatur von 28 °C nicht überschritten werden. Zusätzlich beträgt die maximale Aufwärmspanne der Wassertemperatur im Gewässer 10K, was insbesondere in den Wintermonaten von Bedeutung ist. Im Modell wird für jedes Heizkraftwerk angegeben, wie viele Stunden pro Jahr aufgrund der beiden genannten Vorschriften keine volle Leistung gefahren werden kann. Die genannten Bedingungen wurden auf den gesamten Abfluss und nicht nur auf das jeweils vom HKW entnommene Kühlwasser

von wenigen m³/s bezogen. Entsprechend wird die Reduzierung der Kraftwerksleistung aufgrund zu hoher Wassertemperatur im Modell noch unterschätzt.

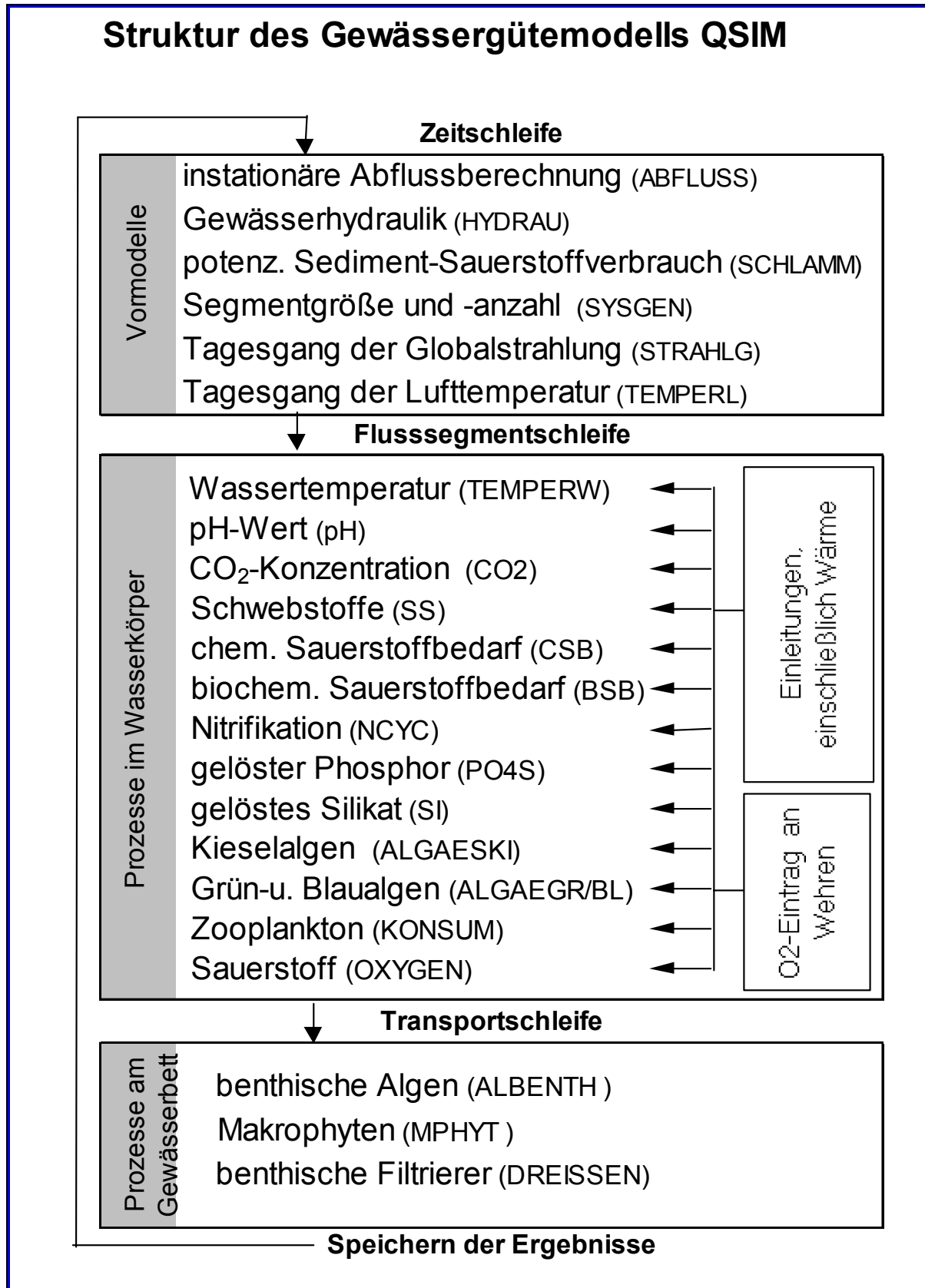


Abb. 5-36: Schematischer Aufbau und Arbeitsweise des Gütemodells (Version 9.1)

Eine generelle Beschreibung der meisten in Tab. 5-5 aufgeführten Modellbausteine ist aus KIRCHESCH & SCHÖL (1999) zu entnehmen.

Tab. 5-5: Prozesse, Organismen und Messgrößen in QSim Version 9.1 (Kursiv = Module im Entwicklungsstadium)

	Organismen	Mess-/Zustandsgrößen/
Prozesse im Freiwasser		
1 Hydraulik		Flussgeometrie; Ausleitungen; Abfluss, dynamisch; Fließgeschwindigkeit
2 Sedimentation		Schwebstoffgehalt
3 Wärmehaushalt		Lufttemperatur; relative Luftfeuchte; Windgeschwindigkeit;
4 Strahlungshaushalt		Globalstrahlung, PAR, Bedeckungsgrad
5 O ₂ -und CO ₂ -Austausch an der Wasseroberfläche		O ₂ CO ₂ pH-Wert, Leitfähigkeit, Calcium Säurekapazität Ks 4.3 (m-Wert)
6 Kalk-Kohlensäuregleichgewicht		C-BSB ₅ , N-BSB ₅ CSB
7 Biochemischer Abbau, <i>Bakterienwachstum</i>	Bakterienmischpopulation	NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N gelöst o-PO ₄ -P
8 Nitrifikation, 1. Stufe, suspendiert	Nitrosomonas	SiO ₂ -Si
9 Nitrifikation, 2. Stufe, suspendiert	Nitrobacter	N-organisch P-organisch, Bakteriendichte
10 Wachstum bakterienfressender Organismen	Flagellaten	Flagellatendichte
11 Wachstum suspendierter Kieselalgen	Kieselalgen (Diatomeen)	Kieselalgendichte,
12 Wachstum suspendierter Grünalgen	Grünalgen (Chlorophyceen)	Grünalgendichte
13 Wachstum suspendierter Blaualgen	Blaualgen (Cyanobakterien)	Blaualgendichte
14 Wachstum algen- und bakterienfressender Rädertierchen	Rädertierchen (Rotatorien),	Rotatoriendichte
15 Wachstum algen- und bakterienfressender Kleinkrebse	Kleinkrebse	Kleinkrebsdichte
16 Entwicklung suspendierter fäkalcoliformer Bakterien	Fäkalcoliforme Bakterien	Coli-Bakterienkonzentration entsprechend Eintrag und Verlustrate
17 Quasi- 2d Simulation ausgewählter Prozesse		Entwicklung von Sauerstoff, Temperatur, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat und Phosphor-gehalt in verschiedenen Wassertiefen
Prozesse am Gewässerbett		
18 Biochemischer Abbau an allen Oberflächen		spezifische O ₂ -Verbrauchsrate
19 Nitrifikation an allen Oberflächen	Nitrosomonas, Nitrobacter	spezifische Nitrifikationsrate
20 Ammoniumfreisetzung aus dem Porenwasser		Spezifische Ammoniumfreisetzungsrate
21 Denitrifikation		spezifische Denitrifikationsrate
22 Phosphorremobilisierung aus dem Sediment		spezifische Freisetzungsrate
23 O ₂ -Verbrauch durch Bodenschlamm		Sauerstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit
24 Sauerstoffproduktion und Nährstoffaufnahme durch Phytobenthos	sessile Algen (Phytobenthos)	spezifische Phytobenthosdichte
25 Sauerstoffproduktion, Nährstoffaufnahme und Oberflächenvergrößerung durch höhere Wasserpflanzen	Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten)	spezifische Makrophytendichte
26 Wachstum algen- und bakterienfressender Dreikantmuscheln, nullte Kohorte	Muscheln (<i>Dreissena polymorpha</i>), nullte Kohorte	Individuendichte und -biomasse entsprechend Wachstumsphase
27 Wachstum algen- und bakterienfressender Dreikantmuscheln, erste Kohorte	Muscheln (<i>Dreissena polymorpha</i>), erste Kohorte	Individuendichte und -biomasse entsprechend Wachstumsphase
28 Wachstum algen- und bakterienfressender Körbchenmuscheln	Korbchenmuschel (<i>Corbicula</i>)	Individuendichte und -biomasse entsprechend Wachstumsphase
29 Wachstum algen- und bakterienfressender Schlickkrebse	Schlickkrebs (<i>Corophium curvispinum</i>)	spezifische Individuendichte

Die Umsetzung der Phytoplanktongruppen Grün- und Kieselalgen in QSim ist in SCHÖL ET AL. (2002) beschrieben, die Beschreibung des neu entwickelten Blaualgenbausteins folgt in Kapitel 5.5.2. Die Entwicklung des Zooplanktons wurde in SCHÖL ET AL. (2002) für den Rhein auf *Brachionus angularis* bezogen. In der Stadtspreewasser bei der BfG-Messstelle (SOW-km 27,2) wurden 1996 die Dichten an Rotatorien und Crustaceen ohne weitere taxonomische Einteilung bestimmt (Kapitel 8.6.2.1). Im Untersuchungsgebiet dominieren kleinere Rotatorien wie *Keratella* (WALZ ET AL., 2002), entsprechend wurde als Modellorganismus *Keratella cochlearis* ausgewählt (Kapitel 5.5.3). Die Entwicklung benthischer Filtrierer wird anhand der in Spree und Teltowkanal dominanten Arten *Dreissena polymorpha* und *Corophium curvispinum* (Kapitel 8.6.2.1) abgebildet. Die Modellierung von *D. polymorpha* ist in SCHÖL ET AL. (1999) und SCHÖL ET AL. (2002), von *C. curvispinum* in BERGFELD ET AL. (2000) beschrieben.

5.5.1 Quasi 2d Simulation

Das Gewässergütemodell QSim arbeitet eindimensional, d.h. die betrachteten Zustandsgrößen werden als gleichverteilt über den gesamten Gewässerquerschnitt betrachtet. Auch morphologische und hydraulische Parameter wie Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit werden für jedes Querprofil als Mittelwert ausgegeben. Im Gewässer können jedoch Unterschiede in der Wasserbeschaffenheit im Vertikalprofil auftreten. Ein Austausch im Wasserkörper erfolgt über Diffusion. Bei einem großen Diffusionskoeffizienten ist der Wasserkörper voll durchmischt, bei einem kleinen bauen sich zwischen den einzelnen Wassertiefen über die Zeit immer größere Unterschiede bei verschiedenen Güteparametern auf.

Um das Berliner Gewässernetz, insbesondere die Berliner Flusshavel, in QSim abbilden zu können, wurde ein quasi-zweidimensionaler Ansatz für ausgewählte Parameter entwickelt. Es werden derzeit die Parameter Sauerstoff, Temperatur, Phosphor-, Ammonium-, Nitrit- und Nitratgehalt in unterschiedlichen Tiefen betrachtet. Bei dem quasi-zweidimensionalen Ansatz in QSim wird jedes Querprofil in vorgegebene Schichten von 0,5 m Tiefe eingeteilt. Die unterste Schicht kann je nach Querprofil kleiner als 0,5 m sein. Pro Schicht wird die Entwicklung der 6 Parameter Sauerstoff, Temperatur, Phosphor-, Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumgehalt verfolgt. Die in der QSim-Version 9.1 abgebildeten Prozesse, die am Gewässergrund stattfinden, sind in Tab. 5-5 aufgelistet. Die Phosphorremobilisierung aus dem Sediment ist in der derzeitigen QSim-Version 9.1 noch nicht enthalten. Unterschiede in der Phosphorkonzentration in den einzelnen Schichten sind lediglich eine Folge der unterschiedlichen Nährstoffaufnahme durch Algen. An der Gewässeroberfläche wirken sich Verdunstung und physikalischer Sauerstoffeintrag und -austrag aus, außerdem findet in der obersten Schicht eine Erwärmung des Wasserkörpers aufgrund der Globalstrahlung statt.

Pro Zeitschritt werden die Konzentrationen der einzelnen Parameter berechnet und gleichzeitig in Abhängigkeit vom Diffusionskoeffizienten jeweils in die benachbarten Schichten eingemischt. Der Diffusionskoeffizient hängt von der Turbulenz (als Maß dient die Schubspannungsgeschwindigkeit) und der aus dem Temperaturgradienten resultierenden Dichteschichtung ab. Je kleiner der Diffusionskoeffizient ist, um so geringer ist der Austausch zwischen den Schichten und um so größer wird der Tiefengradient für die jeweiligen Parameter.

Durch die Betrachtung der Prozesse in verschiedenen Schichten können Unterschiede beim über die Wassertiefe gemittelten Wert der verschiedenen Parameter zwischen einem ein- bzw. quasi-zweidimensionalen Ansatz in QSim auftreten. Beispielsweise ist das Algenwachstum

generell in den obersten Schichten aufgrund einer besseren Lichtversorgung größer als in den unteren Schichten. Bei einer starken Algenentwicklung und hohen Sauerstoffproduktion in den oberen Schichten können zeitweise Sauerstoffübersättigungen auftreten. Dies führt zu einem physikalischen Sauerstoffaustrag. Rechnet man dieselbe Situation mit einem eindimensionalen Ansatz, werden alle Prozesse über den Querschnitt gemittelt betrachtet. Dadurch wird die Sauerstoffproduktion in den oberen Schichten über den gesamten Wasserkörper eingemischt, sodass insgesamt eine niedrigere Sauerstoffsättigung vorliegt. Entsprechend wird der physikalische Sauerstoffaustrag geringer ausfallen oder sogar ganz ausbleiben.

5.5.2 Blaualgenbaustein

Aufgrund der hohen Bedeutung von Blaualgen für die Phytoplanktonzönose in der Spree und im Teltowkanal (Abb. 8-62) wurde die Modellierung des Phytoplanktons um Blaualgen erweitert. Kiesel- und Grünalgen werden bereits als getrennte Bausteine in QSim modelliert (SCHÖL ET AL., 2002). Der Blaualgenbaustein ist wie diese bereits vorhandenen Bausteine aufgebaut. Bei der Nachbildung der Phytoplanktonentwicklung wird unterschieden zwischen Prozessen, die direkt auf die Wachstumsrate der Algen wirken, und Prozessen, die sich als Verluste der Algenpopulation durch Fraßfeinde oder Sedimentation darstellen. Die lokale Wachstumsrate jeder Algengruppe wird aus ihrer maximalen Wachstumsrate unter Berücksichtigung des Nährstoffangebots, der Lichtverhältnisse und der Temperatur errechnet (SCHÖL ET AL., 2002). Im Gegensatz zum Kiesel- und Grünalgenbaustein wird bei Blaualgen angenommen, dass Verluste durch Sedimentation nicht auftreten. Außerdem wird eine schlechte Fressbarkeit von Blaualgen in QSim berücksichtigt, im Modell können pro Zeitschritt maximal 10 % der Blaualgenbiomasse von Zooplankton gefressen werden.

Tab. 5-6: Benutzte Kenngrößen für den Blaualgenbaustein (MÜLLER, 1996)

Bezeichnung	Symbol	Einheit	Wert
Maximale Wachstumsrate der Blaualgen	$\mu_{\max, \text{blau}}$	d^{-1}	0,9
Optimale Intensität der Lichtsättigung bei Blaualgen	$I_{\text{opt}, \text{blau}}$	$\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	50
Limitierende Intensität der Lichtsättigung bei Blaualgen	$I_{\text{lim}, \text{blau}}$	$\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	5
Halbsättigungskonstante für Stickstoff bei Blaualgen	$K_{\text{N}, \text{blau}}$	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	0,02
Halbsättigungskonstante für Phosphor bei Blaualgen	$K_{\text{P}, \text{blau}}$	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	0,002
Letaltemperatur für Blaualgen	$T_{\max, \text{blau}}$	$^{\circ}\text{C}$	35
Optimale Temperatur für Blaualgen	$T_{\text{opt}, \text{blau}}$	$^{\circ}\text{C}$	26
Verhältnis von Algenbiomasse zu Chlorophyll <i>a</i> für Blaualgen	α_{blau}	-	0,1
Kohlenstoffgehalt von Blaualgenbiomasse	γ_{blau}	$\text{mg C} \cdot \text{mg}^{-1}$	0,48
Maximale Mortalitätsrate von Blaualgen bei fehlenden Nährstoffen	$K_{\text{blau}, \text{mortmax}}$	d^{-1}	0,38
Grundmortalitätsrate von Blaualgen	$k_{\text{blau}, \text{mort0}}$	d^{-1}	0,02

5.5.3 Zooplanktonbaustein

Das Zooplankton wurde, wie in SCHÖL ET AL. (2002) beschrieben, im Modell abgebildet. Allerdings wurde als Modellorganismus *Keratella cochlearis* anstelle von *Brachionus angularis* eingesetzt (geändert nach WALZ ET AL., 2002; Tab. 5-7).

In der Spree wurden neben Rotatorien auch hohe Abundanzen an Crustaceen gezählt (Abb. 8-63). Um den Einfluss der Crustaceen in QSim abbilden zu können, wurde die Individuendichte der Crustaceen mit dem Faktor 5 multipliziert, da Crustaceen effektivere Filtrierer sind als Rotatorien.

Aufgrund der fehlenden taxonomischen Einordnung des Zooplanktons ist die Modellierung ihres Einflusses im Untersuchungsgebiet mit Unsicherheiten behaftet.

Tab. 5-7: Benutzte Kenngrößen für den Zooplanktonbaustein (SCHÖL ET AL., 2002)

Bezeichnung	Symbol	Einheit	Brachionus angularis	Keratella cochlearis	Literatur
Optimale Futterkonzentration	$F_{opt, ROT}$	Mg C/l	11	1,6	WALZ (1993)
Maximale Aufnahmerate	$U_{p_{max}, Rot}$	d^{-1}	2,9	2,2	Eigene Untersuchung
Gewicht eines Individuums	G_{ROT}	μg	0,47	0,11	Eigene Untersuchung
Filtrierbarkeit von Kieselalgen	$\Phi_{KI, ROT}$	-	0,5	0,5	Eigene Untersuchung
Filtrierbarkeit von Grünalgen	$\Phi_{GR, ROT}$	-	0,8	0,8	Eigene Untersuchung
Filtrierbarkeit von Blaualgen	$\Phi_{BL, ROT}$	-	0,1	0,1	Eigene Untersuchung

5.5.4 Fäkalcoliforme Bakterien

Sogenannte fäkalcoliforme Bakterien (i. d. R. *Escherichia coli*) vermehren sich nicht im Gewässer, sondern sterben in der Umwelt rasch ab und zeigen somit eine relativ frische Verunreinigung mit Fäkalien an. Gesamtcoliforme Bakterien hingegen überleben länger und können sich in organisch reichhaltigen Materialien vermehren oder sind sogar ausschließlich in der Umwelt beheimatet. Entsprechend zeigt diese Gruppe eine mögliche Einschwemmung älterer Fäkalien (Klärschlamm, Jauche, Gülle) und deutet damit auch auf allgemeine Eutrophierungstendenzen hin. Von QSim wird lediglich die Entwicklung fäkalcoliformer Bakterien im Untersuchungsgebiet betrachtet.

Die Verlustrate k_C für fäkalcoliforme Bakterien in einem Gewässer lässt sich wie folgt bestimmen:

$$k_C = k_{0,T} + \Delta k_{C,I} c$$

$k_{0,T}$ Verlustrate in Abhängigkeit von der Temperatur in °C [h^{-1}]

$\Delta k_{C,I}$ Veränderung der Verlustrate unter Lichteinfluss [h^{-1}].

5.5.4.1 Einfluss der Temperatur auf die Verlustrate

Der Einfluss der Temperatur auf die Verlustrate fäkalcoliformer Bakterien kann mit folgendem Ansatz beschrieben werden (MANCINI, 1978):

$$k_{0,T} = k_{0,20} * \theta^{(T-20)}$$

$k_{0,20}$ Verlustrate bei 20 °C ohne Berücksichtigung von Licht- und pH-Einfluss [h^{-1}]

θ Faktor für die Temperaturabhängigkeit [-]

T Gemessene Wassertemperatur [°C]

5.5.4.2 Einfluss der Strahlung auf die Verlustrate

Die Verlustrate fäkalcoliformer Bakterien steigt proportional zur Stärke der UV-Strahlung. Anstelle der UV-Strahlung wurde die Globalstrahlung zur Quantifizierung der Verlustrate verwendet (AUER & NIEHAUS, 1993). Die dort verwendete Einheit der Strahlungsstärke $cal*cm^{-2}*d^{-1}$ wurde auf die im Modell verwendete Einheit $J*cm^{-2}*h^{-1}$ umgerechnet (Abb. 5-37).

Die Veränderung der Verlustrate fäkalcoliformer Bakterien durch Strahlung berechnet sich nach:

$$\Delta k_{C,I} = \alpha_{C,I} * I$$

$\alpha_{C,I}$ Steigung der Ausgleichsgeraden [$J^{-1}*cm^2$]

I Gemessene Globalstrahlung [$J*cm^{-2}*h^{-1}$]

Tab. 5-8: Benutzte Kenngrößen zur Beschreibung der Verlustrate fäkalcoliformer Bakterien

Bezeichnung	Symbol	Einheit	Wert	Literatur
Verlustrate bei 20 °C	$K_{0,20}$	h^{-1}	0,03	Auer & Niehaus (1993)
Faktor für die Temperaturabhängigkeit	θ	-	1,07	Mancini (1978)
Steigung der Ausgleichsgeraden	$\alpha_{C,I}$	$J^{-1}*cm^2$	0,05	Auer & Niehaus (1993)

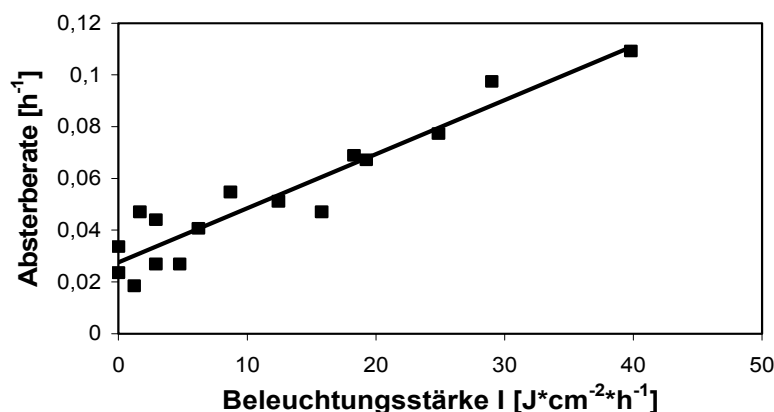


Abb. 5-37: Abhängigkeit der Absterberate von fäkalcoliformen Bakterien von der Globalstrahlung (nach AUER & NIEHAUS, 1993)

6 IND & IDX: Einzel-Indikatoren und aggregierte Indexvariablen als Grundlage für die Bewertung von Alternativen

Die Bewertung von Alternativen gründete sich in einer vergleichbaren Vorgängerstudie (DBU-Projekt, dokumentiert in: „Schriftenreihe Wasserforschung“, Berlin, Juni 2001) auf eine möglichst große Anzahl von Einzelindikatoren, die zur Berücksichtigung ihrer räumlichen Heterogenität bzgl. unterschiedlicher Gewässerabschnitte entsprechend vervielfältigt und anschließend zusammenhangslos, aber gleichberechtigt (gleichgewichtig) nebeneinander gestellt werden. Der einzige Bezug zum realen System besteht demnach aus lauter punktuellen Messungen oder Abschätzungen.

Die Bewertung selbst soll danach durch eine Halbordnung der zu vergleichenden Alternativen erreicht werden, wobei deren Werte Indikator für Indikator nach ‚größer‘ oder ‚kleiner‘ zu vergleichen sind (Hasse-Diagramme). Dies kann aber nur gelingen, wenn sich alle Einzelindikatoren gemäß aller in die Betrachtung einbezogenen Handlungsoptionen gleichsinnig ändern. Sobald sich für eine Handlungsoption auch nur zwei Indikatoren gegensinnig ändern (einer wird besser, während der andere schlechter wird), zerfällt die Halbordnung und damit die Lösung in zwei oder mehrere voneinander unabhängige Hasse-Diagramme. Für die Untersuchung komplexer Systeme und deren Nachhaltigkeit ist das sicher der Normalfall. Die Dichotomie von ökologischer vs. ökonomischer Bewertung ist geradezu ein Präzedenzfall für diesen Antagonismus, der auf diese Weise also nicht abgebildet werden kann.

Auch wenn die Halbordnung nicht zerfällt, ist das Ergebnis, die Identifikation der Alternative mit den kleinsten Werten für alle Indikatoren, im Systemzusammenhang nicht interpretierbar und ist deshalb auch wenig geeignet, z.B. die Stakeholder zu überzeugen.

Um diese Mängel zu vermeiden, gelten für den hier verwendeten Ansatz folgende wichtige Weichenstellungen, deren struktureller Zusammenhang in Abb. 6-1 dargestellt ist:

1. Um gleichzeitig mehrere und dabei auch antagonistische Kriterien berücksichtigen zu können, wenden wir als adäquates Instrument für die Bewertung *multikriterielle Analysen* an.
2. Für eine Strukturierung des weiten Feldes möglicher Zustandsvariablen und Indikatoren wird eine Feinstruktur von *zwei Aggregationsebenen* eingeführt, die ihrerseits durch klare Kriterien definiert werden.
3. Statt möglichst viele Einzelindikatoren zu suchen und einzubeziehen, ohne deren Interpretierbarkeit im Systemzusammenhang zu reflektieren, werden eher *möglichst wenige*, durch ihre unbestrittene Wichtigkeit die Bewertungsbedürfnisse aber vollständig abdeckende, *integrierende Kriterien* definiert, die sich jeweils auf *aggregierte Indexvariablen IDX* beziehen.
4. Ob mögliche Kriterien für die Bewertung wichtig sind und deshalb einbezogen werden sollten, bestimmen beinahe ausschließlich die *Stakeholder STA* betroffener Interessengruppen und entscheidungsbefugter Institutionen.
5. Die Berücksichtigung eines Einzelindikators auf der unteren Ebene *IND* ist nur dann gerechtfertigt, wenn eine der übergeordneten Indexvariablen von ihm *kausal abhängig* ist. Außerdem muss seine Einbindung in den Systemzusammenhang, sofern sie für die betrachteten Handlungsoptionen aus *ALT* sensitiv ist, *im Kontext – möglichst modellgestützt - studiert* werden können (für die Simulation der Einzelindikatoren unter Verwendung erprobter Modelle; s. Kapitel 5- *MOD*).

6. Für die Abbildung des kausalen Zusammenhanges beim Übergang von der Ebene *IND* zur aggregierten Ebene *IDX* besteht ein *Modellierungsbedarf*, der auf ausgedehnte *Systemanalysen* einschließlich notwendiger Stakeholderkonsultationen gestützt werden muss und der zugleich das wichtigste Instrument zur *Integration* von ökologischen, ökonomischen, sozialen und sogar normativen Aspekten im Sinne von Nachhaltigkeit darstellt.
7. Um keine wesentlichen Bewertungsmöglichkeiten zu verschenken, wird die Kombination von quantitativen (numerischen, monetären) und qualitativen (Fuzzy-linguistischen) Teilbewertungen ermöglicht.

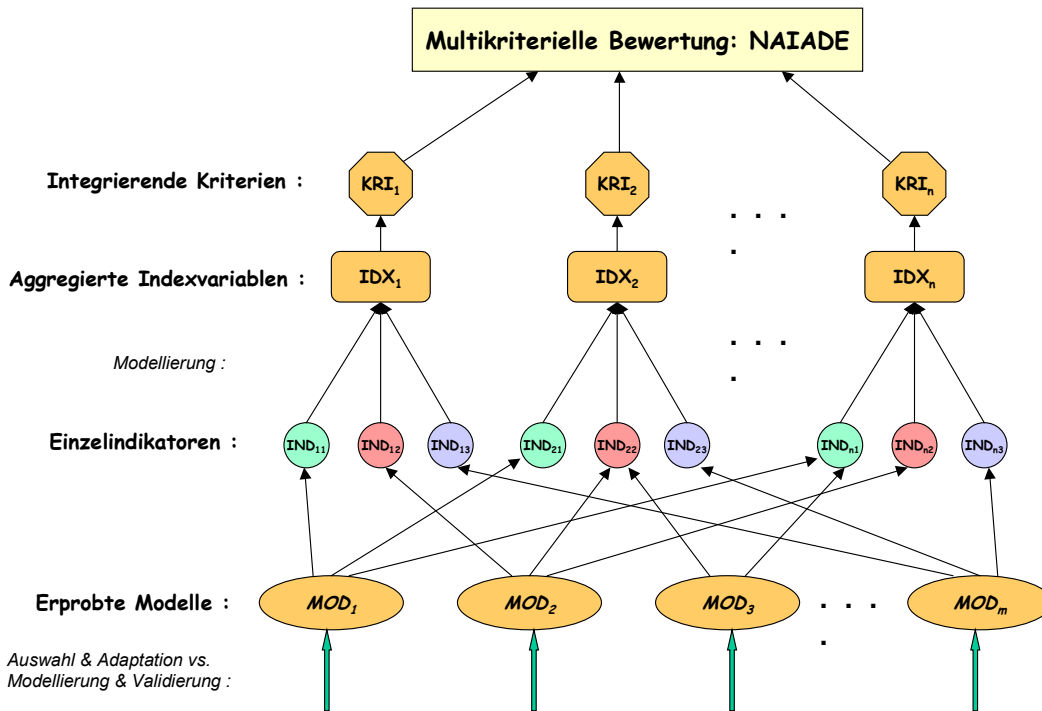


Abb. 6-1: IMA-Strukturen zur Bewertung von Alternativen

Im Ergebnis entsteht jenes offene Framework mit den in Kapitel 2.1 ausgewiesenen fünf Ebenen für Variantenrechnungen und computergestützte Experimente (Szenarien). Diese erlauben eine permanente Vervollkommnung sowohl der Gesamtstruktur der Abbildung des Studienobjektes als auch der Implementierungen von abgebildeten Teilaspekten. Damit bietet es auch die Möglichkeit zur Durchführung dessen, das im Falle monolithischer Modelle gewöhnlich als *Kalibrierung und Validierung* bezeichnet wird. Außerdem sind Variantenrechnungen auf den fünf Hierarchie-Ebenen auch für *Sensitivitätsanalysen* geeignet. Damit sollen erzielte Ergebnisse abgesichert und ihre Bedeutung bzw. Aussagefähigkeit im Systemzusammenhang besser interpretiert werden können.

Bei der Anwendung multikriterieller Analysen gab es bisher ein weiteres Problem, das die Unbestimmtheit und mangelnde Interpretierbarkeit der erzielten Ergebnisse noch verstärkte. Die berücksichtigten Einzelindikatoren wurden unabhängig von ihren kausalen Zusammenhängen als isolierte Größen betrachtet. Dieser Mangel an Systemanalyse wird hier beseitigt durch die Einführung der beiden Hierarchieebenen für Indikatoren und den Übergang von *IND* nach *IDX* durch Modellierung der kausalen Abhängigkeiten zwischen den Einzelindikatoren (s. Abb. 6-1).

Gewöhnlich versucht man wenigstens, die Bedeutung der Indikatoren durch Vergabe von abgestuften Gewichtungszahlen zu berücksichtigen. Diese Gewichte sind aber in der Regel nichts anderes als Ausdruck subjektiver Gefühle und tragen zur Klärung meist wenig bei. Oft entbrennt gerade dort ein Streit, weil auch Interessen im Spiel sind, die eigentlich Gegenstand einer Konfliktanalyse sein sollten und dort auch geeignete Darstellungsmöglichkeiten vorfinden (siehe Equitymatrix). Hier ist das Problem gegenstandslos geworden, weil eine quantitative Modellierung des Systemzusammenhanges von Indikatoren natürlich auch deren Gewicht mit abbildet. Besonders deutlich wird dies dadurch, dass jeder Einzelindikator auf unterschiedliche Weise in mehrere Indexvariablen eingehen kann - eine Form von Redundanz, die hier gar nicht unerwünscht ist, sondern gerade die Lösung des Problems ‚Gewichtung‘ bedeutet.

Die Einzelindikatoren in Abb. 6-1 werden durch unterschiedliche Farben drei verschiedenen Klassen zugeordnet: naturräumlichen, sozioökonomischen und gesetzlich-normativen. Letztere sind oft auch nur Schwellenwerte für die beiden anderen Kategorien, die dann als (vorläufig) konstant anzusehen sind. Dies soll zum Ausdruck bringen, dass bei der Modellierung von IDX eine Integration ökologischer, ökonomischer und normativer Aspekte erfolgt. Es ist derjenige Teilschritt der gesamten Vorgehensweise, wo dies am intensivsten und wirkungsvollsten möglich ist. Es ist umgekehrt nur sehr eingeschränkt von Integration, im Sinne der Kategorien von Nachhaltigkeit zu sprechen, wenn dieser Teilschritt fehlt.

Es folgt eine Beschreibung der im Teilprojekt für den Ballungsraum Berlin zu benutzenden Bewertungskriterien mit ihren zugehörigen Indexvariablen und deren Modellierung mit Hilfe von Einzelindikatoren, die in Impaktanalysen durch dynamische Modelle ermittelt werden können.

6.1 Versorgungssicherheit

Versorgung ist die vollständige oder graduelle Befriedigung einer Nachfrage, eines Bedarfs oder Anspruchs. Für einen urbanen Raum wie Berlin besteht der Gesamtbedarf aus mehreren Einzelansprüchen, die auf bedarfsspezifische Weise ausgedrückt werden, worauf auch die Versorgung Bezug nehmen muss. Außerdem beeinflussen sich die einzelnen Nutzungen gegenseitig auf komplexere Weise als in einem einfachen Nullsummenspiel abzubilden wäre, sodass nur Aussagen möglich sind, wenn das Problem im Systemzusammenhang studiert wird. Dies wird durch die Anwendung des Modells ArcGRM ermöglicht.

Für eine zusammenfassende Bewertung der Versorgungssicherheit bzgl. der Wassermenge müssen die Risiken für eine Unterversorgung bestimmt werden. Risiken sind am besten durch Wahrscheinlichkeitsaussagen zu beschreiben, die nur dann sinnvoll abzuleiten sind, wenn eine hinreichend große Grundgesamtheit von Stichproben zur Verfügung steht. In GLOWA-Elbe wird dieselbe durch 100 Realisierungen für die regional wirksamen Klimaparameter, insbesondere für Niederschlagsdauer, -intensität und -verteilung gegeben, aus denen unterschiedliche Wasserdarangebote berechnet werden können. Diese bilden dann die hinreichend unterschiedlichen Voraussetzungen für eine statistische Berechnung der Über- bzw. Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für die einzelnen Bedarfsziele.

Für die Wasserversorgungssicherheit von Berlin studieren wir die Über- bzw. Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für einen orts- oder pegelabhängig vorgegebenen Mindestabfluss, den Bedarf an Kühlwasser von (Heiz-)Kraftwerken (KW), den Bedarf von Wasserwerken (WW) für die Trinkwassergewinnung und den Bedarf für Schleusungsvorgänge.

6.1.1 Versorgungssicherheit - Mindestdurchfluss (VA)

Betrachtet werden die Durchflüsse an den fünf Pegeln:

Sophienwerder :	8 m ³ /s
Kleinmachnow :	6 m ³ /s
Mühlendamm :	6 m ³ /s
Spandau:	6 m ³ /s
Unterschleuse:	3 m ³ /s.

Dies sind deren geforderte Mindestdurchflüsse.

Der Simulationszeitraum 2003–2052 wird in 10 Perioden aufgeteilt.

ArcGRM berechnet zu den unterschiedlichen Wasserdargeboten der Entwicklungsszenarien an jedem Pegel p ($p = 1, \dots, 5$) für jede Periode i ($i = 1, \dots, 10$) einen für diese Periode typischen Jahrgang für die Unterschreitungswahrscheinlichkeit der geforderten Mindestdurchflüsse.

Die Jahrgänge sind Sequenzen von je 12 Monatswerten am Pegel p , die im ersten Aggregationsschritt zu Gesamtunterschreitungen pro Jahr integriert werden - jeweils stellvertretend für die ganze Periode i .

Im Ergebnis erhalten wir mittlere Unterschreitungswahrscheinlichkeiten $W(p, i)$.

Die Wahrscheinlichkeiten der fünf Pegel werden anschließend für jede Periode addiert, wobei der Wert für einen Pegel mit dem dazugehörigen Wert für den geforderten Mindestdurchfluss $Q_{min}(p)$ gewichtet wird:

$$Q = \sum Q_{min}(p), p = 1, \dots, 5$$

$$VA(i) = (\sum Q_{min}(p) * W(p, i)) / Q, p = 1, \dots, 5$$

Mit $VA(i)$ erhält man ein Maß für die Versorgungssicherheit bzgl. geforderter Mindestabflüsse für den Zeitraum der Periode i .

Um eine Aussage für die Zukunft machen zu können, kann als Kriterium für einen Vergleich alternativer Handlungsstrategien nun z.B. der Mittelwert über die 10 Perioden verwendet werden:

$$VA = (\sum VA(i)) / 10, i = 1, \dots, 10.$$

Die vollständige Einhaltung aller Mindestdurchflüsse entspricht dem Wert $VA = 1$.

6.1.2 Versorgungssicherheit – Wasserwerke & Schleusen (VW)

Folgende Berliner Nutzer werden in die Betrachtungen einbezogen:

die Wasserwerke: Friedrichshagen/Spree, Kladow, Belitzhof, Buch, Spandau, Tegel, Tiefwerder und Wuhlheide sowie die Schleusen Spandau und Plötzensee.

Der Simulationszeitraum 2003-2052 wird wieder in 10 Perioden aufgeteilt.

ArcGRM berechnet zu den unterschiedlichen Wasserdargeboten der Entwicklungsszenarien zu jedem Bedarfsträger b ($b = 1, \dots, 10$) für jede Periode i ($i = 1, \dots, 10$) einen für diese Periode typischen Jahresgang der Wahrscheinlichkeit dafür, dass die Entnahmeforderungen unterschritten werden.

Die Jahresgänge sind Sequenzen von je 12 Monatswerten für den Bedarfsträger b , die im ersten Aggregationsschritt zu Gesamtunterschreitungen pro Jahr integriert werden - jeweils stellvertretend für die ganze Periode i .

Im Ergebnis erhalten wir mittlere Unterschreitungswahrscheinlichkeiten $W(b, i)$.

Die Wahrscheinlichkeiten der 10 Wasserwerke und Schleusen werden anschließend für jede Periode addiert, wobei der Wert für jeden Nutzer mit dem dazugehörigen Wert für die geforderte Entnahmemenge $Q(b)$ gewichtet wird:

$$Q = \sum Q(b), b = 1, \dots, 10$$

$$VW(i) = (\sum Q(b) * W(b, i)) / Q, b = 1, \dots, 10.$$

Mit $VW(i)$ erhält man ein Maß für die aggregierte Versorgungssicherheit bzgl. der betrachteten Nutzergruppe (Wasserwerke und Schleusen) für den Zeitraum einer Periode i .

Um eine Aussage für die Zukunft machen zu können, kann als Kriterium für einen Vergleich alternativer Handlungsstrategien nun z.B. der Mittelwert über die 10 Perioden verwendet werden:

$$VW = (\sum VW(i)) / 10, i = 1, \dots, 10.$$

Die vollständige Einhaltung aller Entnahmeforderungen entspricht dem Wert $VW = 1$.

6.1.3 Versorgungssicherheit - Kraftwerke (VK)

Objekte der Betrachtungen und Berechnungen sind die Kraftwerke: Reuter, Mitte und Klingenberg, Moabit und Charlottenburg und Lichterfelde.

Der Kühlwasserbedarf der Kraftwerke wird ins Verhältnis gesetzt zum dafür verfügbaren Wasserkörper und der Geschwindigkeit von dessen Erneuerung in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit bzw. Durchflussmengen. Die einmalige Nutzung des Flusswassers gilt als normal und bedenkenlos. Gemessen wird jedoch die Wahrscheinlichkeit bzw. Intensität von Doppelnutzung, weil die Durchflussmengen am Kraftwerksstandort geringer sind als die dem Gewässer entnommenen und später im erwärmten Zustand wieder eingeleiteten Wassermengen.

Der Simulationszeitraum 2003–2052 wird wieder in 10 Perioden aufgeteilt.

ArcGRM berechnet zu den unterschiedlichen Wasserdargeboten der Entwicklungsszenarien zu jedem Kraftwerk k ($k = 1, \dots, 4$) für jede Periode i ($i = 1, \dots, 10$) einen für diese Periode typischen Jahresgang der Wahrscheinlichkeit dafür, dass die Entnahmeforderungen unterschritten werden.

Die Jahresgänge sind Sequenzen von je 12 Monatswerten für das Kraftwerk k , die im ersten Aggregationsschritt zu Gesamtmehrfachnutzung pro Jahr integriert werden - jeweils stellvertretend für die ganze Periode i .

Im Ergebnis erhalten wir eine mittlere Wahrscheinlichkeit der Mehrfachnutzung $W(k, i)$.

Die Wahrscheinlichkeiten der vier Kraftwerke werden anschließend für jede Periode addiert, wobei der Wert für ein Kraftwerk mit dem dazugehörenden Wert für die geforderte Entnahmemenge $Q(k)$ gewichtet wird:

$$Q = \sum Q(k), k = 1, \dots, 4$$

$$VK(i) = (\sum Q(k) * W(k,i)) / Q, k = 1, \dots, 4.$$

Mit $VK(i)$ erhält man ein Maß für die aggregierte Versorgungssicherheit bzgl. der Berliner Kraftwerke für den Zeitraum einer Periode i .

Um eine Aussage für die Zukunft machen zu können, kann als Kriterium für einen Vergleich alternativer Handlungsstrategien nun z.B. der Mittelwert über die 10 Perioden verwendet werden:

$$VK = (\sum VK(i)) / 10, i = 1, \dots, 10.$$

Die vollständige Einhaltung aller Entnahmeforderungen ohne Mehrfachnutzung entspricht dem Wert $VW = 1$.

6.2 Gewässerqualitätsindex

Die Bewertung der Gewässergüte erfolgt anhand zweier Bewertungsrahmen mit unterschiedlichen Einzelindikatoren. Der Bewertungsrahmen **Stoffhaushalt** umfasst den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt und erfasst damit als Schwerpunkt die Intensität der heterotrophen Prozesse im Gewässer. Der Bewertungsrahmen **Trophie** erfasst die Algenbiomasse und damit die autotrophen Prozesse im Gewässer. Beide Subindices gehen mit dem gleichen Gewicht in die Bewertung der Gewässergüte ein.

Das Bewertungskonzept wird im Folgenden beschrieben.

6.2.1 Stoffhaushalt

Der Bewertungsrahmen Stoffhaushalt wird mit Hilfe einer siebenstufigen Skala nach LAWA (1998) bewertet (Tab. 6-1). Die Skala der 7 Gewässergüteklassen wird oft auch auf eine zweite Skala von fünf Wertstufen projiziert (Tab. 6-2).

Die in der LAWA erarbeitete Klassifikation der chemischen Gewässergüte enthaltenen Parameter Chlorid- und Sulfatgehalt sowie adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) fließen nicht in die Bewertung ein. Sie werden vom Gewässergütemodell QSIM nicht abgebildet und können deshalb nicht berücksichtigt werden.

Die in der Güteklassifikation enthaltenen Parameter lassen sich in drei Gruppen unterteilen: Sauerstoffgehalt, Belastung mit organischen Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffbelastung (Tab. 6-1). Entsprechend geht jede der drei Gruppen zu gleichen Teilen in den Bewertungsrahmen Stoffhaushalt ein. Dabei setzt sich die Nährstoffbelastung aus den Parametern Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamtphosphor und ortho-Phosphat zusammen (Tab. 6-3).

Tab. 6-1: Chemische Gewässerklassifikation für Industriechemikalien, Schwermetalle, Nährstoffe und Summenparameter (UBA und LAWA): als Kenngröße werden pro Untersuchungszeitraum 90 Perzentil-Werte verwendet; lediglich beim Sauerstoffgehalt werden 10-Perzentil-Werte benutzt.

Güteklassifikation der Nährstoffe, Salze und Summenkenngrößen								
Stoffname	Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
		I	I - II	II	II - III	III	III - IV	IV
G1: Sauerstoffgehalt	mg/l	> 8	> 8	> 6	> 5	> 4	> 2	<= 2
G2: TOC	mg/l	<= 2	<= 3	<= 5	<= 10	<= 20	<= 40	> 40
G3: Nitrat	mg/l	<= 1	<= 1,5	<= 2,5	<= 5	<= 10	<= 20	> 20
G4: Nitrit	mg/l	<= 0,01	<= 0,05	<= 0,1	<= 0,2	<= 0,4	<= 0,8	> 0,8
G5: Ammonium	mg/l	<= 0,04	<= 0,1	<= 0,3	<= 0,6	<= 1,2	<= 2,4	> 2,4
G6: Gesamtphosphor	mg/l	<= 0,05	<= 0,08	<= 0,15	<= 0,3	<= 0,6	<= 1,2	> 1,2
G7: Ortho-Phosphat	mg/l	<= 0,02	<= 0,04	<= 0,1	<= 0,2	<= 0,4	<= 0,8	> 0,8

Tab. 6-2: Ermittlung der Wertstufe anhand der Gewässergüteklasse

Gewässergüteklasse		Wertstufe	
I	Oligotroph	5	Unbelastet
I-II	Mesotroph		
II	Eutroph	4	Gering belastet
II-III	Eu- bis polytroph	3	Kritisch belastet
III	Polytroph	2	Stark belastet
III-IV	Poly- bis hypertroph	1	Extrem belastet
IV	Hypertroph		

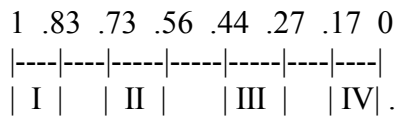
Tab. 6-3: Anteil der Parameter an der Berechnung der Gewässergüteklasse

		Anteil an der Gewässergüteklasse	
Sauerstoffgehalt	mg/l	10-Perzentil	$g_1 = 0,333$
TOC	mg/l	90-Perzentil	$g_2 = 0,333$
Nitrat-N	mg/l	90-Perzentil	$g_3 = 0,067$
Nitrit-N	mg/l	90-Perzentil	$g_4 = 0,066$
Ammonium-N	mg/l	90-Perzentil	$g_5 = 0,067$
Gesamtphosphor	mg/l	90-Perzentil	$g_6 = 0,067$
Ortho-Phosphat-P	mg/l	90-Perzentil	$g_7 = 0,067$

Der Gewässergüteindex für den Stoffhaushalt **GGS** ist nun die Summe der 7 Einzelindikatoren G_i , jeweils behaftet mit dem in Tab. 6-3 angegebenen Wichtungsfaktor:

$$GGS = g_1 * G_1 + g_2 * G_2 + g_3 * G_3 + g_4 * G_4 + g_5 * G_5 + g_6 * G_6 + g_7 * G_7$$

Dabei gilt für die Gi folgende Einordnung der Güteklassen I - IV in das Intervall von 0 bis 1:



6.2.2 Trophie (Algenbiomasse)

Der Bewertungsrahmen Trophie ist ein Maß für die Intensität der pflanzlichen Produktion eines Gewässers. In planktondominierten Fließgewässern wie der Spree basiert die pflanzliche Produktion hauptsächlich auf Algen im Flusswasser. Anthropogen erhöhte Nährstoffgehalte im Gewässer haben eine Erhöhung der pflanzlichen Produktion (Eutrophierung) zur Folge. Genauer handelt es sich bei der Spree und der Berliner Flusshavel um Flusseen ohne Hochwasserereignisse mit stark seenartigem Charakter (LAWA, 2002). Die Trophiebewertung wurde neben Spree und Havel auch auf die Berliner Flusshavel angewandt (s. LAWA, 2002). Zur Beurteilung der Trophie planktonführender Fließgewässer wird der Chlorophyll *a*-Gehalt verwendet, der als Maß für die Algenbiomasse im Gewässer dient.

Die Trophie wird mit Hilfe einer siebenstufigen Skala analog zur Stoffhaushalt bewertet (LAWA, 2002). Aufgrund von schwankenden Witterungsbedingungen und hydrologischen Gegebenheiten können deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Jahren auftreten. Deshalb wird von der LAWA empfohlen, einen Zeitraum von mindestens drei Jahren zu betrachten. Bei der vorliegenden Studie war die Berechnung längerer Perioden nicht leistbar. Es wurde der Abflussmittelwert für jede Periode betrachtet. Dies entspricht dem Mittelwert von jeweils fünf Jahren. Entsprechend werden meteorologische und hydrologische Schwankungen durch die Wahl des Betrachtungszeitraumes ausgeglichen. Die Ergebnisse sind gut geeignet, um die Unterschiede zwischen alternativen Szenarien aufzeigen zu können.

Die Bewertung erfolgt auf der Basis der Mittelwerte und der 90-Perzentil-Werte des Chlorophyll *a*-Gehaltes (Tab. 6-4). Dabei werden diese Größen nur aus Messungen bzw. Simulationsergebnissen aus der Vegetationsperiode (01.03.–31.10.) jeden Jahres gebildet. Die Umrechnung der Trophieklassen in Wertstufen ist ebenfalls in Tab. 6-4 angegeben.

Tab. 6-4: Beurteilung der Trophieklasse und Wertstufe anhand des Chlorophyll *a*-Gehaltes (LAWA, 2002)

Mittelwert Chlorophyll <i>a</i>	90-Perzentil-Wert Chlorophyll <i>a</i>	Trophieklasse		Wertstufe	
< 1 bis 4	3 bis 8	I	Oligotroph	5	Unbelastet
3 bis 8	8 bis 30	I-II	Mesotroph		
7 bis 30	20 bis 100	II	Eutroph	4	Gering belastet
25 bis 50	70 bis 150	II-III	Eu- bis polytroph	3	Kritisch belastet
50 bis 100	120 bis 250	III	Polytroph	2	Stark belastet
> 100	200 bis 400	III-IV	Poly- bis hypertroph	1	Extrem belastet
	> 400	IV	Hypertroph		

6.3 Badegewässerqualität

Die Gewässerqualität in Strandbädern der Berliner Gewässer eignet sich besonders gut für eine integrierende Bewertung, weil neben dem Gewässerzustand selbst auch wirtschaftliche und soziale Aspekte einbezogen werden können und müssen.

Die betroffenen Badestellen werden insbesondere während der Saison regelmäßig überwacht. Der normative Rahmen der Überwachung wird im wesentlichen durch die EU-Badegewässerverordnung (Richtlinie des Rates von 1975) festgelegt, die gegenwärtig eine Novellierung erfährt. Die Berücksichtigung der dort vorgeschriebenen Schwellen- bzw. Grenzwerte zur Vermeidung gesundheitlicher Risiken können direkt für eine Kalibrierung entsprechender Bewertungsfunktionen herangezogen werden. Insbesondere trifft dies auf die G-Werte (guiding) und I-Werte (imperative) für bestimmte Zustandsgrößen zu, auf deren Grundlage Warnungen oder Badeverbote auszusprechen sind.

Für den ökologischen Zustand sind die Sichttiefe (ST), die Gesamtposphorkonzentration (TP) und die Algenbiomasse (A) bzw. der Gehalt an Chlorophyll *a* (CHL_a), besonders sein Blaualgenanteil (BA), von Bedeutung.

Gesundheitsrisiken gehen in erster Linie von Krankheitskeimen und Blaualgentoxinen (MC) aus, wobei nach EU-Verordnung vor allem auf *Escherichia coli* (EC) und coliforme Bakterien (CB) zu achten ist.

Die ökonomische Dimension lässt sich gut durch das Verhältnis von aktueller zu potenzieller Badefrequenz je Badestelle beschreiben.

In der Literatur (AMTSBLATT FÜR BERLIN NR. 41; FROMME ET AL., 2000; CHORUS, WATANABE) findet man u.a. folgende Schwellenwerte für den Eintritt in den kritischen Bereich:

TP > 40 g/l; ST < 1m; CHL_a > 60 g/l; MC > 10 g/l.

Die EU-Richtlinie legt die G-Werte für Keime so fest:

EC = 100 ; CB = 500 Keime je 100 ml.

Die entsprechenden I-Werte liegen bei:

EC = 2000 ; CB = 10 000 Keime je 100 ml.

Das Umweltbundesamtes (UBA) empfiehlt folgendes hierarchisches Schema zur Entscheidung über Warnungen oder Verbote im Hinblick auf Cyanotoxine:

1. Monatliche Messung von *TP*
2. Wenn dabei *TP > 40 µg/l* , so halbmonatliche Messung von *CHL_a*.
3. Wenn *CHL_a > 40 µg/l* , so Prüfung, ob *BA* dominieren.
4. Wenn *BA* dominant, wöchentliche mikroskopische Untersuchungen und → Warnung ausgeben.
5. Wenn *CHL_a > 150 µg/l* , so detailliertere Untersuchungen und ggf. → Badeverbot verhängen.

Aus diesen Informationen haben wir eine analytische Funktion für einen stufenlosen Index entwickelt, der aus drei wesentlichen Termen besteht. Diese gehen (zunächst) additiv und gleichgewichtig in den Gesamtindex ein:

$$BQ = (1 - BQ_1) / 3 + (1 - BQ_2) / 3 + (1 - BQ_3) / 3.$$

Durch Normierung soll gelten: $0 < BQ < 1$, d.h.. $BQ = 0$ bzw. $BQ_i = 1$ für $i=1,2,3$ entspricht einem Badeverbot.

Term für Algenbiomasse: $BQ_1 = CHLa / 150$ ($CHLa$ in g/l),

wobei der $CHLa$ -Grenzwert zum Badeverbot von $CHLa = 150 \mu g/l$ als obere Grenze eingesetzt wird, sodass BQ_1 dort den Wert 1 erreicht.

Term für Blaualgentoxin: $BQ_2 = 0.113 * BA$ (BA in mg/l),

wobei die obere Grenze ($BQ_2 = 1$) einem Microcystingehalt von $100 \mu g/l$ entspricht. Die dem wiederum entsprechende maximale Konzentration für die Blaualgenbiomasse (BA_{max}) enthält ca. 1 % zellgebundenes Microcystin MC , berechnet sich somit zu

$$BA_{max} = 10 \text{ mg/l und } 1 / BA_{max} = 0.1.$$

Der Grenzwert von $100 \mu g/l$ wird aber schon früher erreicht, weil dazu noch ein Anteil von im Wasser gelöstem Microcystin berücksichtigt werden muss, das von bereits abgestorbenen Blaualgen stammt. Nach Messungen (FROMME, 2000) schwankt der Anteil des gelösten MC zwischen 0.3 und 12 % des zellgebundenen MC. Wenn wir auch hier die obere Grenze von 12 % veranschlagen, d.h. von 88 statt von $100 \mu g/l$ Grenzkonzentration ausgehen, erhalten wir als Faktor für das zu bewertende aktuelle BA den Faktor 0.113 statt 0.1. Somit ist der Faktor 0.088 eher ein Schätzwert für die richtige Größenordnung als eine exakte Berechnung.

Term für Coliforme Bakterien: $BQ_3 = \log(EC) / 4$,

wobei mit dem I-Wert von 10 000 Keimen je 100 ml $BQ_3 = 1$ erreicht wird.

Wo die Anzahl der Keime nicht ermittelt werden kann, benutzen wir als reduziertes Kriterium:

$$QB = (1 - BQ_1) / 2 + (1 - BQ_2) / 2.$$

Die Badegewässerqualität QB_k wird für jede Badestelle k berechnet, die bei der Bewertung berücksichtigt werden soll bzw. kann. Zu einer Gesamtbewertung BQ , die dann auch wirtschaftliche Gesichtspunkte einbezieht, kommt man, indem man die einzelnen ortsspezifischen Bewertungen QB_k durch ihre potenzielle Badefrequenz b_k (wieviele zahlende Personen je Zeiteinheit nutzen die Badestelle im Mittel) wichtet und anschließend addiert.

Sei $b = \sum b_k$ die Gesamtbadefrequenz, dann ist:

$$QB = (\sum b_k * QB_k) / b.$$

6.4 Ökonomische Nutzen-Kosten-Bilanz

Eine Gesamtbilanz für die zu vergleichenden Alternativen setzt die Gesamtkosten, bestehend aus den diskontierten Investitionskosten zur Realisierung der Maßnahmen und den veränderten Betriebskosten nach der Investition ins Verhältnis zum Gesamtnutzen derselben. Namentlich Letzterer ist allerdings nicht immer eindeutig zu bestimmen.

Beispiele sind die Beschaffungskosten für Ausrüstungen zur Implementierung neuer oder zusätzlicher Klärtechnologien in bestimmten Kläranlagen, wie z.B. Membranfilteranlagen

oder UVC-Aggregate zur Dezimierung von pathogenen Keimen. Hier schlägt sich insbesondere die Lebensdauer der verwendeten Lampen auf die Betriebskosten nieder.

Die Umleitung von Teilströmen erfordert möglicherweise die Verlegung kostspieliger Rohrsysteme und auf jeden Fall Pumpleistungen in bedeutendem Umfang.

Der Rückbau von Spreezuflüssen und die Renaturierung der Uferzonen ist ein weiteres Beispiel für Maßnahmen mit hohem Aufwand und schwer kalkulierbarem, wenn auch unstrittigem Nutzen.

6.5 Episodisches Fischsterben

Für die Bestimmung dieses typisch urbanen Indikators wird zunächst ein lokales Klimamodell benötigt, das die Häufigkeit, Dauer und Intensität von Starkregenfällen im urbanen Raum verortet. Von diesen Starkregenereignissen sind diejenigen zu identifizieren, die zu Mischkanalüberläufen führen und die Überlaufmengen zu bestimmen. Danach sind je Ereignis die Schmutzfrachten und deren Einleitungsstellen zu bestimmen. Die Gewässergütemodelle sind so in der Lage, die stoßweise drastische Sauerstoffzehrung zu berechnen, die im Gefolge dieser Ereignisse zu beobachten ist. Aus der Dauer einer gewissen Schwellenwertunterschreitung für die O₂-Konzentration und der Abundanz der Fischpopulationen in den betroffenen Gewässern lassen sich die Mortalitätsraten für Fische abschätzen und kumulieren. Außerdem sind der pH-Wert und die Ammoniak-Konzentration von Bedeutung. Der Gesamt-Fischverlust je Ereignis als Indikator Episodisches Fischsterben entsteht als synergetischer Effekt besonders dieser drei Faktoren.

Dieser Indikator reagiert besonders auf Klimaänderung und die Veränderung der Mischkanalvolumina.

6.6 Stadtklima

Stadtklima wird beeinflusst durch die Auswirkungen städtischer Maßnahmen, wie die Renaturierung oder der Verlust von (Feucht-)Biotopen, die Veränderung der Ausdehnung von Wasseroberflächen durch das Aufstauen von Gewässern oder das Anlegen von Reservoiren. Andererseits sind für dessen Verbesserung auch drastische Änderungen der Flächennutzung, wie das Anlegen von Parks und gartenbaulich genutzter Areale von Bedeutung, während die zügellose Flächenversiegelung und dichte Bebauungen das Gegenteil bewirken.

Das Stadtklima manifestiert sich in der jeweils spezifischen Verteilung von Temperatur, Luftfeuchte und Luftbewegung im urbanen Raum. Diese Faktoren sollen durch lokale Klimamodelle ermittelt werden, indem die lokalen Veränderungen auf das Klimasystem rückgekoppelt werden.

7 ALT: Ableitung Alternativer Lösungsstrategien

7.1 STA: Stakeholder betroffener Institutionen und Interessengruppen

Eine erste Runde von Stakeholderkonsultationen diene im wesentlichen zwei Zielen:

- Erfassung der fachlichen Spezialkenntnisse
- Klärung der jeweiligen Interessenlage und, im Falle von Institutionen, auch der Kompetenzen und Handlungsspielräume und damit der praktischen Umsetzbarkeit möglicher Handlungsoptionen.

Diese Informationen sind durch den Blickwinkel des jeweiligen Stakeholders geprägt und müssen in eine Gesamtschau eingeordnet werden, die durch das integrierte Gesamtmodell (s. Kapitel 5) bestimmt wird. Auf diese Weise dienen sie direkt oder indirekt zur weiteren Präzisierung der Problemlage, zur Identifikation der relevanten Handlungsfelder **HFD** und dem Spektrum möglicher Handlungsoptionen **HOP** innerhalb dieser Felder. Ebenso müssen sie bei der Auswahl und Festlegung von Bewertungskriterien **KRI** berücksichtigt werden.

Im Folgenden wird ein Überblick über die dabei übermittelten Informationen gegeben, wobei diese den einzelnen Quellen zugeordnet sind.

7.1.1 Stadtentwicklung (SenStadt)

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (SenStadt)

Bevölkerungsentwicklungsprognose

Bis jetzt wird für Berlin und Brandenburg davon ausgegangen, dass sich in den nächsten 15 Jahren die Migrationsbewegungen gegenseitig ausgleichen werden, die Bevölkerung also im wesentlichen konstant bleibt.

Es wird in Berlin keine neuen Wassernutzer von Bedeutung geben.

Wasserwerke und Kläranlagen

Für die weitere Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Wasserwerke und Kläranlagen sowie deren Allokation wurden von der Senatsverwaltung die gesicherten Planungen bis 2010 und zwei mögliche Szenarien bis 2025 beschrieben (2025A, 2025B). Die folgenden Tabellen beschreiben die dazugehörige Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Wasserwerke (WW) und Kläranlagen (KA) in Mio m³/a.

Die Investitionen für die Abwasserdruckleitung zur Umleitung der Abwässer nach der geplanten Schließung der Kläranlage Falkenberg nach Waßmannsdorf sind getätigt, und die Arbeiten waren zum Zeitpunkt der Befragung bereits weit fortgeschritten.

Die Außerbetriebnahme des Klärwerkes Falkenberg erfolgte Ende 2002.

Tab. 7-1: Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Wasserwerke (WW) [Mio m³/a]

Wasserwerk (WW)	2000	2010	2025A	2025B
Beelitzhof	30	30	0	0
Friedrichshagen	45	75	75	50
Johannisthal	8	8	8	5
Jungfernheide	20	15	15	10
Kaulsdorf	5	5	5	3
Kladow	5	5	5	3
Spandau	29	19	60	40
Stolpe	20	20	20	13
Tegel	45	30	0	0
Tiefwerder	10	10	10	7
Wuhlheide	8	8	8	5
Buch		0	19	13

Tab. 7-2: Entwicklung der Kapazitäten der Berliner Kläranlagen (KA) [Mio m³/a]

Kläranlage (KA)	2000	2010	2025A	2025B
Ruhleben	77	77	0	0
Stahnsdorf	19	24	42	28
Waßmannsdorf	56	69	91	61
Schönerlinde	26	29	44	29
Falkenberg	35	0	0	0
Münchehofe	15	29	29	19
Wansdorf	0	15	37	24

Gewässerqualität

Für die Berliner Gewässer wird die Gewässergüteklasse II angestrebt. Außerdem soll für die Strandbäder die Badegewässerqualität gesichert werden. Dazu erhalten alle Berliner Kläranlagen bis 2020 die 4. Reinigungsstufe.

7.1.2 Umweltpolitik

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (SenStadt),

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)

**Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Regionalplanung
Brandenburg (MLUR)**

SenStadt ist daran interessiert, dass die Reduzierung des Phosphoreintrages als ein makroskaliges Ziel für das gesamte Spreegebiet angesehen wird. Trotz Verringerung des Anteils an Gesamt-Phosphor auf ca. 50 µg/l ist eine spürbare P-Reduzierung im Gewässer für die

nächsten 10 Jahre nicht zu erwarten, da der Effekt durch eine zunehmende Phosphor-Remobilisierung aus dem Sediment kompensiert wird.

Es wird kein geklärtes Abwasser aus Waßmannsdorf zur Dahme umgeleitet, da dies keine Bilanzverbesserung für Berlin ergibt. Es werden lediglich geringe Mengen (ca. 1 m³/s) zur Stärkung des Landschaftswasserhaushaltes im Notte- und Nuthe-Gebiet aus Waßmannsdorf in diese Region abgegeben.

An der Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes ist in erster Linie das LUA Brandenburg interessiert, besonders an Erhalt bzw. Wiedervernässung von Feuchtgebieten.

Für die Mischwasserkanalisation in Berlin wird angestrebt, die Überlaufmengen nach Starkregenereignissen deutlich zu reduzieren. Dazu wird bis 2020 saniert.

Ebenfalls bis 2020 werden die Abläufe aller Klärwerke durch nachgeschaltete Mikrofiltration der 4. Reinigungsstufe entsprechen.

7.1.3 Gesundheitspolitik

Senatsverwaltung für Gesundheit und Soziales (SenGes)

Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen (ILAT)

Landesamt für Arbeitsschutz, Gesundheitsschutz und technische Sicherheit (LAGetSi)

Berliner Bäderbetriebe (BBB)

Fischereiamt

Gesundheitsrelevante Themen sind die Trinkwasserbeschaffenheit, die Eignung von Fischen als Nahrungsmittel bzw. als Umweltindikatoren sowie die mikrobiellen und toxischen Risikopotenziale des Oberflächenwassers; letztere besonders im Hinblick auf die Nutzung bestimmter Gewässerabschnitte als Badegewässer.

Trinkwasser

Wenn Trinkwasser aus Oberflächengewässern gewonnen würde, könnte es mit Algentoxinen (Microcystin) belastet sein. In Berlin wird Trinkwasser jedoch nur aus Uferfiltrat und Grundwasser gewonnen, so dass der WHO-Grenzwert für Microcystin von 1 µg/l Trinkwasser hier kein Problem darstellt.

Schadstoffakkumulation in Fischen

Dabei geht es um Schwermetalle und organische Substanzen wie Dioxine, PAK, PCB, DDT und neuerdings auch um Moschusduftstoffe.

Man unterscheidet zwischen Ökofischen (persistente Stoffe in der Nahrungskette) und Speisefischen (Überprüfung der gesetzlich zulässigen Konzentrationen für Nahrungsmittel).

Badegewässer

Nach der Berliner Badegewässerverordnung sind neben dem Baden Nutzungen zum Wassersport im allgemeinen, wie Segeln, Surfen oder Rudern, dabei mit eingeschlossen.

Mögliche Belastungen dieser Gewässer sind solche durch pathogene Keime und Trophie. Letztere betrifft nicht nur die Sichttiefe und ästhetische Beeinträchtigungen, sondern im Falle



der Blaualgen auch die durch diese Algen produzierten und danach ins Gewässer gelangenden Algentoxine, insbesondere das Microcystin.

Berlin hat 20 Badestellen (mit Messstellen) an die EU gemeldet. Dort wird regelmäßig gemessen. Durch EU-Richtlinien sind sogenannte G-Werte und I-Werte als Schwellen für Warnungen und Badeverbot vorgegeben. Ein Badeverbot wird jedoch nur in Ausnahmefällen ausgesprochen. Häufiger werden Empfehlungen an die Öffentlichkeit gegeben, die auf der Grundlage aktueller Messwerte und Untersuchungen beruhen.

Gemessen werden dabei auch die Mittelwerte des Gehalts an Microcystin LR in den Badegewässern (normalerweise 10 - 20 µg/l). Für diese Toxine gibt es noch keine internationalen Schwellenwerte. Eine Konzentration von 100 µg/l gilt in Berlin als Schwellenwert, ab dem eine akute Gefährdung wenigstens von Kleinkindern nicht mehr ausgeschlossen werden kann. Im Falle seiner Überschreitung wird das Baden nicht mehr empfohlen.

Zur Bewertung der bakteriologischen Belastung von Badegewässern werden insbesondere die Konzentrationen der Gesamtcoliformen, Faekalcoliformen, Streptococcus faec., Salmonellen und Darmviren herangezogen. Die EU-Badegewässerrichtlinie enthält dazu Grenzwerte.

Ursache für Grenzwertüberschreitungen aller genannten Parameter sind mangelhafte Klärwerksleistungen, Remobilisierungen aus Sedimenten, Mischwasserkanalüberläufe nach Starkregenfällen und diffuse Einschwemmungen insbesondere von versiegelten und von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

7.1.4 Wasserversorgung und Regenwasserbewirtschaftung

Berliner Wasserbetriebe (BWB)

Fa. Vivendi Wasser

Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB)

Wasserversorgung (Wasserwerke und Klärwerke)

Bis 2010 wird die Grundwasserförderung bei 220 Mio m³/Jahr liegen, d.h. die Gesamtkapazität wird nahezu gleich bleiben. Verändern wird sich die räumliche Verteilung dieser Kapazitäten. Im Südosten Berlins sollen 30 Mio m³/Jahr Grundwasser mehr gefördert werden, im Westen entsprechend weniger. Die jährliche Grundwasseranreicherung soll gewährleisten, dass im Osten wieder die Grundwasserstände von 1992, im Westen die von 1998 erreicht werden.

Im Szenario 2025B wird wegen der Durchsetzung wassersparender Maßnahmen von einer Verringerung des Wasserverbrauchs und damit aller Leistungen der Wasser- und Klärwerke um ca. ein Drittel ausgegangen.

Die Klärwerkstechnologie wird schrittweise verbessert durch Einführung einer weiteren Reinigungsstufe. Ziel ist vor allem die nachhaltige Absenkung der Konzentrationen für Phosphor und pathogene Keime.

Regenwasserbewirtschaftung

In Berlin wird zunehmend abflussarm gebaut, wie z.B. der neue Siedlungskomplex in Karow, wo das anfallende Regenwasser nahezu vollständig im Areal gehalten oder verbraucht wird. Um Abfluss und Versiegelungsgrad des urbanen Raumes nicht weiter zu erhöhen, gibt es

darüber hinaus ein Programm zur systematischen Anlage von Rückhaltebecken und Mulden-Rigolen-Systemen.

Die Mischkanalkapazität wird schrittweise erweitert, um die Intensität und Häufigkeit von Kanalüberlaufereignissen kontinuierlich zu verringern.

7.1.5 Stromversorgung

Berliner Elektrizitätswerke (BEWAG)

Vereinigte Energiewerke (VEAG)

Berliner Interessenvertreterin der Branche ist die BEWAG. Neue Standorte für Kraftwerke (KW) werden durch sie nicht geplant und wären auch nicht durchsetzbar, wenn diese KW mit einer Durchlaufkühlung ausgerüstet werden sollen.

Die Liberalisierung des Strommarktes hat überall in Deutschland zu einem Abbau von Überkapazitäten geführt. Die BEWAG reduzierte ihre Erzeugerleistung in diesem Zusammenhang um 25 %. Damit wird dieser Anpassungsprozess aber als im wesentlichen abgeschlossen angesehen.

Mit der 380 kV Verbindung in Richtung Westen und einer im Bau befindlichen in Richtung Osten benötigt Berlin keine Spitzenlastkraftwerke wie Wilmersdorf mehr.

Mit einer völligen Stilllegung aller Kraftwerke ist in den nächsten Jahren aus drei Gründen nicht zu rechnen:

1. Die meisten Kraftwerke sind modern ausgerüstet.
2. Bei einer geplanten Lebensdauer von 30 Jahren ist eine Stilllegung der KW Reuter West, Mitte und Moabit wirtschaftlich nicht vertretbar.
3. Fast alle Berliner Kraftwerke werden auch zur Wärmeherzeugung genutzt (Kraft-Wärme-Kopplung). Eine vorwiegend dezentrale Wärmeversorgung wird für einen urbanen Ballungsraum wie Berlin nicht als sinnvoll angesehen.

Um eine stabile Versorgung sichern zu können, muss auch bei zunehmender Fremdversorgung (Stromimport) stets ein Rest potenzial von in Berlin selbst erzeugter Energie erhalten bleiben.

Zukünftig sollen die Kraftwerke in Berlin nur im optimalen Bereich (im Winterhalbjahr mit Kraft-Wärme-Kopplung) oder als Spitzenkraftwerke betrieben werden. Ansonsten werden die Braunkohlekraftwerke der Lausitz Berlin mitversorgen. Als ökonomischer Vorteil wurden die kurzen Wege genannt (Braunkohle und Gipskartonwerk für die Restschwefelentsorgung direkt vor Ort). Diese Planung im Sinne des A1-Klimaszenarios würde sich ökologisch günstig auf Berlin auswirken, da die thermische Belastung der Gewässer reduziert werden würde.

Die VEAG geht nicht von einer Änderung des zukünftigen Energiebedarfs aus.

Im Rahmen der Globalisierung sieht die VEAG eine Gefahr in den Billiganbietern, wobei die niedrigen Preise meist das Ergebnis niedriger Umweltstandards in den jeweiligen Erzeugerländern sind. Hier muss durch die Politik gegengesteuert werden.

Die Hauptnutzer von Berliner Oberflächenwasser sind die Kraftwerke Rudow, Lichterfelde, Reuter, Charlottenburg und Oberhavel. Zur Zukunft des KW Oberhavel wird demnächst mit Entscheidungen gerechnet.



Der Kühlwasserbedarf wird zumindest im Zusammenhang mit der Umstellung von Kohle auf Gas als Brennstoff sinken. Das betrifft den Hauptnutzer von Oberflächenwasser, das Kraftwerk Charlottenburg, aber auch die Kraftwerke Klingenberg und Mitte.

Das Kraftwerk Oberhavel wurde Ende 2001 in die "kalte Reserve" versetzt, d.h. in einen Zustand der ruhenden Betriebsbereitschaft, durch den keine Gefahren für die Umwelt entstehen. Eine Entscheidung über Weiterbetrieb oder Stilllegung wird 2003/2004 getroffen.

Bis dahin muss auch ein Konzept vorliegen, wie die vom Senat geforderte Höchsttemperatur des wieder eingeleiteten Kühlwassers von 28°C garantiert werden kann.

HKW Lichterfelde: Von den drei Blöcken war bis 2002 ein Block in kalter Reserve, sodass die Temperaturerhöhung nur 2/3 der üblicherweise entnommenen Wassermenge betrifft. 2003 wurde der dritte Block wieder in Betrieb genommen, dies wurde auch für die Szenarien berücksichtigt.

HKW Rudow: Der Betrieb läuft noch bis 2003 weiter. Da die BEWAG den Zuschlag für das Projekt Wärmeversorgung Gropiusstadt nicht bekommen hat, geht das Werk aber ab 2004 in die kalte Reserve. Geringe Wasserentnahmen werden weiterhin bestehen, da die Anlage gespült werden muss. Die Netzstruktur macht es erforderlich, dass weiterhin Strom produziert wird. Ab 2003 wird Rudow durch das Holzheizkraftwerk Harpen ersetzt, das kein Kühlwasser benötigt.

HKW Charlottenburg: Von den drei Dampfturbinen sind zwei in der kalten Reserve, daher wird nur noch 1/3 der Kühlwassermenge gebraucht.

Es ist denkbar, dass mittelfristig (möglicherweise noch innerhalb der nächsten 10 Jahre) die Brennstoffzelle dazu beiträgt, eine dezentral orientierte Energieversorgung aufzubauen. Da beim Betrieb der Brennstoffzelle der Bedarf an Wasser höher ist als die Erzeugung von (destilliertem) Wasser, ist hier auch weiterhin ein bestimmter Bedarf einzuplanen.

Photovoltaik wird im Planungszeitraum noch keine nennenswerte Rolle spielen, da die Wirtschaftlichkeit dieser Energieform nicht so schnell erreichbar zu sein scheint.

7.1.6 Schiffahrt

Wasser- und Schifffahrtsämter Berlin und Brandenburg (WSA)

Die Schiffahrt benötigt Wasser zur Gewährleistung von Leichtigkeit und Sicherheit des Schiffsverkehrs. Dafür müssen bestimmte Wasserstände in den Stauhaltungen garantiert werden. Außerdem wird Wasser für die Schleusungen benötigt. Für die Berliner Wasserstraßen ist jedoch der dadurch bestimmte Bedarf der Schiffahrt immer geringer als der geforderte Minstdurchfluss an den jeweiligen Profilen.

Die Prognosen zum Umfang des Schiffsverkehrs werden meist in Kategorien des Frachtaufkommens angegeben. Andererseits schließt die Aufgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) zur Gewährleistung von Leichtigkeit und Sicherheit des Schiffsverkehrs auch den Fahrgast- und Sportbootverkehr mit ein. Daher ist auch bei pessimistischen Prognosen zur Entwicklung des Frachtaufkommens für die Schiffahrt nicht mit einer Verringerung des Schleusenwasserbedarfs im Berliner Gewässersystem zu rechnen.

7.1.7 Umweltschutz

Lokale Agenda 21

Biotopschutz

Die Schließung des Klärwerks Falkenberg führt zu einer starken Beeinträchtigung des Wuhletals als Biotop, da die Wasserführung der Wuhle vorher zu 80 % aus dem gereinigten Abwasser des Klärwerks bestanden hat.

Es gibt zwei Möglichkeiten zur Erhaltung des Biotops auch nach der Schließung von Falkenberg:

1. Umleitung von Teilströmen in das Wuhletal - z.B. aus der Erpe, die ebenfalls durch Klärwasser aus Münchehofe gespeist wird, und
2. Renaturierung des Flusslaufes und der Uferbereiche durch Rückbau, Remäandrierung und Rückhaltung von Teilen des Wasserdargebotes.

7.2 HFD & HOP: Handlungsfelder und Handlungsoptionen

Die Auswertung der durch die Stakeholderbefragungen erhaltenen Informationen zum Sachstand, zu Interessenslagen, Kompetenzen und Entscheidungsbefugnissen legt nahe, sich bei der Festlegung der zu vergleichenden Alternativen (Handlungsstrategien) **ALT** auf folgende 6 Handlungsfelder **HFD** zu konzentrieren:

- Senatswasserpolitik (*WP*)
- Kläranlagenleistung (*KAL*)
- Regenwasserbewirtschaftung (*RWB*)
- Energiepolitik (*EP*)
- Flussregulierung (*FR*)
- Umweltschutz (*UMW*).

Im Anschluss daran wählen wir für die genannten Handlungsfelder besonders interessierende Handlungsoptionen **HOP** aus, und zwar auf folgenden drei Intensitätsstufen:

Business as usual (0)

Ehe über weitere spezifische Handlungsoptionen nachgedacht wird, ist es immer zweckmäßig, das sogenannte *business as usual* (*b.a.u.*) als eine für die kommenden Vergleiche besonders aufschlussreiche Option einzubeziehen und für alle Handlungsfelder zu beschreiben – um später das Bündel dieser 6 Optionen als erste Alternative **ALTI** zu definieren:

WP0: besteht aus dem SenStadt-Szenario 2025A.

KAL0: gegenwärtige Ausrüstung aller Kläranlagen bleibt erhalten.

RWB0: Versiegelungsgrad steigt mit der Urbanisierung wie bisher.

EP0: gegenwärtige Kapazität und Allokation der Kraftwerke bleiben erhalten.

FR0: beschränkt sich auf die bisher übliche adaptative 'Berlin-Steuerung'.

UMW0: eine neuen Umweltschutzmaßnahmen.

Moderate steuernde Eingriffe (1)

Danach definieren wir je Handlungsfeld eine gemäßigte Handlungsoption mit folgendem Inhalt:

- WP1*: besteht aus dem SenStadt-Szenario 2025B.
- KAL1*: zusätzliche Phosphor-Elimination in den Kläranlagen Münchehofe, Waßmannsdorf und Ruhleben
- RWB1*: Entsiegelungsmaßnahmen für ca. 30 % der versiegelten Flächen
- EP1*: Reduktion der Kraftwerkskapazität nach Energie-Importen, moderne Kühltechnologie für HKWs Lichterfelde und Reuter
- FR1*: Transfer von Oderwasser in die Spree
- UMW1*: Überleitung der Hälfte des Abflusses der Kläranlage Münchehofe ins Wuhletal nach der Schließung der Kläranlage Falkenberg.

Wirkungsvollere Eingriffe (2)

Hier beschränken wir uns auf die Felder *KAL* und *UMW*:

- KAL2* zusätzlich zu *KAL1*: Membran-Filter- oder UVC-Reinigungsstufe für die Kläranlagen Ruhleben und Stahnsdorf.
- UMW2* Auch im Sommer keine Überleitung des Abflusses aus der Kläranlage Ruhleben in den Teltowkanal, sondern wie auch im Winter in die Spree.

7.3 ALT: Definition und Auswahl von Alternativen zur Bewertung

Aus den bisher ausgewählten Handlungsoptionen der 6 Handlungsfelder (WP, KAL, RWB, EP, FR, UMW) und drei Intensitäten (0, 1, 2) sollen nun Bündel oder Gruppen gleichzeitig anzuwendender Optionen gebildet werden, die jeweils eine der Alternativen (Handlungsstrategien) *ALT_i*; $i=1, \dots, n$; definieren. Ihre Auswirkungen (Impakts) sollen verglichen werden, um die günstigsten und gerechtesten Varianten zu finden.

Für diesen Arbeitsschritt orientieren wir uns darüber hinaus an den im Teilprojekt Obere Spree (BTU Cottbus) entwickelten vier Abfluss-Szenarien für GLOWA I: Basisszenario, Flutungsszenario, Oderwasserszenario, Reduzierte-Fließe-Szenario (KALTOFEN ET AL., 2003), weil sie unterschiedliche Anschlussbedingungen für den Berliner Raum innerhalb des gesamten Spreegebietes nach sich ziehen.

Die Oderwasserüberleitung haben wir durch die Handlungsoption *FR1* in das Berliner Teilprojekt ohnehin vollständig mit einbezogen.

Nach Berücksichtigung aller dabei wirksamen Restriktionen wählen wir 8 interessante Alternativen zum Vergleich aus, die sich mit Hilfe der oben eingeführten Terminologie als Bündel von Handlungsoptionen aus den 6 Handlungsfeldern folgendermaßen beschreiben lassen:

- *ALT1* - *WP0, KAL0, RWB0, EP0, FR0, UMW0*
- *ALT2* - *WP1, KAL0, RWB1, EP1, FR0, UMW0*
- *ALT3* - *WP1, KAL0, RWB1, EP0, FR0, UMW2*
- *ALT4* - *WP1, KAL2, RWB1, EP0, FR0, UMW2*



- **ALT5** - *WP0, KAL0, RWB0, EP0, FR1, UMW0*
- **ALT6** - *WP1, KAL0, RWB1, EP1, FR1, UMW0*
- **ALT7** - *WP1, KAL0, RWB1, EP0, FR1, UMW2*
- **ALT8** - *WP1, KAL2, RWB1, EP0, FR1, UMW2*

Nach der in Kapitel 8.4 benutzten Terminologie entspricht das Abflussverhalten von *ALT1* dem von **BAS**, *ALT2* dem von **EP** und *ALT3* wie auch *ALT4* dem von **UM** beim Basisszenario. *ALT5 – ALT8* entspricht dem Oderwasserszenario.

Analog entsprechen die Alternativen *ALT9 – ALT12* dem Flutungsszenario, und *ALT13 – ALT16* dem Szenario Reduzierte Fließe.

Für die Rechnungen zur Gewässergüte der Seen (EMMO) und des Berliner Gewässernetzes (QSim) im Teilprojekt Berlin wurde die Realisierung 32 des Klimaszenarios A1 (GERSTENGARBE & WERNER, 2003) eingesetzt, weil der Umfang dieser Rechnungen die Berücksichtigung der Vielfalt von 100 Klimarealisierungen nicht gestattet. Dies trifft auch auf die zeitliche Komponente zu, wo anstelle der durchgehenden Dynamik über 50 Jahre für alle Szenarien die erste Periode 1 (2003-2007) und die letzte Periode 10 (2048-2052) betrachtet werden.

8 Impaktanalysen und themenspezifische Teilergebnisse

8.1 Klima

Für die Simulation der zukünftigen Klimaentwicklung wurden zur Anwendung in allen Teilprojekten die Emissionsszenarien A1 und B2 des International Panel on Climate Change (IPCC, 2001) vorgegeben:

A1: Es wird ein schnelles Wirtschaftswachstum unterstellt, das zu einer weltweiten Angleichung des Pro-Kopf-Einkommens führt. Die Weltbevölkerung wächst bis zum Jahre 2050 und schrumpft anschließend, da sich die Geburtenraten weltweit angleichen. Es kommt zu einer schnellen Einführung effizienter Technologien, Kapazitätsaufbau und einer weltweiten kulturellen sowie sozialen Integration, sodass regionale Unterschiede schwinden. Dieses Szenario ist durch die Ökonomie und die Globalisierung dominiert.

B2: Angestrebt wird eine lokale Lösung für ökonomische, soziale und ökologische Nachhaltigkeit. Es wird ein gemäßigtes Weltbevölkerungswachstum unterstellt. Das Weltwirtschaftswachstum findet auf einem mittleren Niveau statt. Der technologische Wandel ist verlangsamt. Es gibt starke Präferenzen für den Schutz der natürlichen Umwelt und eine gerechte Gesellschaft. Es dominieren ökologische und regionale Gesichtspunkte.

Als Grundlage für die innerhalb der Bewirtschaftungsmodellierung (s. Kapitel 8.4) vorzunehmenden Verknüpfungen des verfügbaren Dangebotes mit Wahrscheinlichkeitsaussagen wurden für die einzelnen Berechnungsvarianten (s. Tab. 5-3) für jedes der zu untersuchenden Klimaszenarien 100 Realisierungen in jeweils 100 Abflussreihen transformiert (d.h. 100 Reihen à 50 Jahre Tageswerte pro Berechnungsvariante und Gebiet).

Über die verschiedenen Realisierungen wird die mögliche Streubreite innerhalb eines transienten Klimaszenarios charakterisiert (GERSTENGARBE & WERNER, 2003). Jede Realisierung beinhaltet Unterschiede in der räumlichen Ausprägung und der zeitlichen Abfolge verschiedener Witterungsverläufe (REIMER ET AL., 2002).

In Abb. 8-1 ist die zeitliche Entwicklung des mittleren Jahresniederschlages und der mittleren potenziellen Jahresverdunstung im oberen Haveleinzugsgebiet dargestellt.

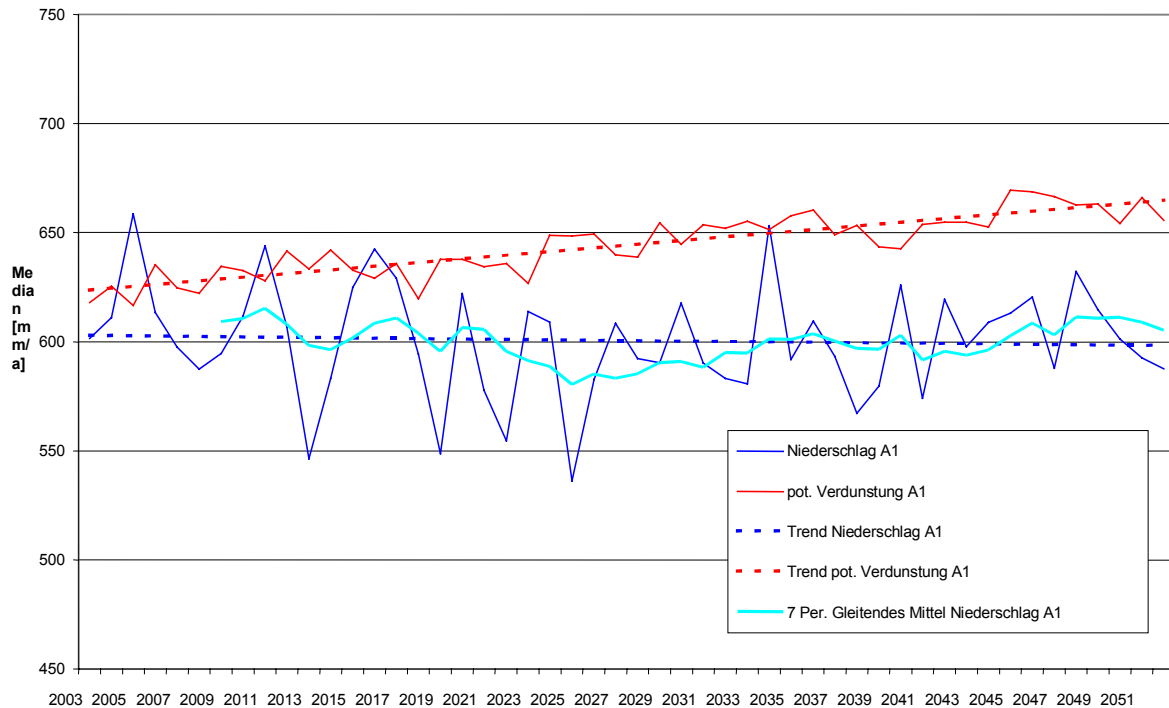


Abb. 8-1: Zeitliche Entwicklung des mittleren Jahresniederschlages und der potenziellen Verdunstung (Median) gemäß Szenario A1 im Einzugsgebiet der oberen Havel

Zu erkennen ist im Niederschlagsverlauf anhand der Trendlinie nur eine leichte, mit Sicherheit aber keine signifikante Abnahme. Der gleitende Durchschnitt weist auf unterdurchschnittliche Jahresniederschläge im Zeitraum 2020 bis ca.2035 hin.

Die potenzielle Jahresverdunstung dagegen nimmt stetig zu, sodass schon aus dieser Betrachtung heraus mit einem zunehmend sinkenden Abflussdargebot gerechnet werden kann.

Abb. 8-2 zeigt die zeitliche Entwicklung des Niederschlages und der potenziellen Verdunstung wiederum für das Haveleinzugsgebiet, nun aber für das Szenario B2 (REIMER ET AL., 2003, SODOUDI ET AL., 2003). Eine ausführliche Beschreibung der methodischen Grundlagen des statistischen Verfahrens von Gerstengarbe zur Erzeugung des Szenarios A1 (Modell STAR) ist in GERSTENGARBE & WERNER (2003) enthalten. Das Verfahren von Reimer zur Erzeugung des Szenarios B2 (basierend auf dem Modell REMO) ist in REIMER ET AL. (2003) beschrieben. Hier sei nur auf die beträchtlichen Unterschiede hingewiesen, die sich wie folgt zeigen:

- wesentlich höhere Dynamik der Jahreswerte der potenziellen Verdunstung und damit der energetischen Randbedingung für die Abflussbildung in B2 gegenüber A1,
- leichte Zunahme des Niederschlages bei in etwa gleichbleibender Verdunstung in B2 gegenüber gleichbleibenden Niederschlägen und beträchtlich zunehmender Verdunstung in A1.

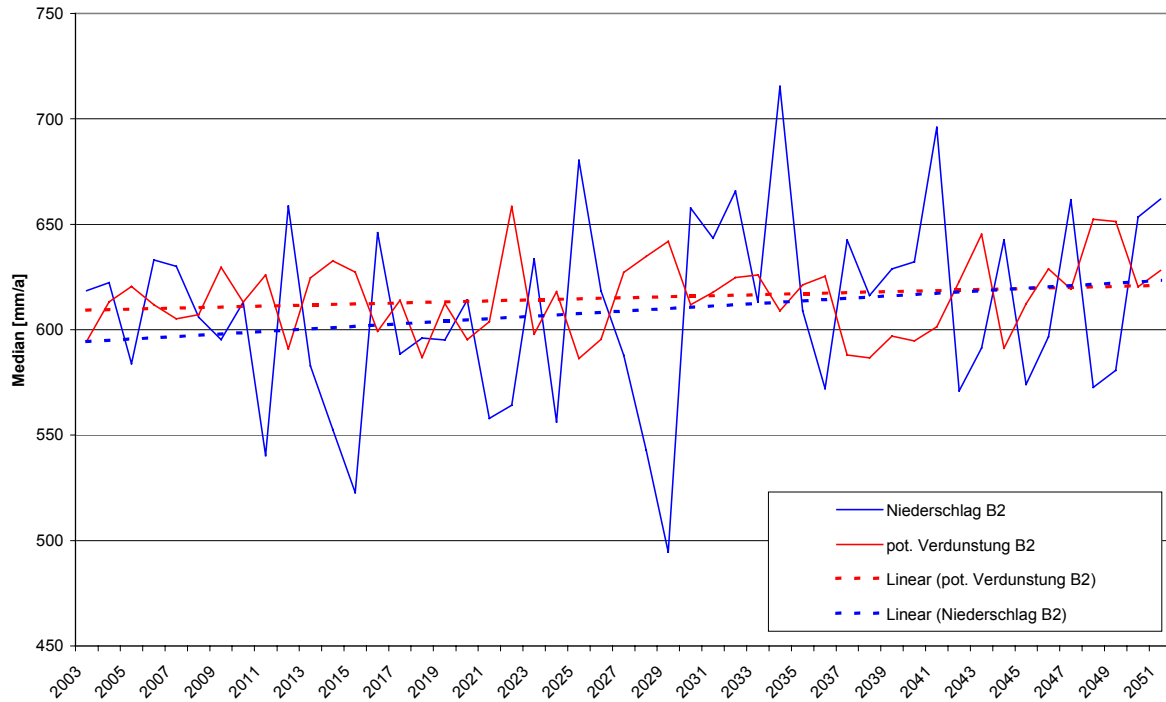


Abb. 8-2: Zeitliche Entwicklung des mittleren Jahresniederschlages und der potenziellen Verdunstung (Median) gemäß Szenario B2 im Einzugsgebiet der oberen Havel

Die folgende Abb. 8-3 zeigt die Veränderungen im innerjährlicher Gang der klimatischen Wasserbilanz für das Einzugsgebiet der oberen Havel. Die klimatische Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Verdunstung ist ausgezeichnet geeignet, die sich überlagernde Wirkung von Änderungen im Niederschlagsangebot als Input ins hydrologische System und in der potenziellen Verdunstung als energetische Randbedingung für den Feuchteentzug aus dem System aufzuzeigen. Gegenübergestellt sind in der Abbildung einmal der Referenzzustand 2003-2007 (blau) und der "Endzustand" 2048-2052 (rot) für Entwicklungsszenario A1 (oben) und B2 (unten). Gezeigt werden jeweils die mittleren Monatswerte innerhalb der betrachteten 5-Jahreszeiträume für jede der 100 Realisierungen mit ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten. Jeweils die 12 Mediane der 100 Realisierungen wurden zu einer Linie verbunden, um die Lesbarkeit der Diagramme zu verbessern.

Für beide Entwicklungsszenarien ist eine beträchtliche Abnahme der klimatischen Wasserbilanz vom Referenz- zum Endzustand zu verzeichnen. Für das Entwicklungsszenario A1 bewegen sich die Werte zwischen +50 mm im Winter und -60 mm im Sommer. Für das Entwicklungsszenario B2 sind die Unterschiede zwischen Sommer und Winter wesentlich größer. Sie liegen zwischen +70 im Winter und -115 mm im Sommer.

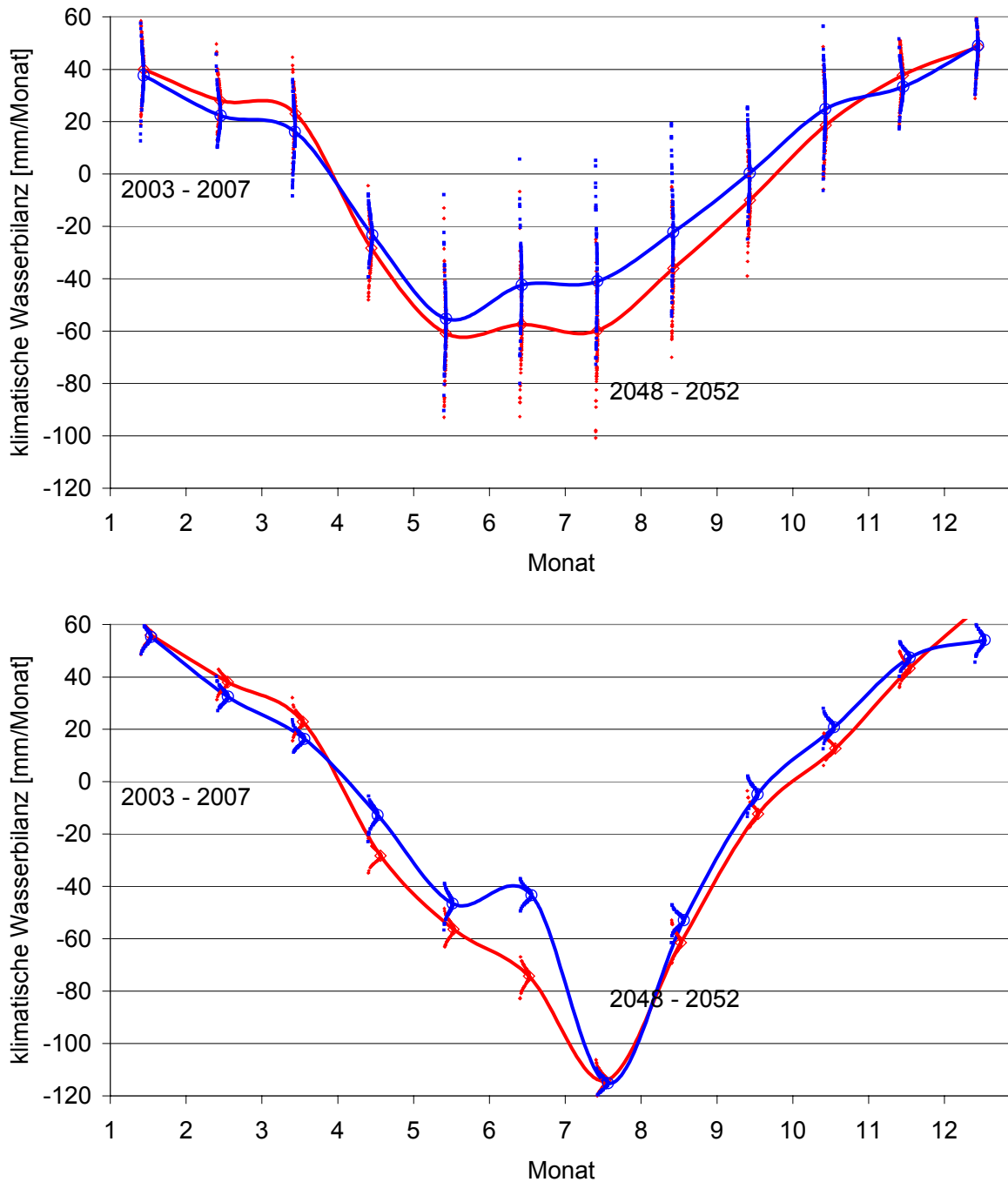


Abb. 8-3: Innerjährlicher Gang der klimatischen Wasserbilanz für die obere Havel im Referenzzustand 2003-2007 (blau) und im „Endzustand“ 2048-2052 (rot) für Entwicklungsszenario A1 (oben) und B2 (unten)

Die weiteren Betrachtungen konzentrieren sich auf das Szenario A1.

Abb. 8-4 zeigt für das Einzugsgebiet der oberen Havel die Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Gebietsniederschläge in drei Teilperioden innerhalb des transienten Klimaszenarios. Dazu wurden die jeweils 100 Mittelwerte des Gebietsniederschlages innerhalb einer Teilperiode statistisch ausgewertet und gemäß ihrer Eintrittswahrscheinlichkeiten aufgetragen.

Zu erkennen ist einmal, dass der mittlere Niederschlag in der ersten Periode mit 619 mm/a (Median-Wert) am höchsten ist (Werte s. Tab. 8-1), in der Periode 2023-2027 auf 596 mm/a absinkt und in der letzten Periode des Betrachtungszeitraumes wieder bis auf 611 mm/a ansteigt. Zum anderen wird anhand der Wahrscheinlichkeitsdichten die Streubreite der Niederschläge

deutlich, die vor allem (naturgemäß) bei Betrachtung kürzerer Zeiträume (Perioden) beträchtlich ist. Die 5-Jahresmittelwerte streuen zwischen 500 und 700 mm/a, also mit einer Spannweite von ca. 200 mm.

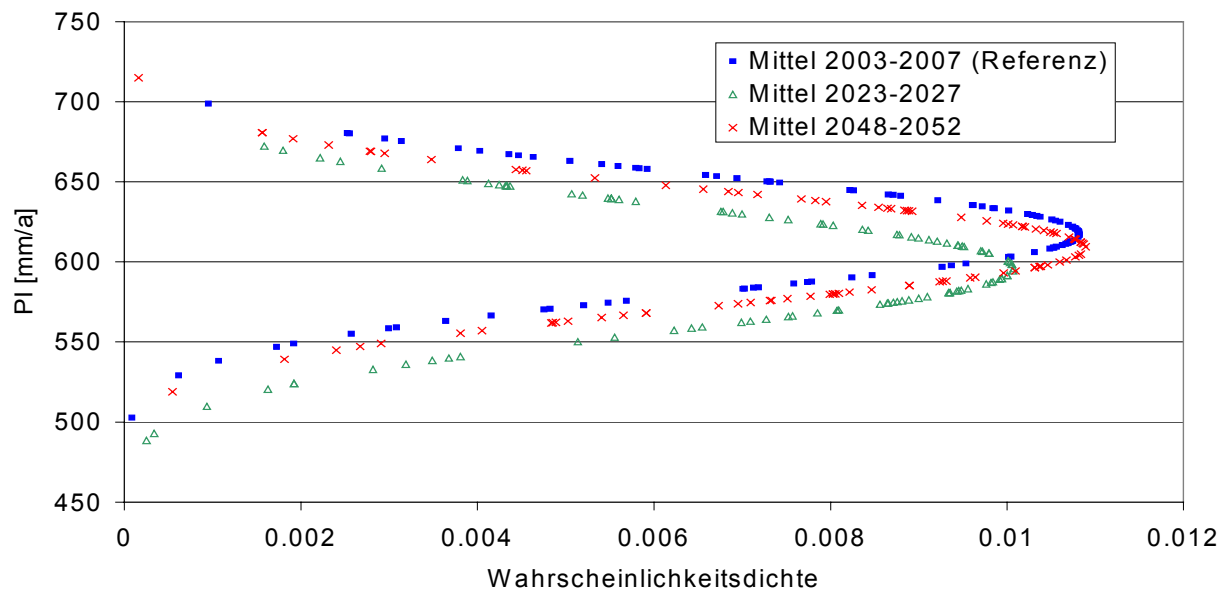


Abb. 8-4: Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Jahresniederschläge gemäß Szenario A1 im Einzugsgebiet der oberen Havel für drei ausgewählte 5-Jahresperioden

Tab. 8-1 beinhaltet aus Stationswerten abgeleitete Klimagrößen für verschiedene Teilperioden im Zeitraum 1951-2000 und die aus den 100 Realisierungen des Klimaszenarios A1 für verschiedene Teilperioden ermittelten Klimagrößen.

In dieser wie auch in allen weiteren Analysen wurde der Median verwendet, wenn die verschiedenen Realisierungen der Szenario-Analysen zusammenzufassen waren, während für den Istzustand der Mittelwert verwendet wurde, weil hier nur eine Realisierung vorliegt.

Beschränkt man sich beim Vergleich auf die klimatische Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Verdunstung, so ist bei Betrachtung der Gesamtzeiträume eine bedeutende Abnahme dieser für das Wasserdargebot entscheidenden Indikatorgröße von -5 auf -45 mm/a festzustellen.

Die klimatische Wasserbilanz entspricht im Szenario A1 für den Zeitraum 2003-2007 in etwa dem Mittelwert des Ist-Zustandes 1951-2000, sodass diese Periode als Referenzzeitraum für die nachfolgenden Analysen von klimainduzierten Änderungen im Wasserdargebot geeignet ist.

Tab. 8-1: Meteorologische Verhältnisse in verschiedenen Bezugszeiträumen im Einzugsgebiet der oberen Havel

Bezugszeiträume		Niederschlag PI	potenzielle Verdunstung EP	klimatestische Wasserbilanz WB=PI-EP
		[mm/a]		
Szenario A1	Median 2003-2052	604	649	-45
	Median 2003-2007 (Referenz)	619	627	-8
	Median 2023-2027	596	645	-49
	Median 2048-2052	611	664	-53
Ist-Zustand	Mittel 1951 bis 2000	606	611	-5
	Mittel 1951 bis 1960	596	608	-11
	Mittel 1981 bis 2000	606	622	-16
	Mittel 1981 bis 1990	604	619	-15
	Mittel 1991 bis 2000	608	625	-17

Die Tab. 8-2 und Tab. 8-3 dokumentieren diese Unterschiede in der räumlichen Verteilung anhand der Mittelwerte des Niederschlagsdargebotes und der potenziellen Verdunstung für die betrachteten Untersuchungsgebiete und drei charakteristische Realisierungen. Ausgewählt wurden die jeweiligen Realisierungen, welche die beiden Randbereiche und das Zentrum der Wahrscheinlichkeitsverteilung dieser 100 Realisierungen beschreiben. Im Einzelnen sind dies:

- 032 - starke Abnahme des Niederschlages gegenüber dem Referenz-Zustand
- 058 - Zunahme des Niederschlages gegenüber dem Referenz-Zustand und
- 054 - wahrscheinlichste Entwicklung.

Ebenfalls dargestellt sind in diesen Tabellen die Änderungen gegenüber dem derzeitigen Klima (Ist-Zustand 1951-2000).

Tab. 8-2: Niederschlag und Niederschlagsänderungen für verschiedene Klimarealisierungen und Einzugsgebiete im Berliner Raum

Name	Ist-Klima 1951-2000	Median 2003-2007	Median 2048-2052	Mittelwert 2003-2052 Szenarium A1, Realisierung			Änderung [%] Ist zu Realisierung		
				alle Realisierungen	032	054	058	032	054
Tegeler Fließ	634			582	618	656	-8	-3	4
obere Havel bis Borgsdorf	606	619	611	564	593	629	-7	-2	4
Nottekanal	594			552	587	594	-7	-1	0
Panke bis Schönwalder Str.	635	655	641	579	615	651	-9	-3	3
Fredersdorfer Fließ	622			591	630	649	-5	1	4
Wuhle	638			607	639	669	-5	0	5
Löcknitz	599	632	612	573	616	630	-4	3	5
Neuenhagener Fließ	634			609	641	666	-4	1	5

Tab. 8-3: Potenzielle Verdunstung und Verdunstungsänderung für verschiedene Klimarealisierungen und Einzugsgebiete im Berliner Raum

Name	Ist-Klima	Szenarium A1, Realisierung			Änderung [%] Ist zu Realisierung		
		032	054	058	032	054	058
Tegeler Fließ	630	667	664	663	6	5	5
obere Havel bis Borgsdorf	611	653	650	649	7	6	6
Nottekanal	619	653	649	648	6	5	5
Panke bis Schönwalder Str.	628	665	661	660	6	5	5
Fredersdorfer Fließ	612	652	648	646	6	6	6
Wuhle	630	667	663	661	6	5	5
Löcknitz	607	650	646	645	7	6	6
Neuenhagener Fließ	618	656	653	651	6	6	5

Auffällig ist, dass bei der potenziellen Verdunstung bei allen Realisierungen eine Zunahme von 5 bis 7 % gegenüber dem Referenzklima prognostiziert wird, also eine gleichgerichtete Änderung für alle Realisierungen und Gebiete. Beim Niederschlag dagegen zeigt sich ein wesentlich differenzierteres Bild. Während die Realisierung 032 durch eine Abnahme des Niederschlages um 4 bis 9 % je nach Lage des Gebietes gekennzeichnet ist, weist die Realisierung 058 eine Niederschlagszunahme um 3 bis 5 % auf. Eine Ausnahme bildet das Notte-Einzugsgebiet im Süden Berlins ohne eine Änderung im Mittelwert des Niederschlages. Die wahrscheinlichste Entwicklung 054 zeigt nun wieder geringfügige Abnahmen für die nord- und nordöstlichen Einzugsgebiete (Ausnahme wiederum Notte) und ebenfalls geringfügige Zunahmen im Südosten Berlins.

8.2 Urbanisierung

Wohnflächen

Die Triebkräfte der Wohnflächenentwicklung sind Trends zur Bevölkerungsdichte, die Wohnfläche pro Person und die Bauweise (vgl. Abb. 4-1). Für die Bevölkerungszahl gibt es zwei Berechnungsvarianten der 9. Koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung mit geringerer und höherer Zuwanderung (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2000), die als nationale Ausprägung der IPCC-Szenarien A1 und B2 verstanden werden sollen (Übereinkunft innerhalb des Projektes GLOWA-Elbe).

Die Wohnfläche pro Person betrug in der Analyseregion Berlin im Jahr 1997 35,6 m² (BBR, 1999, S. 266). Sie wird durch die gesellschaftliche und wirtschaftliche Entwicklung der Elberegion und damit durch regionale Vorgänge viel stärker beeinflusst als durch globale Faktoren und ist damit nicht aus den IPCC-*Storylines* ableitbar (vgl. Abb. 4-1). Um den Rahmen der Möglichkeiten auszuloten, werden zwei Szenarien der *Wohnungsprognose 2015* (IWANOW ET AL., 2001; BBR, 2001) übernommen. Das eine geht von einer eher stärkeren wirtschaftlichen Entwicklung und damit mehr Wohneigentum und einer Anpassung der Wohnfläche in den neuen Ländern an die der alten Länder (*Nachholeffekt*), das andere von einer eher geringeren wirtschaftlichen Entwicklung und damit einer geringeren Wohnflächennachfrage und keiner Wohnflächenanpassung aus (vgl. Tab. 8-4 und IWANOW ET AL., 2001, S. 22). Die Annahmen zur Wohnfläche pro Person fußen folglich nicht auf den IPCC-Szenarien.

Tab. 8-4: Wohnfläche pro Person [m²] in Berlin und Brandenburg [BRB] 2000-2015, Quelle: BRB (2001)

Wachstum / Nachholeffekt	2000		2005		2010		2015	
	Berlin	BRB	Berlin	BRB	Berlin	BRB	Berlin	BRB
stark / ja	36,9	34,2	38,0	36,0	39,2	37,8	40,2	39,3
schwach / nein	36,6	33,9	37,3	35,2	38,0	36,2	38,5	36,9

Für die Bauweise kann angenommen werden, dass das IPCC-Szenario B2 aufgrund seiner Präferenzen für eine nachhaltige Entwicklung im natürlichen und sozialen Bereich eine Bauweise bevorzugt, die ressourcen- und flächensparender ist sowie mehr Möglichkeiten der sozialen Interaktion bietet als A1. Wie APEL ET AL. (2001) zeigen, kann durch eine effiziente Bauweise und die Halbierung der Stellplatzzahlen die für dieselbe Wohnfläche benötigte Siedlungsfläche halbiert werden (ebenso BFLR, 1996, die die nicht ausgeschöpfte Grundfläche für die alten Länder (ohne Bayern) zwischen 35 und 77 % schätzen). Die Raumordnungsprognose 2010 (BFLR, 1996) nimmt für die Raumordnungsregion Berlin² für 1990 eine Wohnflächendichte (in m²/100 m²) von 20 bei Ein- und 57 bei Mehrfamilienhäusern an. Die Wohnflächendichte steigert sich auf 26 bzw. 63 im Jahre 2010 bei der Variante *Status Quo* und auf 45 bzw. 64 bei einer flächensparenden Variante. Beim Wohnungsneubau wird für Berlin angenommen, dass im Zeitraum 2001-2015 ein Viertel der Wohnungen in Ein- und Zweifamilienhäusern und der Rest in Mehrfamilienhäusern entstehen werden. In Brandenburg wird davon ausgegangen, dass beinahe ausschließlich Ein- und Zweifamilienhäuser gebaut werden (IWANOW ET AL., 2001, S. 37). Für A1 soll mit diesen Zahlen gearbeitet werden, in B2 wird der Anteil der Mehrfamilienhäuser auch in Brandenburg erhöht und für das Szenario Amerikanisierung steigt der Anteil der Ein- und Zweifamilienhäuser auch in Berlin bzw. wird vom Umland aufgefangen.

Gewerbeflächen

Die Triebkräfte der Gewerbeflächenentwicklung sind aus den IPCC-Szenarien zum jetzigen Zeitpunkt nicht ableitbar. Für die Definition von Szenarien zum Entwicklungsrahmen kann demgemäß die Gewerbefläche zunehmen, abnehmen oder sogar konstant bleiben, ohne inkonsistent zu den IPCC-Szenarien zu sein. In A1 und B2 werden die Gewerbeflächen deshalb konstant gehalten, im Szenario Amerikanisierung werden im peripheren Raum neue Standorte für den Handel benötigt.

Tab. 8-5: Quantifizierung der Triebkräfte der Siedlungszunahme für drei Szenarien, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Szenario	Bauweise							
	Anteil EFH		Wohnflächendichte [m ² /100m ²]				Verkehrsflächen	
	Berlin	BRB	EFH u. ZFH	MFH	Gewerbefl.	Bautätigkeit	Wohngeb.	Gewerbe
IST-Zust.	-	-	20	57	-	-	+19 %	+11 %
A1	25%	100%	26	63	wie IST	-	+19 %	-
B2	25%	75%	45	64	wie IST	zentrumstah	+15 %	-
Amerik.	50%	100%	20	57	Zunahme	peripher	+23 %	+11 %

² 2010 Es handelt sich dabei um die Raumordnungsregion 75, Stand 1990, die in etwa den *engeren Verflechtungsraum* (eVr) umfasst. Heute ist die Raumordnungsregion 30 (Berlin) identisch mit dem Bundesland Berlin.

Tab. 8-6: Definition von fünf Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung für den engeren Verflechtungsraum, Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Szenario	Bevölkerung	Wohnfläche p. P. (s. Tab. 8-4)	Bauweise	Verkehrsflächen	Gewerbeflächen
A1a	A1	stark / ja	A1	A1	standard
A1b	A1	schwach / nein	A1	A1	standard
B2a	B2	stark / ja	B2	B2	standard
B2b	B2	schwach / nein	B2	B2	standard
AM	max (A1, B2)	stark / ja	Amerik.	Amerik.	Amerik.

Tab. 8-7: Nettozunahme der Wohnbau- und Verkehrsflächen [ha] im engeren Verflechtungsraum für fünf Szenarien bis 2015 (BRB = Land Brandenburg, EFH = Einfamilienhaus, MFH = Mehrfamilienhaus); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

	A1a			A1b			B2a				B2b				AM		
	BRB		Berlin	BRB		Berlin	BRB		Berlin		BRB		Berlin		BRB		Berlin
	EFH	EFH	MFH	EFH	EFH	MFH	EFH	MFH	EFH	MFH	EFH	MFH	EFH	MFH	EFH	EFH	MFH
2005	2672	295	366	2419	144	178	1119	262	165	348	1013	237	80	169	3590	793	278
2010	1284	536	663	887	343	424	538	126	299	631	372	87	191	404	1725	1440	505
2015	958	439	543	556	245	303	401	94	245	517	233	55	137	288	1287	1179	414

Verkehrsflächen

Die Verkehrsflächenentwicklung ist eng mit der Stadtstruktur verknüpft. Unter der Annahme B2 ist mit einer eher kompakteren Stadtstruktur und damit einer weiteren Abnahme des Anteils der Verkehrsflächen zu rechnen. Setzt sich jedoch die Desurbanisierung fort, ist mit einem erhöhten Verkehrsaufkommen und damit mit einem Anstieg der Verkehrsfläche zu rechnen. Für Modellierungszwecke kann sich dies aber nur auf die Verkehrsfläche innerhalb der bebauten Gebiete beziehen, da Neubau oder Verbreiterung von Überlandstraßen nicht modellierbar sind. Die Werte in der Tab. 8-5 sind somit reine Annahmen.

Durch die sinnvolle Kombination der Triebkräfte aus Tab. 8-5 können fünf Trends oder Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung für den engeren Verflechtungsraum definiert werden (Tab. 8-6). Zum Zeitpunkt der Bearbeitung lagen die Bevölkerungsprognosen für GLOWA-Elbe bis 2050 noch nicht vor, sodass die in Tab. 8-7 angegebene Nettozunahme an Wohnbauflächen bis 2015 mit den Bevölkerungsprognosen der Länder Berlin und Brandenburg (SENSTADT, 1999; LDS, 2001) berechnet wurde. Diese Prognosen sind untereinander bezüglich der Wanderung abgestimmt.

Für jedes der in Tab. 8-6 enthaltenen Szenarien wurde mit dem Simulationswerkzeug eine Verortung der Siedlungsflächenzuwächse gemäß Tab. 8-7 in zwei Schritten durchgeführt: Schritt 1 enthält die Veränderungen im Zeitraum 2000-2010, Schritt 2 diejenigen von 2010-2015. Da die Landnutzung für die Wasserhaushaltsmodellierung während des Modelllaufs nicht dynamisch verändert werden kann, ist für die Modellperioden 2000-2017, 2017-2032 und 2032-2052 jeweils eine mittlere Landnutzung festzulegen. Der Zustand 2010 soll dem mittleren Zustand der ersten Modellperiode entsprechen. Die mittleren Zustände der folgenden Modellperioden können erst berechnet werden, wenn Bevölkerungsprognosen für den gesamten Betrachtungszeitraum bis 2050 vorliegen.

Um die in den Kategorien Ein- und Mehrfamilienhaus gegebenen Zuwächse zu realisieren, muss jede dieser Kategorien eine der oben aufgeführten Landnutzungsklassen zugewiesen werden. Die

Klassen 61 bis 63 haben alle die Nutzung *Siedlung* und einen durchschnittlichen Versiegelungsgrad, der ungefähr der Wohnflächendichte der jeweiligen Kategorie entspricht.

Die Zuweisung von Landnutzungsklassen zu den Kategorien ist in Tab. 8-9 enthalten. Für jede Klasse wurde eine Mindestgröße in Pixeln festgelegt (bei der gewählten Zellgröße von 50 Metern entspricht ein Pixel 0,25 Hektar) und eine lokale sowie eine abhängige Nutzung berechnet. Hauptdatenquelle für die Festlegung der Eignung waren vom Landesumweltamt Brandenburg bereitgestellte digitale Daten des LEP eV sowie die aktuelle Landnutzung. Diese Ausgangsdaten wurden unter Vorgabe der für das jeweilige Szenario anzuwendenden *Storyline* in Eignungsregeln umgesetzt.

Tab. 8-8: Neu entwickelter vierstelliger Landnutzungscode (Auszug), Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Code	Nutzung
61	Siedlung (Versiegelung 25 %)
62	Siedlung (Versiegelung 38 %)
63	Siedlung (Versiegelung 64 %)
64	Kerngebiet (Versiegelung 67 %)
72	Industrie/Gewerbe (Versiegelung 84 %)

Tab. 8-9: Simulierte Landnutzungsklassen; die Größe gibt die für die Simulation eingestellte minimale Größe in Pixeln (vgl. Nummerierung Tab. 8-8), Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Szenario	Klasse	Bezeichnung	Größe
A1	61-1	Neubau EFH Berlin	1
	61-2	Neubau EFH BRB	1
	63-1	Neubau MFH Berlin	3
B2	62-1	Nachverdichtung von Pixeln der Klasse 61xx Berlin	1
	62-2	Nachverdichtung von Pixeln der Klasse 61xx BRB	1
	62-3	Neubau EFH Berlin	1
	62-4	Neubau EFH BRB	1
	63-1	Neubau MFH Berlin	3
	63-2	Neubau MFH BRB	3
AM	61-1	Neubau EFH Berlin	1
	61-3	Neubau EFH BRB	1
	63-1	Neubau MFH Berlin	3
	72	Neubau Gewerbe BRB	16

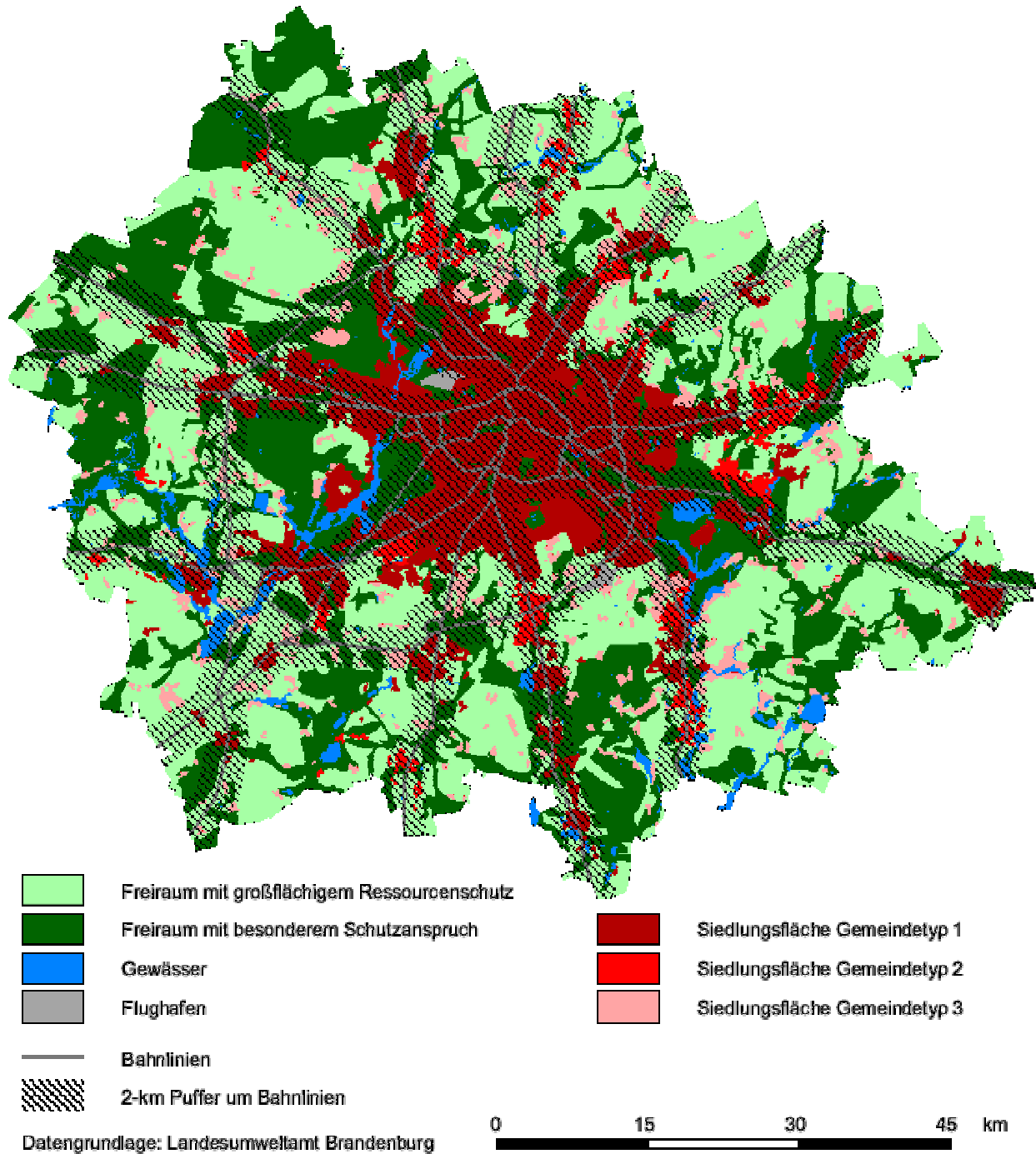


Abb. 8-5: Raumkategorien im engeren Verflechtungsraum ; Quelle: LEP eV; Darstellung aus: STRÖBL ET AL. (2003)

Der LEP eV unterscheidet zwischen drei Typen von Gemeinden. Ihre Lage ist der Abb. 8-5 zu entnehmen. Am wichtigsten für die Siedlungsentwicklung sind die Gemeinden mit *potenziellem Siedlungsbereich* (Typ 1). Auf sie und die *weiteren Siedlungsschwerpunkte* (Typ 2) ist der Zuwachs von Einwohnern und Arbeitsplätzen zu konzentrieren. Alle übrigen Gemeinden gehören zum Typ 3; in ihnen ist Siedlungsentwicklung nur im Innenbereich und auf Konversionsflächen im Siedlungszusammenhang zulässig (LEP eV, S. 9). Außer den *Siedlungsbereichen* werden noch der *Freiraum mit großflächigem Ressourcenschutz* und der *Freiraum mit besonderem Schutzanspruch* ausgegrenzt (s. Abb. 8-5). Der LEP eV enthält u.a. mehrere im Zusammenhang mit der Siedlungsentwicklung relevante Ziele: Verdichtung und

Flächenrecycling haben Vorrang vor Neubebauung, neue Siedlungsflächen sollen sich an vorhandene anschließen und Konversionsflächen im Ortsbereich sind für Siedlungszwecke zu nutzen. Darüber hinaus ist die Siedlungsentwicklung grundsätzlich so zu gestalten, dass die neuen Siedlungsflächen an den schienengebundenen ÖPNV angeschlossen sind. Dies ist jedoch kein Ziel, sondern ein den gesamten Plan durchziehender Grundsatz. Die zeitliche Gültigkeit des LEP eV endet im Jahre 2010.

Der LEP eV bindet als übergeordnetes Planwerk die nachgeordneten Planungsträger. Deshalb wurden seine Aussagen in die Eignungsregeln der Szenarien A1 und B2 eingestellt, wobei jeweils diejenigen Aussagen bevorzugt berücksichtigt wurden, die der jeweiligen *Storyline* am ehesten entsprechen. Das Szenario *Amerikanisierung* berücksichtigt den LEP eV nicht, weil es sich bei der Amerikanisierung ja um eine Siedlungsentwicklung handelt, der der LEP eV entgegenwirken soll.

In allen Szenarien wurde darauf geachtet, dass keine Siedlungslücken und Splittersiedlungen entstehen. Die abhängige Eignung ist deshalb grundsätzlich nur im Umkreis von 250 Metern (5 Pixeln) um bereits bestehende Siedlungsgebiete der Klasse 61 oder 62 für Einfamilienhäuser und 63 für Mehrfamilienhäuser gegeben. Von Gewerbegebieten (Klassen 71 - 73) wird demgegenüber ein Abstand von 250 Metern eingehalten. Die Klasse 72 im Szenario *Amerikanisierung* ist nur im Umkreis von 500 Metern um bestehende Gewerbegebiete möglich.

Die lokale Eignung der neuentstehenden Wohngebiete berücksichtigt die verkehrliche Erschließung, die Lage im potenziellen Siedlungsbereich, das Vorliegen von Bebauungsplänen und Konversionsflächen sowie gewisse Ausschlussflächen: bereits bebaute Flächen, Wald-, Wasser- und Grünflächen sind von einer Bebauung ausgeschlossen. Des weiteren findet im Umkreis von zwei Kilometern um die im LEP eV enthaltenen Flughäfen Tegel und Schönefeld keine Wohnbebauung statt. Die Regeln der lokalen Eignung für alle Klassen sind in Tab. 8-10 zusammengefasst, Abb. 8-6 enthält ein Beispiel.

Tab. 8-10: Lokale Eignung aller Klassen (s. Tab. 8-9); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Klasse	Kriterien für die lokale Eignung
61-1	Nur Siedlungsbereich
61-2	Nur Siedlungsbereich, Bevorzugung von Typ-1-Gemeinden, innerhalb eines Gemeindetyps wiederum Bevorzugung von Flächen, die im Bereich von 2 Kilometern um Bahnlinien liegen, Typ-3-Gemeinden jedoch ausschließlich in diesem Fall
61-3	nur im Bereich von 3 Kilometern um überörtlich bedeutsame Straßen oder 5 Kilometer um Autobahnen, Bevorzugung des Siedlungsbereichs, jedoch zulässig im Freiraum mit großflächigem Ressourcenschutz, Bevorzugung der Typ-3-Gemeinden gegenüber Typ 2 und 1
62-1	die Nachverdichtung findet nur auf Flächen der Klasse 61 statt
62-2	die Nachverdichtung findet nur auf Flächen der Klasse 61 statt, jedoch Bevorzugung von Flächen, die im Bereich von 2 Kilometern um Bahnlinien liegen
62-3	keine Einschränkung
62-4	nur im Bereich von 2 Kilometern um Bahnlinien, Konversionsflächen und Flächen mit gültigem Bebauungsplan bevorzugt, ansonsten Bevorzugung der Gemeinden vom Typ 1 gegenüber den Typen 2 und 3
63-1	Bevorzugung von Konversionsflächen
63-2	nur im Bereich von 2 Kilometern um Bahnlinien, bevorzugt Typ-1- Gemeinden oder Konversionsflächen bzw. Flächen mit gültigem Bebauungsplan der Gemeindetypen 2 und 3, Freiraum mit großflächigem Ressourcenschutz möglich, falls Konversionsfläche oder gültiger Bebauungsplan vorliegt, erst danach folgen Siedlungsflächen der Gemeindetypen 2 und 3 ohne Konversion oder Bebauungsplan
72	nur im Bereich von 3 Kilometern um überörtlich bedeutsame Straßen oder 5 Kilometer um Autobahnen, bevorzugt Freiraum mit großflächigem Ressourcenschutz gegenüber Siedlungsflächen

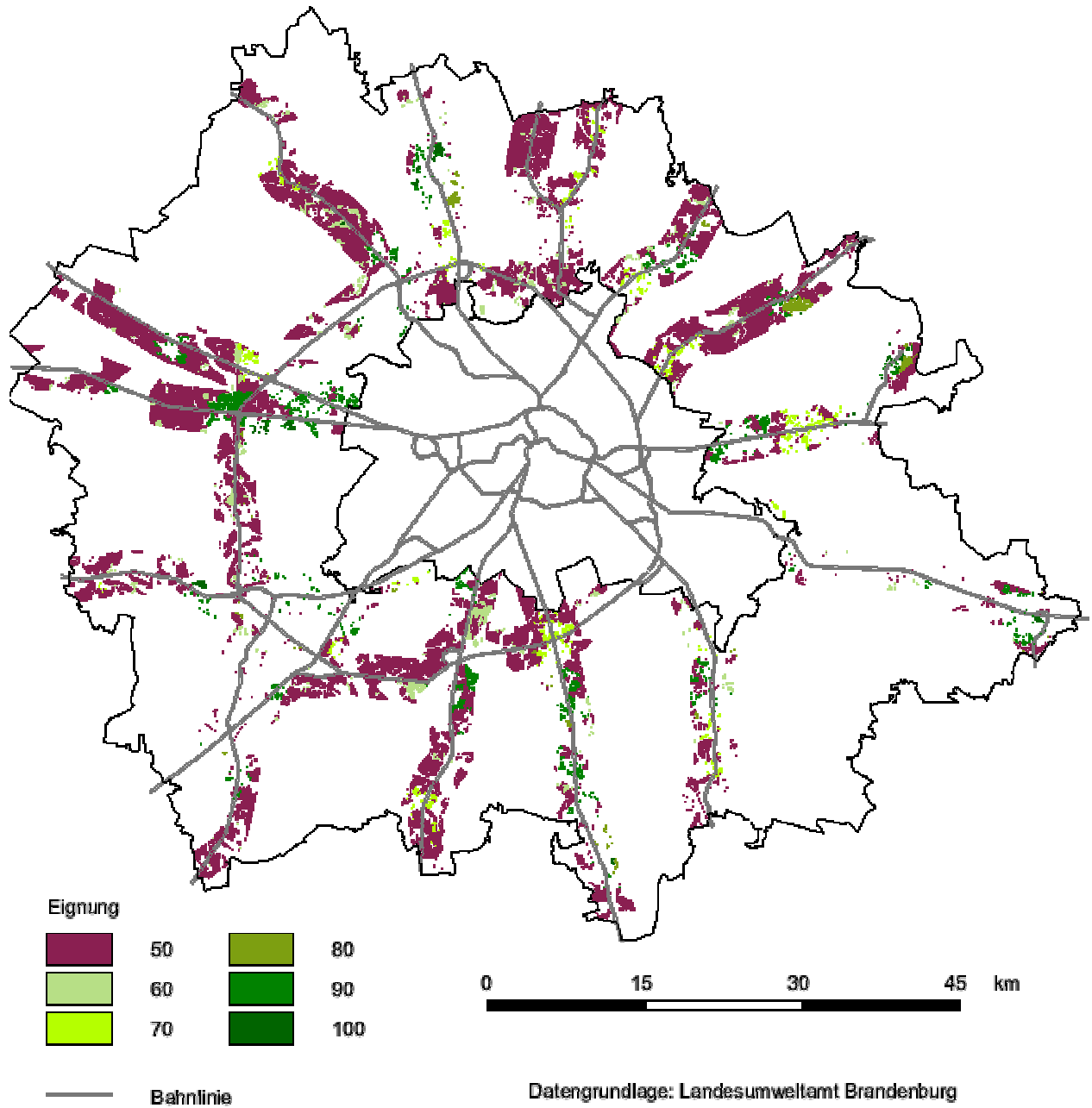


Abb. 8-6: Lokale Eignung für die Klasse 63-2 (Neubau MFH BRB, Szenario B2); Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

Das Simulationsergebnis für das Szenario A1a zeigt Abb. 8-7.

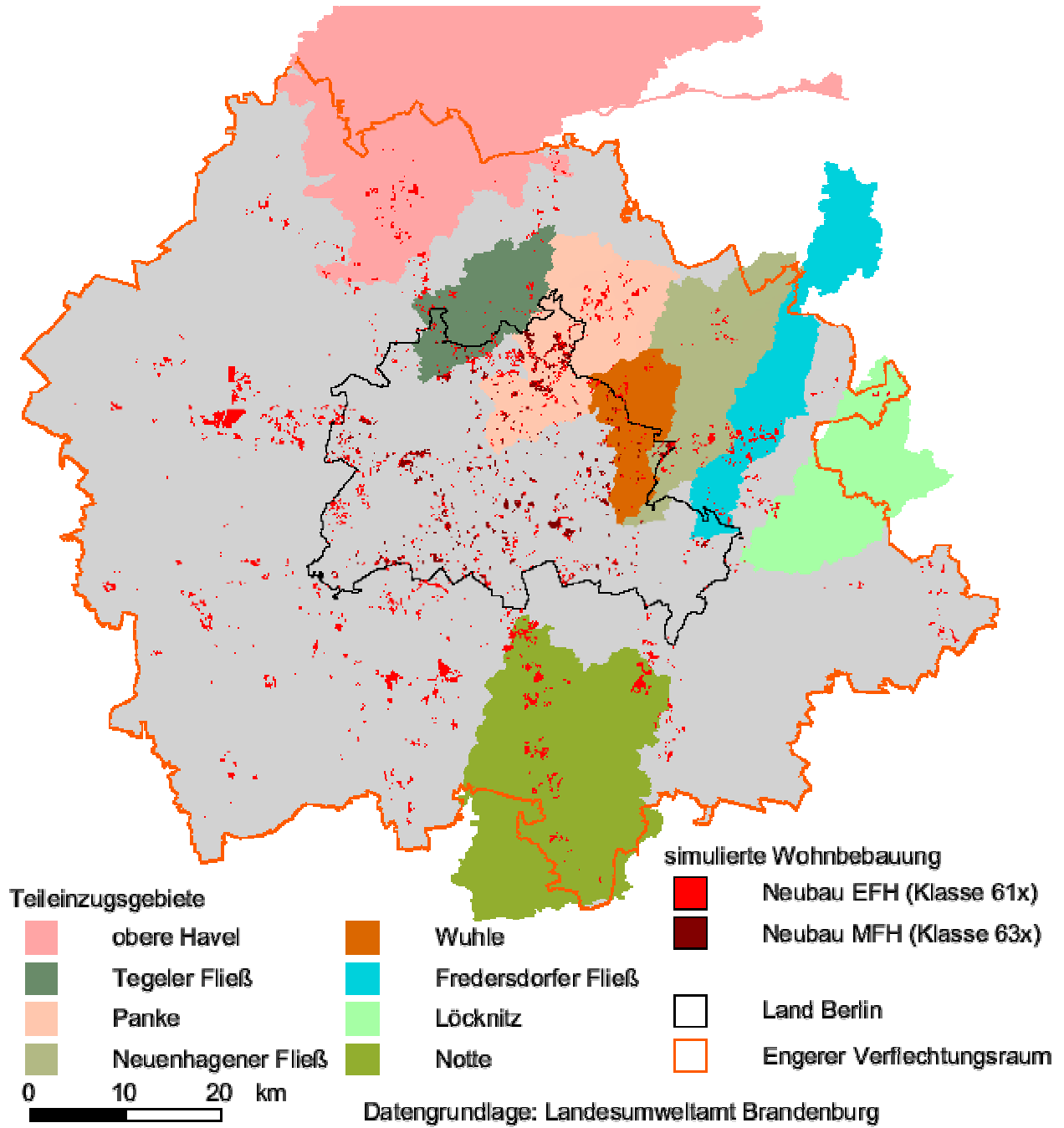


Abb. 8-7: Zusätzliche Wohnbaufläche im Jahr 2015 (Szenario A1a) und Lage der modellierten Teileinzugsgebiete; Quelle: STRÖBL ET AL. (2003)

8.3 Wasserdargebot

8.3.1 Klimainduzierte Entwicklung des Abflussdargebotes

Wie im Weiteren zu sehen sein wird, prägen die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Änderungen in den meteorologischen Randbedingungen die Abflussverhältnisse in den betrachteten Bilanzgebieten. Die folgenden Auswertungen beziehen sich wiederum exemplarisch auf das Einzugsgebiet der oberen Havel, das den bedeutendsten Beitrag zum Dargebot liefert und deshalb auch im Mittelpunkt der gebietsklimatischen Analysen stand.

Abb. 8-8 zeigt die zeitliche Entwicklung des mittleren Gebietsabflusses (Median über die jeweils 100 MQ-Werte eines Jahres) für das Einzugsgebiet der oberen Havel.

Für das Szenario A1 (blaue Linien) ist eine drastische Abnahme der Abflüsse von ca. $12 \text{ m}^3/\text{s}$ im derzeitigen Zustand auf ca. $9 \text{ m}^3/\text{s}$ bis zur Mitte der 2030er Jahre zu erkennen. Die lineare Trendlinie geht gar auf ein Niveau von $8 \text{ m}^3/\text{s}$ Anfang der 2050er Jahre zurück. Die verwendete polynomische Trendlinie ergab die mit Abstand beste Korrelation. Ob die sich hier andeutende Schwingung wieder auf das ursprüngliche Niveau zurückführt, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden.

Für das Szenario B2 (grüne Linien) ist eine geringere Abnahme der Abflüsse zu verzeichnen. Der Mittelwert über den Gesamtzeitraum liegt bei ca. $9,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Auf diesem Niveau verharret auch die lineare Trendlinie. Die polynomische Linie beginnt bei ca. $12 \text{ m}^3/\text{s}$, endet bei ca. $11 \text{ m}^3/\text{s}$ und weist ein deutliches Minimum um 2020 und ein Maximum um 2040 auf.

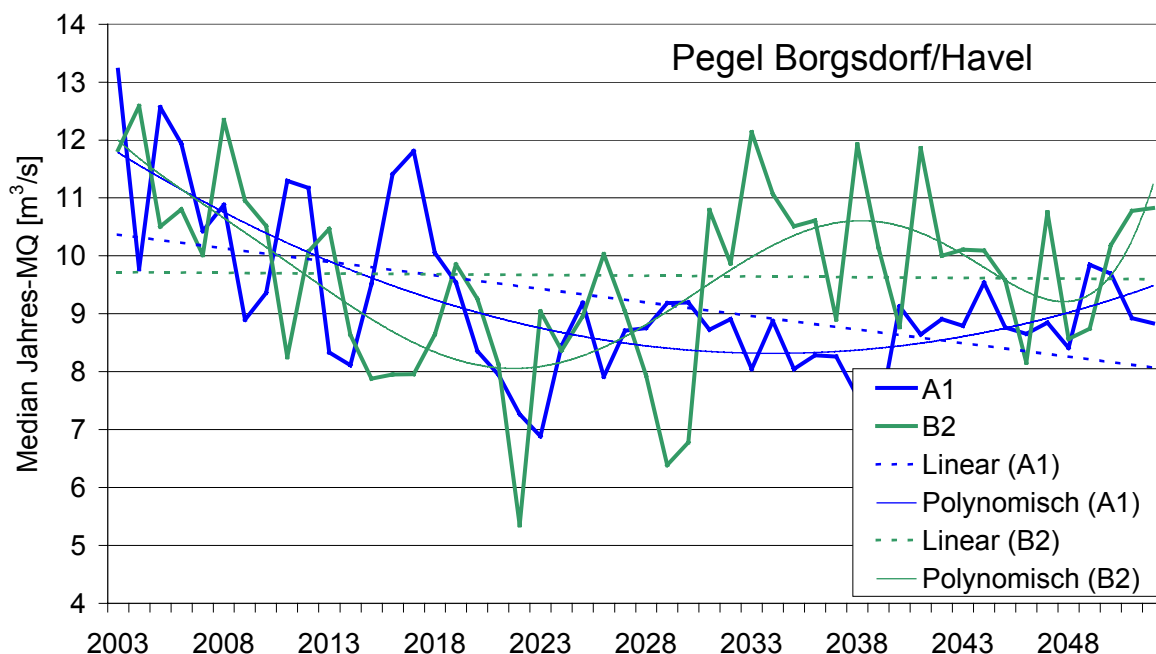


Abb. 8-8: Zeitliche Entwicklung des mittleren Gebietsabflusses (Median) der Szenarien A1 und B2 für das Einzugsgebiet der oberen Havel

Ein weiterer wesentlicher Unterschied zwischen beiden Szenarien ist die stärker ausgeprägte Dynamik im Szenario B2 gegenüber moderateren Schwankungen im Szenario A1. Auffällig vor

allein in wasserwirtschaftlicher Hinsicht sind die sehr geringen Jahresabflüsse mit $5,35 \text{ m}^3/\text{s}$ in 2022 und $6,4 \text{ m}^3/\text{s}$ in 2029.

Die weiteren Ausführungen beziehen sich, wenn nicht explizit auf das Szenario B2 hingewiesen wird, ausschließlich auf A1.

Abb. 8-9 zeigt die Wahrscheinlichkeitsdichten für den mittleren Abfluss analog zu Abb. 8-4 wiederum für drei Perioden innerhalb des Gesamtzeitraumes 2003-2052 und zusätzlich für diesen Gesamtzeitraum.

Auch hier ist wie schon für die Niederschläge zu erkennen, dass die Streubreite und damit die Unsicherheit der Aussagen für die kürzeren Betrachtungszeiträume (Perioden) deutlich höher als für den Gesamtzeitraum ist.

Interessant ist weiterhin, dass die Streubreite und damit die Unsicherheit der Aussagen für die Abflüsse gegenüber den Niederschlägen zunehmen. Lagen die 5-Jahresmittelwerte der Niederschläge in einem Bereich zwischen 500 und 700 mm/a , hatten also Abweichungen vom Mittelwert von ca. $\pm 100 \text{ mm}$ bzw. $\pm 20 \%$, so liegen jetzt die Abweichungen der 5-Jahresmittelwerte der Abflüsse bei ca. $\pm 50 \%$.

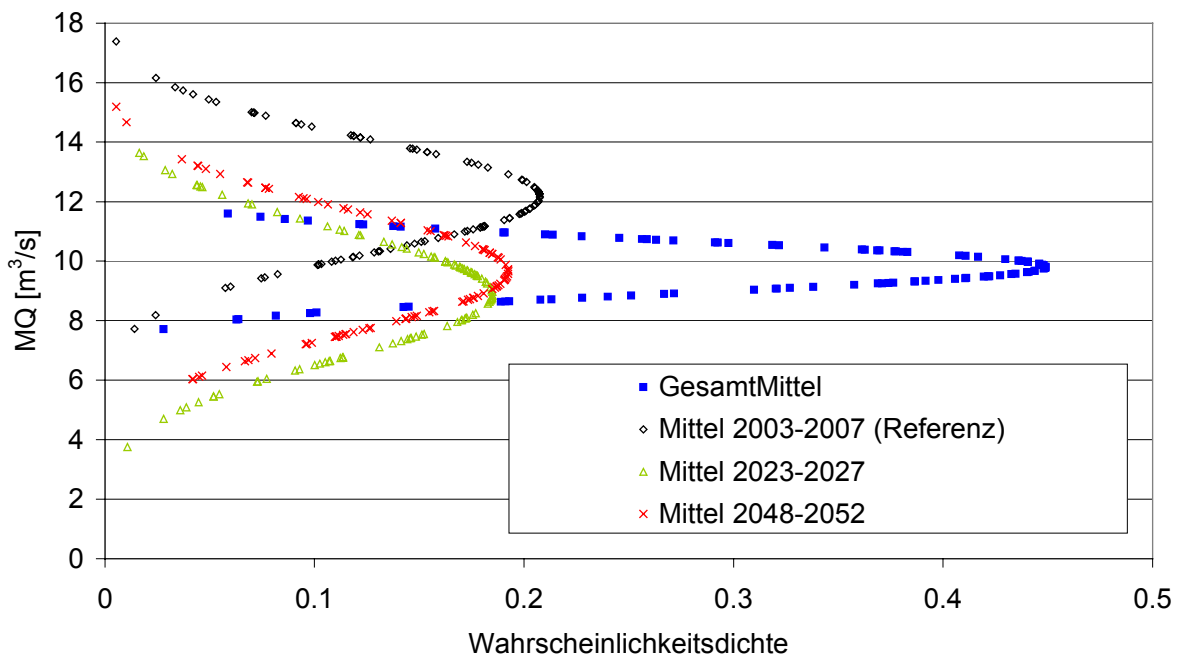


Abb. 8-9: Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Abflüsse gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für drei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum

Die Ursache für die vergrößerte Variabilität der Abflüsse gegenüber den Niederschlägen liegt darin begründet, dass bei gleichem mittleren Niederschlag die Witterungsverläufe dennoch unterschiedlich sein können, was beträchtliche Auswirkungen auf die Abflussbildung und damit auf die berechneten Abflüsse, aber keinerlei Auswirkungen auf die mittelwertsbezogene Niederschlagsstatistik hat.

Neben der größeren Streuung der Abflüsse gegenüber den Niederschlägen sind auch die größeren Abweichungen der Abflüsse zwischen den betrachteten Perioden auffällig.

Während beim mittleren Niederschlag von der Referenzperiode 2003-2007 zur letzten Periode 2048-2052 nur eine sehr geringe Abnahme (619 mm/a auf 611 mm/a bzw. $-1,3 \%$, vgl. Tab. 8-1) und bei der potenziellen Verdunstung nur eine moderate Zunahme (627 mm/a auf 664 mm/a bzw. $+5,9 \%$) zu verzeichnen ist, nimmt der mittlere Abfluss, wie Tab. 8-11 zeigt, in

der Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 für das Einzugsgebiet der oberen Havel von 11,9 m³/s auf 8,9 m³/s, d.h. um über 29 % ab.

Die Ursache für diese scheinbare Verstärkung liegt darin begründet, dass in Gebieten, in denen Niederschlag und potenzielle Verdunstung in etwa die gleiche Größe aufweisen, diese auch gemeinsam betrachtet werden müssen. Hierfür bietet sich die klimatische Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag und potenzieller Verdunstung an. Diese ändert sich gegenüber dem Referenzzeitraum von -8 mm/a auf -53 mm/a. Diese Abnahme um -45 mm/a bewirkt eine Reduzierung der mittleren Abflusssumme um -36 mm/a bzw. um die genannten 29 und zeigt letztlich, dass die Einzugsgebiete Änderungen in den klimatischen Randbedingungen in einem gewissen Maß dämpfen können.

Tab. 8-11: Änderung des mittleren Abflusses gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel

Zeitraum	klimatische Wasserbilanz	berechneter Abfluss (Median)	
	[mm/a]	[m ³ /s]	[mm/a]
Mittel 2003-2007 (Referenz)	-8	11,93	122
Mittel 2048-2052	-53	8,92	86
absolute Änderung	-45	-3,01	-36
relative Änderung [%]	-560	-29	

Für die Betrachtung der innerjährlichen Abflussverteilung wurden aus den 100 Realisierungen wiederum Dichtefunktionen für die mittleren Monatsabflüsse ermittelt. Abb. 8-10 zeigt die Wahrscheinlichkeitsverteilungen und Mediane der mittleren Monatsabflüsse gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 wiederum für die obere Havel. Interessant ist hier neben den beträchtlichen Abnahmen der Abflüsse der flache Verlauf der Glockenkurve für die Wintermonate, während die Streuung der Sommermonate geringer ausfällt. Das deutet auf eine geringere Prognosesicherheit in den Wintermonaten hin.

In der zeitlichen Entwicklung sind wie schon anhand der Klimagrößen (s. Abb. 8-1) zu erwarten, die geringsten Jahresabflüsse in der Mitte des Szenario-Zeitraumes festzustellen. Dies zeigt sich nun auch anhand der mittleren Monatsabflüsse der Periode 2018-2022 in Abb. 8-10, die im Sommerhalbjahr zwar ähnliche Werte wie im (angenommenen) Endzustand der Periode 2048-2052 aufweisen, im Winterhalbjahr aber noch unter die Werte der letzten Periode sinken.

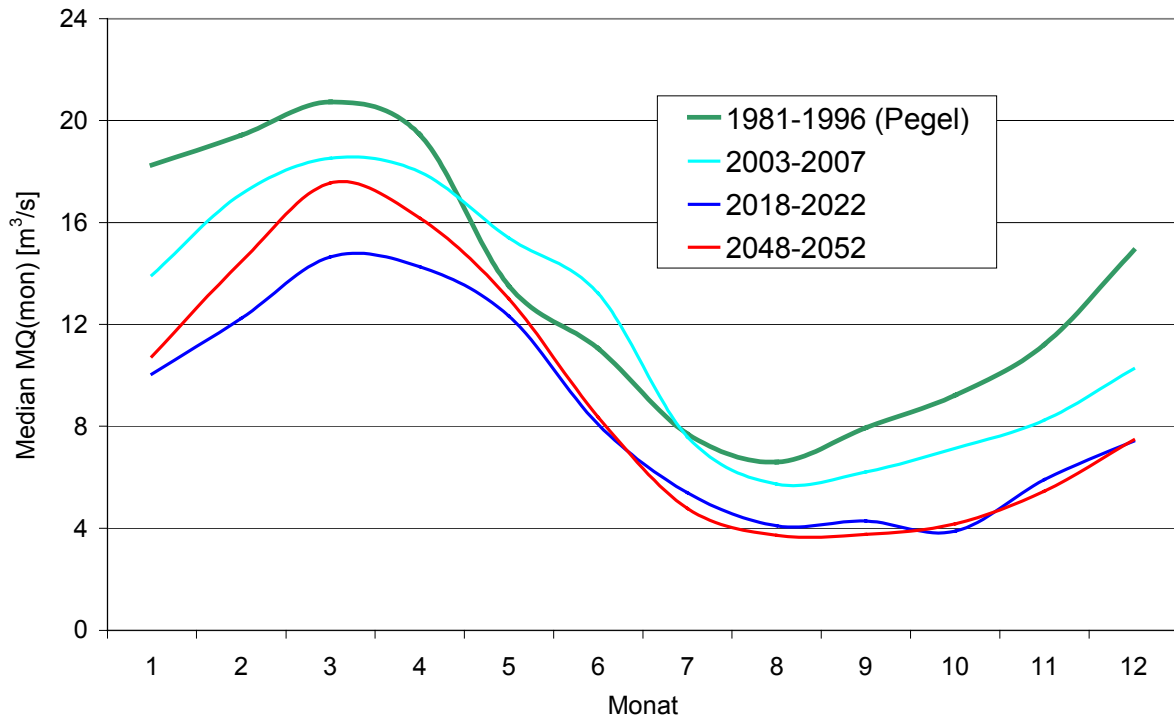


Abb. 8-10: Wahrscheinlichkeitsverteilungen und Mediane der mittleren Monatsabflüsse gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für verschiedene 5-Jahresperioden im Vergleich mit den derzeitigen Verhältnissen (Pegel Borgsdorf, 1981-1996)

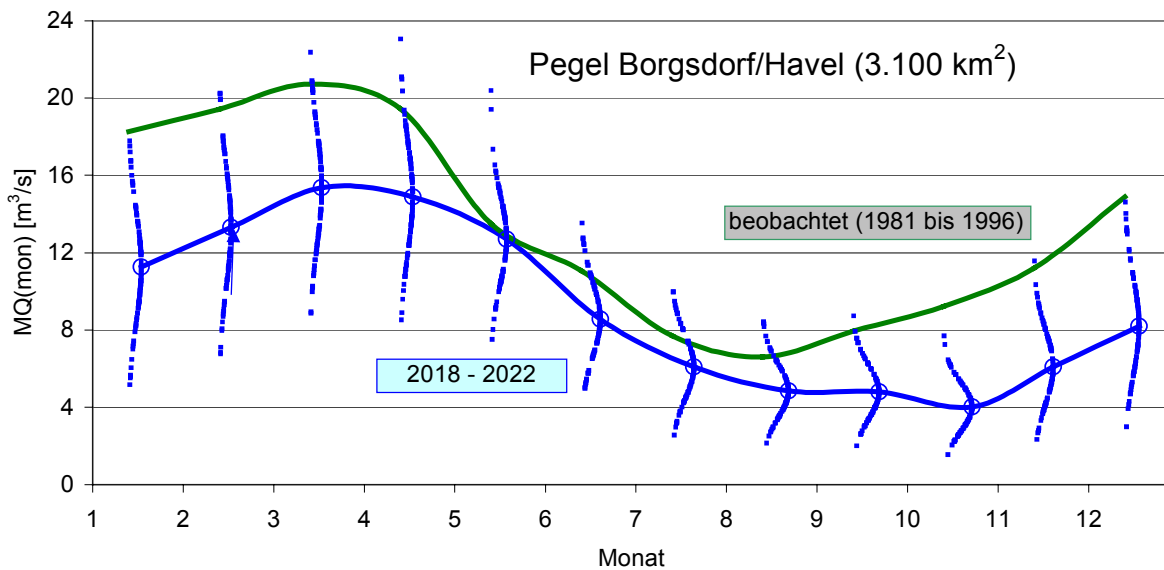


Abb. 8-11: Mittlerer Jahrgang der Monats-MQ am Pegel Borgsdorf/Havel im derzeitigen Zustand und gemäß Szenario A1 im Zeitraum 2018-2022

Wie in Abb. 8-12 anhand der mittleren Monatsabflüsse der Periode 2048-2052 wiederum für die obere Havel dargestellt ist, verhalten sich die beiden betrachteten Szenarien A1 und B2 ähnlich hinsichtlich der Abnahme der mittleren Monatswerte gegenüber dem Referenzzustand. Nach B2 sind zwar etwas höhere Winterabflüsse zu erwarten, die dann zu einem zeitlich verschobenen Jahres-Minimum erst im Herbst führen.

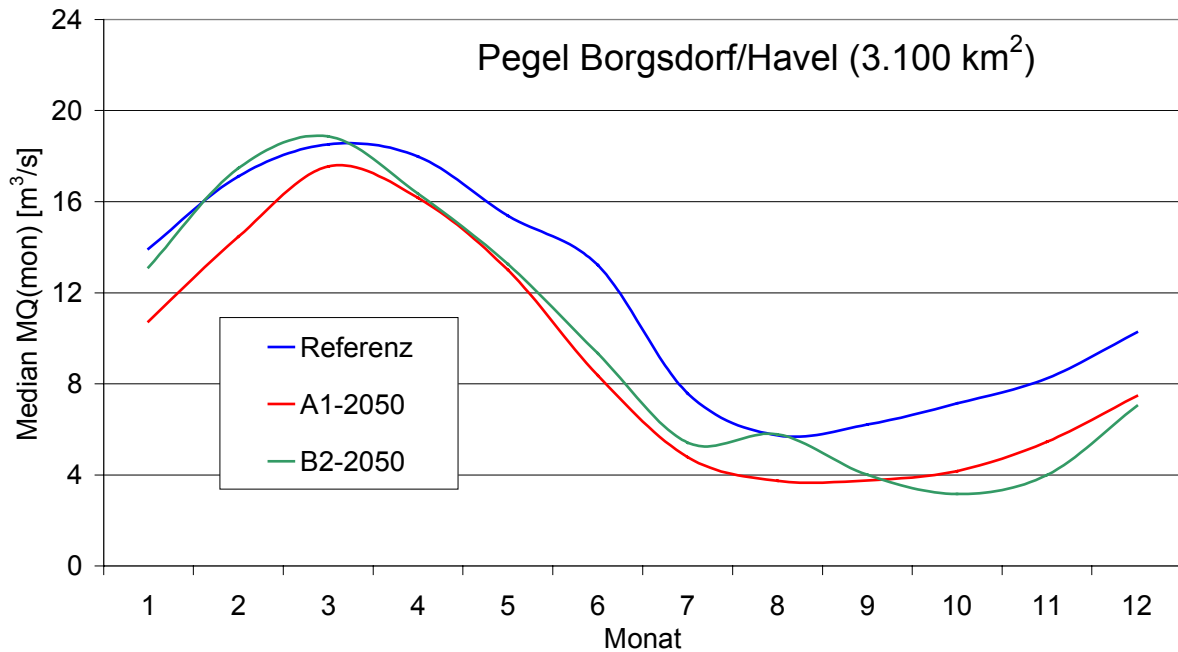


Abb. 8-12: Mediane der mittleren Monatsabflüsse für den Referenzzustand und die beiden Entwicklungsszenarien A1 und B2

Die Tab. 8-12 listet die Mediane der in der Abb. 8-10 dargestellten mittleren Monatsabflüsse noch einmal zahlenmäßig auf und zeigt auch anhand der Standardabweichungen die insbesondere für die Wintermonate auftretende, sehr breite Streuung und damit die Unsicherheit dieser Werte.

Tab. 8-12: Mediane und Standardabweichungen der mittleren Monatsabflüsse [m³/s] gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 im Einzugsgebiet der oberen Havel für zwei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum

Monat	2003-2052		2003-2007		2048-2052	
	Median	Standardabweichung	Median	Standardabweichung	Median	Standardabweichung
1	10,88	5,54	13,94	6,07	10,74	5,40
2	14,17	5,99	17,12	5,87	14,46	6,10
3	16,52	6,05	18,52	5,64	17,55	6,13
4	15,67	5,33	17,98	5,28	16,17	5,08
5	12,91	4,37	15,39	3,97	13,00	4,42
6	8,47	3,96	13,21	4,19	8,37	3,95
7	5,27	3,14	7,59	3,20	4,78	2,96
8	4,03	2,61	5,74	2,93	3,73	2,10
9	4,18	2,33	6,21	2,76	3,76	1,92
10	4,71	2,49	7,14	2,84	4,18	2,23
11	5,99	3,11	8,25	3,33	5,46	3,09
12	7,87	4,47	10,26	5,34	7,47	4,56

8.3.2 Urbanisierungsinduzierte Entwicklung des Abflussdargebotes

Während bisher die klimainduzierten Änderungen im Mittelpunkt des Interesses standen, sollen nun die Auswirkungen zunehmender Bebauung auf das Wasserdargebot untersucht werden. Dafür bietet sich ein Vergleich der Ergebnisse der Berechnungsvarianten A1-Ref2000-RWB0 und A1-A1a2015-RWB0 (s. Variantenbeschreibung in Kapitel 5.2 und Tab. 5-3) an.

Hier zeigen sich für die obere Havel nur kaum merkliche Änderungen sowohl des mittleren Abflusses anhand der Wahrscheinlichkeitsverteilungen der MQ-Werte als auch im inner-jährlichen Gang anhand der mittleren Monatsabflüsse (Median) für den Zeitraum 2048-2052. Dies ist begründet mit der nur äußerst geringen Zunahme des Versiegelungsgrades des Gesamtgebietes von 1,9 % in der Referenzlandnutzung 2000 auf 2,0 % in der Landnutzung A1a2015.

Ganz anders sieht das Ergebnis bei Betrachtung eines kleineren Teilgebietes mit umfangreicherer Bebauung aus, besonders wenn nicht nur die mittleren Verhältnisse, sondern auch die Abflussdynamik und der Hochwasserfall betrachtet werden.

Als Beispiel für ein kleineres Einzugsgebiet mit umfangreicherer Bebauung soll nun das Pankeinzugsgebiet im Nordosten Berlins analysiert werden. Hier nimmt die Versiegelung im Szenario A1 von 4,6 % auf 6,2 %, also um 35 % zu. Dies hat dann doch schon merkliche Auswirkungen auf die mittleren Abflüsse, die von ca. 0,9 m³/s auf 0,95 m³/s (s. Abb. 8-13), also um rund 5 % steigen.

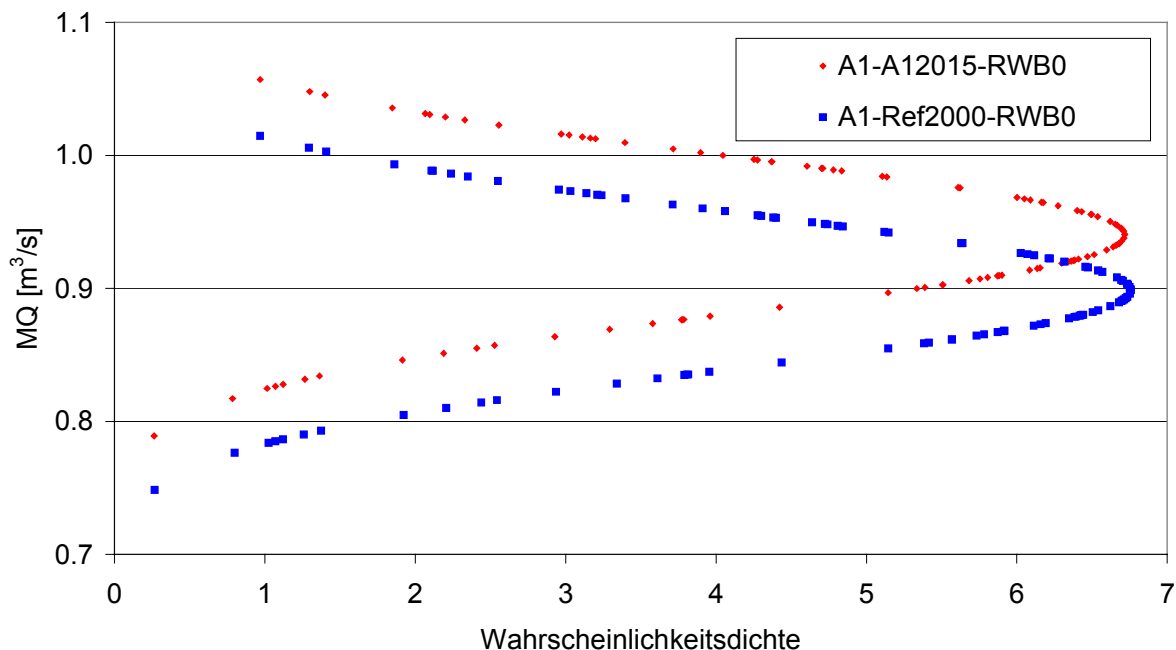


Abb. 8-13: Vergleich der Wahrscheinlichkeitsdichten der mittleren Abflüsse der Berechnungsvarianten A1-Ref2000-RWB0 und A1-A1a2015-RWB0 im Einzugsgebiet der Panke für den Gesamtzeitraum

Eine ähnliche Erhöhung ist auch im innerjährlichen Gang für die mittleren Monatsabflüsse (Median) festzustellen (s. Abb. 8-14).

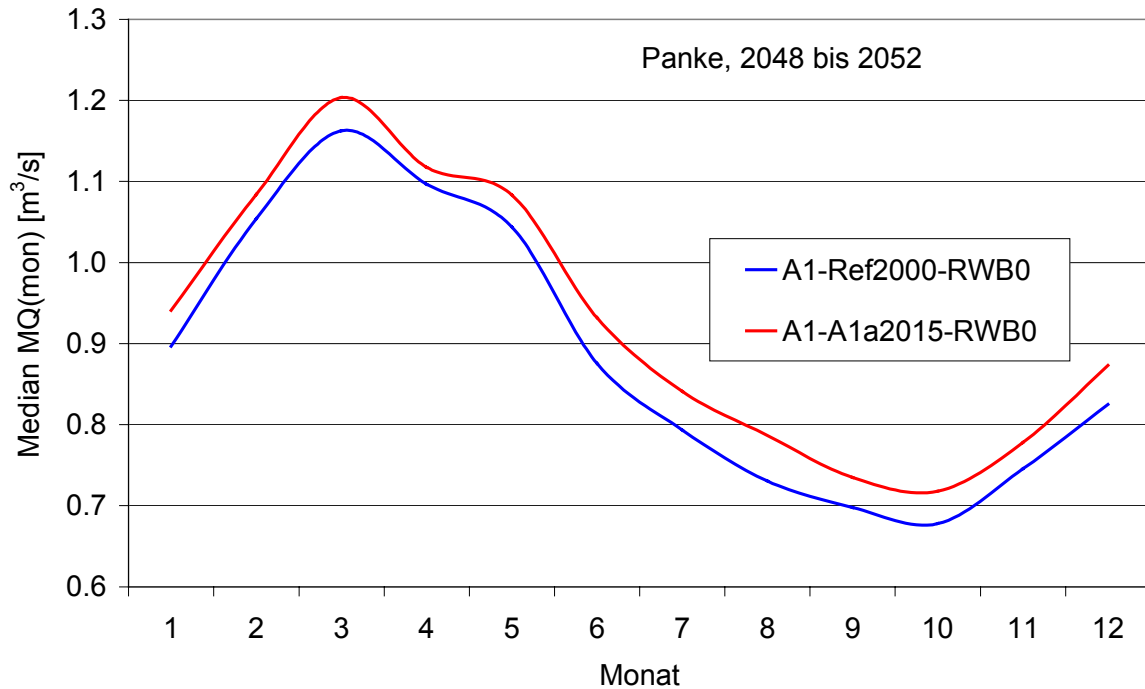


Abb. 8-14: Vergleich der mittleren Monatsabflüsse (Median) der Berechnungsvarianten A1-Ref2000-RWB0 und A1-A1a2015-RWB0 im Einzugsgebiet der Panke für den Zeitraum 2048-2052

Die folgende Abb. 8-15 zeigt die Entwicklung der mittleren Jahresabflüsse der Panke für beide Klimaszenarien und unter Einbeziehung der Urbanisierung (zunehmende Bebauung) und Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung (Entsiegelung, Abkopplung vom Kanalnetz). Auffällig sind die geringeren Abflüsse in Szenario B2 gegenüber A1.

Der Bebauungseinfluss zeigt sich in einer Erhöhung der Abflüsse in Folge der gestiegenen Versiegelung. Die Abflusszunahme ist in A1 größer als in B2, da in B2 die Versiegelung lediglich von 4,6 auf 5,1 steigt, also um 11 % zunimmt gegenüber einer Zunahme um 35 % in A1.

Über Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung, wie Entsiegelung und Abkopplung von geeigneten Flächen von der Kanalisation, können im Szenario A1 die durch die zunehmende Urbanisierung steigenden Abflüsse auf dem ursprünglichen (Referenz)Niveau gehalten werden. In B2 können über die Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung die Abflüsse unter den Referenzzustand gesenkt werden.

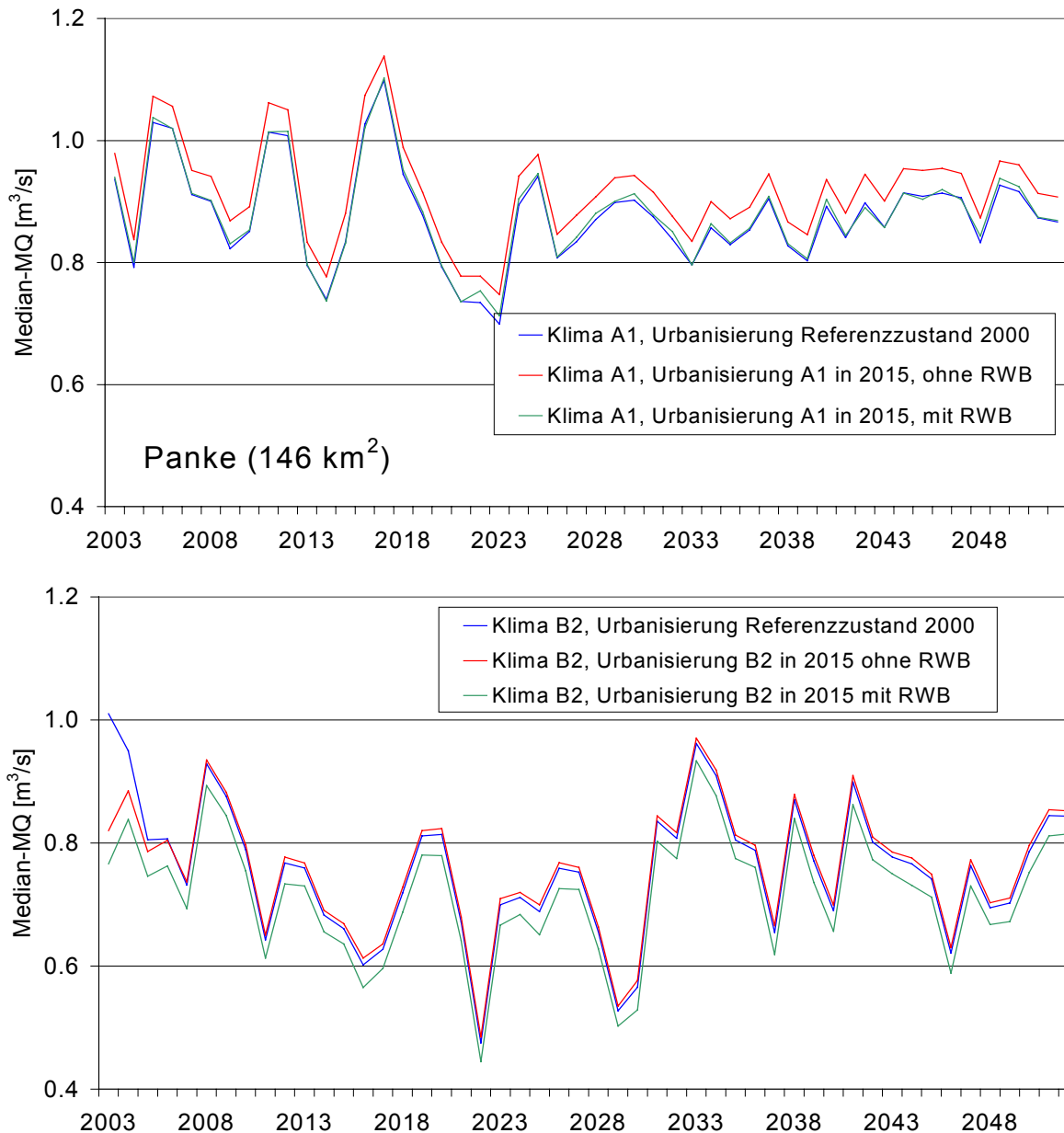


Abb. 8-15: Zeitliche Entwicklung der mittleren Jahresabflüsse (Median) in der Panke für den Referenzzustand und die Szenarien A1 und B2 unter Einbeziehung der Urbanisierung und Maßnahmen der Regenwasserbehandlung (RWB)

8.3.3 Einfluss von Urbanisierung und Klimaänderung auf die Entwicklung des Abflussdargebotes

Tab. 8-13 gibt einen Überblick über die mittleren Jahresabflüsse in allen betrachteten Bilanzgebieten. Dargestellt sind wiederum die Referenz- und die Endperiode (2003-2007 und 2048-2052), der Gesamtzeitraum und eine mittlere Periode (2023-2027), für die, wie auch Abb. 8-8 zeigt, ein Minimum innerhalb des Gesamtzeitraumes existiert.

Beim Vergleich der Referenz- und der Endperiode zeigen sich für alle Gebiete, wie schon aus den bisherigen Betrachtungen für die obere Havel zu erwarten, beträchtliche Abnahmen in den mittleren Jahresabflüssen um bis zu 28 %. Auffällig ist hier vor allem, dass stark bebaute Gebiete

wie das der Wuhle und der Panke mit 3 % bzw. 7 % wesentlich geringere Abflussabnahmen aufweisen als die als weitgehend natürlich gekennzeichneten Gebiete der Löcknitz und der Notte.

Die Ursache dafür liegt einmal in der geringeren Gebietsverdunstung stark bebauter Gebiete. Wie in Abb. 8-1 gezeigt wurde, zeichnet sich das verwendete Klimaszenario vor allem durch eine von 2002-2052 beträchtlich ansteigende potenzielle Verdunstung aus. Diese steigende potenzielle Verdunstung bewirkt eine ansteigende reale Verdunstung, die sich in der Gebietswasserbilanz, aber vor allem in weitgehend natürlichen Gebieten, zu Ungunsten des verbleibenden Abflusses bemerkbar macht.

Ein weiterer Grund für die geringeren Änderungen der Jahresabflüsse liegt in der stärkeren Zunahme des Versiegelungsgrades begründet, die abflusserhöhend wirkt und damit die Wirkung der abnehmenden Niederschläge abmindert.

Tab. 8-13: Mediane und Standardabweichungen der mittleren Jahresabflüsse [m³/s] aller Bilanzgebiete gemäß Berechnungsvariante A1-Ref2000-RWB0 für drei ausgewählte 5-Jahresperioden und den Gesamtzeitraum

Bilanzgebiet	2003-2052	2003-2007 (Referenz)	2023-2027	2048-2052 (End)	Änderung Referenz --> End
Tegeler Fließ	0,54	0,59	0,51	0,54	-9 %
obere Havel bis Borgsdorf	8,88	11,93	8,45	8,92	-25 %
Nottekanal	1,20	1,68	1,05	1,21	-28 %
Panke bis Schönwalder Str.	0,87	0,94	0,83	0,87	-7 %
Fredersdorfer Fließ	0,58	0,65	0,55	0,59	-10 %
Wuhle	0,59	0,62	0,57	0,61	-3 %
Löcknitz	0,70	0,85	0,65	0,67	-21 %
Neuenhagener Fließ	0,64	0,70	0,60	0,66	-6 %

Abschließend soll nun noch anhand von Tab. 8-14 für die obere Havel als ein Beispiel für weitgehend natürliche Gebiete und für die Wuhle als ein stark bebautes Gebiet gezeigt werden, wie sich die mittleren Sommer- und Winterabflüsse künftig ändern können. Verglichen werden dazu wiederum der „Endzustand“ 1948-1952 der verwendeten transienten Klimaentwicklung und der als Referenzzustand definierte Zeitraum 2003-2007.

Für die obere Havel bis zum Pegel Borgsdorf ergibt sich hier im Sommer eine Abnahme von 9,2 auf 6,3 m³/s, im Winter von 14,3 auf 12 m³/s. Die Abnahme der Sommerabflüsse liegt demnach bei 32 %, die der Winterabflüsse bei 17 %.

Im Wuhleinzugsgebiet fällt diese Abflussreduktion wesentlich moderater aus und liegt bei 5 % im Sommer und 2 % im Winter. Die Ursache für diese geringere Änderung wurde im Zusammenhang mit Tab. 8-13 erläutert.

Tab. 8-14: Entwicklung der Sommer- und Winterabflüsse [m³/s] in ausgewählten Bilanzgebieten

	obere Havel			Wuhle		
	2003-2007	2048-2052	Änderung	2003-2007	2048-2052	Änderung
Sommer	9.21	6.30	-32 %	0.62	0.59	-5 %
Winter	14.34	11.98	-17 %	0.64	0.63	-2 %

8.4 Untersuchungen zur Wasserverfügbarkeit

8.4.1 Die Wassernutzungen

Die wichtigsten Wassernutzungen im Großraum Berlin liegen auf den Gebieten:

- Kommunale Wasserversorgung und Abwasserentsorgung
- Kühlwassernutzung der Kraftwerke
- Gewässernutzung zu Erholungszwecken und ökologische Anforderungen
- Entnahmen und Einleitungen der sonstigen Industrie
- Schifffahrt.

Berlin ist Selbstversorger in der Trinkwasserbereitstellung. Notwendige Voraussetzung dafür ist die Gewinnung von Rohwasser aus dem Uferfiltrat und der Grundwasseranreicherung (75 %) bzw. aus Grundwasser (25 %) (HEINZMANN, 1998). Auch die Wasserversorgung der kleineren Städte und vielen kleinen Gemeinden im Ballungsraum erfolgt durch Entnahmen im Einzugsgebiet. Das kommunale Abwasser wird in die Oberflächengewässer eingeleitet. Durch die unterschiedlichen Standorte von Wasserfassungen für die Trinkwassergewinnung und die Abwasser-einleitungen ist historisch eine Umverteilung des Wassers innerhalb des Berliner Gewässersystems entstanden. Diese Umverteilung wird auch gezielt zum Erreichen wasserwirtschaftlicher Ziele genutzt. Problematisch ist die direkte Einleitung durch Kanalisationsüberläufe von verschmutztem Regenwasser durch die Mischwasser- und Regenwasserkanalisation in die Oberflächengewässer, die zu Fischsterben führen kann.

Den größten unmittelbaren Einfluss auf den Wasserhaushalt und den Durchfluss im Berliner Gewässersystem haben die Berliner Wasserbetriebe (BWB) mit ihren per 2002 betriebenen 11 Wasserwerken und 7 Kläranlagen. Seit 1959 stieg die Menge der Entnahmen der Wasserwerke Berlins von ca. $7 \text{ m}^3/\text{s}$ auf fast $12,5 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahre 1989 an. Die Klärwerke behandelten 1959 lediglich $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$; im Jahre 1989 waren das knapp $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Mit der Durchsetzung einer nachhaltigen Wasserpolitik führten steigende Wasserpreise und wassersparende Technologien zu einer enormen Senkung des Verbrauchs. Im Jahre 2001 lagen sowohl die Entnahmen als auch die Einleitungen der Wasserbetriebe insgesamt bei ca. $7 \text{ m}^3/\text{s}$, erreichten also wieder den Stand von 1959. Der starke Rückgang der Wassernutzung ist vor allem in den stark gesunkenen Rohwasserentnahmen durch die Wasserwerke im Osten Berlins begründet (Abb. 8-16). Es wurden seit 1990 im gesamten Gebiet Berlins 7 Wasserwerke und zwei Kläranlagen stillgelegt und Abwasserströme umverteilt, z. B. durch den Bau der Abwasserdruckleitung Biesdorf-Waßmannsdorf, sodass sich die Einleitungen vor allem auf den Teltowkanal konzentrieren. Wurden in den Monaten April bis September des Jahres 1995 durchschnittlich noch $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$ in die Spree eingeleitet, so waren das im Jahre 2001 nur noch $1,9 \text{ m}^3/\text{s}$. Der Teltowkanal nimmt in den Sommermonaten durchschnittlich $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ auf, das sind 65 % des gesamten in Berlin anfallenden Klarwassers. Im Jahre 2001 nahm die Spree $3,1 \text{ m}^3/\text{s}$, der Teltowkanal $3,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und die Havel $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ Klarwasser im Mittel auf. Für den Teltowkanal waren das 29 %, für die Spree 8 % und für die Havel 4 % des mittleren Jahresdurchflusses (Tab. 8-15). Der Durchfluss im Teltowkanal und auch in der Stadtsprees unterhalb des Britzer Verbindungskanals wird also durch Klarwasser gestützt. Demgegenüber stehen die Entnahmen der Wasserwerke, die sich vor allem auf das Einzugsgebiet der Havel, aber auch der Spree bzw. ihrer Nebenflüsse konzentrieren. Durchschnittlich wurden im Jahr 2001 im Einzugsgebiet der Havel $5,3 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Einzugsgebiet der Spree (einschließlich Dahme) $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ entnommen. Rechnet man die Entnahmen der Wasserwerke von Brandenburger Wasserverbänden hinzu, sind das für die Spree unterhalb des Pegels Große Tränke insgesamt ca. $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$. In den Wasserentnahmen sind auch die Entnahmen zur Grundwasseranreicherung der Wasserwerke Tegel, Spandau und Beelitzhof enthalten.

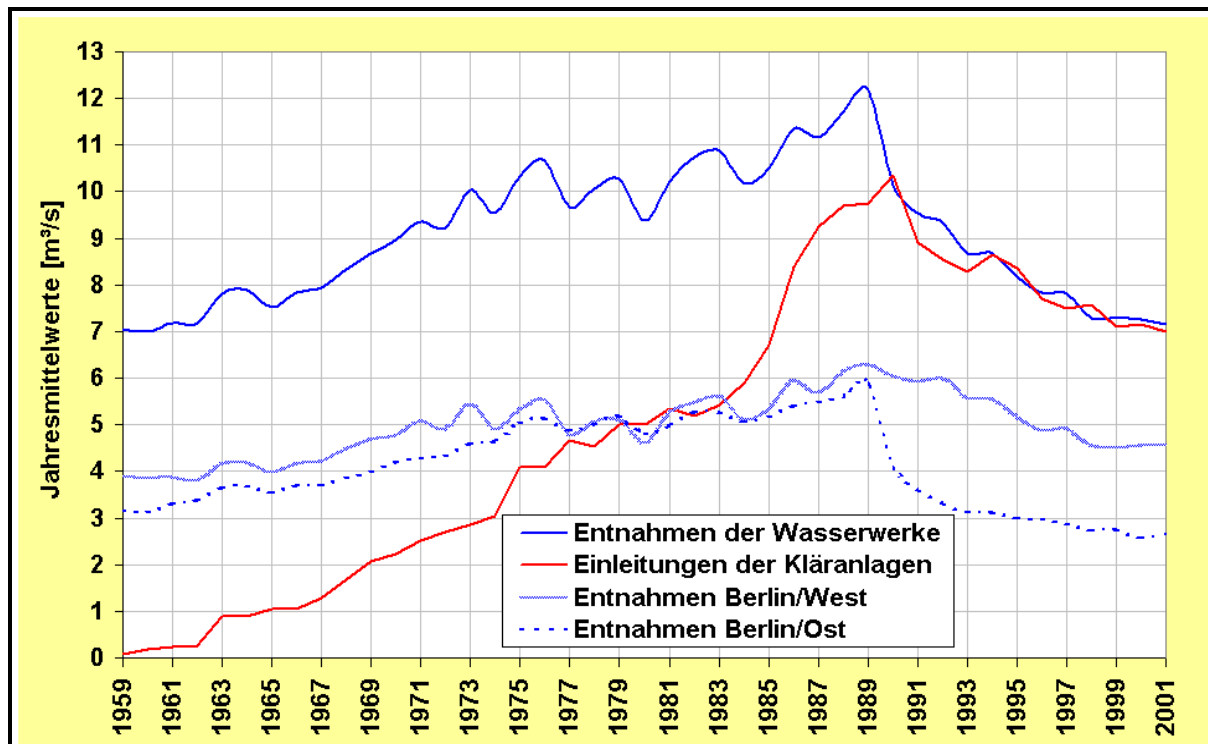


Abb. 8-16: Entwicklung der Entnahmen und Einleitungen durch die Berliner Wasserbetriebe von 1961-2001

Tab. 8-15: Umverteilung von Durchflussmengen infolge von Entnahmen und Einleitungen der Wasser- und Klärwerke in Berlin

Berliner Gewässer	MQ	Entnahmen der Wasserwerke	Einleitungen der Klärwerke	Entnahmen der Wasserwerke	Einleitungen der Klärwerke
Maßeinheit	m ³ /s	m ³ /s (bzw. Prozent von MQ)			
Jahr	(s.u.)	1989		2001	
Teltowkanal	11,8 ¹	0	2,3 (20 %)	0	3,4 (29 %)
Spree	38,3 ²	5,1 (13 %)	5,3 (13 %)	2,0 (5 %)	3,1 (8 %)
Havel	14,4 ³	6,8 (47 %)	2 (14 %)	5,3 (37 %)	0,5 (4 %)
Gesamt	64,5	11,9 (18 %)	9,6 (15 %)	7,3 (12 %)	7,0 (11 %)

¹Pegel Kleinmachnow, ²Pegel Sophienwerder, ³Pegel Borgsdorf

Die Kraftwerke an den Berliner Gewässern benötigen in erster Linie Kühlwasser. Die Nutzung des Oberflächenwassers als Kühlwasser führt zu einer erhöhten thermischen Belastung der Gewässer. Das während des Kühlungsprozesses erwärmte Wasser wird in dieselbe Stauhaltung eingeleitet, aus der es entnommen wurde. Ist der Durchfluss durch die Stauhaltung gleich oder geringer der Entnahmemenge durch das Kraftwerk, so wird das Kühlwasser im äußeren Kreislauf gefahren, d. h. mehrfach genutzt. Dadurch erwärmt sich das Wasser in der Stauhaltung, die Verdunstung erhöht sich, und es kann zu ökologischen Schäden wie Fischsterben kommen. Um dem vorzubeugen, hat die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (SenStadt) Temperaturgrenzwerte erlassen, die vom Kraftwerksbetreiber zu berücksichtigen sind und zum Entnahmeverbot führen können.

Die Lösung des Problems besteht vor allem in der Einführung neuer Technologien. Seit Anfang 2002 betreibt die BEWAG nur noch Heizkraftwerke, die neben Strom auch Wärme bzw. Kälte erzeugen. Durch die Kraft-Wärme-Kopplung wird der Wirkungsgrad von ca. 40 % auf bis zu 90 % erhöht. Durch Verbesserung der Kühltechnologie (Kreislauf- und Ablaufkühlsysteme) wird

zusätzlich Kühlwasser gespart. Die bei neueren Technologien entstehenden Verdunstungsverluste wirken sich mit insgesamt weniger als $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ kaum auf den Durchfluss aus.

Die Gewässer im Ballungsraum Berlin werden in vielfältiger Weise zu Erholungszwecken genutzt. Dazu gehören die Fahrgastschifffahrt, der Sportbootverkehr, Angeln, Erholung am Ufer und als anspruchsvollste Nutzung das Baden. Ziel von SenStadt ist die durchgängige Erreichung der Gewässergüteklasse II und der Badegewässerqualität an den Badestellen. Es werden Mindestdurchflüsse (Q_{\min}) gefordert, die als Basis für die Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit dienen. Ähnliche ökologisch begründete Mindestdurchflüsse fordern auch die Unterlieger von Berlin, vertreten durch das LUA Brandenburg. Da in Niedrigwasserperioden die Wasserbilanz der Havel unterhalb Berlins negativ werden kann, sind die Mindestdurchflüsse des Landes Brandenburg auch in Berlin zu beachten.

Die Schifffahrt benötigt Wasser zur Gewährleistung von Leichtigkeit und Sicherheit des Schiffsverkehrs. Dafür müssen bestimmte Wasserstände in den Stauhaltungen gehalten werden. Außerdem wird Wasser für die Schleusungen benötigt. Allgemein fließt das Schleusungswasser vom Ober- in das Unterwasser der Schleuse und verbleibt im Gewässer. Verluste treten nur für die entsprechende Stauhaltung aber nicht für das Gewässer auf. In Fällen, in denen ein Kanal zwei Flüsse verbindet, gilt das Schleusungswasser als Wasserüberleitung. In den Berliner Wasserstraßen ist der Bedarf der Schifffahrt immer geringer als der Mindestdurchfluss am gleichen Profil.

8.4.2 Szenarien- und Variantenrechnungen mit dem ArcGRM GLOWA, Berlin-Baustein

Der Wasserhaushalt des Spreegebietes wird durch den Bergbau im oberhalb gelegenen Gebiet der Lausitz wesentlich beeinflusst. Der Abfluss der Spree wurde in den letzten Jahrzehnten durch Sumpfungswasser dauerhaft erhöht. Da infolge der Veränderungen der Energie- und Absatzmärkte ein Auslaufen des Bergbaus zu erwarten ist, wurden zunächst Szenarien entworfen, die auf eben diesem Auslaufen des Bergbaus basieren. Die Bearbeiter des Teilgebietsprojektes Obere Spree entwickelten, basierend auf verschiedenen Handlungsalternativen und auf dem Klimaszenario A1, folgende über die Pegel Große Tränke/Spree, Neue Mühle/Dahme und Wernsdorf/Oder-Spree-Kanal an das Teilgebietsprojekt Ballungsraum Berlin übergebene Szenarien (KALTOFEN ET AL., 2003):

- das Basisszenario (Flutung der Tagebaurestseen gemäß derzeitiger Planungen)
- das Flutungsszenario (schnellere Flutung)
- das Oderwasserszenario Berlin (Oderwasserüberleitung über die derzeitige Kapazität hinausgehend) und das
- Szenario reduzierte Fließe (Flutung auf Kosten der Versorgung der kleinen Fließe).

Die Reihen der Zuflusspegel Berlins aus dem oberen Spreegebiet (Große Tränke, Neue Mühle und Wernsdorf) wurden an der BTU Cottbus mit ArcGRM GLOWA, Baustein Obere Spree berechnet und intern an den Berlin-Baustein übergeben. Für die Dargebotsreihen für Berlin wurde die Variante A1-Ref2000-RWB0 übernommen. Die Berechnungsvariante A1-A1a2015-RWB0 zu veränderter Landnutzung (steigende Versiegelung bei steigender Bebauung) wurde für das Basisszenario untersucht.

Die Entwicklung der Nutzungen innerhalb Berlins wurde in drei Varianten untersucht, wobei das Basisszenario mit der Basisvariante identisch ist:

- Die Basisvariante (**BAS**) entspricht dem Basisszenario.
- Die Variante Energie- und Wasserpolitik (**EP**) sieht die Einführung wassersparender Maßnahmen und Technologien, wie Stilllegung oder reduzierte Kapazitäten von Wasserwerken, Kläranlagen und Heizkraftwerken vor.
- Bei der Variante Umverteilung (**UM**) wird Klarwasser, das bisher im Sommer aus Gründen der Badegewässerqualität in den Teltowkanal eingeleitet wurde, unter Einsatz von Mikrofiltrertechnologie direkt in die Spree eingeleitet.

An dieser Stelle sei auf RACHIMOW ET AL. (2003) verwiesen, wo eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse präsentiert wird.

8.4.3 Ergebnisse der Szenarioanalyse

8.4.3.1 Veränderungen des Zuflusses aus dem Oberen Spreegebiet zum Berliner Gewässersystem

Die Ergebnisse für den Pegel Große Tränke für die vier Szenarien sind in Tab. 8-16 und Abb. 8-17 sowie Abb. 8-18 dargestellt. Der vorübergehenden Verbesserung durch höheren Zufluss am Pegel Große Tränke während der Perioden von 2018-2032 infolge des Fortschrittes beim Auffüllen der Tagebaurestlöcher folgt eine anhaltende Verschlechterung. Der starke Abfall der Überschreitungswahrscheinlichkeiten ab der Periode 2033-2037 liegt zum einen an der Beendigung des Bergbaus und somit dem Wegfall von Sumpfungswasser mit gleichzeitig erhöhtem Bedarf an Flutungswasser zur Auffüllung der stillgelegten Tagebaue und zum anderen an der fortgeschrittenen Klimaveränderung, was zu negativen Wasserbilanzen im Spreewald führt. Die Auswertung der Quantile zeigt, dass im 10 %-Bereich die Durchflusswerte von ca. 8 m³/s auf unter 1 m³/s sinken. Die ab 2033 für den Spreewald berechneten negativen Durchflüsse infolge der Beendigung des Bergbaus können auch durch das Eigendargebot des Zwischengebietes bis zum Erreichen des Pegels Große Tränke nicht ausgeglichen werden.

Tab. 8-16: Szenarienvergleich: Pegel Große Tränke, Quantile in m³/s

Periode	Basisszenario			Flutungsszenario			Szenario Reduzierte Fließe			Oderwasserszenario		
	90 %	50 %	10 %	90 %	50 %	10 %	90 %	50 %	10 %	90 %	50 %	10 %
2003-2007	16,2	10	8	16,2	10	7,8	16,2	9,6	8	16,2	10	8
2008-2012	16,2	10,8	8	16,2	10,8	8	16,2	10,6	8	16,2	10,8	8
2013-2017	16,2	10	5,8	16,2	10	8	16,2	10	5,6	16,2	10	8
2018-2022	15,8	9	5,6	15,8	9	7,6	15,8	9	5,6	15,8	9	8
2023-2027	16	8,4	5,6	16	8,6	7,6	16	8,4	5,6	16	8,4	8
2028-2032	16	9,2	8	16	9,2	8	16	9,2	8	16	9,2	8
2033-2037	15,4	8,2	1,2	15,2	8,2	4,2	15,4	8,2	1,2	15,4	8,2	8
2037-2042	15,4	8,2	1,2	15,4	8,2	5	15,4	8,2	1,2	15,4	8,2	8
2043-2047	15,6	8,2	0,6	15,6	8,4	5,4	15,6	8,2	0,6	15,6	8,2	8
2048-2052	15,6	8,2	0,4	15,6	8,4	5	15,6	8,2	0,4	15,6	8,2	8

Grau markiert: Überschreitungswert liegt unter Mindestdurchfluss

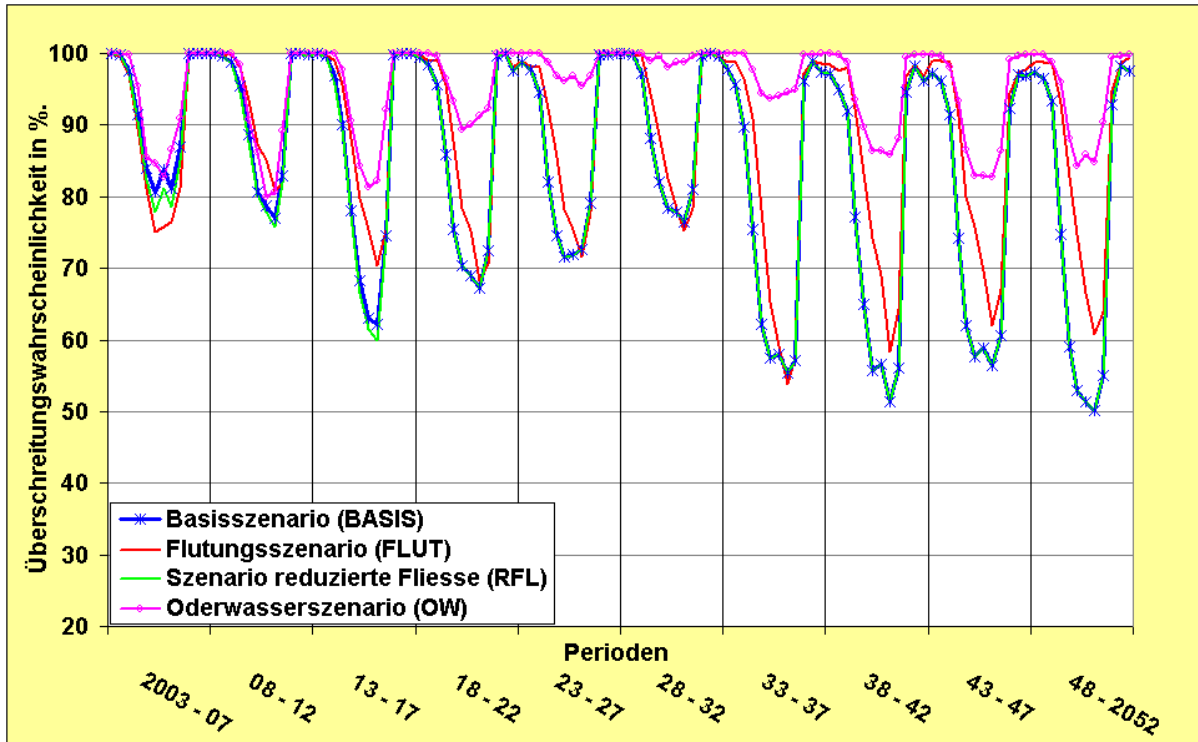


Abb. 8-17: Szenarienvergleich: Einhaltung des Mindestdurchflusswertes von 8 m³/s in den einzelnen Perioden am Pegel Große Tränke

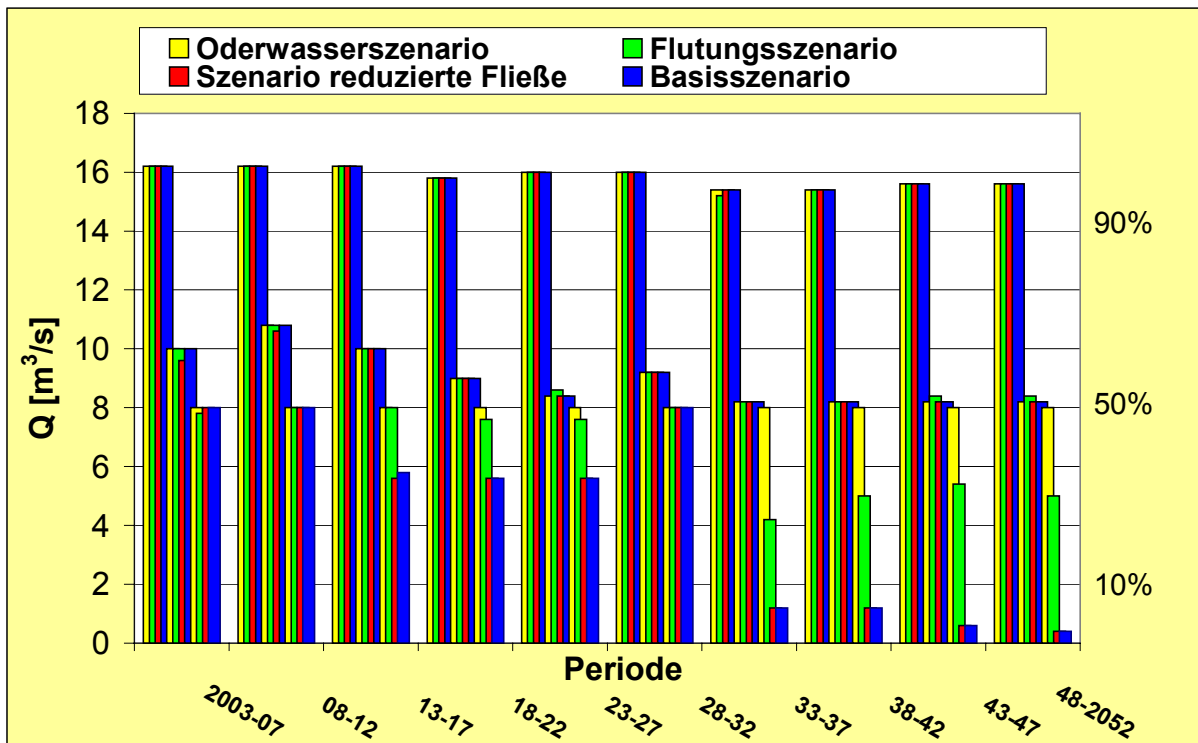


Abb. 8-18: Szenarienvergleich: 10 %-, 50 %- und 90 %- Quantile für den Pegel Große Tränke

Nachfolgend werden die Auswirkungen der Szenariennahmen auf den Großraum Berlin beschrieben. Ausgewertet werden Quantile des Durchflusses, die Einhaltung der Mindestdurchflüsse und die Bedarfsbefriedigung der Wasserwerke, Kraftwerke und Schleusen.

8.4.3.2 Basisszenario

Das Basisszenario entspricht dem Ländermodell, berücksichtigt jedoch den Klimawandel.

Die vieljährigen Monatsmittelwerte des Durchflusses MQ und des Niedrigwasserdurchflusses MNQ für die einzelnen Perioden für die Zuflüsse Berlins und das Eigendargebot sind in der Tab. 8-17 und Tab. 8-18 dargestellt. Das mittlere Eigendargebot Berlins nimmt über den betrachteten Zeitraum um kaum mehr als 1 m³/s ab, die Summe der Berlin-Zuflüsse hingegen nimmt um ca. 7 m³/s ab. Im Niedrigwasserbereich nimmt das Eigendargebot nicht signifikant ab, die Summe der Berlin-Zuflüsse jedoch um fast 6 m³/s. Diese Zahlen verdeutlichen den Handlungsbedarf hinsichtlich vorbeugender Maßnahmen bezüglich des ökonomischen Umgangs mit den Wasserressourcen bzw. der Planung von Umverteilungen innerhalb Berlins bzw. Überleitungen aus anderen Flussgebieten.

Tab. 8-17: Vieljährige Durchflussmittelwerte MQ [m³/s] der Berliner Gewässer unter dem Einfluss von Klimawandel für das Basisszenario

Periode	Berlin-Zufluss					Eigendargebot	Gesamt
	Spree	Dahme	OSK	Havel	Summe		
	Große Tränke	Neue Mühle	Wernsdorf	Borgsdorf			
2003-2007	14,01	5,61	3,96	12,18	35,76	13,34	49,10
2008-2012	13,94	5,65	3,86	10,95	34,40	12,45	46,85
2013-2017	13,40	5,29	3,78	10,41	32,88	11,85	44,73
2018-2022	12,50	4,79	3,32	9,26	29,87	10,62	40,49
2023-2027	12,69	4,75	3,48	8,90	29,82	11,39	41,21
2028-2032	12,99	4,72	3,52	9,50	30,73	11,64	42,37
2033-2037	11,11	3,88	2,81	8,98	26,78	11,58	38,36
2038-2042	11,30	4,09	2,93	8,90	27,22	11,88	39,10
2043-2047	11,54	4,47	3,11	9,33	28,45	12,57	41,02
2048-2052	11,45	4,24	3,07	9,65	28,41	12,22	40,63

Tab. 8-18: Vieljährige Durchflussmittelwerte MNQ [m³/s] der Berliner Gewässer unter dem Einfluss von Klimawandel für das Basisszenario

Periode	Berlin-Zufluss					Eigendargebot	Gesamt
	Spree	Dahme	OSK	Havel	Summe		
	Große Tränke	Neue Mühle	Wernsdorf	Borgsdorf			
2003-2007	7,01	1,50	1,50	5,42	15,43	6,56	21,99
2008-2012	7,01	1,58	1,47	4,57	14,63	6,00	20,63
2013-2017	5,82	1,45	1,41	4,18	12,86	5,78	18,64
2018-2022	6,02	1,44	1,38	3,93	12,77	5,28	18,05
2023-2027	6,08	1,23	1,33	3,37	12,01	5,79	17,80
2028-2032	6,58	1,24	1,40	3,52	12,74	5,85	18,59
2033-2037	4,65	1,07	1,23	3,31	10,26	6,01	16,27
2038-2042	4,43	1,09	1,21	3,24	9,97	6,24	16,21
2043-2047	4,64	1,16	1,16	3,49	10,45	6,70	17,15
2048-2052	4,18	1,06	1,14	3,36	9,74	6,24	15,98

In den Monaten Juni bis September erreicht die Einhaltung des Mindestdurchflusses in der letzten Periode beim Pegel Mühlendamm ca. 65 % bis 73 % (Abb. 8-19) und beim Pegel Sophienwerder ca. 72 % bis 83 %. Die wesentlich schlechteren Ergebnisse für die Pegel Kleinmachnow (in der letzten Periode im Sommer ca. 24 % bis 45 %) und Unterschleuse (ca. 20 % bis 30 %) erklärt sich aus der Bevorzugung des Pegels Mühlendamm bei der Steuerung der Stauhaltung Mühlendamm - Kleinmachnow - Unterschleuse. Am Pegel Spandau wird der Mindestdurchfluss in den Monaten Juni bis September der ersten Periode zu ca. 34 % bis 70 % erreicht bzw. überschritten, in der letzten Periode nur noch zu etwa 13 % bis 62 %, was vor allem am Rückgang des Zuflusses am Pegel Borgsdorf um ca. ein Drittel infolge des Klimawandels liegt.

An den Ergebnissen für alle untersuchten Pegel ist analog zu den Ergebnissen für den Pegel Große Tränke ersichtlich, dass sich eine Verschlechterung der Wasserverfügbarkeit für die Perioden ab 2033 durch die im Basisszenario geplanten Ausgleichsmaßnahmen nicht aufhalten lässt.

Die Befriedigung des Bedarfs für das Wasserwerk Friedrichshagen (Spreefassung) wird in den letzten Perioden ab 2033 kritisch und kann nur mit gleichzeitiger Grundwasserabsenkung erfüllt werden. In den Monaten Juni bis September erreicht sie nur noch 59 % (Abb. 8-20). In der ersten Periode sind es noch knapp 95 %.

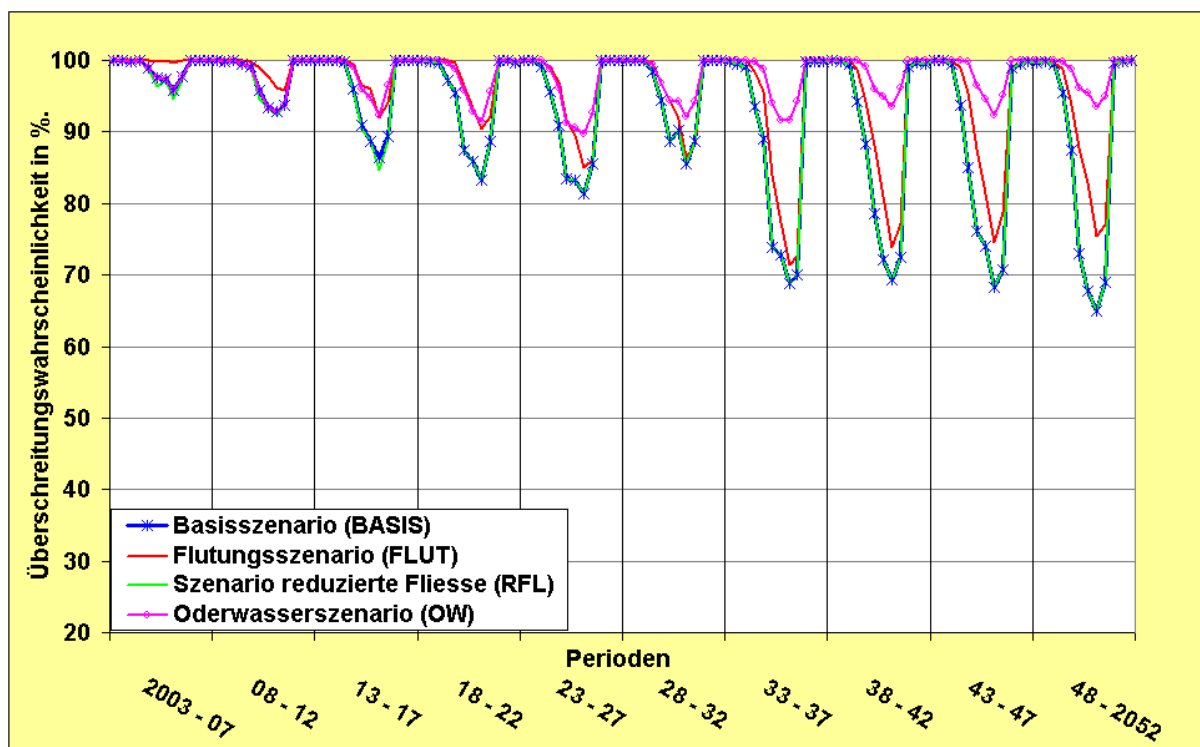


Abb. 8-19: Szenarienvergleich: Einhaltung des Mindestdurchflusswertes von 6 m³/s in den einzelnen Perioden am Pegel Mühlendamm

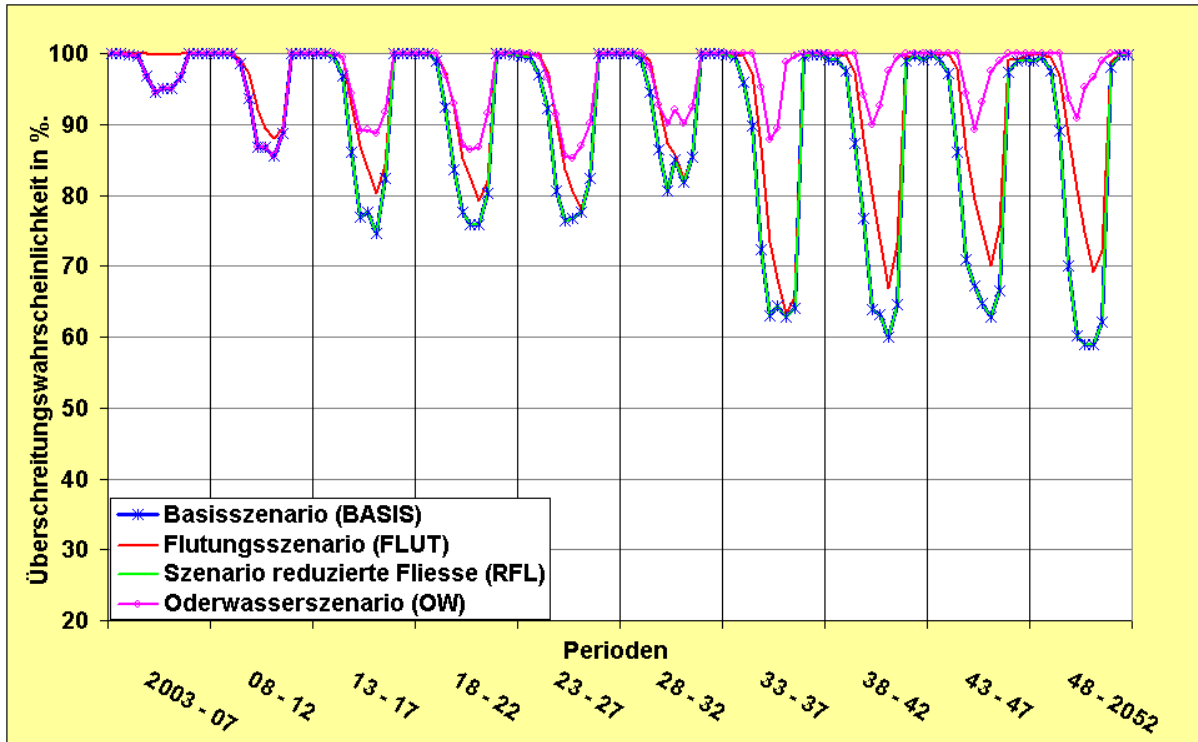


Abb. 8-20: Szenarienvergleich: Bedarfsbefriedigung für das Wasserwerk Friedrichshagen (Spreefassung) in den einzelnen Perioden

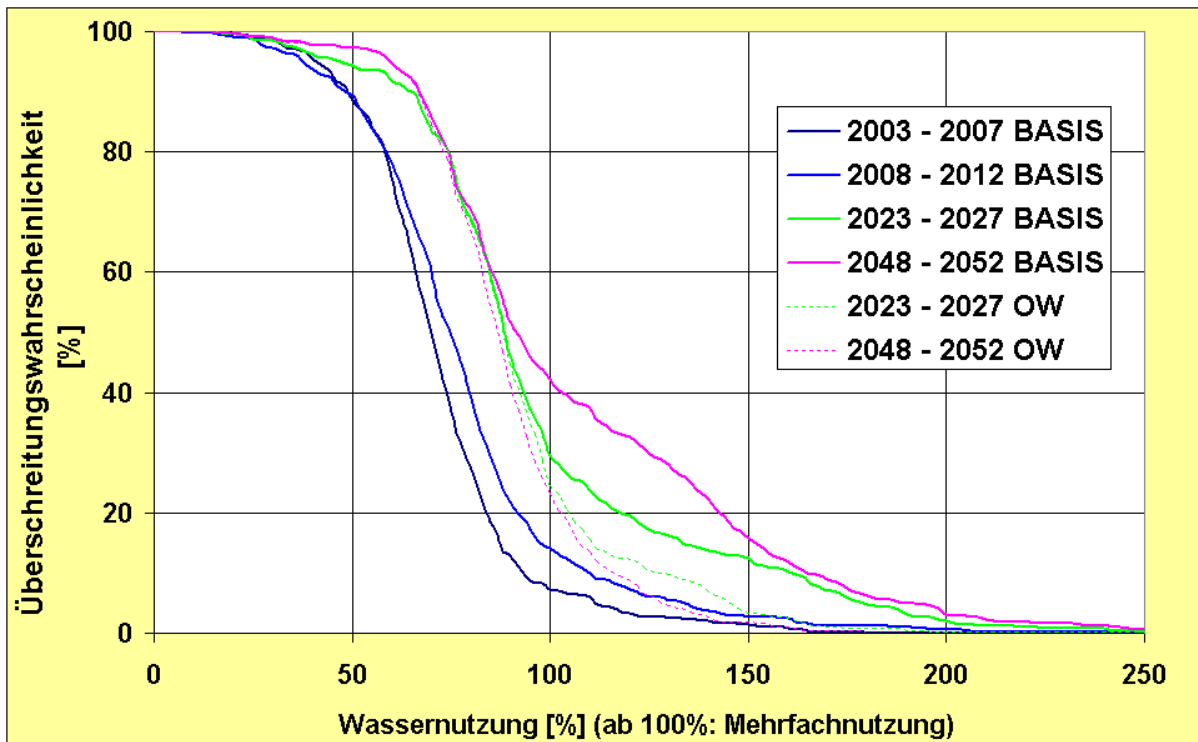


Abb. 8-21: Szenarienvergleich: Prozentuale Wassernutzung des HKW Reuter im Monat Juli für verschiedene Zeiträume, Basisszenario und Oderwasserszenario

Sowohl beim HKW Reuter (Abb. 8-21) als auch beim HKW Lichterfelde treten Mehrfachnutzungen ab der 1. Periode in den Monaten Mai bis September auf. Für den Monat Juli ist die Überschreitungswahrscheinlichkeit einer höheren als 100 %-Ausnutzung des Wasserkörpers in

der ersten Periode ca. 7 % (HKW Reuter) bzw. 9 % (HKW Lichterfelde), in der letzten Periode ca. 42 % bzw. 46 %.

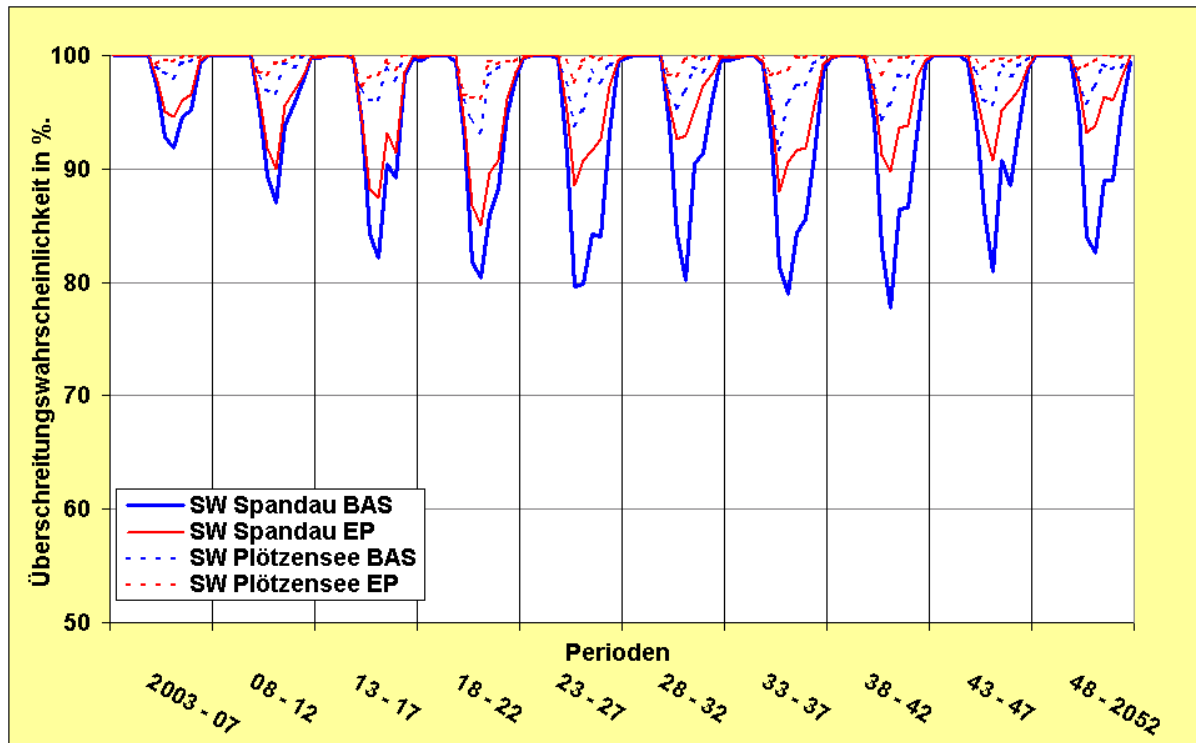


Abb. 8-22: Variantenvergleich: Bedarfsbefriedigung für die Schleusen Spandau und Plötzensee in den einzelnen Perioden (Basisszenario)

Der Bedarf der Schleuse Spandau (Abb. 8-22) wird in allen Perioden zu mindestens 78 % erfüllt. Der Bedarf der Schleuse Plötzensee wird durchgehend zu über 92 % gewährleistet.

8.4.3.3 Flutungs-, Oderwasser- und Szenario reduzierte Fließe

Das Flutungsszenario unterscheidet sich vom Basisszenario durch eine andere Rangfolge in der Bedarfsbefriedigung der Nutzungen im Gebiet der Oberen Spree. Die ökologischen Mindestdurchflüsse haben den höchsten Rang, gefolgt vom Bedarf für die Flutung. Der Flutungsbedarf wird auch in dargebotsarmen Perioden weitgehend gedeckt. Durch die Beachtung der Gewährleistung der ökologischen Mindestdurchflüsse in der Oberen Spree haben kleine Durchflussmengen (bis $4 \text{ m}^3/\text{s}$) am Pegel Große Tränke eine höhere Überschreitungswahrscheinlichkeit als beim Basisszenario. Dies trifft nicht auf den Mindestdurchfluss von $8 \text{ m}^3/\text{s}$ zu. In der ersten Periode verschlechtert sich die Überschreitungswahrscheinlichkeit für den Mindestdurchfluss gegenüber dem Basisszenario um ca. 2,5 %-Punkte (im Sommer um 5 %-Punkte). Jedoch ab der 2. Periode ist der Bedarf für die Flutung bereits im wesentlichen gedeckt, sodass das Flutungsszenario bezüglich der Gewährleistung des Mindestzuflusses für den Pegel Große Tränke günstiger ist als das Basisszenario (Abb. 8-17). Der Durchflusswert mit 90 %-Überschreitungswahrscheinlichkeit sinkt in den letzten Perioden für den Pegel Große Tränke nur noch bis auf $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ab (s. Tab. 8-16).

Somit ist das Flutungsszenario für Berlin insgesamt günstiger als das Basisszenario. Das ist auch an der Einhaltung der Mindestdurchflüsse am Pegel Mühlendamm und aus der Bedarfsbefriedigung für das Wasserwerk Friedrichshagen und das HKW Reuter erkennbar.

Das Oderwasserszenario beruht auf dem Basisszenario, bezieht jedoch zusätzlich die Überleitung von Oderwasser über den Oder-Spree-Kanal zur Stützung des Berlin-Zuflusses ein. Oderwasser wird von der dritten bis zur sechsten Periode (2013-2032) maximal in der Höhe von $3 \text{ m}^3/\text{s}$ und danach bis zur 10. Periode (2052) maximal in der Höhe von $6 \text{ m}^3/\text{s}$ zugeführt. Eine Realisierung dieser Überleitungsmenge würde bauliche Veränderungen im Pumpwerk Eisenhüttenstadt und in der Scheitelhaltung des Oder-Spree-Kanals erfordern. Dieses Szenario ist, wie erwartet, das Szenario mit der besten Gewährleistung der Mindestzuflüsse nach Berlin und - bezüglich der Wassermenge - der Bedarfsbefriedigung der Nutzer. Das 10 %-Quantil für den Durchfluss am Pegel Große Tränke bleibt über den gesamten Zeitraum bei $8 \text{ m}^3/\text{s}$ (s. Tab. 8-16).

Das Szenario reduzierte Fließe sorgt für eine schnellere Flutung auf Kosten der Fließe, die den Spreewald speisen. Es erwies sich nicht nur als nachteilig für den Spreewald, sondern auch für das unterhalb gelegene Einzugsgebiet Berlin. Bis zur dritten Periode (2013-2017) ist es schlechter, danach ähnlich wie das Basisszenario in Bezug auf die Einhaltung des Mindestzuflusses am Pegel Große Tränke (Abb. 8-17). Gleiches trifft auf die Gewährleistung der Minstdurchflüsse an den Pegeln in Berlin zu (Abb. 8-19). Das betrifft auch die 10 %-, 50 %- und 90 %-Quantile, die sich kaum von denen beim Basisszenario unterscheiden. Ähnlich verhält es sich mit der Befriedigung des Bedarfs von Wasserwerken, Heizkraftwerken und Schleusen.

8.4.3.4 Varianten der Wassernutzung für den Großraum Berlin

Die Variante Energie- und Wasserpolitik (EP) beruht sowohl auf Vorstellungen von SenStadt als auch auf Vorstellungen der Projektbearbeiter. Alle Leistungen der Berliner Wasser- und Klärwerke werden ab dem Jahre 2025 um ca. $1/3$ herabgesetzt. Dies kann mit der Durchsetzung wassersparender Maßnahmen und Technologien erreicht werden. Für die Heizkraftwerke wurde angenommen, dass der Verbrauch an Kühlwasser wesentlich zurückgeht. Gründe hierfür sind die Einführung der effizienteren Kreislaufkühlung, die Umstellung auf Gasturbinen oder andere alternative Rohstoffe, sowie auch Abschaltungen bzw. Umstellungen auf kalte Reserve aufgrund sinkenden Energieverbrauches bzw. wegen der Liberalisierung des Energiemarktes.

Die Variante EP brachte sowohl für den Pegel Kleinmachnow als auch für die Pegel der Stadtspreewald ab Periode 2023-2027 eine Verschlechterung. Der Durchfluss in der Stauhaltung wird wesentlich durch das Klarwasser der Kläranlage Waßmannsdorf gestützt. Wird weniger Klarwasser eingeleitet, kann bei niedrigen Durchflusswerten die Steuerung kein Wasser über den Britzer Zweigkanal aus dem Teltowkanal mehr zuführen. Da das Wasserwerk Friedrichshagen ab der 2. Periode seine Wasserförderung um ein Drittel verringert, kann der geringere Bedarf auch besser befriedigt werden. Die Verbesserung liegt bei ca. 6 %-Punkten. Da bei dieser Variante für die Heizkraftwerke Reuter und Lichterfelde eine Abschaltung vorgesehen ist, gibt es auch keine Probleme bei der Kühlwassernutzung.

Um die Badegewässer in der Unterhavel zu schonen, wird seit mehreren Jahren im Sommer der größte Teil des anfallenden Klarwassers der Kläranlage Ruhleben in den Teltowkanal umgeleitet. In der Variante UM wurde untersucht, wie sich die Abflussverhältnisse und auch die Gewässergüte ändern, wenn das gesamte Klarwasser dieser Kläranlage mit P-Eliminierung und Membranfiltration direkt am Standort in die Spree eingeleitet wird. In den Monaten April bis September wird so der Durchfluss in der Spree unterhalb der Stauhaltung Mühlendamm/Kleinmachnow und in der Unterhavel um ca. $2 \text{ m}^3/\text{s}$ erhöht. Da diese Menge der Stauhaltung entzogen wird, verschlechtern sich die Durchflussbedingungen für die Pegel Kleinmachnow, Mühlendamm und Unterschleuse. Die Veränderungen betreffen nur die ersten vier Perioden, da ab der 5. Periode die Kläranlage Ruhleben bei allen Szenarien abgeschaltet

wird. Abgesehen von dieser Umleitung unterscheidet sich die Variante UM nicht von der Basisvariante.

8.5 Gewässergüte der Seen

8.5.1 Randbedingungen

Der Müggelsee wird von der Spree durchflossen, und die Spree steht mit dem Berliner Kanalsystem (Teltowkanal, Landwehrkanal) und den vorgelagerten Seen in enger Wechselwirkung (Müggelsee, Dahme-Seen). Er wird von seinen Unterliegern mehr oder weniger stark beeinflusst. Aus diesem Grund braucht das Modell EMMO einige Zeitreihen der vorgelagerten Spree (Abb. 8-60). EMMO benötigt für die Szenarien der Jahre 2003-2007 und 2048-2052 folgende Zeitreihen als Modellinput: Stickstoff (N), Phosphor (P), Phytoplankton (PHYT), Detritus (DET), Durchfluss (Q). Darüber hinaus werden Daten der Lufttemperatur (T), der relativen Feuchte (rF), der Windgeschwindigkeit (v_w) und der Globalstrahlung (R_G) verwendet. Für die Kalibrierung und Validierung (Kapitel 5.4) wurden Messwerte verwendet, bei den Szenarien musste dagegen auf Berechnungen bzw. Annahmen zurückgegriffen werden. Die meteorologischen Zeitreihen (T, rF, v_w , R_G) wurden durch die Klimarealisation 32 (s. Kapitel 8.1) vorgegeben und flossen direkt in das Modell ein. Die Zeitreihen der Wassergüte mussten basierend auf folgenden Annahmen erstellt werden, da für die obere Spree zwar die Wassermengen der genannten Zeiträume durch ArcGRM ermittelt wurden, nicht aber die Wassergüte.

8.5.1.1 Basis- und Flutungsszenario

Phosphor-Input

Für den gelösten anorganischen Phosphor (DIP) wurde ein mittlerer Jahresgang aus den Jahren 1993-1995 gebildet. Dieser Jahresgang wurde für die Szenarien der Jahre 2003-2007 als Input verwendet, wobei sich die Jahresdynamik der fünf Jahre nicht unterscheidet. Die Szenarien der Jahre 2048-2052 sind an die Szenarien von REHFELD-KLEIN & BEHRENDT (2002) angelehnt. Das dort beschriebene Szenario 2 geht davon aus, dass die Europäische Abwasserverordnung von den Klärwerksbetreibern eingehalten wird und die diffusen Phosphoreinträge in Spree und Dahme um 40 % gesenkt werden. Das wird durch die Umstellung von 40 % der Ackerfläche auf konservierenden Anbau erreicht, wodurch der Bodenabtrag und der Oberflächenabfluss um 90 % verringert werden kann. Für den betrachteten Zeitraum wird dieses Szenario als realistisch eingeschätzt und diente somit als Grundlage der Erstellung der Input-Zeitreihe.

REHFELD-KLEIN & BEHRENDT (2002) geben für das besprochene Szenario 2 ein Gesamtphosphor (TP) in Höhe Müggelsee von $75\mu\text{g-L an}$. Verglichen mit der TP-Belastung im Zeitraum 1993-1995 entspricht das einer Minderung um 33 %. Für die Szenarien der Jahre 2048-2052 wurde deshalb die gewonnene P-Zeitreihe von 2003-2007 um 33 % gesenkt. Die Jahresdynamik blieb hier wieder über alle Jahre gleich.

Stickstoff-Input

Die Erstellung der Input-Zeitreihen des anorganischen Stickstoffs (TIN) erfolgte analog zum Phosphor. Für die Szenarien der Jahre 2003-2007 wurde der mittlere Jahresgang von 1993-1995 genutzt. Für die Zukunft (2048-2052) wurde angenommen, dass die punktuelle Belastung um 30 % sinkt und die diffusen Einträge um 20 %. Zwischen den Jahren 1993-1995 und 2048-2052 beträgt auf Grund der absoluten Beträge die Gesamtsenkung ca. 23,7 %. Die Inputganglinie für 2003-2007 wurde so um 23,7 % minimiert und als Input der Szenarien für 2048-52 verwendet.

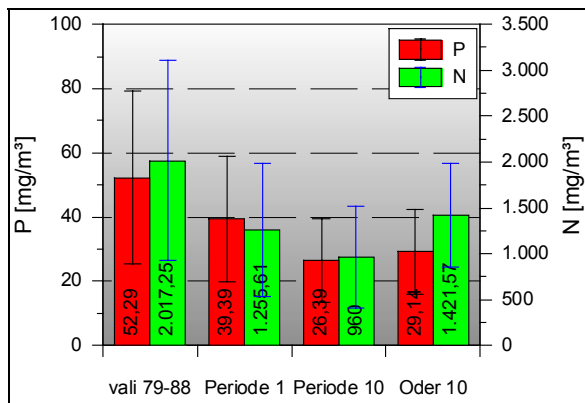


Abb. 8-23: Mittlere Nährstoffinputs und deren Abweichung für die beiden Perioden 1 und 10 bzw. das Oderwasserszenario. Zum Vergleich der Input des Validierungszeitraumes 1979-1988

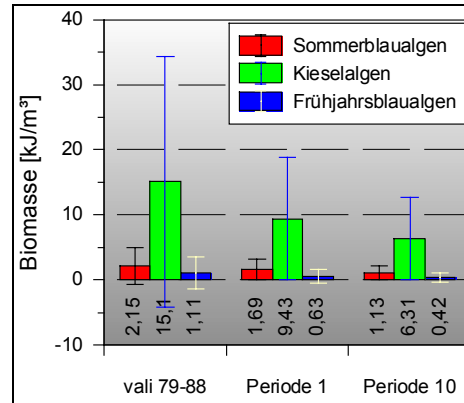


Abb. 8-24: Mittlere Phytoplanktoninputs und deren Abweichung für die beiden Perioden 1 und 10; zum Vergleich der Input des Validierungszeitraumes

Detritus-Input

Auf Grund fehlender Daten für den Zeitraum 1993-1995 musste die Zeitreihe über andere Zusammenhänge gefunden werden. Es wurden die P-Konzentrationen im Zufluss des Müggelsees von 1980-1983 und 1993-1995 miteinander verglichen. Es ergab sich eine Reduzierung um 30 %. So wurde die Zeitreihe des Detritus von 1980-1983 um 30 % gesenkt und als Istzustand angenommen. Diese reduzierte Zeitreihe wurde analog zum Phosphor nochmals um 33 % gesenkt und für die Szenarien der Jahre 2048-2052 verwendet.

Phytoplankton-Input

Beim Phytoplankton tritt eine besondere Schwierigkeit auf. Die Messung der Biomasse erfolgt in Neu Zittau. Die nächste Messstelle flussabwärts befindet sich erst wieder im Müggelsee (Messstelle M7). Der Detritus wird aber an der Messstelle MS3 (Eingang Müggelsee) gemessen und kann daher genau bestimmt werden. Durch den großen Abstand zwischen Neu Zittau und dem Müggelsee ist es nicht mehr gerechtfertigt, diese Zeitreihe für Berechnungen zu verwenden. Wegen der Inkonsistenz der gemessenen Daten wurde daher die Phytoplankton-Biomasse analog dem Detritus berechnet und für die Zukunft generiert. So wurden für die Periode 1 (2003-2007) die mittlere Biomasse von 1980-1983 um 30 % gesenkt und für die Periode 10 (2048-2052) um weitere 33 % (Abb. 8-24).

8.5.1.2 Oderwasserszenario

Neben dem Basis- und dem Flutungsszenario wurde auch die Möglichkeit berücksichtigt, Wasser aus der Oder in die Spree zu leiten, um damit eine höhere Wasserführung bei Niedrigwasser sichern zu können. Damit nimmt man aber in Kauf, dass sich die Wasserqualität des Spreewassers verschlechtert, da die Oder derzeit nur die Gewässergüteklasse III-IV erzielt. Mit Hilfe dieses Szenarios sollte die Auswirkung auf die Wasserqualität der Spree einschließlich der Seen in Berlin untersucht werden. Dazu wurden die Mischungsverhältnisse Spree/Oder zu Grunde gelegt, die durch das ArcGRM für die Wassermenge erstellt wurden. Man benötigte dafür zusätzlich zu den bereits erstellten Zeitreihen der Spree auch die der Oder. Die für dieses Szenario generierten Zeitreihen lehnen sich an BEHRENDT ET.AL. (2002) an, wo Szenarien der Landnutzung im Einzugsgebiet der Oder untersucht und Reduzierungspotenziale für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ausgegeben wurden. Der letzte Pegel, an dem Gewässergütedaten gemessen werden, ist Odra-Kostrzyn.

Anders als beim Basis- und Flutungsszenario bezogen sich die Reduktionen nicht auf den Flussabschnitt „Müggelsee“ sondern auf den Pegel Odra-Kostrzyn. Das Wasser mit den reduzierten Nährstoffen passiert also noch den Oder-Spree-Kanal, ehe es die Spree erreicht und sich dort mit deren Wasser vermischt. Von dort fließt es dann bis zum Müggelsee. Für das „Oderwasserszenario“ wird somit angenommen, dass sich das Oderwasser unmittelbar vor dem Müggelsee mit dem Spreewasser vermischt und in den See fließt. Alle Prozesse, die die Nährstoffkonzentration auf dem Weg zum Müggelsee beeinflussen, wurden vernachlässigt. Eine vergleichende Darstellung aller mittlerer Inputs in den Müggelsee gibt Abb. 8-23 verbunden mit den jeweiligen Abweichungen.

Phosphor-Input

Für den Pegel Odra-Kostrzyn wird auf Basis des Szenarios der höchsten Reduktion von einer Abnahme des diffusen und punktförmigen Eintrages in die Oder von 62,1 % im Vergleich zur Gegenwart (1993-1997) ausgegangen (BEHRENDT ET AL., 2002). Als typischer Jahresgang wurde der Mittelwert des Zeitraumes 1993-1997 ausgewählt. Entsprechend oben genanntem Szenario wurde diese typische Zeitreihe um 62,1 % minimiert. Sie galt für das Zukunftsszenario 2048-2052 als P-Ganglinie der Oder bzw. des Oder-Spree-Kanals.

Stickstoff-Input

Auch bei der Generierung der Stickstoffganglinie der Oder für den Zeitraum 2048-2052 wurde das Szenario der höchsten Reduktion in BEHRENDT ET AL. (2002) verwendet. Danach reduzieren sich diffuse und punktuelle Einträge um 31,9 %. Um diesen Betrag wurden die im Zeitraum 1993-1997 erhobenen Messwerte gesenkt. Der typische Jahresgang entstand durch Mittelung aller fünf Jahre. Damit wird verhindert, dass ein für die Gewässergüte extremes Jahr zu sehr die Ergebnisse der Szenariorechnungen beeinflusst bzw. überprägt.

Phytoplankton und Detritus

Bei der Abschätzung der Konzentration der organischen Komponenten wurde folgendes Problem deutlich: Es ist nicht davon auszugehen, dass die abgeschätzte zukünftige Phytoplanktonbiomasse (und damit aber auch der Detritus) der Oder den Oder-Spree-Kanal passiert, sich mit der Spree durchmischt und danach unverändert die Berliner Seen erreicht. Vielmehr bräuchte man auch für diesen Bereich ein Ökosystemmodell, um eine den Nährstoff- und Klimaverhältnissen angemessene Phytoplanktondynamik abzuschätzen. Ohne ein solches Modell

bleibt eine gedachte Phytoplanktonbiomasse der Oder als Input in die Berliner Seen zu hypothetisch. Deshalb wurde für die Komponenten Phytoplankton und Detritus angenommen, dass sich im Vergleich zu den Spreeszenarios die Inputs nicht ändern. Somit werden die gleichen Ganglinien für diese beiden Komponenten verwendet.

8.5.2 Szenarien für den Müggelsee

Sowohl die Kalibrierung als auch die Validierung des Modells EMMO haben gezeigt, dass es für Prognosen in die Zukunft aussagekräftig ist. Die Analyse der Ergebnisse, die das Modell liefert, soll schrittweise erfolgen.

1. Vergleich der Ergebnisse der Szenarien der Periode 1 (2003-2007) mit denen des Validierungszeitraumes (1979-1988)
2. Vergleich der Ergebnisse der Szenarien der Periode 10 (2048-2052) mit denen der Periode 1 (2003-2007)

So werden die verschiedenen Einflüsse und ihre Folgen auf das Ökosystem deutlich.

Zu von EMMO betrachteten Szenarien der Periode 1 zählen das „Basisszenario“ und das „Flutungsszenario“, zu denen der Periode 10 das „Basisszenario“, das „Flutungsszenario“ und das „Oderwasserszenario“. Dabei unterscheiden sich die Szenarien wegen des veränderten Durchflusses in der Periode 10 durch einen reduzierten Nährstoffinput der Spree und beim Oderwasserszenario darüber hinaus durch einen zusätzlichen Nährstoffinput aus der Oder. Das ArcGRM ermittelt für die verschiedenen Nutzergruppen Berlins die nötige Wassermenge und die dafür erforderliche Beimischung von Oderwasser. Die daraus resultierende Zeitreihe geht in das Modell EMMO als Input ein.

Zur Auswertung der Zukunftsszenarien (Periode 10) wurden vor allem die Zustandsgrößen Sommerblualgen (BCS), Kieselalgen (DIA), gesamter anorganischer Stickstoff (N) und anorganisch gelöster Phosphor (P) näher analysiert. Bei Prognosen in die Zukunft wird auf die Darstellung der zeitlich hoch aufgelösten Jahresdynamik bewusst verzichtet. Tagesgenaue Aussagen sind mit einer hohen Unsicherheit verbunden, sodass für die Darstellung der Ergebnisse der Periode 10 ein mittlerer Jahregang bzw. die Jahressumme gezeigt wird.

8.5.2.1 Periode 1 (2003-2007)

Die Veränderungen sowohl der Nährstoffgehalte als auch des Phytoplanktons im Vergleich zu denen des Validierungszeitraums sind beträchtlich. Das wird hauptsächlich durch den Rückgang der Nährstoffkonzentrationen des Inputs in den Müggelsee verursacht (s. Tab. 8-19). In den Abb. 8-25 bis Abb. 8-28 sind die Mittelwerte mit den Standardabweichungen der jeweiligen Perioden angegeben. So verringert sich die Stickstoffkonzentration um ca. 53 % und die Phosphorkonzentration um ca. 30 %. Das führt beim betrachteten Phytoplankton zu einer Senkung der Biomasse, bei den Kieselalgen (DIA) um ca. 70 % und bei den Sommerblualgen (BCS) um ca. 50 %. Die Unterschiede zwischen Basis- und Flutungsszenario sind im betrachteten Zeitraum minimal.

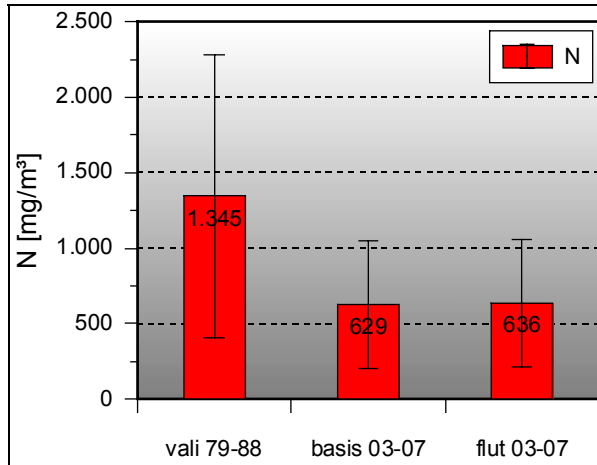


Abb. 8-25: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentrationen der beiden Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum

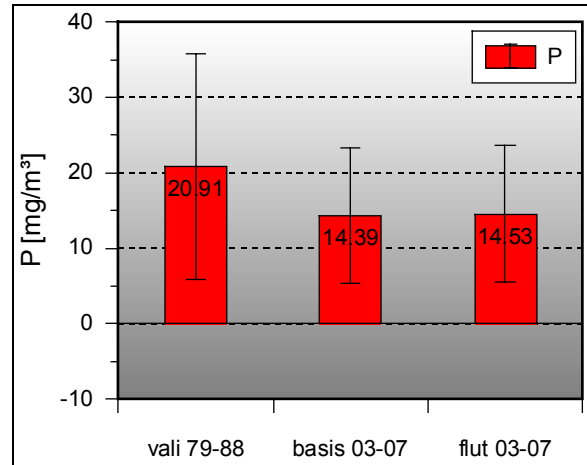


Abb. 8-26: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentrationen der beiden Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum

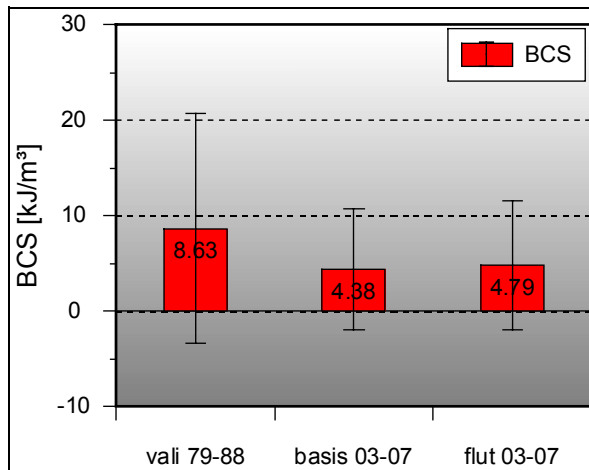


Abb. 8-27: Vergleich der mittleren BCS-Biomasse beider Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum

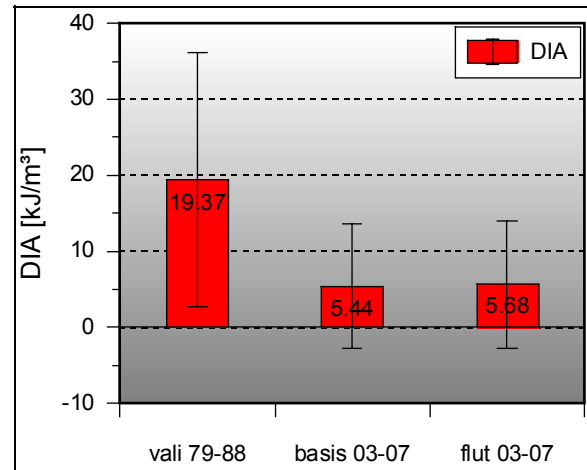


Abb. 8-28: Vergleich der DIA-Biomasse beider Szenarien der Periode 1 mit dem Validierungszeitraum

Tab. 8-19: Reduzierung der biotischen und abiotischen Einträge in den Müggelsee in der Periode 1 im Vergleich zum Validierungszeitraum (1979-1988)

	Reduzierung zum Validierungszeitraum
Phosphor	ca. 25 %
Stickstoff	ca. 38 %
Phytoplankton	30 %
Detritus	30 %

Die Auswirkungen auf die Jahresdynamik zeigen die Abb. 8-29 bis Abb. 8-32. Anhand der Jahre 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1) ist exemplarisch zu sehen, wie sich die hohe mittlere Reduzierung auf den Jahresgang auswirkt. Es wird deutlich, dass die stärksten Verminderungen der Nährstoffbelastung in den Winter- und Frühlingsmonaten zu verzeichnen sind. In der Phase der Stickstofflimitation im Herbst sind die Konzentrationen beider betrachteter Nährstoffe

während der Vergleichszeiträume nahezu identisch (Abb. 8-29). Dennoch wird eine geringere Phytoplanktonbiomasse modelliert (Abb. 8-31, Abb. 8-32). Dafür sind die geringeren Nährstoffkonzentrationen - sowohl beim Phosphor (Abb. 8-30) als auch beim Stickstoff (Abb. 8-29) - zu Beginn der Wachstumsphase ausschlaggebend. Ebenfalls darauf zurückzuführen ist die Verschiebung des Wachstumbeginns der Kieselalgen.

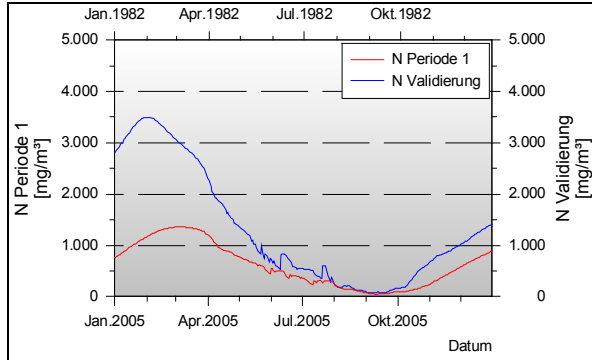


Abb. 8-29: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)

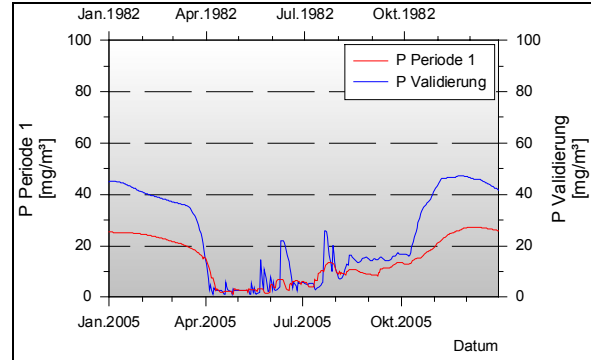


Abb. 8-30: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)

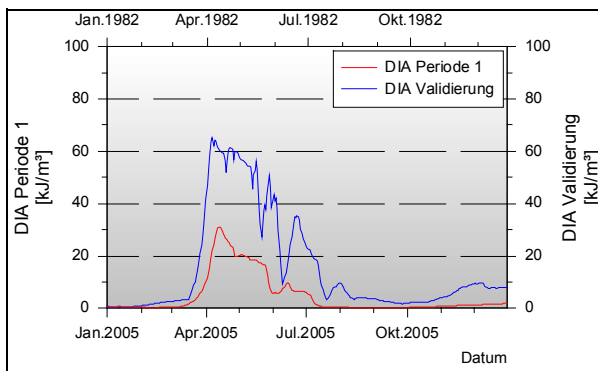


Abb. 8-31: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)

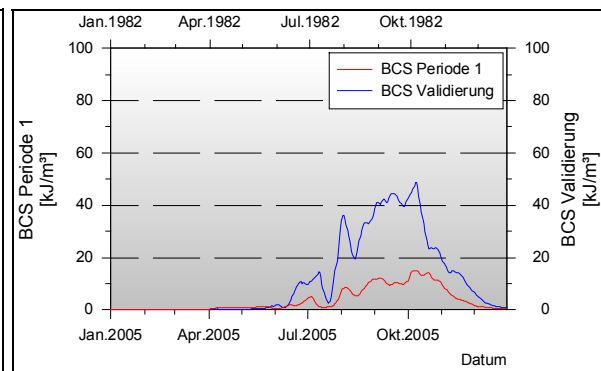


Abb. 8-32: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen (BCS) zwischen 1982 (Validierung) und 2005 (Periode 1)

In abgeschwächter Form ist dieses Phänomen auch noch bei den Sommerblualgen zu erkennen (Abb. 8-32). Zu Beginn ihrer Wachstumsphase werden geringere Stickstoff-, aber auch Phosphorkonzentrationen modelliert, was zu einer schlechteren Entwicklung ihrer Biomasse führt als im Vergleichszeitraum.

8.5.2.2 Periode 10 (2048-52)

Neben den stofflichen und gewässerökologischen Zustandsgrößen wurden auch einige rein physikalische Parameter modelliert. Sie werden vom Modell TEMIX ausgegeben und von EMMO direkt weiterverwendet. So hat sich der für viele Prozesse entscheidende Parameter Schichtung von 2003-2048 von durchschnittlich 75 auf 87 Tage (+13 %) erhöht (Abb. 8-34) und der Peak der Oberflächentemperatur um ca. 3 Wochen (Abb. 8-35) hin zu Anfang August verschoben. Die dafür im Modell maßgeblichen Einflüsse sind die Globalstrahlung, die relative Luftfeuchte und die Windgeschwindigkeit. Abb. 8-33 zeigt, dass sich die Globalstrahlung geringfügig erhöht hat (ca. +4 %), was gleichbedeutend mit einer erhöhten Sonnenscheindauer (+7 %) und einer geringeren Bewölkung (ca. -5 %) ist. Durch die im Mittel konstant gebliebene

Windgeschwindigkeit wird keine höhere Turbulenz im See erzeugt, die zu einer verstärkten Durchmischung des Sees führen könnte.

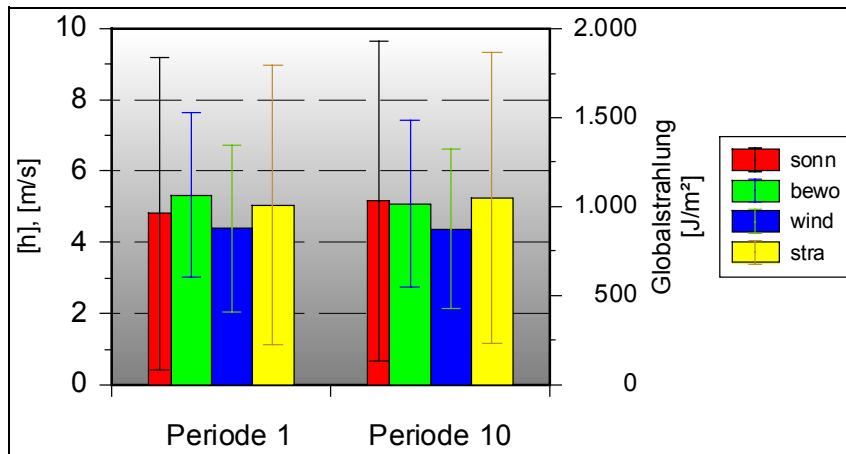


Abb. 8-33: Vergleich der meteorologischen Daten Sonnenscheindauer, Bewölkung, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung der Periode 1 und 10

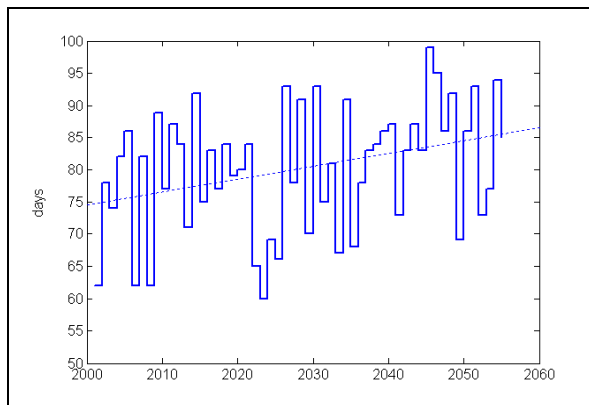


Abb. 8-34: Entwicklung der Schichtungsdauer während des gesamten Betrachtungszeitraumes

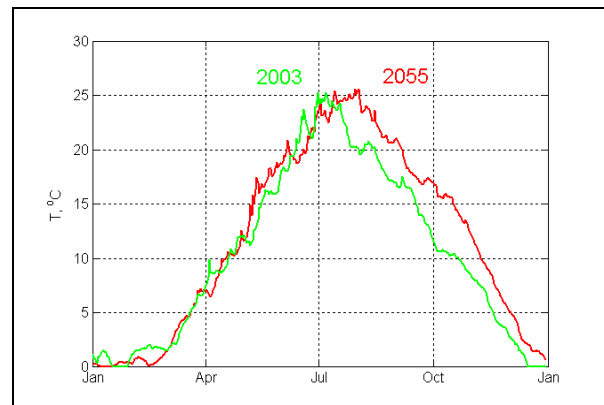


Abb. 8-35: Vergleich des Jahresgangs der Oberflächentemperatur des Müggelsees zwischen Periode 1 (2003) und Periode 10 (2055)

Basisszenario in der Periode 10

Im Vergleich zum Basisszenario der Periode 1 verbessert sich die Situation aller betrachteter Wasserinhaltsstoffe. Besonders stark ist der Rückgang des Stickstoffs (Abb. 8-36) um ca. 35 %. Zusammen mit dem um ca. 10 % verminderten Phosphor (Abb. 8-37) sinken auch die Biomasse der Sommerblualgen (-30 %, Abb. 8-40) und die der Kieselalgen (-25 %, Abb. 8-41). Die Abb. 8-36 und Abb. 8-37 zeigen die über den Zeitraum gemittelten Werte mit der Standardabweichung. Die Auswirkungen auf den Jahresgang der Phytoplanktonbiomasse verdeutlichen die Abb. 8-42 und Abb. 8-43 anhand zweier Beispieljahre (2005 und 2050) der beiden Perioden. Für die Sommerblualgen werden im Vergleich zur Periode 1 ein späterer Beginn der Wachstumsperiode modelliert, aber auch ein ähnlich hoher Maximalwert der Biomasse im Oktober beider Jahre. Bei den Kieselalgen zeigt sich ein unveränderter Beginn der Wachstumsperiode zusammen mit einer geringeren Biomasse.

Der Vergleich der Jahresgänge von Stickstoff (Abb. 8-38) und Phosphor (Abb. 8-39) zeigt einen ähnlichen Verlauf. Die im Mittel gesunkenen Konzentrationen beruhen vor allem auf einem Rückgang im Winter/Frühjahr. Im Sommer 2050 tritt eine Erhöhung der Stickstoffkonzentration auf, die auf die etwas erhöhten Biomasse-Werte der Kieselalgen zurückgeführt werden kann. Die

gesunkenen (sedimentierten) Algen geben autolytisch die organisch gebundenen Nährstoffe ab. In dieser Zeit (Juli-August) wird dieser frei gewordene Stickstoff aber nicht für den Wachstumsprozess der Sommerblualgen benötigt und führt zu einer Erhöhung der Konzentration im Freiwasser. Dieser Prozess führt neben der Freisetzung von adsorbtiv gebundenem Phosphor auch zu einer Erhöhung der Phosphor-Konzentration in diesem Zeitraum.

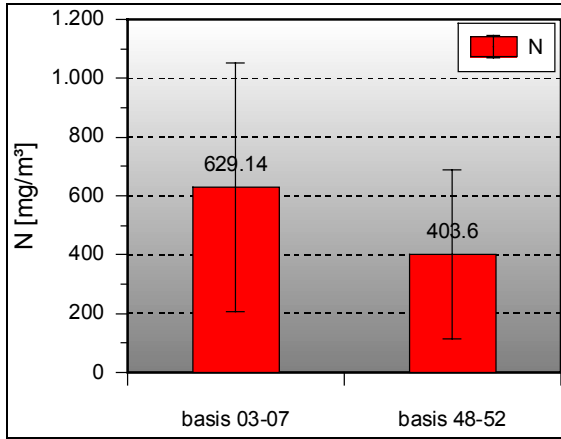


Abb. 8-36: Vergleich der gemittelten Stickstoffkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basis-szenarios

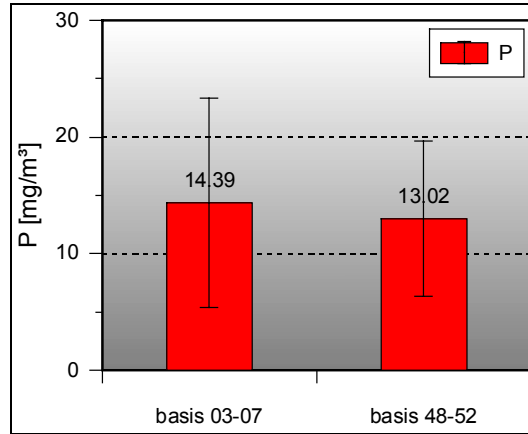


Abb. 8-37: Vergleich der gemittelten Phosphorkonzentrationen der Perioden 1 und 10 des Basis-szenarios

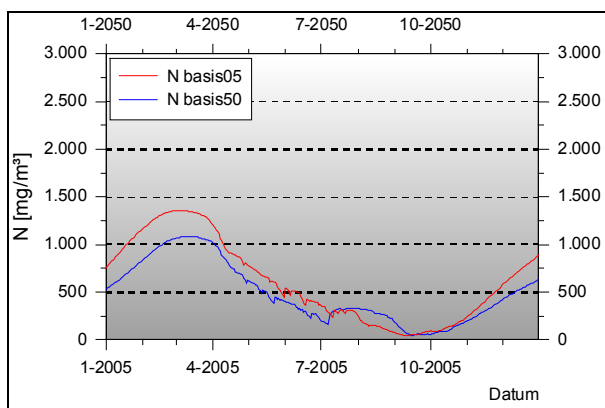


Abb. 8-38: Vergleich der Jahresdynamik des Stickstoffs der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

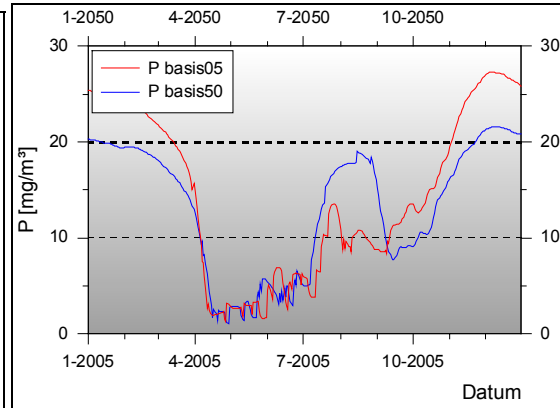


Abb. 8-39: Vergleich der Jahresdynamik des Phosphors der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

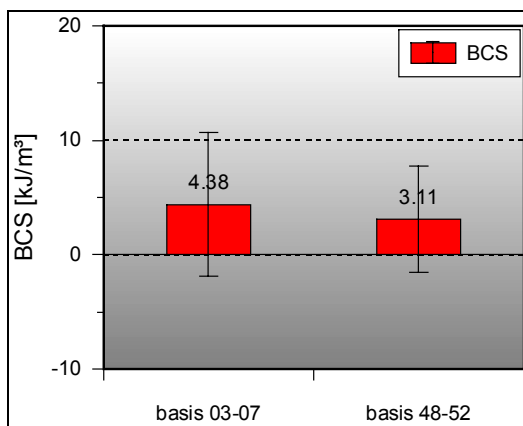


Abb. 8-40: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

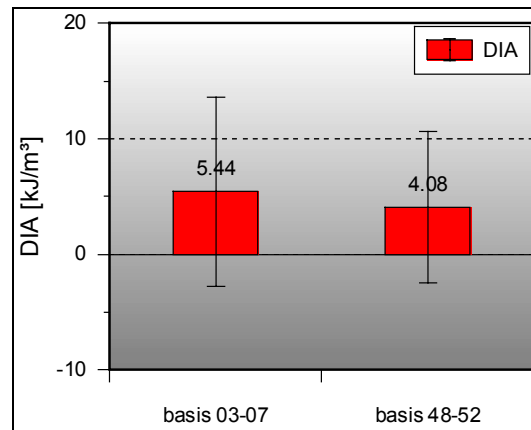


Abb. 8-41: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

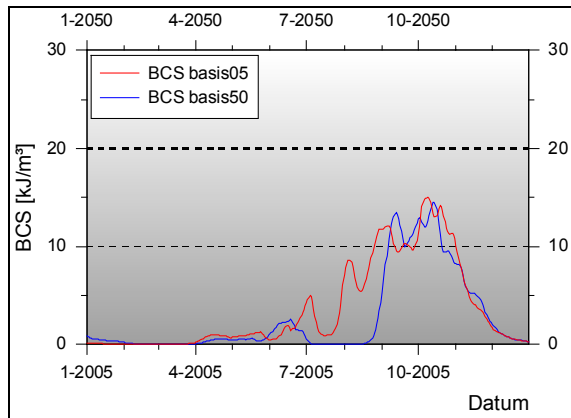


Abb. 8-42: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

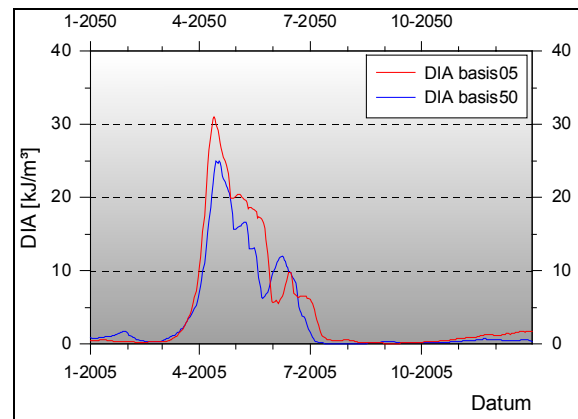


Abb. 8-43: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Basisszenarios

Flutungsszenario in der Periode 10

Im Vergleich zu den anderen Szenarien wurden für das Flutungsszenario andere Präferenzen gesetzt (s. Kapitel 8.4.2). Damit ergaben sich andere monatliche Durchflüsse und damit andere Frachten in die darunter gelegenen Gewässer. Vergleicht man die Ergebnisse der Simulation für den Zeitraum der Periode 10 mit denen der Periode 1, haben sich hier wie auch beim Basisszenario alle betrachteten Komponenten im Mittel verringert. Durch den Rückgang der Konzentration des Stickstoffs (ca. -35 %, Abb. 8-44) und des Phosphors (ca. -12 %, Abb. 8-45) ging auch die Biomasse des Phytoplanktons zurück. Dabei ist der Rückgang der Sommerblualgen (-33 %, Abb. 8-48) und der Kieselalgen (-25 %, Abb. 8-49) nahezu identisch zum Rückgang in der Periode 1.

Auch im Flutungsszenario sind deutliche Veränderungen im Vergleich der Jahrgänge 2005/2050 zu verzeichnen. Bei den Sommerblualgen sinkt die Biomasse während des Maximums der Algenentwicklung im Oktober deutlich ab (Abb. 8-50). Bei den Kieselalgen ist dagegen nur ein geringer Rückgang der Biomasse zu verzeichnen (Abb. 8-51). Die Jahrgänge der Nährstoffe sind zu denen des Basisszenarios nahezu identisch, auf entsprechend geringerem Niveau (Abb. 8-46, Abb. 8-47).

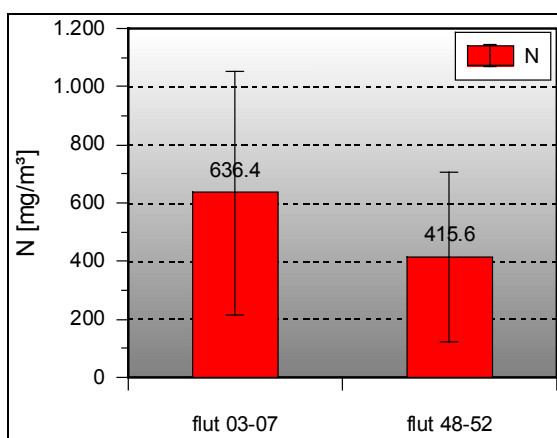


Abb. 8-44: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

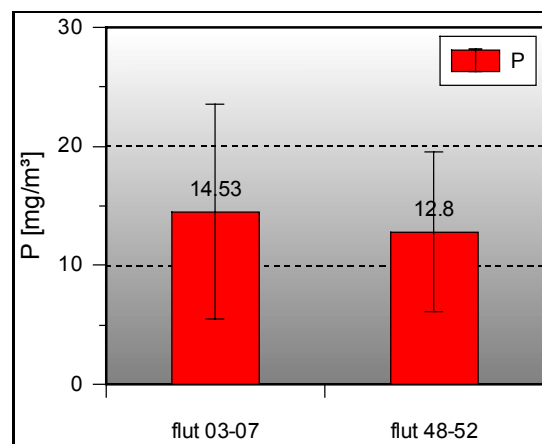


Abb. 8-45: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

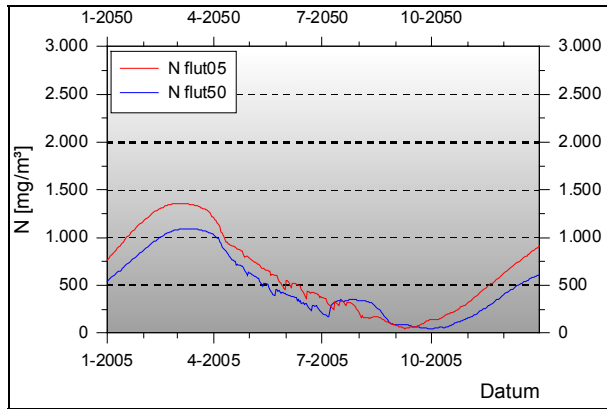


Abb. 8-46: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

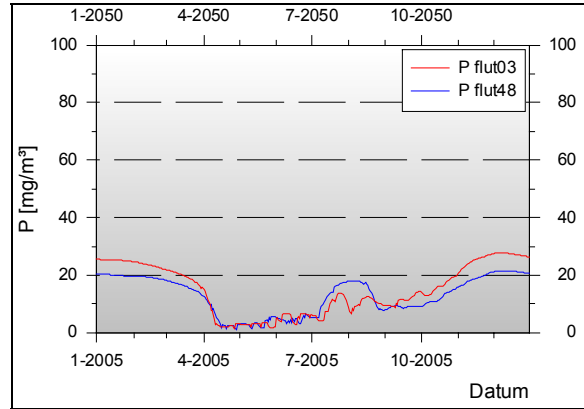


Abb. 8-47: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

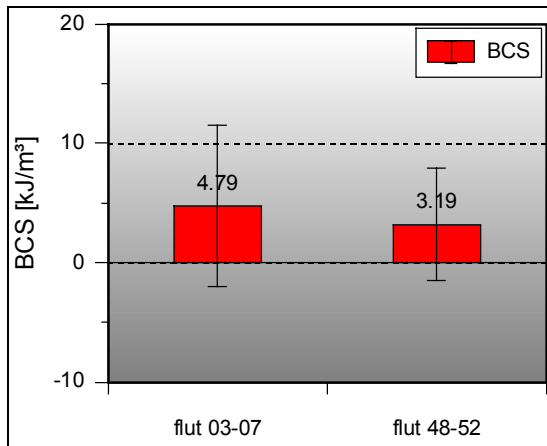


Abb. 8-48: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblualgen (BCS) der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

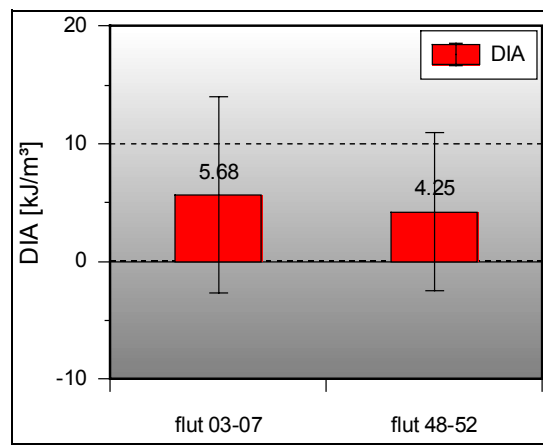


Abb. 8-49: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

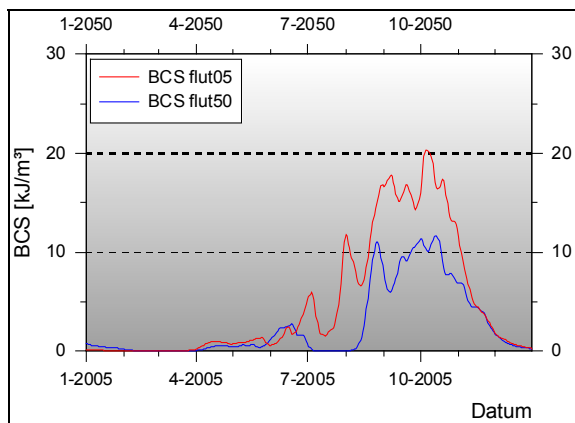


Abb. 8-50: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblualgen zweier ausgewählter Jahre der Perioden 1 und 10 des Flutungsszenarios

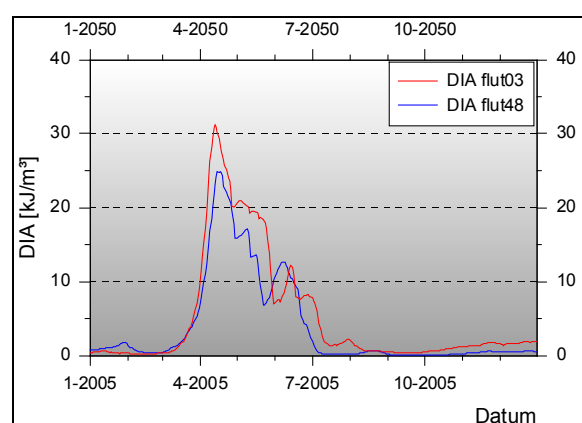


Abb. 8-51: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen zweier ausgewählter Jahre der Periode 1 und 10 des Flutungsszenarios

Oderwasserszenario der Periode 10

Das Oderwasserszenario unterscheidet sich von den anderen beiden Szenarien insofern, dass nicht nur andere Zuflussregime verwendet, sondern darüber hinaus auch Oberflächenwasser eines anderen Flusses - der Oder- eingesetzt wurde. Da diese Option - die Heranziehung anderen Wassers - erst in der Zukunft (Periode 10) eine Rolle spielt, ist der Vergleich mit der Periode 1 nicht sinnvoll. Verglichen wurden daher alle Szenarien der Periode 10 untereinander.

Der Wert der Phosphorkonzentration ist der geringste im Vergleich zu Basis- und Flutungsszenario. Der über fünf Jahre gemittelte Wert unterschreitet den der anderen Szenarien in geringem Umfang (4 % bzw. 5,5 % gegenüber Flut bzw. Basis, Abb. 8-53). Dagegen überschreitet die Stickstoffkonzentration des Oderwasserszenarios die des Basisszenarios um 38 % und des Flutungsszenarios um 22 % (Abb. 8-52). Daraus resultiert eine um 45 % (Basisszenario) bzw. 42 % (Flutungsszenario) höhere Biomasse der Sommerblualgen (Abb. 8-56) und eine um 7 % bzw. 3 % erhöhte Biomasse der Kieselalgen (Abb. 8-57). Der Grund für die starke Bevorzugung der Sommerblualgen liegt in den Auswirkungen auf die Jahresdynamik des Stickstoffs (Abb. 8-54): Im Vergleich zu den anderen Szenarien ist der Frühjahrsgehalt nahezu gleich. Ab Juni liegt er aber nachweisbar höher als bei den anderen Szenarien. Die Kieselalgen haben ihr Maximum im April/Mai und die Sommerblualgen im Oktober/November. Deshalb profitieren die Sommerblualgen am meisten von dem dann erhöhten Nährstoffangebot. In Abb. 8-58 ist außerdem ein früherer Beginn des Wachstums und ein bis auf das Doppelte höheres Maximum gegenüber dem Flutungsszenario zu erkennen. Die Dynamik der Kieselalgen bleibt im Wesentlichen gleich (Abb. 8-59).

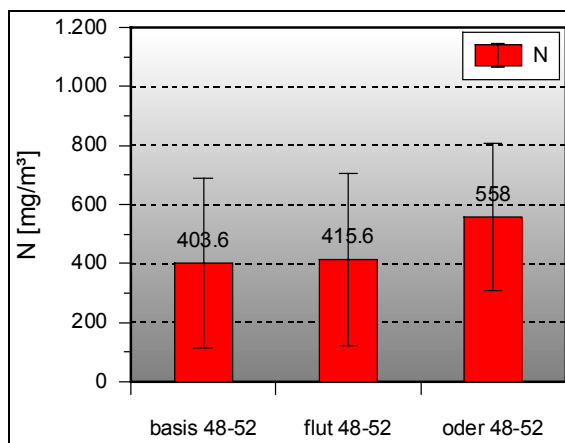


Abb. 8-52: Vergleich der mittleren Stickstoffkonzentrationen des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

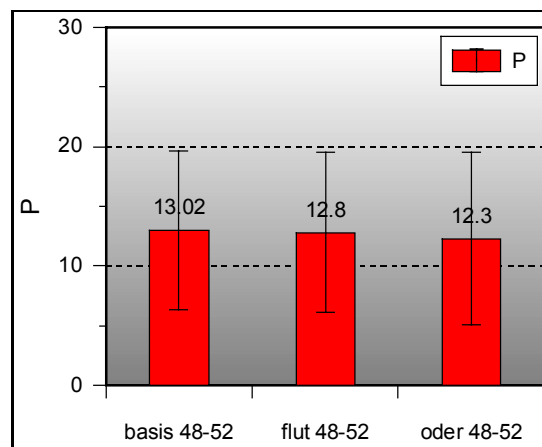


Abb. 8-53: Vergleich der mittleren Phosphorkonzentrationen des Basis-, Flutungs- und Oderwasserszenarios der Periode 10

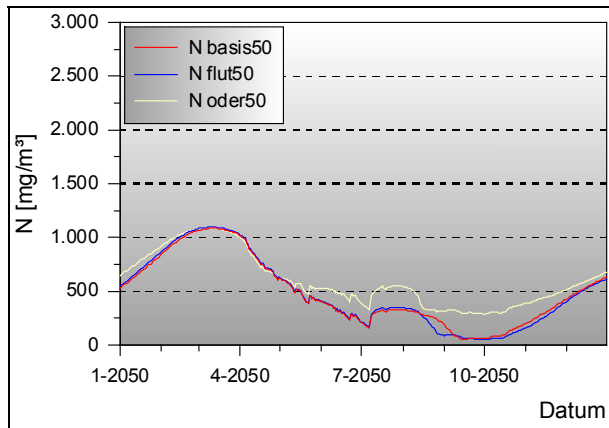


Abb. 8-54: Vergleich der Jahresdynamik der Stickstoffkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

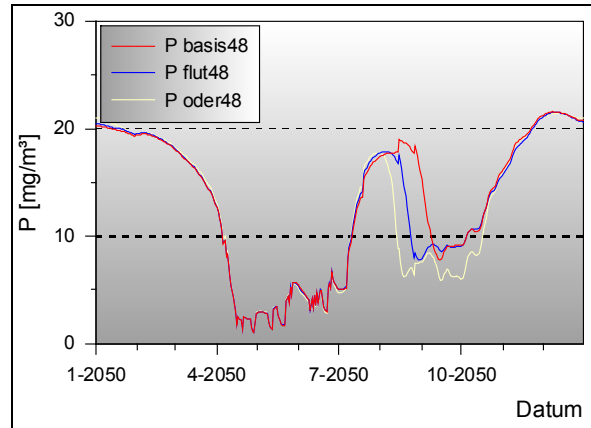


Abb. 8-55: Vergleich der Jahresdynamik der Phosphorkonzentration des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

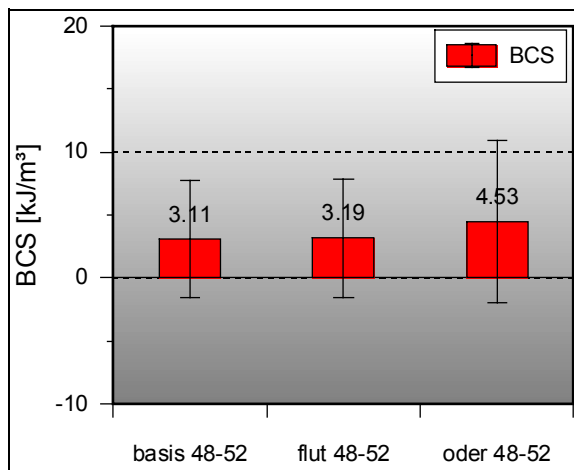


Abb. 8-56: Vergleich der mittleren Biomasse der Sommerblaugalen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios der Periode 10

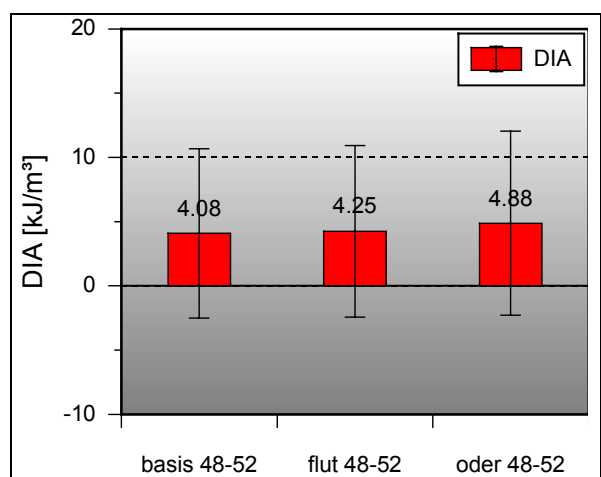


Abb. 8-57: Vergleich der mittleren Biomasse der Kieselalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios

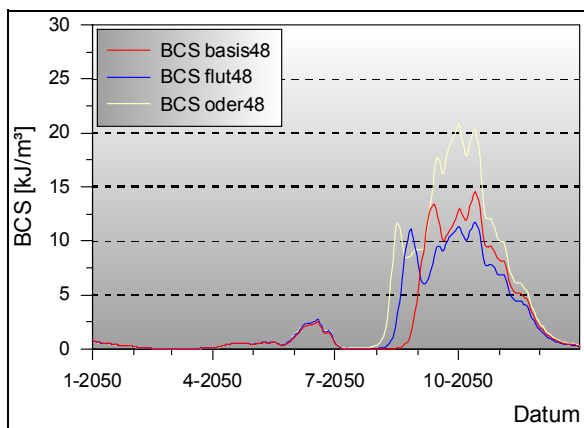


Abb. 8-58: Vergleich der Jahresdynamik der Sommerblaugalen (BCS) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

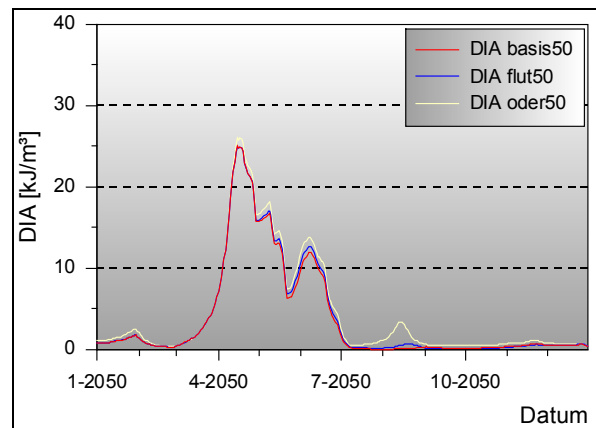


Abb. 8-59: Vergleich der Jahresdynamik der Kieselalgen (DIA) des Basis-, Flutungs- und Oderwasser szenarios des Jahres 2050 (Periode 10)

Diskussion

Die Ergebnisse der Szenariorechnungen zeigen für die Zukunft eine starke Verbesserung der trophischen Situation für den Müggelsee an. Sowohl beim Basis- als auch beim Flutungsszenario gehen die Nährstoffkonzentration und die Phytoplanktonbiomasse stark zurück. Im Gegensatz dazu fallen diese Reduktionen beim Oderwasserszenario geringer aus.

Das für die Modellierung zu Grunde gelegte Klimaszenario (s. Kapitel 8.1) ergab eine Erhöhung der absoluten Schichtungsdauer von 75 auf 85 Tage. Das entspricht einem Anstieg um 13 %. Das Modell EMMO konnte jedoch keine Veränderungen im innerjährlichen Gang der Nährstoffe aufzeigen, die auf die erhöhte Schichtungsdauer zurückzuführen sind. Schon während der Kalibrierung (Kapitel 5.4) konnte das typische Herbstmaximum von Phosphor nicht wiedergegeben werden. Hier zeigt sich, dass das P-Rücklösemodul weiterentwickelt werden muss, um quantitativ bessere Aussagen zum Jahresgang des Phosphor zu erhalten. Die Kalibrierung hatte jedoch auch gezeigt, dass der resuspendierte Phosphor vom Phytoplankton nicht aufgenommen werden kann. Aus diesem Grund war die Anwendung des jetzigen Modells berechtigt.

Die Erhöhung der Schichtung hat weiteren Einfluss auf die Entwicklung des Ökosystems. So werden die Tage mit ausreichender Sauerstoffversorgung geringer, und damit der potenzielle Lebensraum für höhere Lebewesen (Fische) häufiger kleiner. Die Auswirkungen für Fische und Makrozoobenthos sind sehr unterschiedlich und können vom Modell EMMO nicht prognostiziert werden.

Mit den Szenarienrechnungen können die Vermutungen bestätigt werden, dass sich der Müggelsee auf dem Weg zu einem dimiktischen See befindet. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurden jedoch keine solche stabilen Schichtungsereignisse errechnet, die den gesamten Sommer anhielten.

Abschließend muss darauf hingewiesen werden, dass die berechneten Nährstoffganglinien vor allem durch die veränderten Einträge in die Spree bzw. Oder induziert wurden. Für einen klimatisch bedingten veränderten Nährstoffgang muss das verwendete Modell weiterentwickelt werden. Ein wesentlicher Schlüssel zu einer besseren Simulation der Nährstoffe ist das Verständnis der Austauschprozesse zwischen Sediment und Wasserkörper, vor allem der Größe der an diesem Austausch beteiligten aktiven Schicht.

8.6 Gewässergüte des Berliner Gewässernetzes

8.6.1 Untersuchungsgebiet und untersuchte Szenarien

Das mit QSim bearbeitete Untersuchungsgebiet umfasst zwei Fließstränge des Berliner Gewässernetzes. Beide Stränge haben die BfG-Messstelle in der Spree (SOW-km 27,2) als oberen Modellrand (Abb. 8-60). Der erste Strang umfasst die Spree bis zur Havelmündung sowie die Untere Havelwasserstraße bis in die Berliner Flusshavel (Abschnitt Nord). Der zweite Strang fließt von der BfG-Messstelle über den Britzer Zweigkanal in den Teltowkanal und mündet über den Griebnitz-Kanal, den Stölpchensee und den Pohlsee in den Kleinen Wannsee (Abschnitt Süd). Die in die beiden untersuchten Stränge einmündenden und ableitenden Nebenflüsse und Kanäle sind in den Tab. 8-20 und Tab. 8-21 aufgelistet und in Abb. 8-60 enthalten. Außerdem ist die Lage der Wehre eingezeichnet. Der Modell-km wird fortlaufend vom oberen Modellrand ab gezählt. Entsprechend zeigt er die Entfernung einer Messstelle vom Start des Modells an der

BfG-Messstelle. Die Probenahme an den Messstellen erfolgte jeweils in der Mitte des Gewässers von einem Schiff aus. Abb. 8-61 enthält die im Modell berücksichtigten Heizkraftwerke, Wasserwerke und Kläranlagen.

Von QSim werden das Basisszenario und das Oderwasserszenario betrachtet (Kap. 8.4.2). Dabei wurden aufbauend auf Handlungsoptionen der verschiedenen Nutzer im Berliner Raum für das Basisszenario vier Alternativen definiert (Kap. 7.3 bzw. 8.4.2).

1. Alt1: business as usual (b.a.u.), Klärwerksabflüsse und –einleitungen sowie Betreiben der Heizkraftwerke, wie nach Senatspolitik (BAS) vorgesehen
2. Alt2: Energie- und Wasserpolitik (EP), Einführung wassersparender Maßnahmen und Technologien bei Wasserwerken, Kläranlagen und Heizkraftwerken
3. Alt3: Umverteilung (UM), ganzjährige Einleitung der KA Ruhleben in die Spree
4. Alt4: Ganzjährige Einleitung der KA Ruhleben und zusätzlich bessere Klärtechnologie.

Alle Alternativen des Basisszenarios wurden für die Perioden 1 und 10 betrachtet. Beim Oderwasserszenario wurde nur die Alternative 1, für die Periode 10 berücksichtigt. In Periode 1 kommt die Oderwasserüberleitung noch nicht zum Tragen. Für die Periode 1 wurden die Gütedaten aus dem Jahr 1996 verwendet, für die Periode 10 wurden diese an die dann zu erwartenden Verhältnisse teilweise angepasst. Die Anpassung ist nötig, da an QSim für die Gewässergüte der Periode 10 keine Eingangsdaten am oberen Modellrand übergeben wurden. Diese Anpassung einzelner Parameter ist in Kap. 8.5.1, die Eingabedaten zu den Szenarien und Alternativen sind in Kapitel 8.6.2.3 beschrieben.

Auswirkungen des Flutungs- und Reduzierte Fließe-Szenarios auf die Gewässergüte und Trophie des Berliner Gewässernetzes werden in BERGFELD ET AL. (in prep.) bearbeitet.

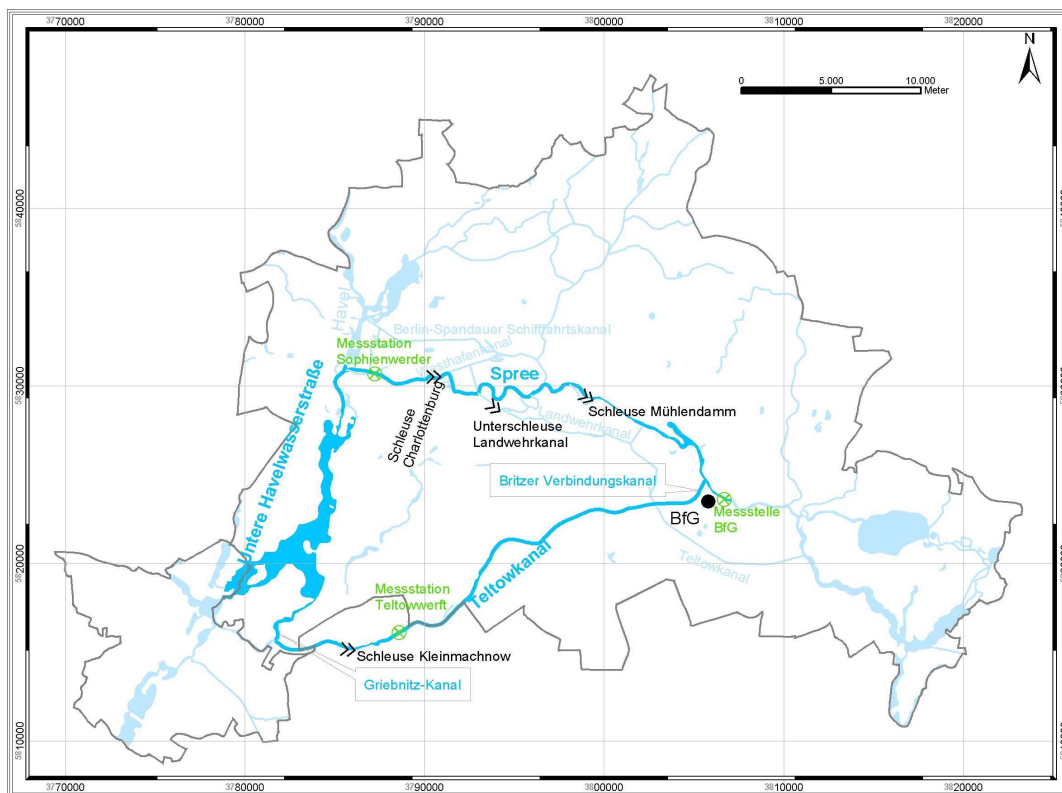


Abb. 8-60: Karte des Untersuchungsgebietes mit Nebenflüssen, Kanälen und Schleusen sowie der Lage des oberen Modellrandes bei der BfG-Messstelle und der beiden Dauermessstationen Sophienwerder und Teltowwerft (SenStadt)

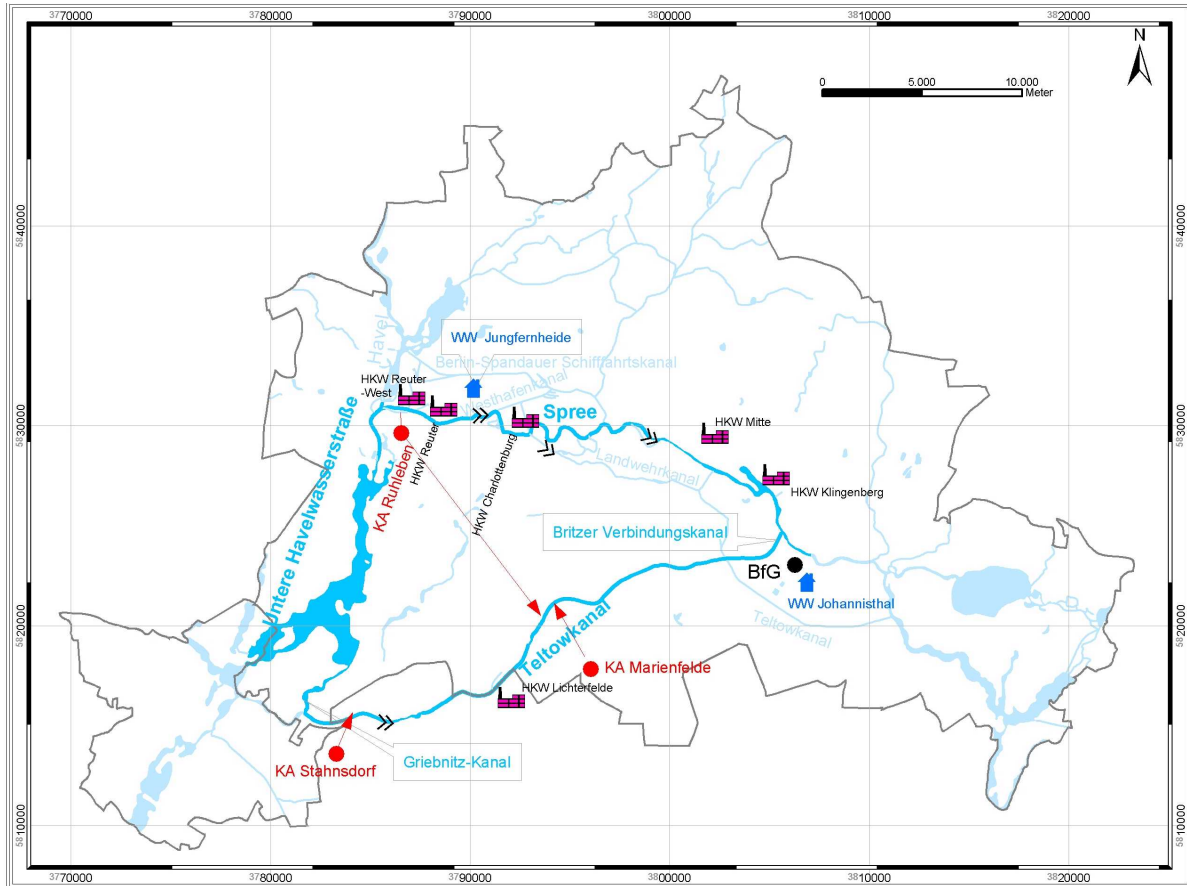


Abb. 8-61: Karte des Untersuchungsgebietes mit der Lage der im Modell berücksichtigten Heizkraftwerke, Wasserwerke und Kläranlagen.

Tab. 8-20: Auflistung der in QSim berücksichtigten ein- und ausleitenden Kanäle und Flüsse, Heizkraftwerke (HKW), Wasserwerke (WW) und Kläranlagen (KA) im Abschnitt Nord

Gewässer	Amtl. km SOW	Modell-km Nord	Bezeichnung
BVK	26,50	0,70	Ausleitung Britzer Verbindungskanal
SOW	24,10	3,10	HKW Klingenberg
LWK	21,20	6,00	Ausleitung Landwehrkanal
SOW	18,46	8,74	HKW Mitte
BSSK	14,50	12,7	Ausleitung Berlin Spandauer Schifffahrtskanal
LWK	8,95	18,25	Einmündung Landwehrkanal oberhalb Dovebrücke
SOW	8,60	18,60	HKW Charlottenburg
WHK	9,20	20,96	Einmündung Westhafenkanal oberhalb Mörschbrücke
SOW	3,40	23,80	WW Jungferheide
SOW	3,00	24,20	HKW Reuter
SOW	2,70	24,50	HKW Reuter West
SOW	1,00	26,20	KA Ruhleben
SOW	0,00	27,20	Einmündung Havel

Tab. 8-21: Auflistung der in QSim berücksichtigten ein- und ausleitenden Kanäle und Flüsse, Heizkraftwerke (HKW), Wasserwerke (WW) und Kläranlagen (KA) im Abschnitt Süd

Gewässer	Amtl. km TeK	Modell-km Süd	Bezeichnung
BVK	30,57	0,70	Ausleitung Spree
BVK	29,78	2,49	WW Johannisthal
TeK	28,28	4,24	Einmündung Teltowkanal Britzer Kreuz
TeK	20,66	11,86	KA Marienfelde (seit 1998 stillgelegt)
TeK	17,48	15,04	KA Ruhleben
TeK	16,30	16,22	HKW Lichterfelde
TeK	8,17	24,35	KA Stahnsdorf
Griebnitzkanal	3,28	29,24	Ausleitung Teltowkanal

8.6.2 Verwendete Datensätze

Die von QSim benutzten Datensätze lassen sich in drei Teile gliedern. Als erstes werden die Daten aufgeführt, die zur Beschreibung des Ist-Zustandes 1996 des Stoffhaushaltes und der Trophie im Untersuchungsgebiet benutzt werden (Kapitel 8.6.2.1). Als zweites werden die Messstellen beschrieben, die zur Modellvalidierung des Ist-Zustandes 1996 benutzt werden (Kapitel 8.6.2.2). Im dritten Unterkapitel wird der Datensatz genannt, der zur Modellierung der Szenarien und Alternativen der Periode 1 (2003-2007) und Periode 10 (2048-2052) benutzt wird (Kapitel 8.6.2.3).

8.6.2.1 Datensatz für den Ist-Zustand 1996

In QSim wird ein Jahrgang gerechnet, indem das Modell täglich am oberen Modellrand einen Modelllauf beginnt. Dabei umfasst ein Modelllauf die Berechnung der fließzeitkonformen Entwicklung aller im Modell enthaltenen Parameter vom oberen zum unteren Modellrand. Je nach Gewässer kann ein Modelllauf wenige Tage bis Jahre dauern. Aufgrund der instationären Abflussverhältnisse kommt es zur Überlagerung der verschiedenen Modellläufe flussabwärts.

Liegen die Eingangsdaten am oberen Modellrand nicht täglich vor, interpoliert QSim linear zwischen den vorhandenen Datensätzen (zeitlicher Abstand zwischen 7 und 28 Tagen), um dennoch tägliche Modellläufe starten zu können. Je dichter die Datengrundlage am oberen Modellrand ist, um so besser kann QSim die Dynamik des Stoffhaushaltes und der Trophie im Gewässer im Jahrgang abbilden.

Bei der routinemäßigen Gewässerüberwachung an den Landesmessstellen wurden im Berliner Gewässersystem monatliche Stichproben entnommen. Außerdem sind nicht alle in QSim berücksichtigten Gewässergüteparameter erfasst worden. Deshalb wurde auf die von der BfG selbst erhobenen wöchentlichen Daten an der BfG-Messstelle (SOW-km 27,2) zurückgegriffen (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)). Diese wurde von November 1992 bis April 1998 wöchentlich unter besonderer Berücksichtigung der für das Gütemodell erforderlichen Eingangsgrößen beprobt. Dabei wurden die Modellzustandsgrößen BSB₅ (Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen), N-BSB₅ (Anteil der Nitrifikation am BSB₅, DVWK, 1990), C-BSB₅ (Anteil der Zehrung organischen Materials am BSB₅, DVWK, 1990), CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) und der MNSL (Maximaler Nitrifikationssauerstoffbedarf unter Standard-

Laborbedingungen, MÜLLER & PETER, 1999) erfasst, welche nicht Bestandteil der Ländermessprogramme sind. Zooplankton wurde lediglich von November 1992 bis Oktober 1996 erfasst. Da die Prozesse im Plankton von großer Bedeutung im Berliner Gewässernetz sind, wurde das Jahr 1996 für die Validierung von QSim ausgewählt.

Für die Simulation des Untersuchungsgebietes wurden der Landwehrkanal (WIB-Nr. 515), der Westhafenkanal (WIB-Nr. 610), die Havel (WIB-Nr. 320) und der Teltowkanal (alte Nummer des Senats 31003) berücksichtigt (Daten von SenStadt) (Abb. 8-60). Die dazugehörigen Wasserbeschaffenheitsparameter sowie Chlorophyll *a*-Gehalte sind in BERGFELD ET AL. (in prep.) enthalten.

Meteorologie, Morphologie und Hydrologie

Meteorologische Daten steuern im Gewässergütemodell über physikalische Vorgänge den Wärmehaushalt und über biologische Prozesse insbesondere das Algenwachstum. Die folgenden Parameter wurden als Tageswerte vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) für das Jahr 1996 an der Station Potsdam zur Verfügung gestellt (Tab. 8-22):

- Tagessumme der Globalstrahlung ($J \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$)
- Minimale und maximale Lufttemperatur ($^{\circ}C$)
- Mittlere relative Luftfeuchte (%)
- Mittlere Windgeschwindigkeit ($m \cdot s^{-1}$)
- Mittlerer Wolkenbedeckungsgrad

Tab. 8-22: Tagesmittelwerte von meteorologischen Daten für die Station Potsdam aus dem Jahr 1996 (Daten vom PIK)

1996	Globalstrahlung	max. Lufttemperatur	min. Lufttemperatur	Luftfeuchte	Windschwindigkeit	Bewölkung
	$J \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$	$^{\circ}C$	$^{\circ}C$	%	m/s	Bedeckungsgrad in Achteln
Mittelwert	964	11,7	3,9	80,8	4,1	5,7
Standardabweichung	755	10,0	7,5	12,7	1,7	2,3
Minimum	29	-10,0	-10,0	34,0	0,4	0,0
Maximum	2957	33,6	18,6	100,0	10,4	8,0

Die im Modell verwendete Gewässermorphologie wurde von der Bundesanstalt für Wasserbau in Form digitaler Querprofile zur Verfügung gestellt.

Zur Betrachtung der Hydrologie befinden sich im Untersuchungsgebiet fünf Pegel, an denen Abflüsse ermittelt werden: Berlin-Mühlendamm OP (SOW-km 17,0), Sophienwerder (SOW-km 0,6), Kleinmachnow (TeK-km 8,3), Landwehrkanal (LWK-km 1,67) und Havel (HOW-km 0,5) (Abb. 8-60). Zur Modellierung der Abschnitte Nord und Süd müssen Tagesmittelwerte des Abflusses am oberen Modellrand bei SOW-km 27,2 sowie für alle ein- und ableitenden Kanäle und Flüsse vorhanden sein. Unter Bezug auf die vorhandenen Pegel und der Kenntnis der Abflusssteuerung 1996 (DORNBLUT & FINKE, 2000) im Berliner Gewässernetz wurden diese Abflusswerte berechnet. Die Abflusskennwerte sind ebenfalls in Tab. 8-23 enthalten.

Tab. 8-23: Gemessene (grau unterlegt) und berechnete Abflusskennwerte im Untersuchungsgebiet für das Jahr 1996

	Fluss-km	Mittlerer Abfluss MQ	Niedrigster Abfluss NQ	Höchster Abfluss HQ
		m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Mühlendamm OP	SOW-km 17,0	24,5	5,4	64,5
Sophienwerder	SOW-km 0,6	24,2	3,7	57,1
Landwehrkanal UW	LWK-km 1,67	4,4	0,6	7,0
Havel UP Spandau	HOW-km 0,5	9,5	0,8	22,6
Kleinmachnow	TeK-km 8,3	12,0	4,3	21,0
Oberer Modellrand BfG-Messstelle	SOW-km 27,2	38,9	12,0	85,3
Britzer Verbindungskanal	SOW km 26,5	9,9	0,4	20,3
Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal	SOW-km 14,5	- 0,1	- 0,1	- 0,1
Westhafenkanal	SOW-km 6,2	0,16	0,16	0,16
Teltowkanal	TeK-km 28,3a	0,2	0,2	0,2
Griebnitzsee	TeK-km 0	11,7	4,0	20,7
Griebnitzkanal	TeK-km 0	0,75	0,3	1,3

Wasserbeschaffenheitsparameter und Algenbiomasse

Die wöchentlich gemessenen Wasserbeschaffenheitsparameter an der BfG-Messstelle (SOW-km 27,2) sind in BERGFELD ET AL. (in prep.) aufgelistet. Der Gesamt-Stickstoff- und Kalzium-Gehalt wurden von der BfG nicht bestimmt, statt dessen wurden in QSim monatliche Messdaten der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (SenStadt) an der Station Spree, Fähre Baumschulenweg (WIB-Nr. 130), 1,1 km unterhalb der BfG-Messstelle, verwendet (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)).

In QSim wird als Maß für die Algenbiomasse der Chlorophyll *a*-Gehalt verwendet (Kap. 5.5). Für das Jahr 1996 standen lediglich monatliche Messdaten des Chlorophyll *a*-Gehaltes am Messpunkt Baumschulenweg in der Spree (SenStadt, WIB-Nr. 130), 1,1 km unterhalb der BfG-Messstelle, zur Verfügung (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)).

Die modellierte Algenbiomasse wird durch drei Algengruppen repräsentiert: Kieselalgen (Bacillariophyceae), Grünalgen (Chlorophyceae) und Blaualgen (Cyanophyceae). Die Algengruppen unterscheiden sich durch spezifische interne Kenngrößen wie z.B. Wachstumsrate oder Temperaturoptimum. Der Jahresgang des Kiesel-, Grün- und Blaualgenanteils am Chlorophyll *a*-Gehalt am oberen Modellrand basiert auf BfG-Daten an der BfG-Messstelle aus den Jahren 1996-1998 (Abb. 8-62). Dabei wurde angenommen, dass die drei Algengruppen 100 % des Chlorophyll *a*-Gehaltes bilden. 1996 war die Spree insbesondere in den Sommermonaten Blaualgen-dominiert, während im Winter Kieselalgen überwogen (Abb. 8-62). Die Algengehalte für Januar bis März 1996 wurden aufgrund fehlender Daten aus den Messwerten 1997 und 1998 als Durchschnittswerte abgeleitet, diese sind gestrichelt in der Abb. 8-62 dargestellt. Bezogen auf den Chlorophyll *a*-Gehalt betrug der durchschnittliche Anteil der Kieselalgen 83 %, der Grünalgen 14 % und der Blaualgen 3 % (IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH).

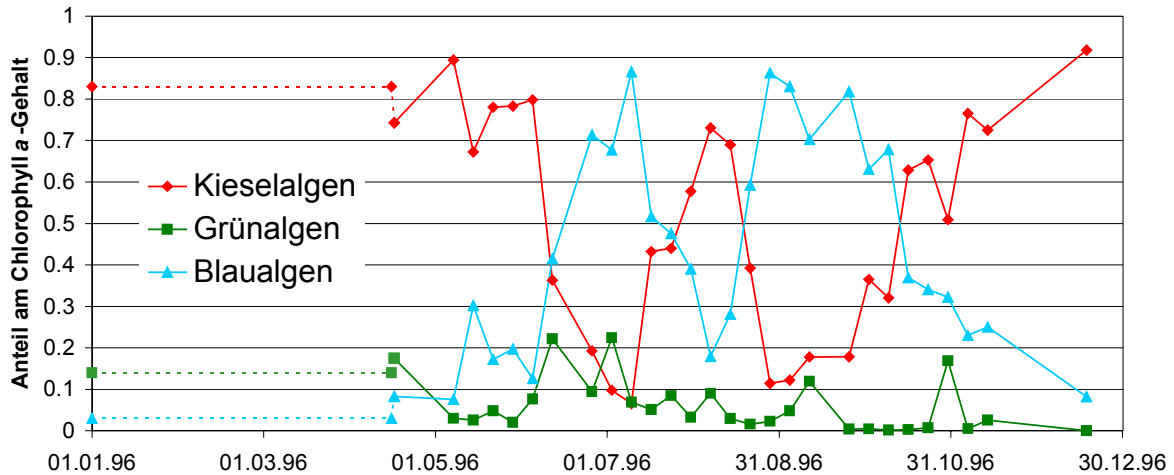


Abb. 8-62: Jahresgang des Kiesel-, Grün- und Blaualgenanteils am Chlorophyll *a*-Gehalt 1996 an der BfG-Messstation (IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH)

Für die Simulation des Untersuchungsgebietes (Kapitel 8.6.1) wurden der Landwehrkanal (WIB-Nr. 515), der Westhafenkanal (WIB-Nr. 610), die Havel (WIB-Nr. 320) und der Teltowkanal (alte Nummer des Senats 31003) berücksichtigt (Daten von SenStadt, Abb. 8-60). Die dazugehörigen monatlichen Wasserbeschaffenheitsparameter sowie Chlorophyll *a*-Gehalte sind in BERGFELD ET AL. (in prep.) aufgeführt.

Für die Umsetzung in QSim waren für einige Parameter Umrechnungen notwendig. So wird in QSim anstelle des TOC-Gehaltes der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) benötigt. Der Umrechnungsfaktor 2,94 wurde durch lineare Regression aus 300 Messwerten von CSB und TOC an der BfG-Messstelle der Jahre 1992-1998 ermittelt. Mit diesem Faktor wurde der TOC-Gehalt der einmündenden Kanäle und Nebenflüsse umgerechnet (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)).

Die Sauerstoffzehrung nach 24 Stunden (BSB_1) war von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung gemessen worden. Diese Angaben mussten für die Anwendung in QSim zunächst in den Gesamt- BSB_5 (Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen) umgerechnet werden. Dazu wird der BSB_1 durch 0,3 geteilt, um auf den Gesamt- BSB_5 zu kommen (BAUR, 1997). Für das Jahr 1993 liegen Messwerte am oberen Modellrand an der BfG-Messstelle vom BSB_1 und BSB_5 sowie dem Ammonium-Gehalt und der Wassertemperatur vor. Anhand dieser Messwerte wurde die Abhängigkeit des Faktors von 0,3 vom Ammonium-Gehalt und der Wassertemperatur untersucht. Der Faktor wurde für die Umrechnung der Messungen durch den Senat in Abhängigkeit vom Ammonium-Gehalt und der Wassertemperatur leicht nach oben oder unten korrigiert.

Der Gesamt- BSB_5 setzt sich aus dem sogenannten C- BSB_5 (der kohlenstoffbürtige Anteil des biochemischen Sauerstoffbedarfs) und dem N- BSB_5 (durch Nitrifikation verursachter biochemischer Sauerstoffbedarf) zusammen (DVWK, 1990). Zur Erfassung des bei der Ammonium-oxidation auftretenden Sauerstoffverbrauches (Nitrifikation) wurde der N- BSB_5 bestimmt, indem die Konzentration an Ammonium ($mg\ NH_4-N/l$) mit 4,32 multipliziert wurde. Diese Umrechnung entspricht dem theoretischen Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation. Anschließend wurde der N- BSB_5 vom Gesamt- BSB_5 abgezogen, um den kohlenstoffbürtigen Anteil am BSB_5 , den C- BSB_5 zu erhalten. Diese Berechnung ermöglicht nur eine grobe Annäherung an den Anteil des C- BSB_5 am BSB_5 . Teilweise war der berechnete N- BSB_5 höher als der gemessene

Gesamt-BSB₅. Deshalb wurde für den C-BSB₅ ein Minimalwert von 25 % des Gesamt-BSB₅ festgelegt.

An der BfG-Messstelle wurde wöchentlich der MNSL (Maximaler Nitrifikations-sauerstoffbedarf unter Standard-Laborbedingungen) bestimmt (MÜLLER & PETER, 1999). Der in QSim benötigte Parameter „Nitrifikantenbiomasse“ wird aus dem MNSL berechnet, die ermittelte Nitrifikantenbiomasse betrug 1996 im Mittel 0,0015 mg/l (St. D. 0,0004 mg/l). Der Mittelwert wurde als Startwert am oberen Modellrand verwendet.

Zooplankton und benthische Filtrierer

Als Startwerte des Zooplanktongehaltes am oberen Modellrand dienten Messwerte an der BfG-Messstelle (Abb. 8-63). Es wird deutlich, dass 1996 neben den Rotatorien die Crustaceen die Spree zeitweise dominierten. In QSim ist derzeit kein Crustaceenbaustein enthalten, sondern es wird nur die Entwicklung der Rotatorien modelliert. Um den Einfluss der Crustaceen trotzdem im Modell abzubilden, wurde zu der gemessenen Rotatoriendichte ein Crustaceenäquivalent dazuaddiert. Dabei wird angenommen, dass eine Crustacee die Biomasse und Filtrierleistung von fünf Rotatorien besitzt. Crustaceen sind deutlich effektivere Filtrierer als Rotatorien, insbesondere im Vergleich zu dem im Zooplanktonbaustein eingesetzten relativ kleinen Modellorganismus *Keratella cochlearis*. Für die Nebenflüsse und Kanäle wurde aufgrund fehlender Daten dieselbe Zooplanktondichte wie im Hauptstrom angenommen.

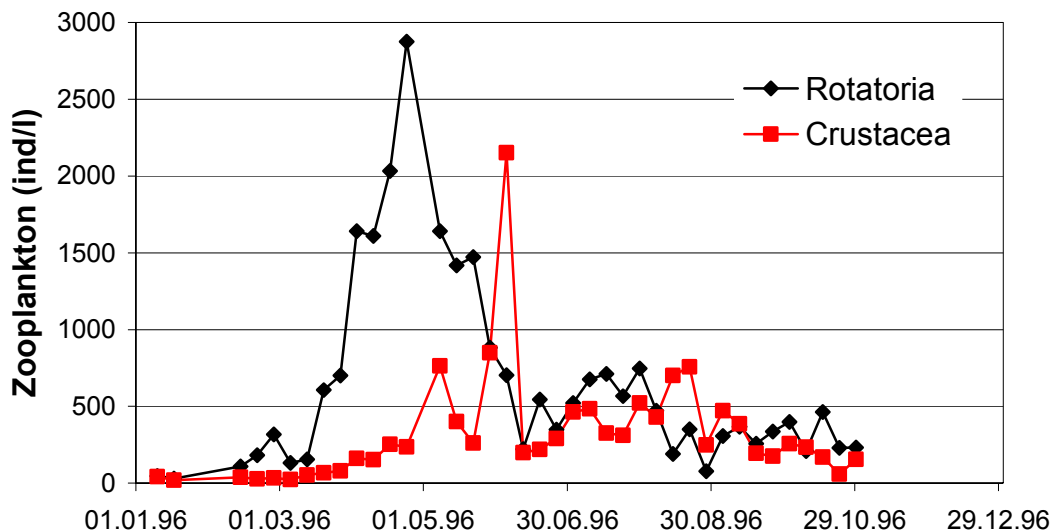


Abb. 8-63: Zooplanktondaten 1996 an der BfG-Messstation (SOW-km 27,2)

Neben dem Zooplankton wird der Algengehalt durch benthische Filtrierer beeinflusst, welche feine und feinste partikuläre organische Substanzen aus dem Wasserkörper filtrieren und damit einen Fraßdruck auf Algen ausüben. Im Gütemodell wird die Gruppe der benthischen Filtrierer durch zwei Makrozoobenthosarten repräsentiert: die Zebrauschel *Dreissena polymorpha* und den Schlickkrebs *Corophium curvispinum*. Beide Arten sind sog. aktive Filtrierer, die das feine organische Material aktiv herbei strudeln. Die Populationsentwicklung der Zebrauschel ist sehr detailliert modelliert, während die Populationsentwicklung beim Schlickkrebs im Modell nur mit einfachen Annahmen umgesetzt wurde. Bei den Simulationsläufen wird jeweils für den 01.01. eines jeden Jahres bzw. Periode eine abgeschätzte Individuendichte für beide Filtrierer eingegeben. Bei der Simulation des Jahresganges werden mehrere Generationen der beiden Arten modelliert. Somit steigt die Individuendichte und damit auch der dazugehörige Fraßdruck der

benthischen Filtrierer im Verlauf eines Jahres an. Allerdings erfolgt bei der Zebrauschel die Modellierung auf der Basis von Biomassen, die Populationsentwicklung ist abhängig von Temperatur, Nahrung und Abblanchvorgängen. Die wesentlich einfachere Modellierung des Schlickkrebsses ist von all diesen Faktoren unabhängig, die Zunahme der Abundanzen im Jahresgang ist lediglich zeitabhängig.

Die im Modell benötigten Eingabewerte für die benthischen Filtrierer basieren auf Bestandsaufnahmen des Makrozoobenthos, die im November 1992 (AG BW, 1999) und Oktober 2002 (LESZINSKI (IGB), pers. Mitteilung) durchgeführt wurden. Dabei waren 1992 die Spreemündung, der Teltowkanal und die Obere Havel beprobt worden, während 2002 die Stadtsprees bearbeitet wurde. An dominanten Filtrierern herrschte die Zebrauschel *Dreissena polymorpha* im Untersuchungsgebiet vor. Für die Spree wurden bei der Beprobung an der Böschung im Mittel 1 765 Ind./m² und am Gewässergrund 76 Ind./m² bestimmt (LESZINSKI, pers. Mitteilung). Dabei waren am Gewässergrund sehr hohe Dichten an *D. polymorpha* in einem ca. 4 m breiten Schuttstreifen in der Stadtsprees gezählt worden. Der Schuttstreifen befindet sich beidseitig des Gewässers nahe am Ufer. Die in diesem Bereich gezählten Abundanzen wurden der Böschung zugerechnet. Für den Teltowkanal wurden an der Böschung im Mittel 570 Ind./m² und am Gewässergrund 2,5 Ind./m² gezählt (AG BW, 1999).

Es wurden lediglich die Individuendichten bestimmt, jedoch nicht die Schalenlänge. Diese ist von entscheidender Bedeutung bei der Betrachtung der Muschelbiomasse. Da in QSim die Entwicklung der Zebrauschel bezogen auf die Biomasse dynamisch abgebildet ist (Kapitel 5.5), musste aus den Messwerten zunächst eine mittlere Muschelbiomasse bestimmt werden. Bei detaillierten Untersuchungen der Entwicklung der Größenklassenverteilung der Zebrauschelpopulation im Rhein 1990 (JANTZ & SCHÖLL, 1998) wurde für den Oktober eine mittlere Schalenlänge von 10 mm bestimmt. Dies entspricht einer Biomasse, bezogen auf den Kohlenstoffgehalt, von 2,3 mg C pro Individuum. Multipliziert man dieses mittlere Gewicht einer Muschel mit den gemittelten Besiedlungsdichten, erhält man eine mittlere Zebrauschelbiomasse von 4 g C/m² an der Böschung und 0,2 g C/m² am Gewässergrund der Spree bzw. 1,3 g C/m² an der Böschung und 0,01 g C/m² am Gewässergrund im Teltowkanal.

Für die dynamische Simulation des Makrozoobenthos im Jahresgang mussten aus den Messwerten vom Oktober 2002 Startwerte für Anfang Januar erzeugt werden. Diese wurden mit Hilfe des Modells zurückgerechnet. In Abb. 8-64 ist die Entwicklung der modellierten Zebrauschelbiomasse in der Spree bei Sophienwerder und im Teltowkanal bei der Teltowwerft 1996 abgebildet. Dabei wird deutlich, dass der derzeitige Zebrauschel-Baustein in der Lage ist, die Entwicklung der Tiere im Frühjahr bis Spätsommer und damit ihren Einfluss auf die Phytoplanktonentwicklung abzubilden. Die Mortalität der Zebrauschel im Winter ist nicht ausreichend abgebildet, derzeit sinkt die Biomasse nur aufgrund von Nahrungsmangel. Fraßfeinde, winterliche Hochwässer und weitere Verlustfaktoren sind noch nicht berücksichtigt. Da im Winter kaum Phytoplankton im Gewässer vorhanden ist, kann die Modellierung der Zebrauschel für diesen Zeitraum vernachlässigt werden.

Im Modell werden bei der Zebrauschel zwei Kohorten berücksichtigt, wobei die 0. Kohorte alle Tiere mit einer mittleren Schalenlänge bis 8 mm und die 1. Kohorte alle mit einer mittleren Länge größer 8 mm beinhaltet. Die adulten Tiere (1. Kohorte) erzeugen Larven, die nach dem Festsetzen die 0. Kohorte bilden. Die 0. Kohorte ist frühestens vier Wochen nach dem ersten Abblanchtermin Ende Mai von Bedeutung, also ab Ende Juni jeden Jahres. In Abb. 8-64 ist die Gesamt-Biomasse beider Kohorten aufgetragen.

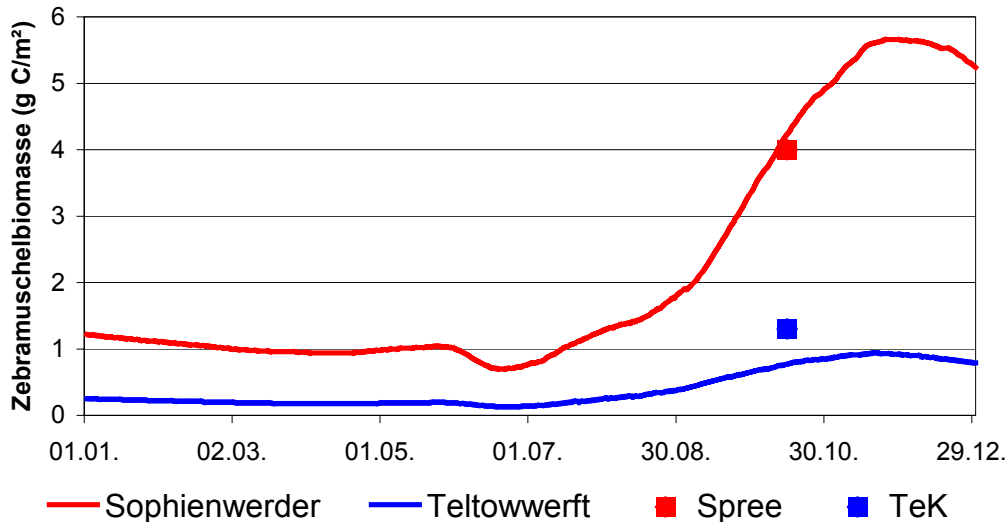


Abb. 8-64: Jahresgang der modellierten Zebramuschelbiomasse an der Böschung in der Spree bei Sophienwerder und im Teltowkanal bei der Teltowwerft 1996. Die Messpunkte zeigen die aus den gemessenen Individuendichten umgerechneten Zebramuschelbiomassen (AG BW, 1999, LESZINSKI, pers. Mitteilung)

An dominanten benthischen Filtrierern kam in der Stadtspree neben der Zebramuschel auch der Schlickkrebs *Corophium curvispinum* vor. Im Teltowkanal wurde er nicht gefunden (AG BW, 1999). Der Schlickkrebs erreichte in der Spree an der Böschung im Mittel 5 032 Ind./m², am Gewässergrund 264 Ind./m² (LESZINSKI, pers. Mitteilung).

Die im Oktober 2002 gemessenen Dichten des Schlickkrebs *C. curvispinum* wurden bei einer Annahme von drei Generationen pro Jahr entsprechend zurückgerechnet, um als Startwert für den 02.01. eines jeden Jahres verwendet werden zu können. Als Startwert wurden 50 Ind./m² an der Böschung und 3 Ind./m² am Gewässergrund eingesetzt. Abb. 8-65 zeigt die modellierte Entwicklung des Schlickkrebses.

Für den Schlickkrebs wird im Modell eine Filtrierrate von 0,5 ml pro Stunde und Individuum angenommen. Von RAJAGOPAL et al. (1998) wird für den Schlickkrebs eine Filtrierrate von 5 ml pro Stunde und Individuum angegeben. Es fehlen jegliche Angaben zu dieser Filtrierrate wie z.B. Temperaturbereich oder Größe der Tiere. Modellierungen mit diesem Wert führten bei anderen Untersuchungen jedoch zu unrealistisch hohen Filtrierleistungen des Schlickkrebses.

Anmerkung:

Am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB) wird die Makrozoobenthosbesiedlung der Stadtspree im Rahmen einer Dissertationsarbeit intensiv bearbeitet. Nach Fertigstellung der Arbeiten durch M. Leszinski werden auch Daten zur Benthosbesiedlung im Frühjahr in der Stadtspree sowie zur Schalenlängenverteilung bei *D. polymorpha* vorliegen.

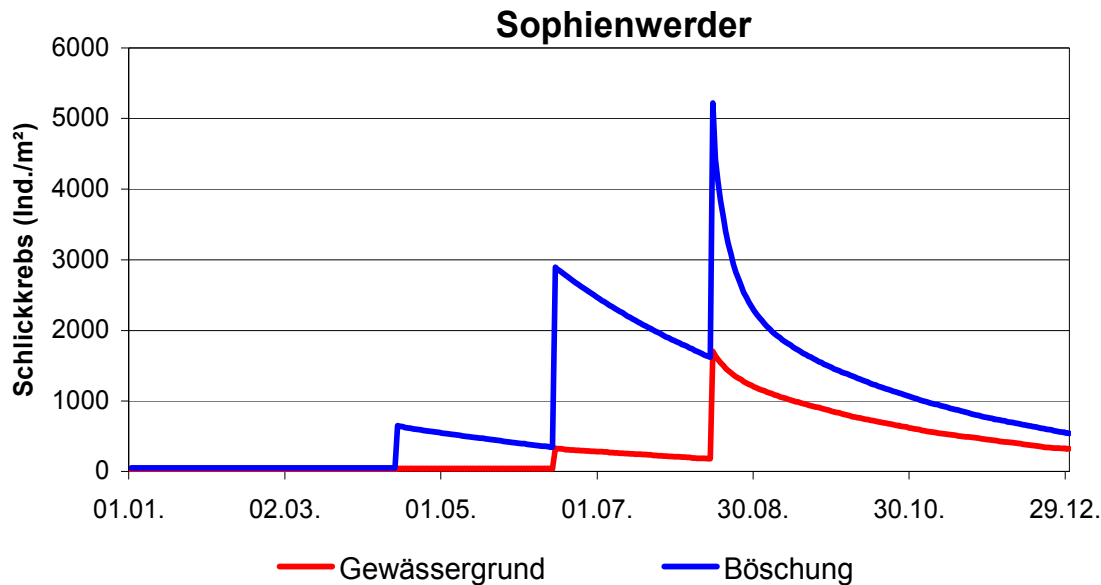


Abb. 8-65: Mit QSim simulierter Jahrgang der Individuendichte des Schlickkrebses in der Spree bei Sophienwerder (SOW-km 0,3) mit drei Generationen

Fäkalcoliforme Bakterien

Fäkalcoliformen Bakterien wurden 1996 routinemäßig vom Senat Berlin an allen Messpunkten erhoben. Dabei stehen wie beim Stoffhaushalt und dem Chlorophyll *a*-Gehalt monatliche Daten zur Verfügung. Als oberer Modellrand standen Daten der Probestelle Spree-Baumschulenweg (WIB-Nr. 130) zur Verfügung (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)). Für die einleitenden Flüsse und Kanäle waren jedoch keine Messwerte an fäkalcoliformen Bakterien vorhanden.

Heizkraftwerke

Im Untersuchungsgebiet befinden sich 6 Heizkraftwerke (Abb. 8-61). Die täglichen Überwachungswerte der Wärmeinleitung der Heizkraftwerke wurden aus der Eigenüberwachung des Energieversorgers BEWAG bereitgestellt. In Tab. 8-24 sind die Jahresmittelwerte für die Jahre 1996 und 2002 aufgelistet. Es wird deutlich, dass die Wärmeabgabe in diesen 6 Jahren deutlich reduziert wurde. Beim HKW Mitte wurde die Anlage modernisiert, die neue Gas- und Dampfanlage ist seit Ende 1997 in Betrieb. Das Kraftwerk ist generell im Sommer wenig in Betrieb, da sich das Kraftwerk nur im Winter bei gleichzeitiger Nutzung der Abwärme als Fernwärme lohnt.

Beim HKW Charlottenburg wurden im Januar 2001 die kohlegefeuerten Anlagen stillgelegt, was zu dem starken Rückgang der Wärmeabgabe geführt hat. Durch eine Umstellung im Betrieb wird es eventuell in den nächsten Jahren zu einer Erhöhung der Wärmeabgabe kommen, die aber unter 100 GJ pro Tag liegen wird. Beim HKW Reuter wurden Ende 1999 zwei Blöcke stillgelegt, was zu der reduzierten Wärmeabgabe geführt hat. Und beim HKW Lichterfelde war der Block 2 im Jahre 2002 außer Betrieb, er wird aber in Zukunft wieder betrieben werden, sodass in den nächsten Jahren die Wärmeabgaben eher wie im Jahre 1996 sein werden.

Tab. 8-24: Mittelwert aus den täglichen Überwachungswerten der Heizkraftwerke 1996 und 2002 im Untersuchungsgebiet (Daten von BEWAG)

	1996	2002
	Wärmeabgabe GJ pro Tag	Wärmeabgabe GJ pro Tag
HKW Klingenberg	1 529	1 213
HKW Mitte	1 784	577
HKW Charlottenburg	8 470	11
HKW Reuter	21 691	5 161
HKW Reuter West	50	54
HKW Lichterfelde	12 451	9 758
Summe	45 975	16 774

Kläranlagen

Die täglichen Überwachungswerte der kommunalen Kläranlagen Marienfelde, Ruhleben und Stahnsdorf wurden von den Berliner Wasserbetrieben zur Verfügung gestellt. Ihre Lage im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 8-61 eingetragen. Es wurden Werte der Jahre 1996-2002 aus der Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber weitergegeben. Dabei wurde die Kläranlage Marienfelde 1998 stillgelegt. Die Kläranlage Ruhleben leitet im Winterhalbjahr (01.10. bis 31.03. jeden Jahres) in die Spree kurz vor der Mündung ein, im Sommer (01.04. bis 30.09. jeden Jahres) in den Teltowkanal bei TeK-km 17,5 unterhalb vom Hafen Steglitz.

Die Mittelwerte der verschiedenen Güteparameter der Kläranlagen sind in Tab. 8-25 aufgelistet.

Bei den Parametern der Berliner Wasserbetriebe für die Kläranlagen lagen die Werte als Gesamt-BSB₅ (Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen) vor. Es wurde davon ausgegangen, dass sich bei den Kläranlagen der BSB₅ zu 60 % aus dem C-BSB₅ zusammensetzt (Erklärungen zur BSB-Aufteilung s. Kapitel 8.6.2.1).

Von den Kläranlagen Ruhleben und Marienfelde liegen nur Gesamt-Phosphor-Gehalte vor. Der Anteil an ortho-Phosphat am Gesamt-Phosphor-Gehalt konnte über lineare Regression aus Werten der Kläranlage Stahnsdorf von 1996 und 1997 mit dem Faktor 0,6 ermittelt werden. Dieser Faktor wurde zur Berechnung des Anteils an ortho-Phosphat auch in den Kläranlagen Ruhleben und Marienfelde angewandt.

Für die Kläranlagen wurden im Kläranlagenablauf an fäkalcoliformen Bakterien 10³ *Escherichia coli* pro 100 ml auf Grundlage von Untersuchungen von FOCKE (1997), GÜDE (2002), GÜDE ET AL. (1994) und WUHRER (1995) angenommen.

Tab. 8-25: Jahresmittelwerte und Standardabweichungen (in Klammern) 1996 und 2002 des Abflusses und der Gewässergüteparameter der Kläranlagen Marienfelde, Ruhleben und Stahnsdorf (Daten von Berliner Wasserbetrieben, grau hinterlegte Werte sind berechnet)

Parameter	Einheit	KA Marienfelde		KA Ruhleben		KA Stahnsdorf	
		1996	2002	1996	2000	1996	2000
Abfluss	m ³ /s	0,72 (0,11)		2,69 (0,43)		0,46 (0,09)	
pH		7,85 (0,15)		7,56 (0,45)	-	-	7,18 (0,10)
Schwebstoffe	mg/l	13,41 (4,52)		7,46 (3,80)	-	6,06 (2,44)	-
BSB ₅	mg/l	11,69 (3,50)		4,17 (2,21)	4,07 (1,12)	5,00 (9,48)	4,62 (1,81)
C-BSB ₅	mg/l	7,39 (2,21)		2,17 (1,36)	2,43 (1,05)	2,72 (1,11)	2,54 (1,24)
CSB	mg/l	93,59 (11,44)		48,9 (9,09)	43,46 (4,62)	48,67 (9,09)	40,13 (6,90)
Gesamtstickstoff	mg N/l	35,70 (13,09)		12,98 (3,50)	10,80 (2,93)	25,21 (6,30)	15,25 (3,09)
NH ₄ -N	mg N/l	21,50 (13,86)		2,34 (3,48)	0,88 (1,15)	3,27 (5,88)	0,25 (0,35)
NO ₃ -N	mg N/l	9,05 (5,45)		8,13 (2,09)	8,31 1,82	19,10 (5,80)	12,5 (2,58)
NO ₂ -N	mg N/l	2,91 (1,37)		0,45 (0,37)	0,39 (0,37)	0,77 (0,54)	0,16 (0,21)
Gesamt-Phosphat	mg P/l	0,75 (0,27)		0,26 (0,11)	0,28 (0,09)	0,72 (0,98)	0,54 (0,25)
ortho-Phosphat	mg P/l	0,42 (0,15)		0,148 (0,06)	0,20 (0,11)	0,40 (0,10)	0,24 (0,11)
Leitfähigkeit	µS/cm	1385 (168,42)		1217 (157,25)	1144 (241,16)	1323 (92,43)	

8.6.2.2 Datensatz für die Validierung des modellierten Ist-Zustandes 1996

Zur Modellvalidierung werden die Modellergebnisse mit Messwerten entlang der Fließstrecke verglichen. Im Untersuchungsgebiet wurden 1996 mindestens alle 5 km im monatlichen Rhythmus Wasserbeschaffenheitsparameter sowie der Chlorophyll *a*-Gehalt von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung gemessen. Es liegen keine Zooplanktondaten aus dem Untersuchungsgebiet vor, sodass eine Validierung der simulierten Zooplanktongemeinschaft nicht möglich ist. Keimzahlen fäkalcoliformer Bakterien wurden monatlich an fast allen Probestellen des Senats gemessen. Zusätzlich wurden vom Landesamt für Arbeitsschutz, Gesundheit und technische Sicherheit Berlin (LAGetSi) Keimzahlen fäkalcoliformer Bakterien im Sommerhalbjahr an verschiedenen Badestellen im Untersuchungsgebiet gemessen. Im Einzelnen sind dies die Badestellen Strandbad, Schildhorn, Grunewaldturm, Lieper Bucht, Große Badewiese, Breithorn, Große Steinlake, Alter Hof, Radfahrwiese im Wannsee sowie eine Badestelle im Pohlsee. Die Messstellen des Senats und ihre Lage im Untersuchungsgebiet sind in der Tab. 8-26 und Tab. 8-27 aufgelistet.

Zusätzlich zu den Messstellen liegen im Untersuchungsgebiet zwei Dauermessstationen des Berliner Senats (Abb. 8-60). Die Messstation Sophienwerder liegt am linken Ufer der Spree (SOW-km 26,35, WIB-Nr. 161) 600 m oberhalb der Einmündung der Spree in die Havel und somit auch oberhalb der Kläranlage Ruhleben. Die Messstation Teltowwerft befindet sich am rechten Ufer des Teltowkanals (TeK-km 11,4, WIB-Nr. 421). An beiden Messstationen werden stündliche Sondenmessungen der Parameter Sauerstoff, Wassertemperatur, pH-Wert und

Leitfähigkeit durchgeführt. Außerdem werden täglich die Parameter TOC, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor aus 24-h-Mischproben bestimmt.

Tab. 8-26: Zur Validierung verwendete Messstellen im Strang Nord (alle Daten vom Senat Berlin)

	Messstellennummer	Gewässer	Amtl. km	Modell-km	Bezeichnung
1	BfG	SOW	27,20	0,0	BfG Messstelle
2	130	SOW	26,10	1,10	Spree Baumschulenweg
3	11062	SOW	22,05	5,15	Spree Elsenbrücke
4	140	SOW	18,30	8,90	Spree Janowitzbrücke
5	145	SOW	14,20	13,00	Spree, vor Abzweig BSSK
6	150	SOW	9,20	18,00	Spree, 100m oh. Einm. LWK
7	11003	SOW	6,14	21,06	Spree, 200m uh. Schleuse Charlottenburg
8	155	SOW	4,35	22,85	Spree vor WW Jungfernheide
9	160	SOW	0,25	26,95	Spreemündung
10	325	UHW	3,9	31,10	Havel uh. Pichelsee
11	330	UHW	7,0	34,20	Havel Höhe Grunewaldturm
12	335	UHW	10,0	37,20	Havel Großes Fenster
13	340	UHW	12,4	39,60	Havel 200m oh. Kälberwerder
14	345	UHW	15,8	43,00	Havel am Krughorn

Tab. 8-27: Zur Validierung verwendete Messstellen im Strang Süd (alle Daten vom Senat Berlin)

	Messstellennummer	Gewässer	Amtl.km	Modell-km	Bezeichnung
1	BfG	SOW	27,2	0,0	BfG Messstelle
2	32001	BVK	28,4	4,1	BVK 100m vor Einmündung in TeK
3	410	TeK	27,7	4,9	TeK Buschkrugbrücke
4	31006	TeK	21,6	11,0	TeK uh. Hafen Mariendorf
5	415	TeK	18,7	13,9	TeK uh. Hafen Steglitz
6	420	TeK	15,7	16,9	TeK Eugen-Kleine Brücke
7	31011	TeK	11,5	21,1	TeK Teltowwerft
8	425	TeK	8,5	24,1	TeK Schleuse Kleinmachnow
9	430	TeK	3,9	28,7	TeK Nathanbrücke
10	26004	PFLK	0,5	29,8	PFLK Hubertusbrücke
11	355	PFLK	3,0	32,3	Kleiner Wannsee Mitte
12	25016	PFLK	3,7	33,0	Großer Wannsee Wannseebrücke

8.6.2.3 Datensatz für die Szenarienrechnungen

Meteorologie, Morphologie und Hydrologie

Die meteorologischen Daten wurden für die im GLOWA-Projekt betrachteten zeitlichen Perioden simuliert (GERSTENGARBE & WERNER, 2003). Für die Gewässergüte der Seen (EMMO) und des Berliner Gewässernetzes (QSim) im Teilprojekt Berlin wurde die Realisierung 32 des

Klimaszenarios A1 (GERSTENGARBE & WERNER, 2003) eingesetzt. Dabei wurden für alle Szenarien die Periode 1 (2003-2007) und die Periode 10 (2048-2052) betrachtet. Wichtige Kenngrößen, die von QSim für die Modellierung der Gewässergüte für die Perioden 1 und 10 benutzt wurden, sind in Tab. 8-28 aufgeführt. Dabei umfasst die Periode 1 die Jahre 2003-2007 und die Periode 10 die Jahre 2048-2052. Die Periode 10 zeichnet sich durch eine höhere Globalstrahlung, höhere Lufttemperatur und einen niedrigeren Wolkenbedeckungsgrad aus als die Periode 1.

Tab. 8-28: Meteorologische Daten aus Tagesmittelwerten der Station Schönefeld für das Klimaszenario A1 und die Realisierung 32 für die Perioden 1 und 10 (GERSTENGARBE & WERNER, 2003)

	Globalstrahlung	max. Lufttemperatur	min. Lufttemperatur	Luftfeuchte	Windschwindigkeit	Bewölkung
	$J \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$	°C	°C	%	m/s	Bedeckungsgrad in Achteln
Periode 1						
Mittelwert	1021	11,5	6,8	73,0	3,1	5,0
Standardabweichung	678	6,4	6,2	10,0	0,8	1,2
Minimum	109	0,8	-5,4	52,8	0,9	1,7
Maximum	2471	24,5	18,5	90,6	6,6	7,9
Periode 10						
Mittelwert	1047	14,9	7,1	72,9	3,1	4,8
Standardabweichung	698	8,2	6,5	10,3	0,9	1,2
Minimum	110	0,5	-6,3	48,9	1,5	1,3
Maximum	2359	29,4	18,5	91,9	5,6	7,7

Alle im Folgenden aufgeführten hydrologischen Daten wurden mit ArcGRM GLOWA erzeugt (Kapitel 8.4). Für das Untersuchungsgebiet wurden für die zu betrachtenden Szenarien und Alternativen in ArcGRM GLOWA Monatsmittelwerte des Abflusses für fünf Pegel ausgegeben. Dies sind die Pegel Berlin-Mühlendamm OP (SOW-km 17,0), Sophienwerder (SOW-km 0,6), Kleinmachnow (TeK-km 8,3), Landwehrkanal (LWK-km 1,67) und Havel (OHW-km 0,5). Wie bei der Modellierung der Gewässergüte beschrieben (Kapitel 5.5), müssen zur Betrachtung eines Jahrganges Tagesmittelwerte der Eingabedaten vorhanden sein. Da QSim Monatsmittelwerte des Abflusses übergeben wurden, werden diese Werte jeweils für den 15. eines Monats eingesetzt, für die dazwischen liegenden Tage wird der Abfluss interpoliert.

Unter Bezug auf die von ArcGRM GLOWA übergebenen Pegeldata und der Kenntnis der Abflusssteuerung 2002 (OPPERMANN ET AL., 2002) im Berliner Gewässernetz wurden die von QSim benötigten Abflusswerte am oberen Modellrand bei SOW-km 27,2 sowie für alle ein- und ableitenden Kanäle und Flüsse berechnet (Tab. 8-29). Im Gegensatz zur Modellvalidierung, die sich auf 1996 bezieht, hat sich die Abflusssteuerung des Teltowkanals verändert. Während 1996 kaum Wasser von der Dahme in den Teltowkanal floss (Tab. 8-23), war der Teltowkanal 2002 vollständig geöffnet und hatte einen deutlich höheren Abfluss (Tab. 8-29). Entsprechend hat sich der Abfluss von der Spree in den Britzer Verbindungskanal (BVK) von 1996 zu 2002 verringert.

Für die Simulation wurde der Abfluss von der Spree in den BVK auf einen Minimalwert von 1,5 m³/s festgelegt. Bei der Abflusssteuerung 2002 kehrt sich jedoch insbesondere in den Sommermonaten die Fließrichtung im BVK oft um. Dasselbe gilt für den Griebnitzkanal, der mit einem Abfluss von 0,75 m³/s im Modell realisiert ist, obwohl auch hier zeitweise Fließumkehr auftritt. Diese kann mit der derzeitigen Version 9.1 von QSim nicht abgebildet werden, da derzeit

nur einzelne Stränge betrachtet werden. Es wird an einer Kopplung von QSim mit dem Abflussmodell HYDRAX (BUSCH ET AL., 1999) gearbeitet. Mit dieser neuen Version von QSim sollte der Teltowkanal erneut betrachtet werden. Mit der künftigen Version von QSim wird es möglich sein, die Wasserqualität ganzer Gewässernetze zu betrachten, auch eine zeitweise Fließumkehr in einzelnen Kanälen kann dann nachgebildet werden.

Tab. 8-29: Mit ArcGRM GLOWA simulierte (grau unterlegt) und berechnete Abflusskennwerte im Untersuchungsgebiet für die Perioden 1 und 10, jeweils Alternative 1

	Fluss-km	Periode	Mittlerer Abfluss MQ	Niedrigster Abfluss NQ	Höchster Abfluss HQ
			m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s
Mühlendamm OP	SOW-km 17,0	Periode 1	10,2	5,9	14,3
		Periode 10	10,0	4,2	17,4
Sophienwerder	SOW-km 0,6	Periode 1	15,8	8,3	22,4
		Periode 10	13,9	5,9	23,6
Landwehrkanal UW	LWK-km 1,67	Periode 1	3,1	1,5	4,4
		Periode 10	2,7	0,7	4,6
Havel UP Spandau	HOW-km 0,5	Periode 1	6,5	1,8	12,0
		Periode 10	5,7	0,9	16,3
Kleinmachnow	TeK-km 8,3	Periode 1	6,2	3,4	8,3
		Periode 10	5,3	1,8	8,2
Oberer Modellrand BfG-Messstelle	SOW-km 27,2	Periode 1	15,1	8,9	20,8
		Periode 10	14,1	6,4	23,4
Britzer Verbindungskanal	SOW km 26,5	Periode 1	1,8	1,5	2,5
		Periode 10	1,5	1,5	1,5
Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal	SOW-km 14,5	Periode 1	- 0,1	- 0,1	- 0,1
		Periode 10	- 0,1	- 0,1	- 0,1
Westhafenkanal	SOW-km 6,2	Periode 1	0,16	0,16	0,16
		Periode 10	0,16	0,16	0,16
Teltowkanal	TeK-km 28,3a	Periode 1	3,6	0,2	6,3
		Periode 10	4,0	0,6	7,0
Griebnitzsee	TeK-km 0	Periode 1	6,0	3,2	8,0
		Periode 10	6,0	2,6	9,0
Griebnitzkanal	TeK-km 0	Periode 1	0,8		
		Periode 10	0,8		

Bei der Alternative 2 wird in Bezug auf den Abfluss die Einführung wassersparender Maßnahmen und Technologien untersucht. Es werden die Kapazitäten von Wasserwerken und Kläranlagen reduziert. Dies führt in der Periode 1 zu sehr geringen Unterschieden im Abflussgeschehen zwischen Alternative 1 und 2. In der Periode 10 sind die Abflüsse bei Alternative 2 niedriger. So verringert sich der MQ vom Pegel Sophienwerder von 13,87 (alt1) auf 13,56 m³/s (alt2) und vom Pegel Kleinmachnow von 5,28 (alt1) auf 5,10 m³/s (alt2).

Bei den Alternativen 3 und 4 wird die Wasserqualität im Berliner Gewässernetz für den Fall simuliert, dass die Kläranlage Ruhleben ganzjährig in die Spree einleitet. Entsprechend sinken die Abflüsse im Teltowkanal und steigen in der Spree. In der Periode 1 erhöht sich der MQ vom Pegel Sophienwerder von 15,76 (alt1) auf 16,15 m³/s (alt3) und erniedrigt sich am Pegel Kleinmachnow von 6,21 (alt1) auf 5,83 m³/s (alt3). Da in der Periode 10 die Kläranlage

Ruhleben abgeschaltet ist, unterscheiden sich in dieser Periode die Abflüsse der Alternativen 3 und 4 in beiden Abschnitten nicht von denen der Alternative 1. Beim Oderwasserszenario (Kapitel 8.4.2) wird der Einfluss einer Oderwasserüberleitung auf die Wasserqualität im Untersuchungsgebiet in der Periode 10 (2048-2052) betrachtet. Wie beim Basisszenario wurden QSim Monatsmittelwerte des Abflusses derselben fünf Pegel von ArcGRM GLOWA übergeben. Die Abflüsse für die übrigen Stationen wurden wie beim Basisszenario berechnet. Die sich ergebende Differenz am oberen Modellrand bei SOW-km 27,2 wurde als Oderwasser angesehen. Im Mittel wurde eine Überleitung von 1,2 m³/s an Oderwasser ermittelt, wobei die Oderwasserüberleitung hauptsächlich im Sommer relevant ist (Abb. 8-66).

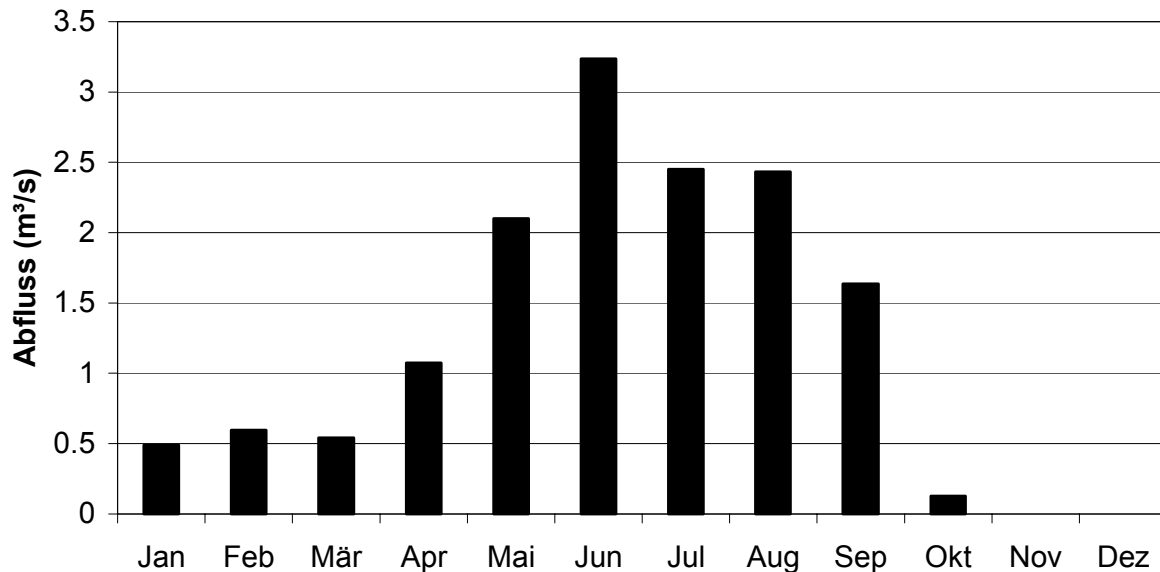


Abb. 8-66: Oderwasserüberleitung an der BfG-Messstelle (SOW-km 27,2) für die Periode 10 (berechnet aus ArcGRM GLOWA-Daten).

Wasserbeschaffenheitsparameter und Algenbiomasse

Für die Periode 1 wurden für den oberen Modellrand sowie alle einleitenden Kanäle und Nebenflüsse die Messwerte von 1996 verwendet (Daten in BERGFELD et al. (in prep.)). Diese Messwerte aus dem Jahre 1996 wurden teilweise für die Periode 10 angepasst (Anpassung beschrieben in Kapitel 8.5.1).

Für das Oderwasserszenario wurden für die Simulation der Oderwasserüberleitung in die Spree wöchentliche Wasserbeschaffenheitsparameter von der Station Frankfurt/Oder des Landesumweltamtes Brandenburg verwendet (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)). Diese Messwerte aus dem Jahre 1996 wurden teilweise für die Periode 10 angepasst (Anpassung beschrieben in Kapitel 8.5.1). Bei der Betrachtung der Oder wird die Belastung mit Schwermetallen und halogenen Stoffen nicht berücksichtigt.

In der Oder bei Frankfurt werden in der ersten Jahreshälfte 1996 niedrigere Sauerstoffgehalte als in der Spree bei der BfG-Messstelle gemessen (Abb. 8-67, Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)). Gleichzeitig ist die Oder deutlich stärker mit Nährstoffen belastet als die Spree (Abb. 8-68). In der Oder wurden im Sommer deutlich höhere Chlorophyll *a*-Gehalte als in der Spree gemessen (Abb. 8-69).

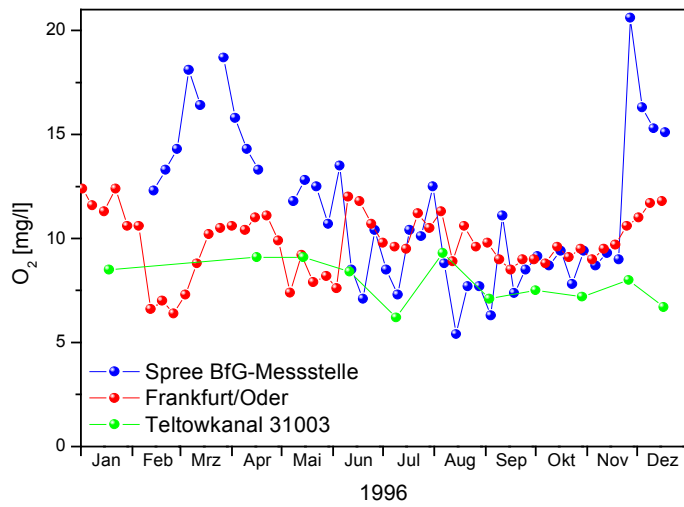


Abb. 8-67: Sauerstoffgehalt 1996 in der Spree (BfG-Messstelle, SOW-km 27,2), im Teltowkanal (TeK-km 28,3, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg).

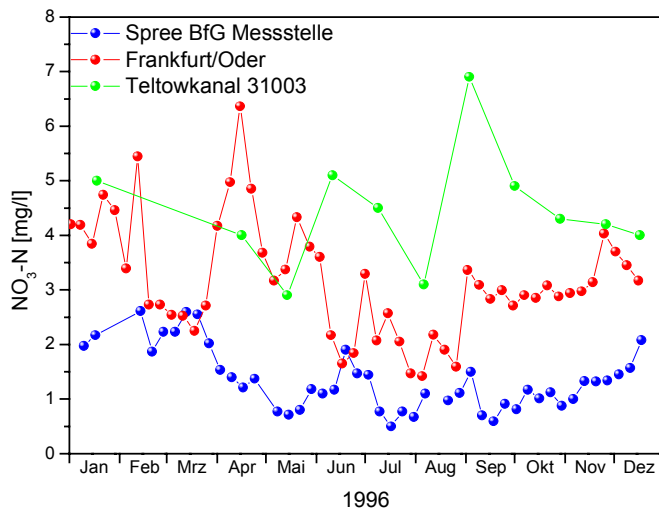


Abb. 8-68: Nitratgehalt 1996 in der Spree (BfG-Messstelle, SOW-km 27,2), im Teltowkanal (TeK-km 28,3, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg).

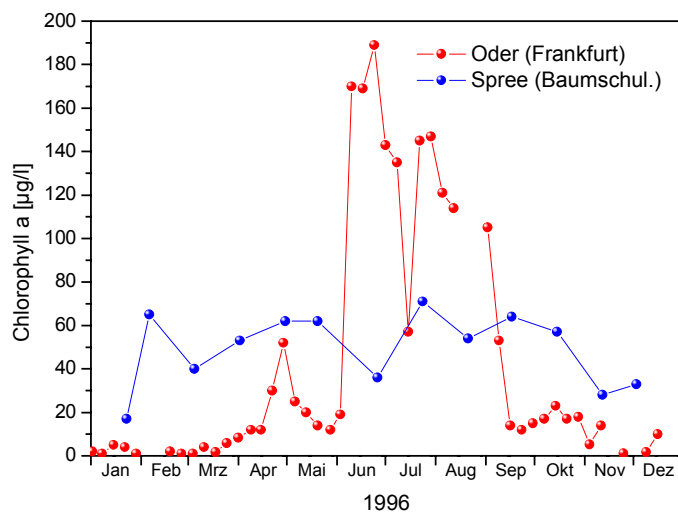


Abb. 8-69: Chlorophyll a-Gehalt 1996 in der Spree (Baumschulenweg, WIB-Nr. 130, SenStadt) und in der Oder bei Frankfurt (LUA Brandenburg)

Zooplankton und benthische Filtrierer

Es wurden die gleichen Abundanzen für das Zooplankton und die benthischen Filtrierer angenommen wie im Jahr 1996 (Kapitel 8.6.2.1).

Fäkalcoliforme Bakterien

Fäkalcoliforme Bakterien können derzeit nicht für das Berliner Gewässernetz modelliert werden, da quantitative Daten zu diffusen Quellen fehlen (Kapitel 8.6.3.1).

Heizkraftwerke

Es wurden für alle Szenarien die Messwerte der Wärmeeinleitung von 2002 benutzt (Tab. 8-24). Wie in Kapitel 8.6.2.1 beschrieben, haben sich die Wärmeeinleitungen von 1996 bis 2002 auf ca. ein Drittel reduziert. Für die Szenarien wurde davon ausgegangen, dass sich die Wärmeeinleitungen in den nächsten 50 Jahren nicht verändern werden. Bei der Alternative 2 wird untersucht, welche Verbesserungen für die Wasserqualität zu erwarten sind, wenn die HKWs Reuter und Lichterfelde durch moderne Kühltechnologie und entsprechend ohne Wärmeeinleitung betrieben würden.

In das Untersuchungsgebiet gehen indirekt die Heizkraftwerke Rudow bzw. Harpen ein. Das Heizkraftwerk Rudow leitet sein Kühlwasser in den Teltowkanal oberhalb vom Zusammenfluss mit dem Britzer Verbindungskanal ein. Der Einfluss dieses oberen Abschnittes des Teltowkanals auf den modellierten Flusslauf wird durch die Probestelle Britzer Kreuz im Teltowkanal (Senat-Nr. 31003) abgebildet. In den Temperaturdaten dieser Messstelle ist das Kraftwerk Rudow enthalten. Das HKW Rudow wurde Ende 2002 abgeschaltet, das neue HKW Harpen wird keine Wärme in den Teltowkanal einleiten. Die in QSim verwendeten Messwerte der Probestelle Britzer Kreuz stammen allerdings aus dem Jahr 1996, also aus einem Zeitraum, in dem das HKW Rudow noch Wärme eingeleitet hat. Für die Szenarienrechnungen wird deshalb davon ausgegangen, dass durch die Probestelle Britzer Kreuz keine Erhöhung der Wassertemperatur stattfindet.

Kläranlagen

Im Untersuchungsgebiet werden bei den Szenarien die Kläranlagen Ruhleben und Stahnsdorf betrachtet (Abb. 8-61). Die Messwerte von Gewässergüteparametern im Kläranlagenablauf aus dem Jahr 2000 (Berliner Wasserbetriebe) werden für die Perioden 1 und 10 eingesetzt (Tab. 8-25). Der Abfluss der Kläranlagen wurde von ArcGRM GLOWA für alle Szenarien und Alternativen vorgegeben (Tab. 8-30). Die Kläranlage Ruhleben leitet im Winterhalbjahr (01.10. bis 31.03. jeden Jahres) in die Spree kurz vor der Mündung ein, im Sommer (01.04. bis 30.09. jeden Jahres) in den Teltowkanal bei TeK-km 17,5 unterhalb vom Hafen Steglitz. Es wird davon ausgegangen, dass die Kläranlage Ruhleben in der Periode 10 abgeschaltet ist, während Stahnsdorf ausgebaut sein wird. Dies äußert sich in erhöhten Abflüssen der Kläranlage Stahnsdorf bei unveränderten Konzentrationen an einleitenden Stoffen für die Periode 10. In der Alternative 2 Periode 10 werden die Auswirkungen wassersparender Maßnahmen und Technologien untersucht, die Kläranlage Stahnsdorf zeichnet sich durch geringere Abflüsse aus. Bei den Alternativen 3 und 4 Periode 1 leitet die Kläranlage Ruhleben ganzjährig in die Spree ein, die Auswirkungen auf die Wasserqualität von Spree und Teltowkanal werden untersucht. Bei der Alternative 4 wird die Veränderung der Wasserqualität für den Fall simuliert, dass die Einleitungen an Stickstoff, sauerstoffzehrenden Stoffen sowie fäkalcoliformen Bakterien der Kläranlagen Ruhleben und Stahnsdorf durch Membranfiltration verringert würden. Bei dem

modellierten Verfahren werden Mikroorganismen vollständig zurückgehalten, der CSB wird auf Werte zwischen 15 und 20 mg/l gesenkt. Der Nitratgehalt erniedrigt sich auf 0,1 mg NO₃-N/l, der Gesamtstickstoffgehalt liegt im Mittel bei 3 mg N/l.

Tab. 8-30: Von ArcGRM GLOWA vorgegebener mittlerer Abfluss (m³/s) der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet für die Perioden 1 und 10

	Ruhleben (Einleitung Spree)		Ruhleben (Einleitung TeK)		Stahnsdorf		Waßmannsdorf	
	Periode 1	Periode 10	Periode 1	Periode 10	Periode 1	Periode 10	Periode 1	Periode 10
Alternative 1	1,35	0	1,11	0	0,51	1,47	1,61	3,15
Alternative 2	1,35	0	1,11	0	0,51	0,98	1,61	2,10
Alternative 3	2,46	0	0	0	0,51	1,47	1,61	3,15
Alternative 4	2,46	0	0	0	0,51	1,47	1,61	3,15

Der Einfluss der Kläranlage Waßmannsdorf wird wie bei den HKWs Rudow bzw. Harpen indirekt durch die Gewässergüte der Probestelle Britzer Kreuz im Teltowkanal (Senat-Nr. 31003, Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)) abgebildet. Denn am Britzer Kreuz ist das Kläranlagenwasser bereits in den Teltowkanal eingemündet und damit in den Gewässergütemesswerten (anteilig entsprechend ihres Abflusses) enthalten. Die verwendeten Messwerte dieser Probestelle stammen aus dem Jahr 1996, diese werden unverändert für die Periode 1 eingesetzt und für die Periode 10 angepasst (Anpassung beschrieben in Kapitel 8.5.1). Wie oben beschrieben, werden die Gütedaten der Kläranlage Stahnsdorf jedoch nicht für die Periode 10 angepasst. Entsprechend muss erwartet werden, dass der Einfluss der Kläranlage Waßmannsdorf durch die Verwendung der Messwerte der Probestelle Britzer Kreuz aus dem Jahr 1996 unterschätzt wird. Zusätzlich wird die Kläranlage Waßmannsdorf in Zukunft ausgebaut (Tab. 8-30), dieser stärkere Einfluss auf die Wasserqualität der Messstelle Britzer Kreuz ist in den angepassten Messwerten von 1996 nicht enthalten. Um den Einfluss der Kläranlage Waßmannsdorf auf den Teltowkanal untersuchen zu können, müsste der Teltowkanal nicht als Abschnitt Süd wie im vorliegenden Bericht, sondern als Gewässernetz mit allen einmündenden Kanälen mit der HYDRAX-Kopplung betrachtet werden.

8.6.3 Vergleich Messung – Rechnung

Im Folgenden werden die Ergebnisse des Vergleichs von Messwerten und Modellergebnissen dargestellt. Dabei werden vier verschiedene Darstellungstypen gewählt:

- Jahrgang für eine Probestelle
- Quasi-3d-Abbildung eines Parameters im Jahrgang und gleichzeitig entlang des gesamten Abschnittes.

Dabei entspricht bei den Modellergebnissen die x-Achse dem Modell-km, die y-Achse der Zeit in Tagen. Bei der Darstellung der Messwerte des Senats befindet sich auf der x-Achse der jeweilige Messpunkt (Nummerierung entspricht erster Spalte in Tab. 8-26 für den Abschnitt Nord, Tab. 8-27 für den Abschnitt Süd), der Abstand der Messpunkte variiert zwischen 1 und 5 km. In der quasi-3d-Abbildung werden die Messpunkte aber mit gleichem Abstand eingezeichnet. Auf der y-Achse ist die Zeit in Monaten aufgetragen, es liegen monatliche Messwerte vor. Bei mehr als einem Messwert pro Monat wird der Mittelwert dargestellt. Die Konzentration des jeweiligen Parameters wird in Farbabstufungen als z-Achse dargestellt, wobei die Konzentration in verschiedene Klassen eingeteilt ist. Die Farbe „rot“ signalisiert sehr hohe

Konzentrationen eines Parameters, lediglich beim Sauerstoff sind sehr geringe Konzentrationen in rot dargestellt.

- Abbildung des Jahresmittelwertes eines Parameters im Längsverlauf des Abschnittes. Diese Abbildung fasst die Ergebnisse der quasi-3d-Abbildung zusammen, indem statt der Ergebnisse für jeden Tag nur der Jahresmittelwert dargestellt wird.
- Abbildung des Jahresganges eines Parameters an einer Probestelle in Form eines Box-Plots (Abb. 8-70). Für die Bewertung ist das 90-Perzentil (beim Sauerstoff entsprechend das 10-Perzentil) von Bedeutung (Kap. 6.2).

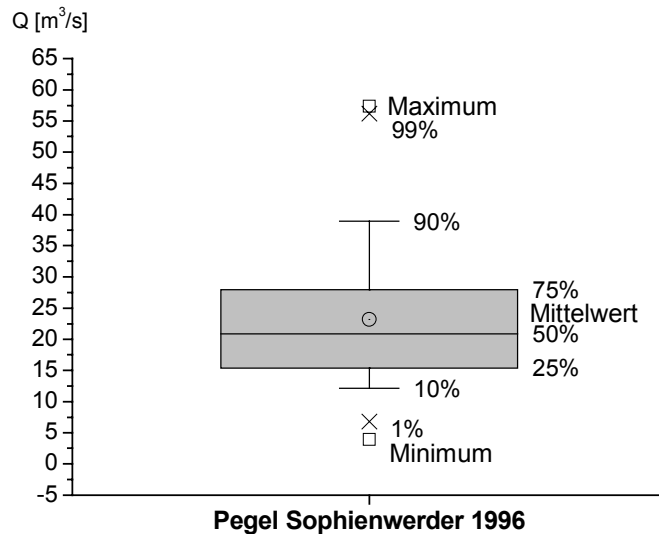


Abb. 8-70: Erklärung zur Boxplotdarstellung anhand der täglichen Abflussmesswerte 1996 am Pegel Sophienwerder

8.6.3.1 Abschnitt Nord

Der Abfluss an den Pegeln Mühlendamm und Sophienwerder wird von QSim sehr gut abgebildet (Abb. 8-71). Der Abfluss ist am Pegel Mühlendamm zeitweise höher als am Pegel Sophienwerder, obwohl Sophienwerder flussabwärts liegt. Hieran zeigt sich die Abflusssteuerung in der Stadtspre.

Sauerstoffhaushalt

Der gemessene Sauerstoffgehalt in der Spree bei Sophienwerder liegt im Januar und Februar 1996 deutlich über den von QSim simulierten Werten (Abb. 8-72). In diesen Monaten wurden bereits am oberen Modellrand an der BfG-Messstelle deutlich niedrigere Sauerstoffkonzentrationen als an dem 1,1 km flussabwärts gelegenen Messpunkt Baumschulenweg (SenStadt) gemessen (Daten in BERGFELD ET AL. (in prep.)). Die Messwerte des Sauerstoffgehaltes vom Januar an der BfG-Messstelle sind nicht in die Simulation eingegangen ebenso wie ein sehr hoher Messwert von 24,9 mg/l (243 %) am 24.04.1996.

In der übrigen Zeit sind die Messwerte an der BfG-Messstelle und an dem Messpunkt Baumschulenweg von SenStadt vergleichbar. Gleichzeitig kann zu diesen Zeiten der Sauerstoffgehalt an der Messstation Sophienwerder mit QSim abgebildet werden (Abb. 8-72).

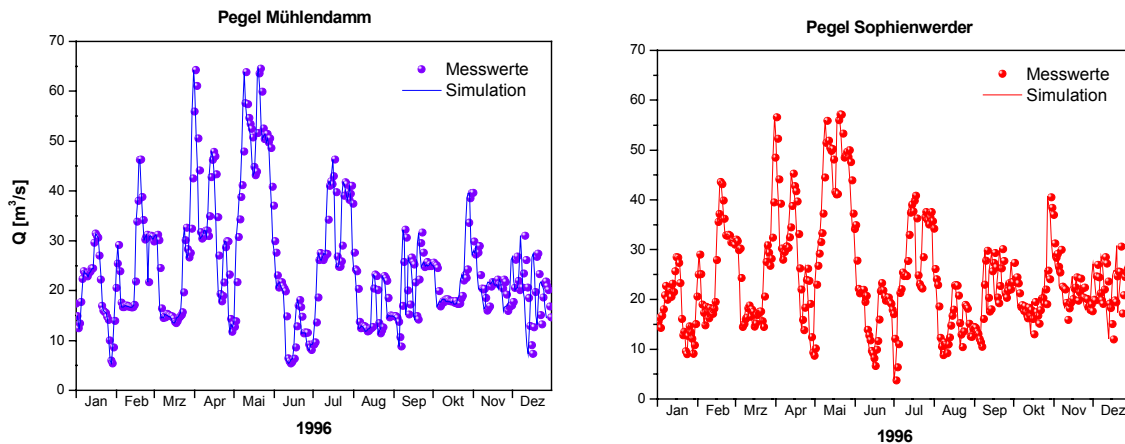


Abb. 8-71: Vergleich von täglichen Messwerten und Modellergebnissen des Abflusses an den Pegeln Mühlendamm und Sophienwerder für das Jahr 1996

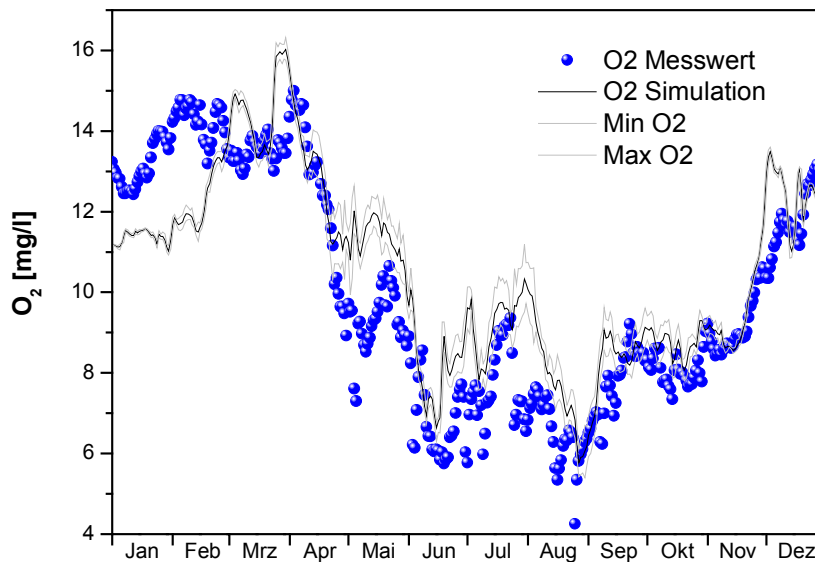


Abb. 8-72: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996

Der Jahresgang des Sauerstoffgehaltes entlang des Abschnitt Nord wird bis zum Beginn der Seenstrecke in der Havel gut abgebildet (Abb. 8-73). In der Berliner Flusshavel werden, abweichend von den Messwerten, mit QSim deutliche Sauerstoffuntersättigungen berechnet. Die Abweichungen dürften mehrere Ursachen haben. Zum einen erfassen die Sauerstoffmessungen jeweils den Sauerstoffgehalt an der Oberfläche, während mit QSim der über die Tiefe gemittelte Sauerstoffgehalt berechnet wird. Aufgrund der stärkeren Sauerstoffproduktion durch Phytoplankton an der Oberfläche ist der gemessene Sauerstoffgehalt, insbesondere im Sommer, höher als der mit QSim simulierte.

Zum anderen hängt der Sauerstoffgehalt im Gewässer entscheidend von der vorhandenen Algenbiomasse ab. Diese sinkt im Modell in der Berliner Flusshavel durch eine starke Zunahme der Zooplanktondichte (Abb. 8-74). Diese simulierte Abnahme des Chlorophyll *a*-Gehaltes in der Berliner Flusshavel zeigt sich nicht in den monatlichen Messwerten (Abb. 8-83). Aufgrund fehlender Messdaten kann die simulierte Entwicklung des Zooplanktons entlang von Spree und Havel nicht überprüft werden. Maximal werden vom Modell in der Berliner Flusshavel unrealistisch hohe Zooplanktondichten von über 20 000 Ind./l berechnet. Zooplankton hat im Modell keine Fraßfeinde.

Ein weiteres Problem ist, dass die Algenbiomasse im Untersuchungsgebiet im Sommer von Blaualgen dominiert wird (Abb. 8-62). Blaualgen werden in QSim als über das Vertikalprofil gleichverteilt angesehen. Sobald sich an der Gewässeroberfläche aufräumende Blaualgenmatten bilden, werden hohe Chlorophyll *a*-Gehalte sowie Sauerstoffgehalte an der Oberfläche gemessen, die mit dem über die Tiefe gemittelten Chlorophyll *a*- und Sauerstoffgehalt im Modell nicht abgebildet werden.

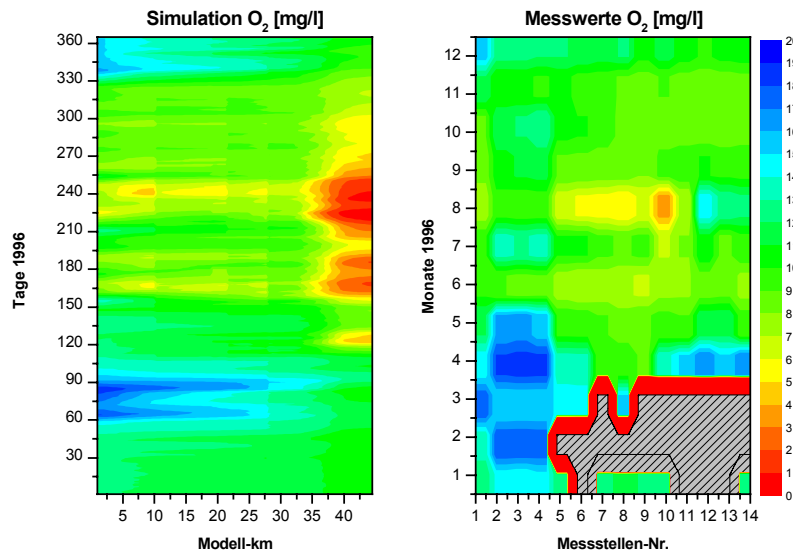


Abb. 8-73: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996

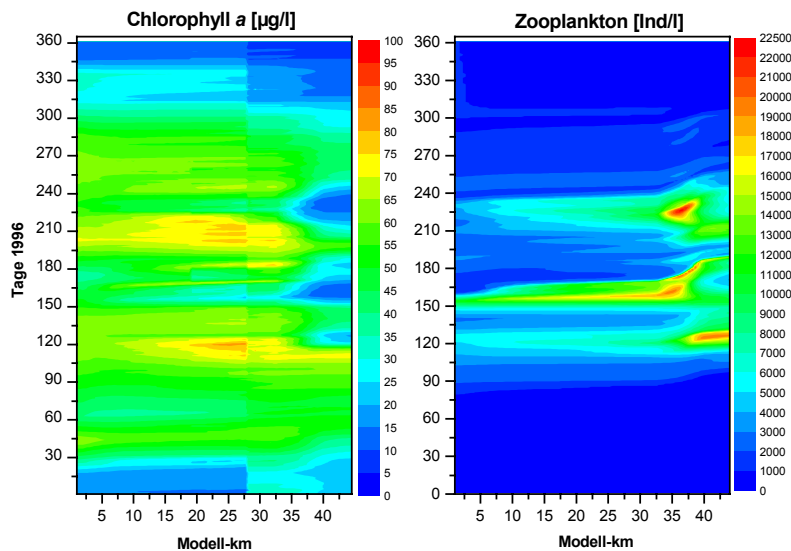


Abb. 8-74: Vergleich von simuliertem Chlorophyll *a*-Gehalt und Zooplanktonabundanz im Abschnitt Nord für das Jahr 1996

In der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder wurden im Jahre 2002 Vertikalmessungen zu den Parametern Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-, Gesamt-Phosphat- und ortho-Phosphat-Gehalt durchgeführt (SenStadt). Über eine Schichtung der Algenbiomasse liegen keine quantitativen Daten vor. Diese Daten wurden für einen Vergleich mit den Modellergebnissen aus dem quasi-zweidimensionalen Ansatz für das Jahr

1996 in der Berliner Flusshavel herangezogen. Dabei muss man berücksichtigen, dass sich die Abflusssteuerung der beiden Jahre 1996 und 2002 deutlich unterscheidet.

Die insgesamt 9 Messungen zeigen, dass der Unterschied in der Wassertemperatur zwischen der oberen und unteren Schicht maximal 2,4°C (Ende August 2002) beträgt (Abb. 8-75). In der Abbildung sind auch stündliche Werte der vom Modell berechneten Temperaturdifferenzen zwischen oberster und unterster Schicht für das Jahr 1996 enthalten. Der quasi-zweidimensionale Ansatz kommt auf Temperaturunterschiede von bis zu 1°C. Anhand der Schwankungsbreite der Wassertemperaturdifferenzen zeigt sich, dass im Modell für das Jahr 1996 keine stabilen Schichtungen in der Berliner Flusshavel simuliert werden. 2002 wurden teilweise größere Differenzen der Wassertemperatur gemessen als im Modell für 1996 berechnet.

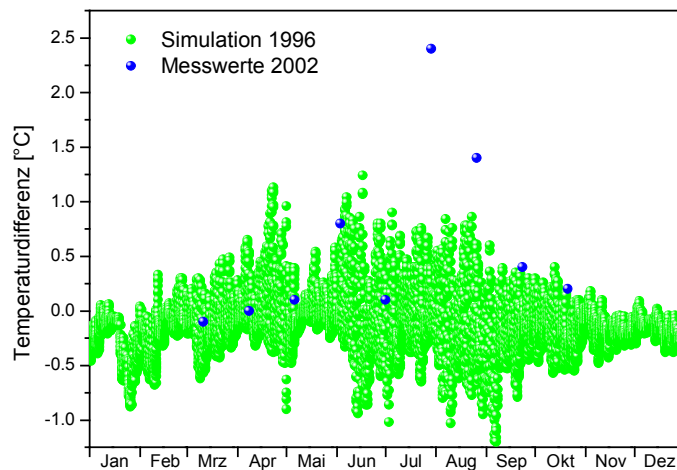


Abb. 8-75: Temperaturdifferenz zwischen der obersten und untersten Schicht in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder anhand von Messwerten aus dem Jahr 2002 (Senstadt) und Modellergebnisse für das Jahr 1996

Im Jahr 2002 waren Unterschiede von 12,9 mg/l im Sauerstoffgehalt gemessen worden (SenStadt, s. Abb. 8-76). Diese starke Sauerstoffschichtung deutet auf eine Schichtung der Algenbiomasse im Sommer 2002 in der Berliner Flusshavel hin. Die im Modell für das Jahr 1996 berechnete Sauerstoffdifferenz fällt deutlich geringer aus als die 2002 gemessenen Werte (Abb. 8-76).

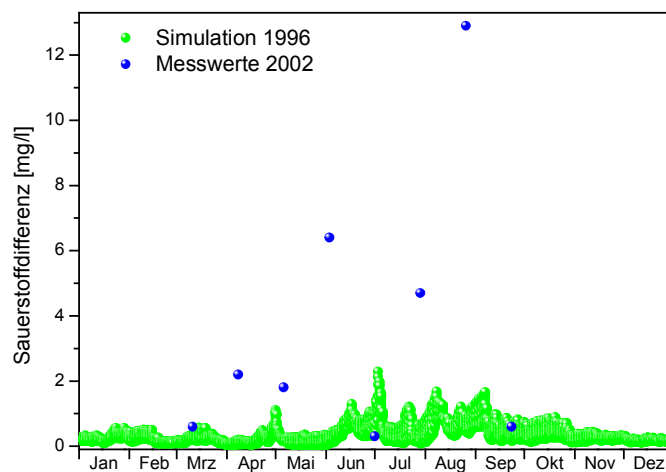


Abb. 8-76: Sauerstoffdifferenz zwischen der obersten und untersten Schicht in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder anhand von Messwerten aus dem Jahr 2002 (Senstadt) und Modellergebnisse für das Jahr 1996

Aus diesem Vergleich lässt sich ableiten, dass der quasi-zweidimensionale Ansatz in QSim die Schichtungsvorgänge in der Berliner Flusshavel wahrscheinlich unterschätzt. Für eine Validierung werden Daten zur Schichtung der Algenbiomasse wie auch zur Zooplanktondichte benötigt.

Bei der Modellierung wird der Einfluss der Kläranlage Ruhleben auf die Wasserqualität der Spree deutlich. Diese leitet im abflussreicheren Winterhalbjahr bei Modell-km 26,2 in die Spree ein. Der Sauerstoffgehalt ändert sich nur geringfügig, aber bei der Belastung an TOC zeigt sich eine Verschlechterung, die sich aber nicht in einer schlechteren Güteklasse äußert (Abb. 8-77).

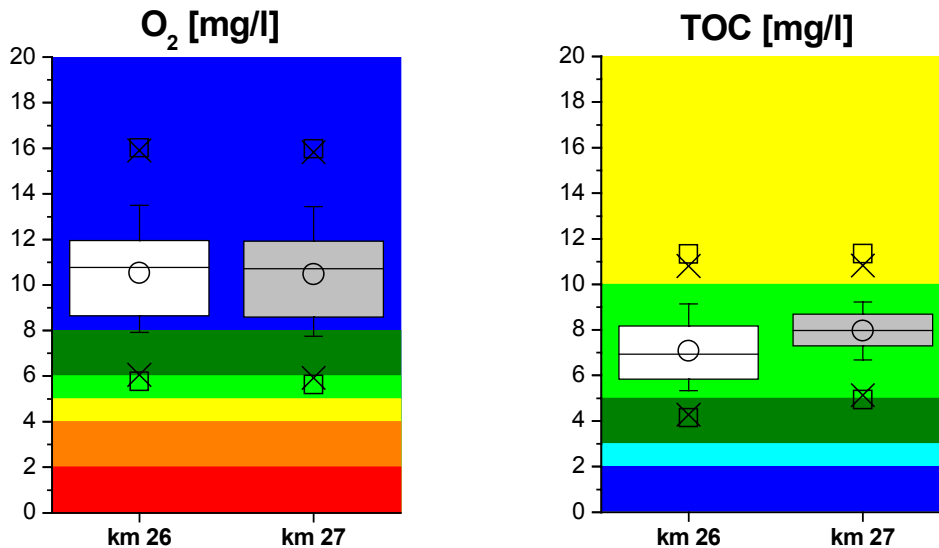


Abb. 8-77: Simulierter Sauerstoff- und TOC-Gehalt oberhalb (Modell-km 26) und unterhalb (Modell-km 27) der Kläranlage Ruhleben in der Spree für das Jahr 1996.

Nährstoffhaushalt

Sowohl der Stickstoff- als auch der Phosphorhaushalt in der Spree werden von QSim sehr gut nachgebildet (Abb. 8-78 und Abb. 8-79).

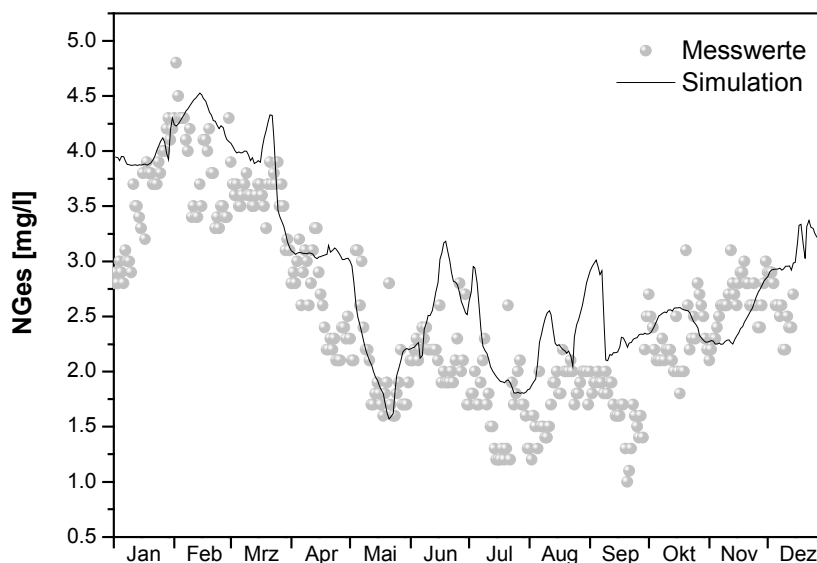


Abb. 8-78 Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996

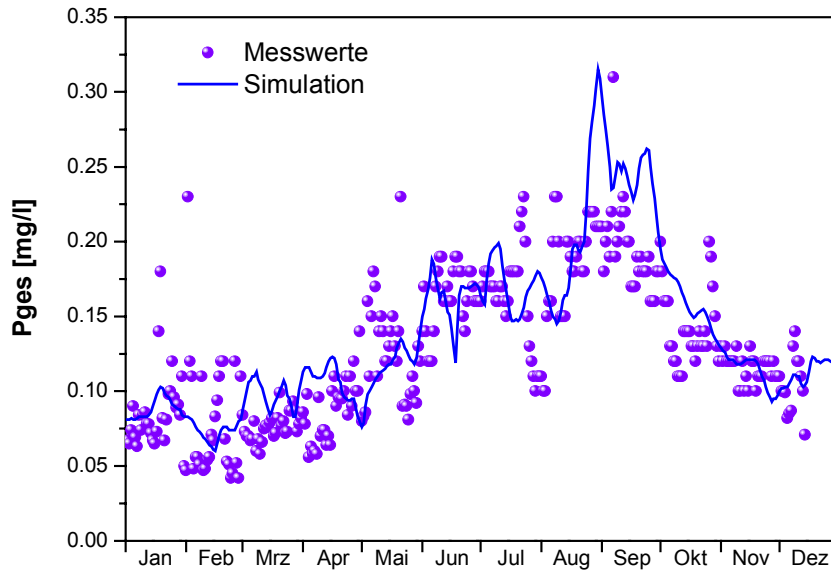


Abb. 8-79: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Phosphor-Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996

In der Berliner Flusshavel werden vom Modell die Ammonium- und Gesamt-Phosphat-Gehalte gut nachgebildet (Daten nicht gezeigt), aber beim ortho-Phosphat-Gehalt treten deutliche Unterschiede im Spätsommer auf (Abb. 8-80). Hieran zeigt sich die große Bedeutung der Phosphatrücklösung in der Berliner Flusshavel in den Sommermonaten bei gleichzeitiger Schichtung des Gewässers. Diese Phosphatrücklösung ist in der derzeitigen QSim-Version 9.1 noch nicht enthalten.

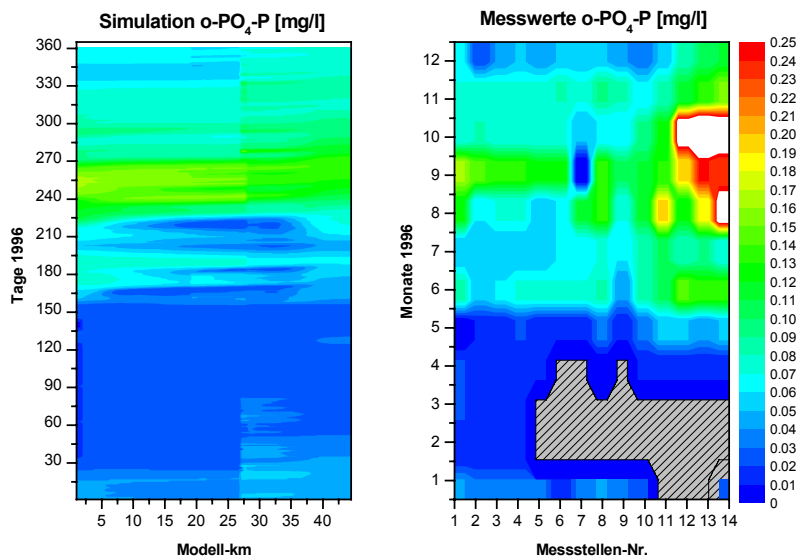


Abb. 8-80: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des ortho-Phosphat-Gehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996

Die Einleitungen der Kläranlage Ruhleben wirken sich entscheidend auf den Nährstoffgehalt in der Spree aus. So tritt nach der Einleitung bei Modell-km 26,2 eine Erhöhung des ortho-Phosphat-Gehaltes auf (Abb. 8-81). Der Anstieg des ortho-Phosphat-Gehaltes führt zu keiner Änderung in der Güteklasse. Der Ammoniumgehalt erhöht sich um eine Güteklasse von polytroph auf poly- bis hypertroph (Abb. 8-81).

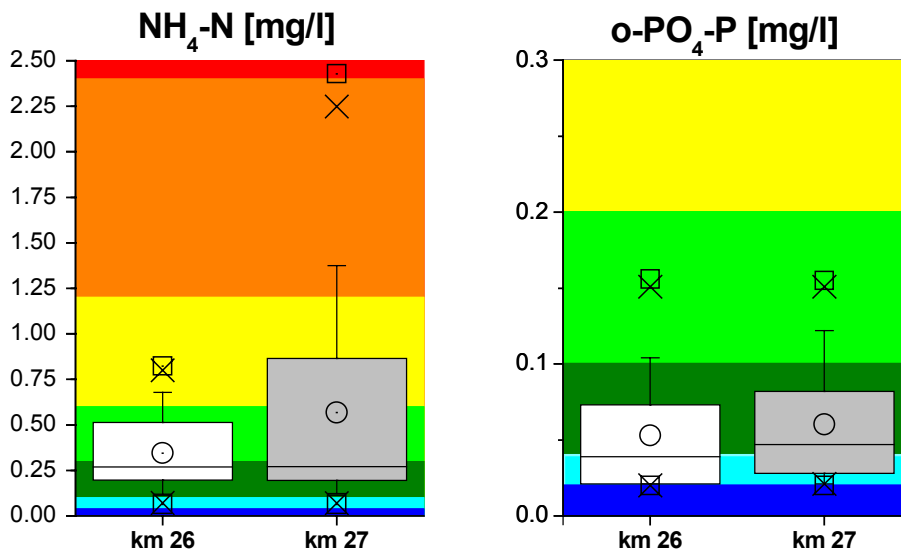


Abb. 8-81: Simulierter Ammonium- und ortho-Phosphat-Gehalt oberhalb (Modell-km 26) und unterhalb (Modell-km 27) der Kläranlage Ruhleben in der Spree für das Jahr 1996

Trophie

Die Trophie wird im Modell mit Hilfe des Chlorophyll *a*-Gehaltes abgebildet. Zur Validierung liegen nur monatliche Messwerte an der Messstation Sophienwerder vor (Daten von SenStadt). Der Jahresgang des Chlorophyll *a*-Gehaltes wird vom Modell sehr gut nachgebildet (Abb. 8-82).

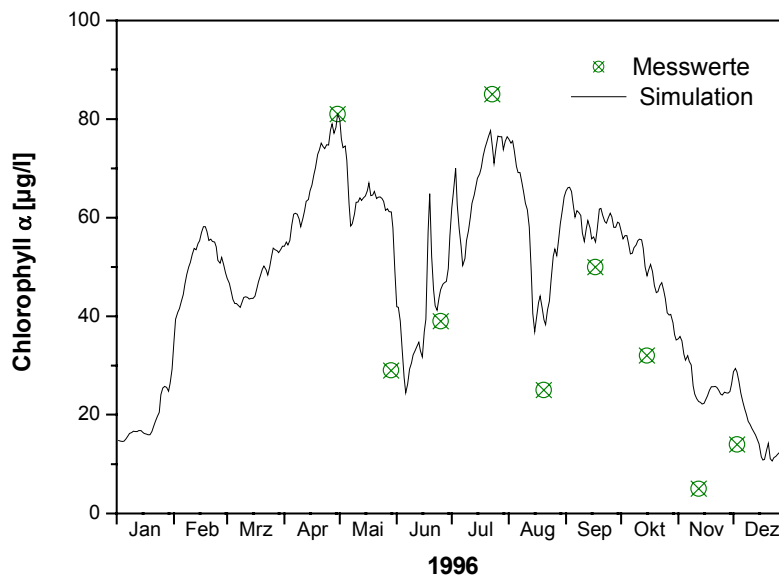


Abb. 8-82: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll *a*-Gehaltes an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996

Bei der Betrachtung des gesamten Abschnitt Nord zeigen die monatlichen Messwerte vereinzelt einen höheren, aber auch niedrigeren Algengehalt als die Modellergebnisse (Abb. 8-83). Die Unterschiede im Längsverlauf der Spree können aber auch durch die in jedem Monat fast gleichzeitige Probenahme entstanden sein. Die deutlichen Unterschiede in der Berliner Flusshavel wurden bereits bei der Beschreibung des Sauerstoffhaushaltes diskutiert.

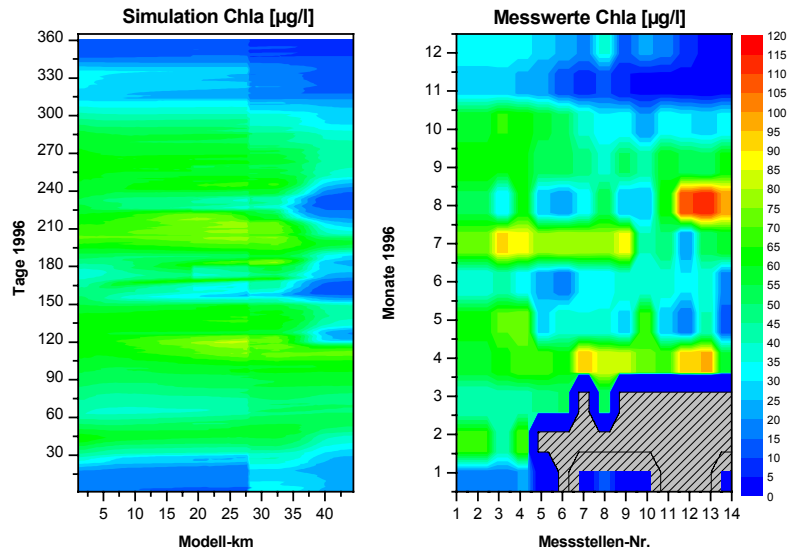


Abb. 8-83: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll *a*-Gehaltes im Abschnitt Nord für das Jahr 1996

Der Einfluss des Zooplanktons und der benthischen Filtrierer auf die Algenbiomasse ist in Abb. 8-84 abgebildet. In der Spree bei Sophienwerder (SOW-km 0,3) und im Teltowkanal bei der Teltowwerft (TeK-km 11,4) wurde die Algenbruttoproduktion 1996 durch Zooplanktongrazing stark beeinflusst. Dabei traten sowohl im Frühjahr als auch im Sommer hohe Zooplanktongrazingraten auf, diese waren teilweise größer als die Algenbruttoproduktionsraten) und führten zu einer Abnahme der Algenbiomasse zu diesen Zeitpunkten. Dies zeigt sich an den relativ geringen Chlorophyll *a*-Gehalten in der Spree bei Sophienwerder im Juni und August 1996 (Abb. 8-82).

Benthische Filtrierer waren von untergeordneter Bedeutung, ihr Einfluss war parallel zu ihrem Wachstum im Jahresgang im Spätsommer am größten. Das Grazing durch benthische Filtrierer erreichte maximal 10 % des Zooplanktongrazings in der Spree und 5 % des Zooplanktongrazing im Teltowkanal.

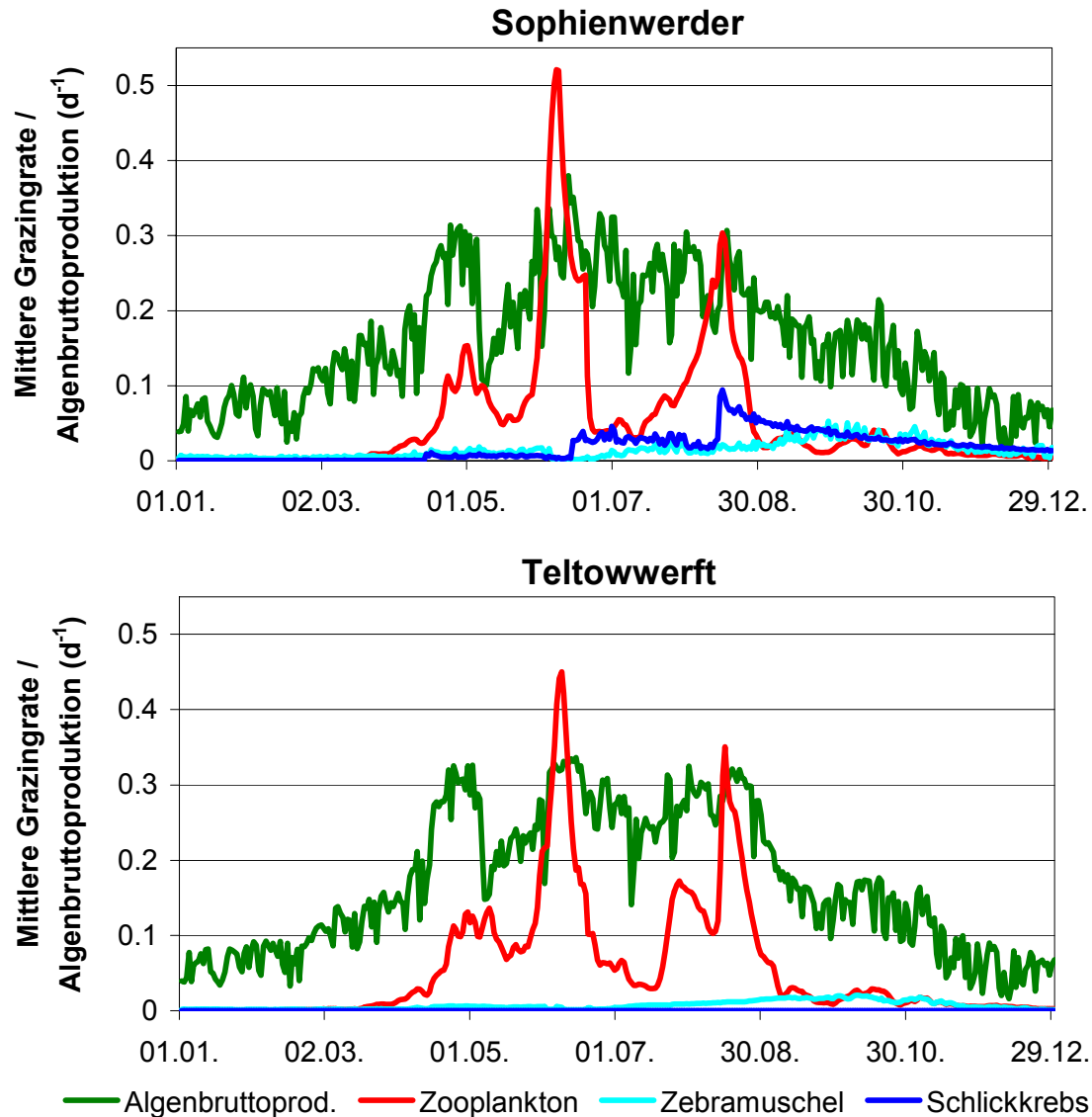


Abb. 8-84: Simulierte mittlere Grazingrate pro Tag (Mittlerer Anteil an Algenbiomasse, die pro Tag filtriert wird) durch Zooplankton und benthische Filtrierer sowie mittlere Algenbruttoproduktion pro Tag für die Spree bei Sophienwerder (SOW-km 0,3) und den Teltowkanal bei der Teltowwerft (TeK-km 11,4) 1996

Wärmehaushalt

Die Wassertemperatur kurz vor der Mündung der Spree in die Havel wird vom Modell sehr gut wiedergegeben (Abb. 8-85). Bei der Betrachtung des gesamten Abschnitt Nord wird die Wassertemperatur im Modell im Vergleich zu den Messwerten leicht überschätzt (Abb. 8-86). Im Modell berechnet sich die Wassertemperatur aus der am oberen Modellrand wöchentlich gemessenen Temperatur sowie der täglich gemessenen Globalstrahlung und den täglichen Wärmeeinleitungen in die Spree. Allerdings wirkt sich im Modell die Wärmeeinleitung der Kraftwerke nicht nur auf das entnommene Kühlwasser, sondern auf den gesamten Abfluss an der Entnahmestelle aus. Entsprechend wird die Wassertemperatur im Modell eher überschätzt. Der Einfluss der Wärmeeinleitungen durch Heizkraftwerke auf die Wassertemperatur in der Spree wird an den sprunghaften Anstiegen der Wassertemperatur deutlich.

1996 konnten nach Modellergebnissen das Heizkraftwerk Klingenberg an 129 Stunden und das HKW Mitte an 20 Stunden nicht mit voller Leistung gefahren werden, weil in der Spree ansonsten Wassertemperaturen über 28°C erreicht worden wären.

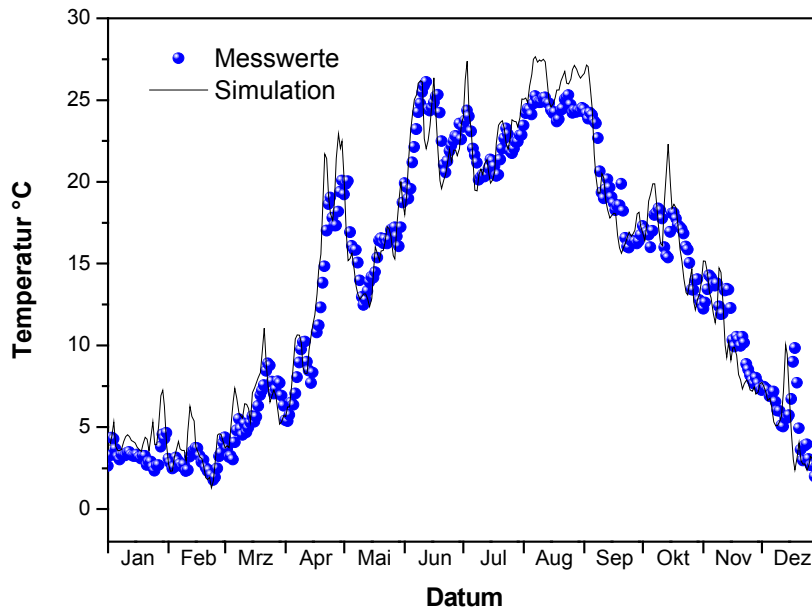


Abb. 8-85: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen der Wassertemperatur an der Messstation Sophienwerder für das Jahr 1996

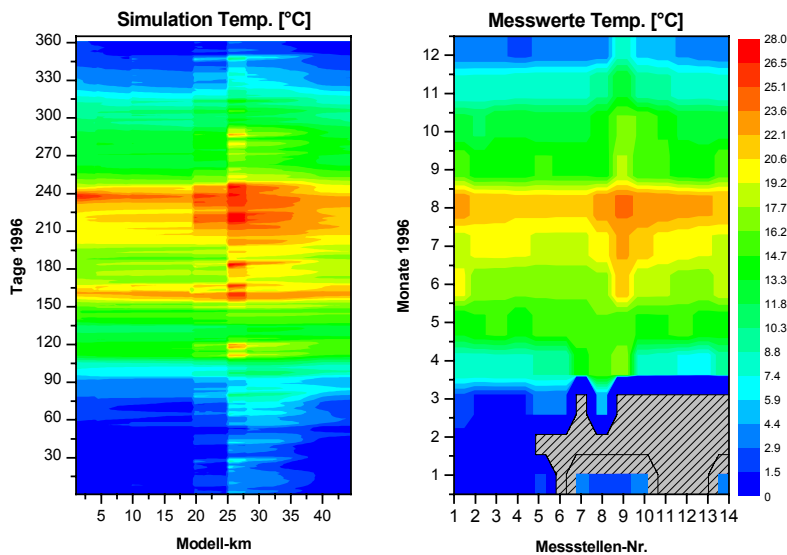


Abb. 8-86: Vergleich von monatlichen Messwerten und täglichen Modellergebnissen der Wassertemperatur im Abschnitt Nord für das Jahr 1996

Badewasserqualität

Generell findet kein Wachstum der fäkalcoliformen Bakterien (hauptsächlich *Escherichia coli*) im Gewässer statt, die Konzentration sinkt im Flussverlauf. Aus den Messwerten des Senats von 1996 wird ersichtlich, dass die Konzentration an fäkalcoliformen Bakterien flussabwärts der Spree angestiegen ist, obwohl keine Kläranlage einmündet (Abb. 8-87).

Es ist davon auszugehen, dass fäkalcoliforme Bakterien durch diffuse Quellen in die Spree eingetragen werden. Da keine quantitativen Daten zu diesen Quellen im Untersuchungsgebiet vorliegen, ist eine Modellierung der Konzentration an fäkalcoliformen Bakterien in der Spree und im Teltowkanal derzeit nicht möglich.

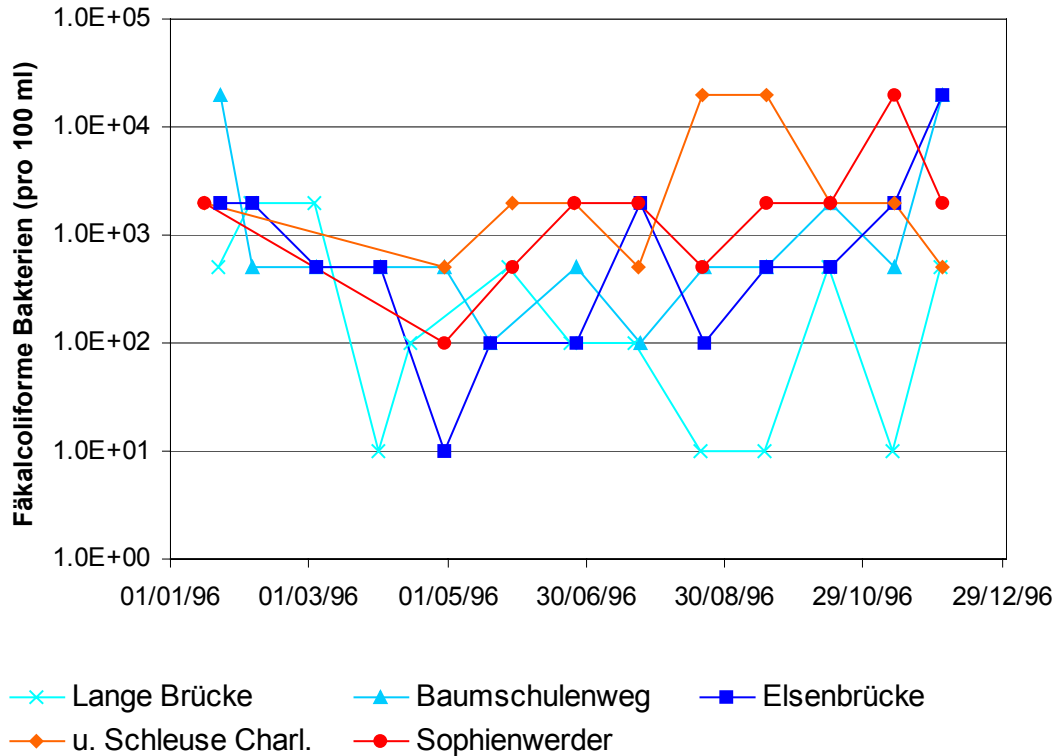


Abb. 8-87: Konzentration an fäkalcoliformen Bakterien 1996 in der Spree (Messwerte von SenStadt)

8.6.3.2 Abschnitt Süd

Der Abfluss am Pegel Kleinmachnow wird von QSim sehr gut abgebildet (Abb. 8-88). Bei der Abflusssteuerung 1996 fließt der Großteil des Wassers von der Spree über den Britzer Verbindungskanal in den Teltowkanal (Tab. 8-23).

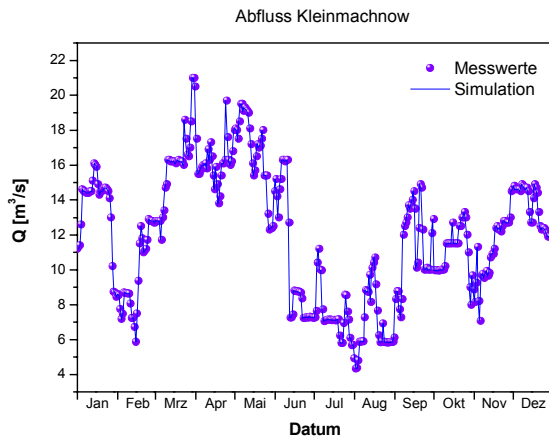


Abb. 8-88: Vergleich von täglichen Messwerten und Modellergebnissen des Abflusses am Pegel Kleinmachnow für das Jahr 1996

Sauerstoffhaushalt

Die täglichen Messwerte des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Teltowwerft werden von QSim im Jahresgang 1996 relativ gut abgebildet (Abb. 8-89). Allerdings treten im Juli und August deutliche Unterschiede auf. Die Messwerte zeigen höhere Sauerstoffkonzentrationen als im Modell berechnet. Dadurch treten nach der Modellierung kritische Zustände von unter 4 mg O₂/l im gesamten August 1996 auf. Dabei beziehen sich die Messwerte auf den Sauerstoffgehalt nah der Oberfläche, während die Modellwerte einen Mittelwert über das gesamte Vertikalprofil darstellen. Bei pflanzlicher Produktion an der Oberfläche liegen die Messwerte immer über den modellierten über die Tiefe gemittelten Sauerstoffgehalten. Allerdings lagen die an der Oberfläche gemessenen Chlorophyll *a*-Gehalte (SenStadt) unter den modellierten über die Tiefe gemittelten Chlorophyll *a*-Gehalten (Abb. 8-98). Im Abwasserbeseitigungsplan Berlin, Stand Oktober 2001, wird für den Teltowkanal eine toxikologische Wachstumshemmung der Algen vermutet.

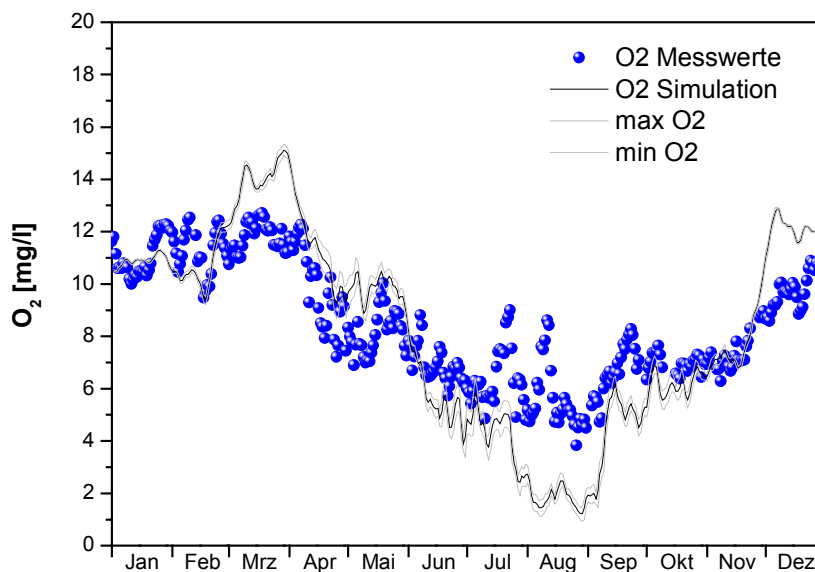


Abb. 8-89: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996

Statt durch Eintrag durch Algen wird der Sauerstoffgehalt im Teltowkanal durch Belüftungsmaßnahmen zeitweise gestützt. 1996 wurden Belüftungsmatten an den Heizkraftwerken Lichterfelde und Rudow sowie an der Mündung des Teltowkanals in den Griebnitzsee betrieben. Zusätzlich wurde auch durch Kühlturneinsatz an den beiden Kraftwerken belüftet. Zu dem Einsatz dieser Belüftungsmaßnahmen liegen keine quantitativen Daten vor. Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Teltowkanal liegen trotz vermuteter fehlender Produktion durch Phytoplankton und hoher Belastung an sauerstoffzehrenden Stoffen durch die Kläranlage Marienfelde vermutlich aufgrund der Belüftungsmaßnahmen höher als bei der Modellierung. In QSim wurde keine Belüftung modelliert. Im Modell wirken sich die Einleitungen der Kläranlage Marienfelde sehr stark auf den Sauerstoffgehalt aus (Abb. 8-90). Die Kläranlage leitete 1996 bei Modell-km 11,9 in den Teltowkanal ein, die anschließende Selbstreinigung zeigt sich im abnehmenden Sauerstoffgehalt (Abb. 8-90). Für die Modellierung standen für das Jahr 1996 alle zwei Tage Daten der Einleitungen der Kläranlage zur Verfügung. Die modellierten niedrigen Sauerstoffgehalte im Juli und August sind auf diese Einleitungen und die sich flussabwärts anschließenden Selbstreinigungsprozesse im Teltowkanal zurückzuführen.

Durch die Einleitungen der Kläranlage Marienfelde sinkt der Sauerstoffgehalt um eine Güteklasse von eu- bis polytroph auf polytroph (Abb. 8-91). Die Belastung mit organischen Substanzen steigt ebenfalls deutlich an, anhand des 90-Perzentils des modellierten TOC-Gehaltes zeigt sich ebenfalls eine Verschlechterung um eine Gewässergüteklasse von eu- bis polytroph auf polytroph (Abb. 8-91).

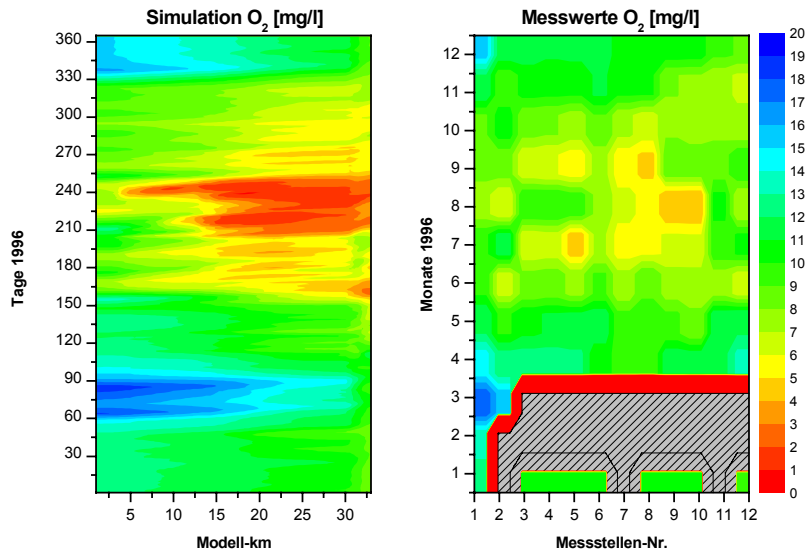


Abb. 8-90: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Sauerstoffgehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

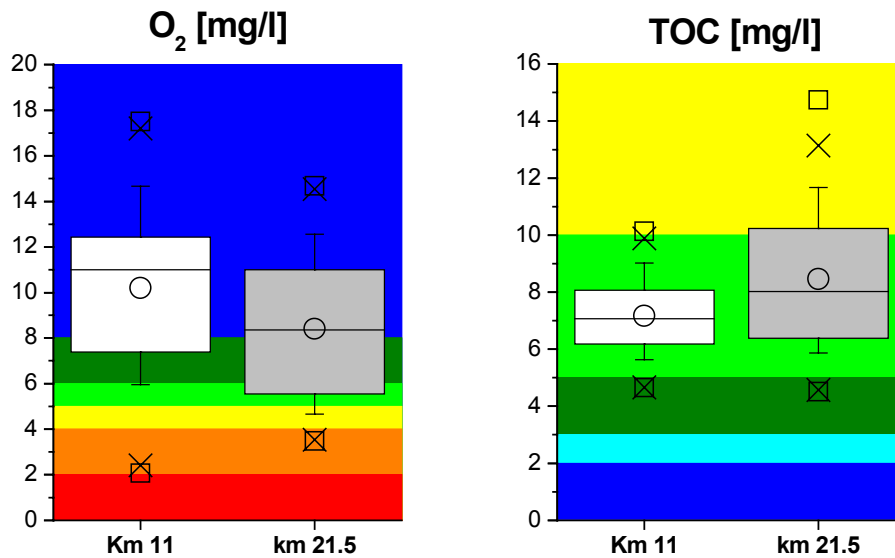


Abb. 8-91: Simulierter Sauerstoffgehalt und TOC-Gehalt oberhalb der Kläranlage Marienfelde (Modell-km 11) und bei der Teltowwerft im Teltowkanal (Modell-km 21,5) für das Jahr 1996

Nährstoffhaushalt

Der Gesamt-Stickstoff-Gehalt im Teltowkanal kann von QSim gut wiedergegeben werden (Abb. 8-92). Es zeigt sich die höhere Stickstoffbelastung des Teltowkanals im Vergleich zur Spree.

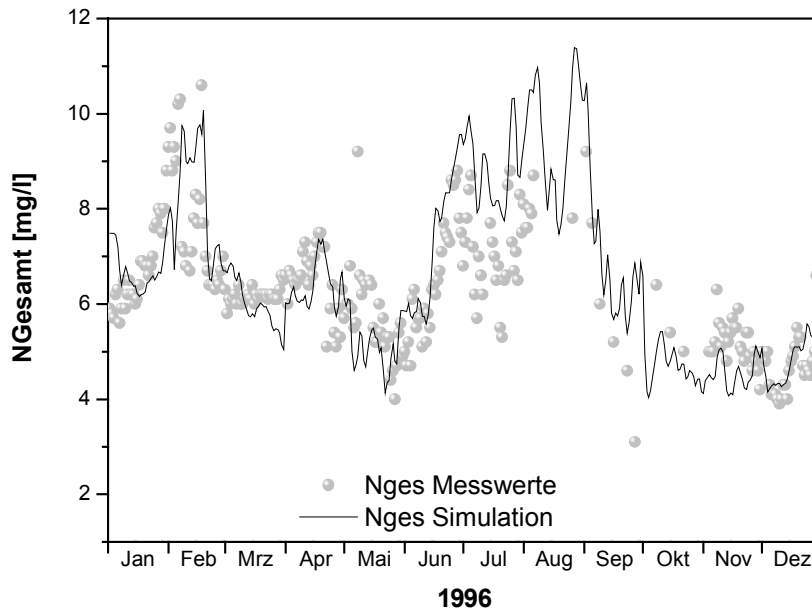


Abb. 8-92: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996

Der Verlauf des Ammoniumgehaltes im Jahrgang entlang des gesamten Abschnitt Süd zeigt erneut den starken Einfluss der Kläranlage Marienfelde auf die Gewässergüte im Teltowkanal (Modell-km 11,9, Abb. 8-93). Die hohen Ammoniumgehalte sind auch ein Indikator für die Stärke der Selbstreinigungsprozesse im Teltowkanal. Entsprechend hoch war auch der Nitrifikationssauerstoffbedarf im Gewässer. Der Einfluss der Einleitungen der Kläranlage Ruhleben (Modell-km 16,2) für den Teltowkanal wird im Sommerhalbjahr deutlich, der Kläranlagenablauf führt zu zeitweise niedrigeren Ammoniumgehalten. Dieser Extremfall unterstreicht die extrem hohen Ammoniumeinleitungen durch die Kläranlage Marienfelde auf den bereits vor dem Kläranlagenablauf stark belasteten Teltowkanal (Gewässergüteklasse polytroph) (s. Abb. 8-94).

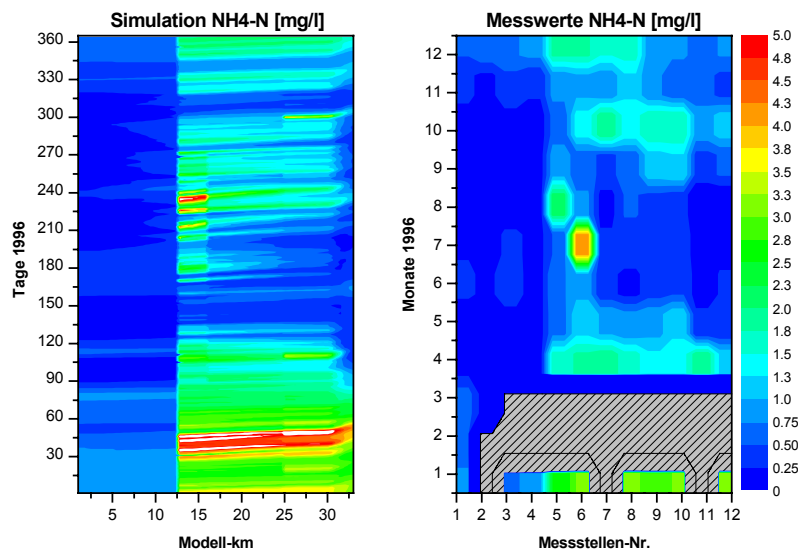


Abb. 8-93: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Ammonium-Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

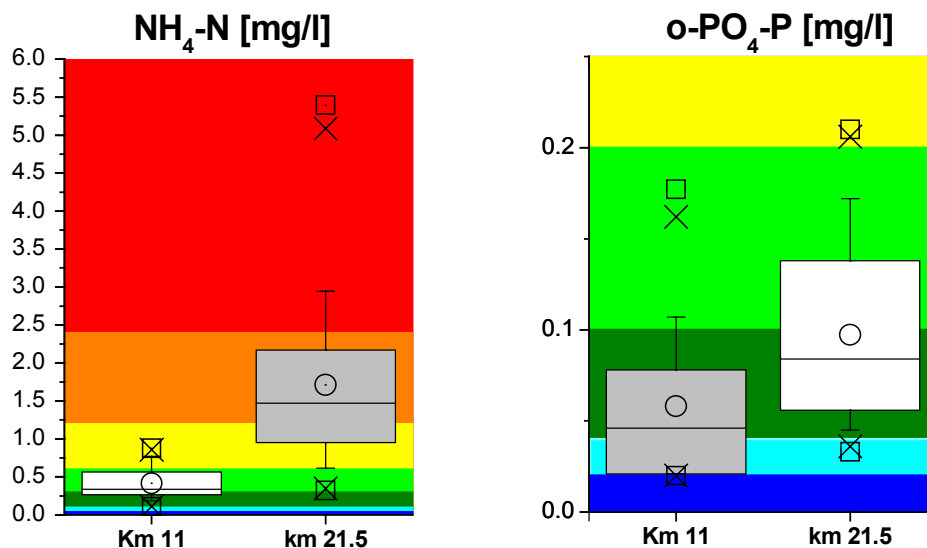


Abb. 8-94: Simulierter Ammonium- und ortho-Phosphat-Gehalt oberhalb der Kläranlage Marienfelde (Modell-km 11) und bei der Teltowwerft im Teltowkanal (Modell-km 21,5) für das Jahr 1996

Bei der Modellierung des Gesamt-Phosphat-Gehaltes zeigen sich im Sommer Unterschiede zwischen täglichen Messwerten und den Modellergebnissen bei der Teltowwerft (Abb. 8-95). Dabei sind nach der Modellierung die hohen Phosphatgehalte wieder auf die Kläranlage Marienfelde zurückzuführen. Auch der ortho-Phosphat-Gehalt entlang des Abschnitt Süd wird von der Kläranlage Marienfelde dominiert, wobei auch die Einleitungen durch die Kläranlagen Ruhleben (im Sommerhalbjahr) und Stahnsdorf (Modell-km 24,4) beim ortho-Phosphat-Gehalt deutlich werden (Abb. 8-96). Dabei äußert sich die Erhöhung des ortho-Phosphat-Gehaltes nicht in einer veränderten Gewässergüteklasse (Abb. 8-94).

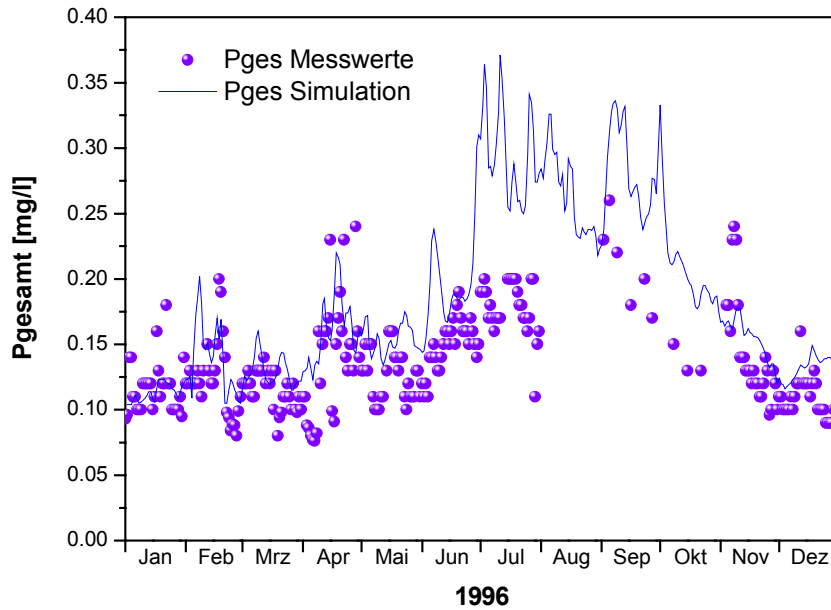


Abb. 8-95: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen des Gesamt-Phosphor-Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996

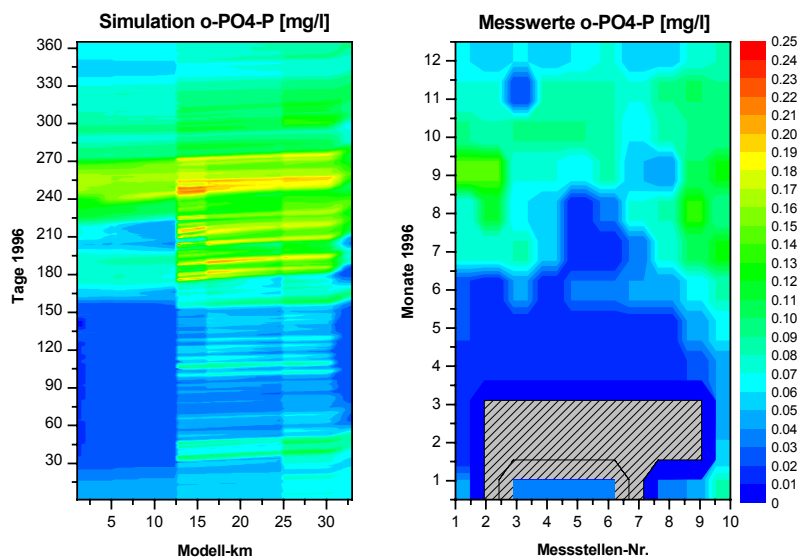


Abb. 8-96: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des ortho-Phosphat-Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

Trophie

Der gemessene Jahresgang des Chlorophyll *a*-Gehaltes an dem Messpunkt Teltowwerft (SenStadt) wird von dem Modell nur unzureichend nachgebildet (Abb. 8-97). Insbesondere modellierte über die Tiefe gemittelte höhere Chlorophyll *a*-Gehalte im Frühjahr und Sommer traten bei den oberflächennahen Messungen nicht auf.

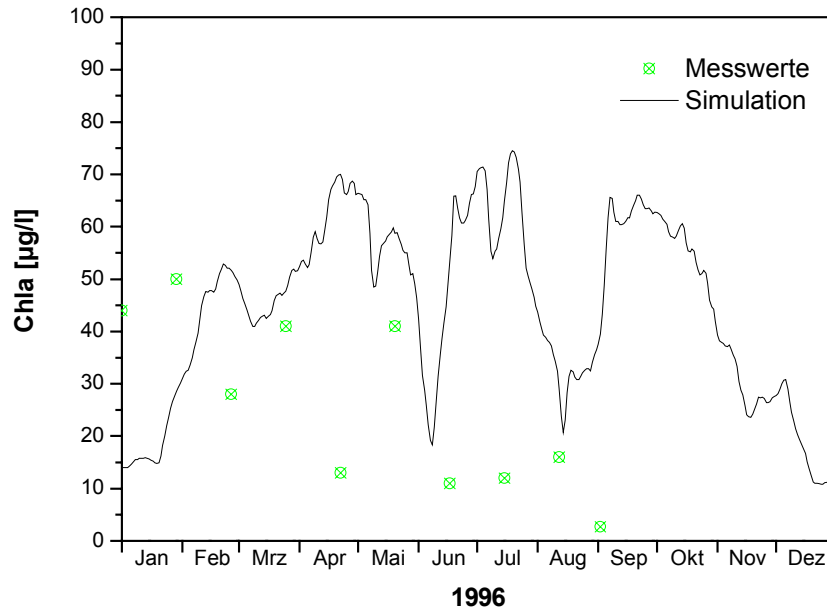


Abb. 8-97: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll *a*-Gehaltes an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996

Es liegen an fünf Messpunkten monatliche Messwerte zum Chlorophyll *a*-Gehalt entlang des Abschnitt Süd vor (SenStadt, Abb. 8-98). Im Modell wird die Entwicklung der Algenbiomasse im Längsverlauf des Abschnitt Süd überschätzt. Im Abwasserbeseitigungsplan Berlin, Stand Oktober 2001, wird eine toxikologische Wachstumshemmung der Algen vermutet. Wenn die Wachstumsrate im Modell entsprechend reduziert würde, könnte die im Teltowkanal gemessene geringere Algenentwicklung nachsimuliert werden.

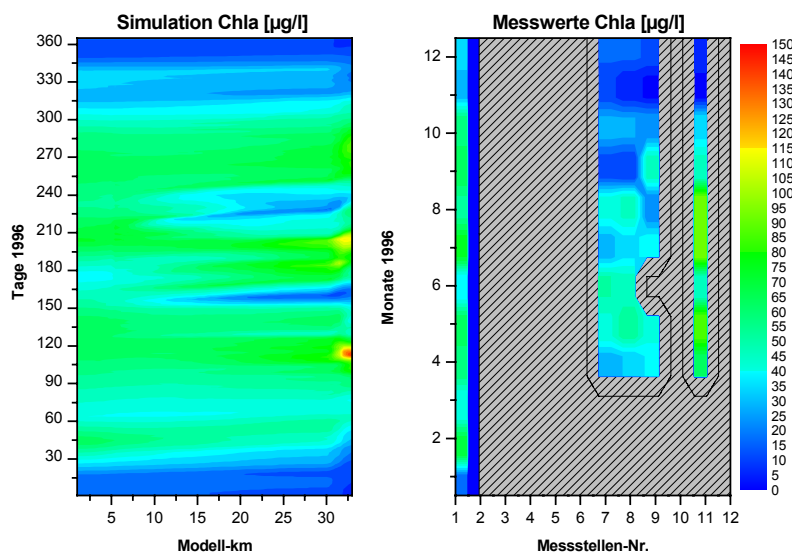


Abb. 8-98: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen des Chlorophyll *a*-Gehaltes im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

Des weiteren hängt die Algenbiomasse im Modell auch von dem Fraßdruck durch Zooplankton und benthische Filtrierer ab. Der Einfluss von benthischen Filtrierern kann im Teltowkanal als gering angesehen werden (Abb. 8-84). Die Zooplanktondichte nimmt entlang des Abschnitt Süd zu und steigt im Kleinen Wannsee auf unrealistisch hohe Werte von über 20 000 Ind./l (Abb. 8-99). Dabei sind im Modell keine Fraßfeinde des Zooplanktons enthalten. Zooplankton trägt zu einer deutlichen Abnahme der Algengehalte im Modell bei (Abb. 8-99). Aufgrund fehlender

Messwerte kann der Einfluss des Zooplanktons im Abschnitt Süd nicht validiert werden. Möglicherweise wird im Modell der Fraßdruck des Zooplanktons überschätzt.

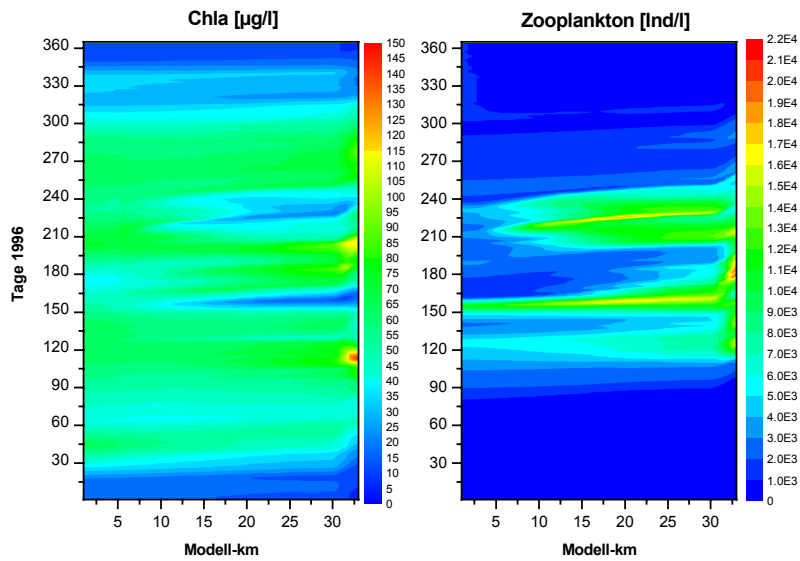


Abb. 8-99: Vergleich von simuliertem Chlorophyll *a*-Gehalt und Zooplanktonabundanz im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

Wärmehaushalt

Die jahreszeitliche Entwicklung der Wassertemperatur im Abschnitt Süd wird sowohl für die Messstation Teltowwerft als auch entlang des gesamten Abschnittes gut von QSim wiedergegeben (Abb. 8-100 und Abb. 8-101). Die Wärmeeinleitungen des Heizkraftwerkes Lichterfelde (Modell-km 16,2) führen zu einer merklichen Temperaturerhöhung im Teltowkanal (Abb. 8-101). Das Kraftwerk konnte im Jahre 1996 nach der Modellierung ganzjährig mit voller Leistung betrieben werden, da am Auslauf des Kraftwerkes eine Wassertemperatur von 28 °C nicht überschritten wurde. Dabei wurde in QSim wieder die Wassertemperatur im Teltowkanal und nicht nur im entnommenen Kühlwasser berücksichtigt.

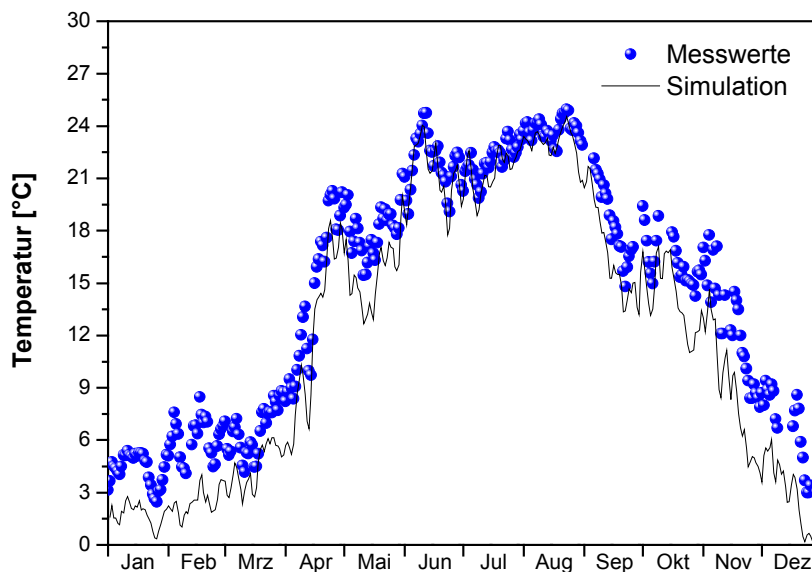


Abb. 8-100: Vergleich von täglichen Messwerten (SenStadt) und Modellergebnissen der Wassertemperatur an der Messstation Teltowwerft für das Jahr 1996

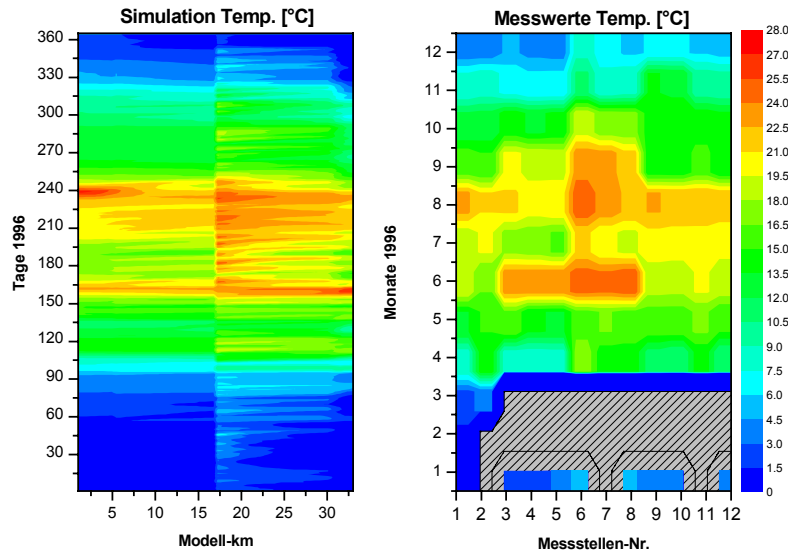


Abb. 8-101: Vergleich von monatlichen Messwerten (SenStadt) und täglichen Modellergebnissen der Wassertemperatur im Abschnitt Süd für das Jahr 1996

8.6.4 Ergebnisse der Szenarien

Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse der Szenarienrechnungen mit QSim vorgestellt. Bei allen Ergebnissen handelt es sich um Simulationsergebnisse. Es sind jeweils über die Tiefe gemittelte Konzentrationen der einzelnen Parameter dargestellt. Wenn nicht anders erwähnt, beziehen sich die Alternativen auf das Basisszenario.

8.6.4.1 Abschnitt Nord

Sauerstoffhaushalt

Beim Vergleich der Modellergebnisse wird deutlich, dass generell geringe Unterschiede im Sauerstoffgehalt zwischen den verschiedenen Szenarien und Alternativen berechnet wurden (Abb. 8-102). So zeigt sich, dass die ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree (Alternative 3 Periode 1) zu einer Verbesserung des Sauerstoffgehaltes im Abschnitt Nord im Vergleich zu einer Einleitung nur im Winterhalbjahr (Alternative 1 Periode 1) führt (Abb. 8-102 und Abb. 8-103). Das Längsprofil des Jahresmittelwertes zeigt einen höheren Sauerstoffgehalt bei der Alternative 3 Periode 1 von Beginn des Abschnitt Nord an. Dies ist auf den höheren Abfluss am oberen Modellrand zurückzuführen. Bei der Entscheidung über eine veränderte Einleitung der Kläranlage Ruhleben müssen die Nachteile einer höheren Belastung gegen die Vorteile von gleichzeitig höheren Abflüssen in der Spree abgewogen werden. An diesem Beispiel wird deutlich, wie entscheidend der Abfluss für die Gewässergüte im Berliner Gewässernetz ist. Demgegenüber können andere Faktoren wie die Einleitungen einer Kläranlage von untergeordneter Bedeutung sein. Allerdings konnte die Belastung mit fäkalcoliformen Bakterien nicht modelliert werden (Kap. 8.6.3.1), was für die Beurteilung einer Umleitung der Kläranlage Ruhleben aufgrund der Badestellen in der Berliner Flusshavel entscheidet wäre. Im Längsprofil des Jahresmittelwertes wird die Erhöhung des Sauerstoffgehaltes durch den physikalischen Sauerstoffeintrag an den beiden Wehren Mühlendamm und Charlottenburg sowie durch den Zusammenfluss mit der Havel deutlich (Abb. 8-103).

Die Abnahme des Sauerstoffgehaltes in der Berliner Flusshavel (Abb. 8-102 und Abb. 8-103) ist auf das starke Anwachsen des Zooplanktons und den dazugehörigen Fraßdruck auf Algen zurückzuführen (Kapitel 8.6.3.1). Außerdem ist der über die Tiefe gemittelte Sauerstoffgehalt dargestellt, der immer unter dem an der Oberfläche gemessenen Sauerstoffgehalt liegen wird.

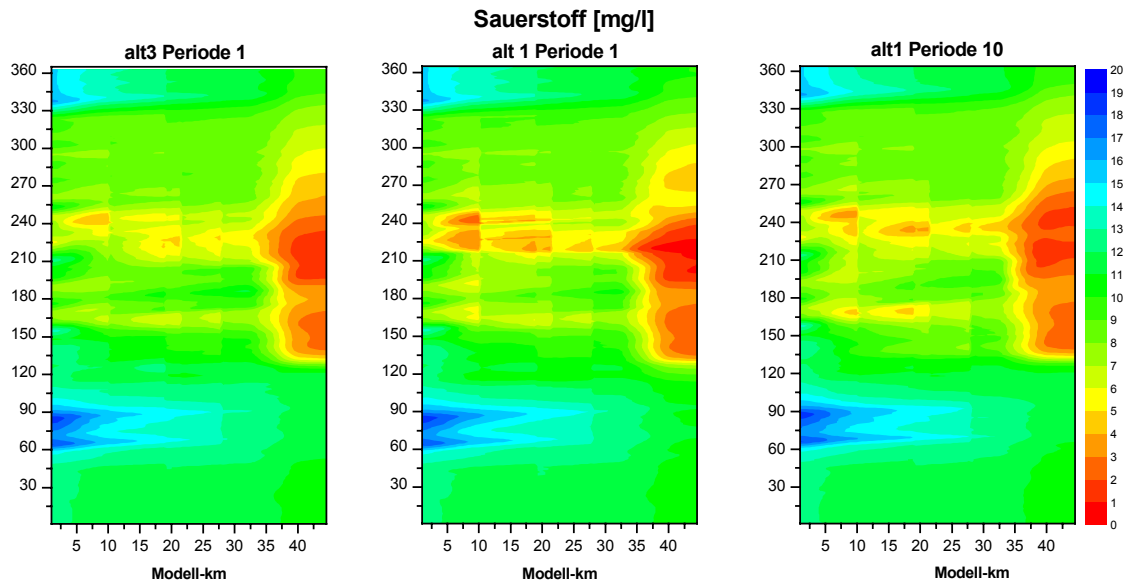


Abb. 8-102: Vergleich des Sauerstoffgehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord

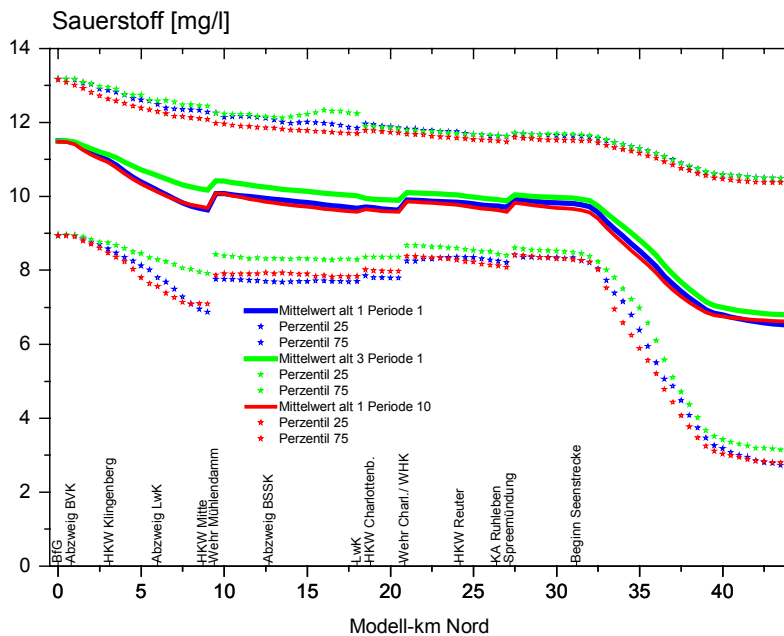


Abb. 8-103: Vergleich des Sauerstoffgehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Mit dem quasi-zweidimensionalen Ansatz in QSim kann die Schichtungswahrscheinlichkeit im Wannsee betrachtet werden. Es wurden die Unterschiede der Stundenwerte im Sauerstoffgehalt zwischen oberster und unterster Wasserschicht miteinander verglichen (Abb. 8-104). Für die Periode 10 wurde eine stärkere Sauerstoffschichtung im Vergleich zur Periode 1 berechnet. Es wird der Einfluss einer in der Periode 10 erhöhten Globalstrahlung sowie reduzierten Abflüssen auf die Schichtungswahrscheinlichkeit im Sauerstoffgehalt deutlich. In der Periode 10 tritt in der Berliner Flusshavel beim Basisszenario Alternative 1 eine stärkere Sauerstoffschichtung als beim Oderwasserszenario Alternative 1 auf (Abb. 8-104).

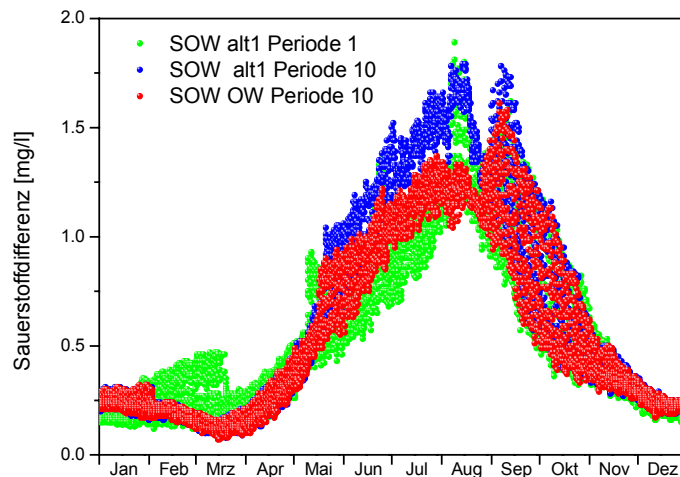


Abb. 8-104: Modellierter Sauerstoffdifferenz in der Berliner Flusshavel bei Kälberwerder vom Basisszenario Alternative 1 Periode 1 und Periode 10 und vom Oderwasserszenario Alternative 1, Periode 10. Es sind die Differenzen der Stundenwerte im Sauerstoffgehalt zwischen oberster und unterster Wasserschicht aufgetragen.

Anhand des 10-Perzentils des Sauerstoffgehaltes an dieser Station wird deutlich, dass alle Simulationsergebnisse in derselben Gewässergütekategorie (eutroph) liegen (Abb. 8-105). Für die Periode 10 zeigt sich eine leichte Verschlechterung im Sauerstoffgehalt. Dabei ist in dieser Periode der Abfluss reduziert, allerdings sind auch die Belastungen im Gewässer zurückgegangen (Kapitel 8.5.1). Der Sauerstoffgehalt beim Oderwasserszenario liegt geringfügig über dem Basisszenario. Hier zeigt sich der positive Einfluss des höheren Abflusses auf die Spree. Gleichzeitig waren zu Zeiten der Oderwasserüberleitung im Sommerhalbjahr keine großen Unterschiede im Sauerstoffgehalt zwischen Spree und Oder gemessen worden (Abb. 8-67). Dafür erhöht sich zu Zeiten der Oderwasserüberleitung der Algengehalt (Abb. 8-69), was auch zu den höheren Sauerstoffgehalten beigetragen haben dürfte.

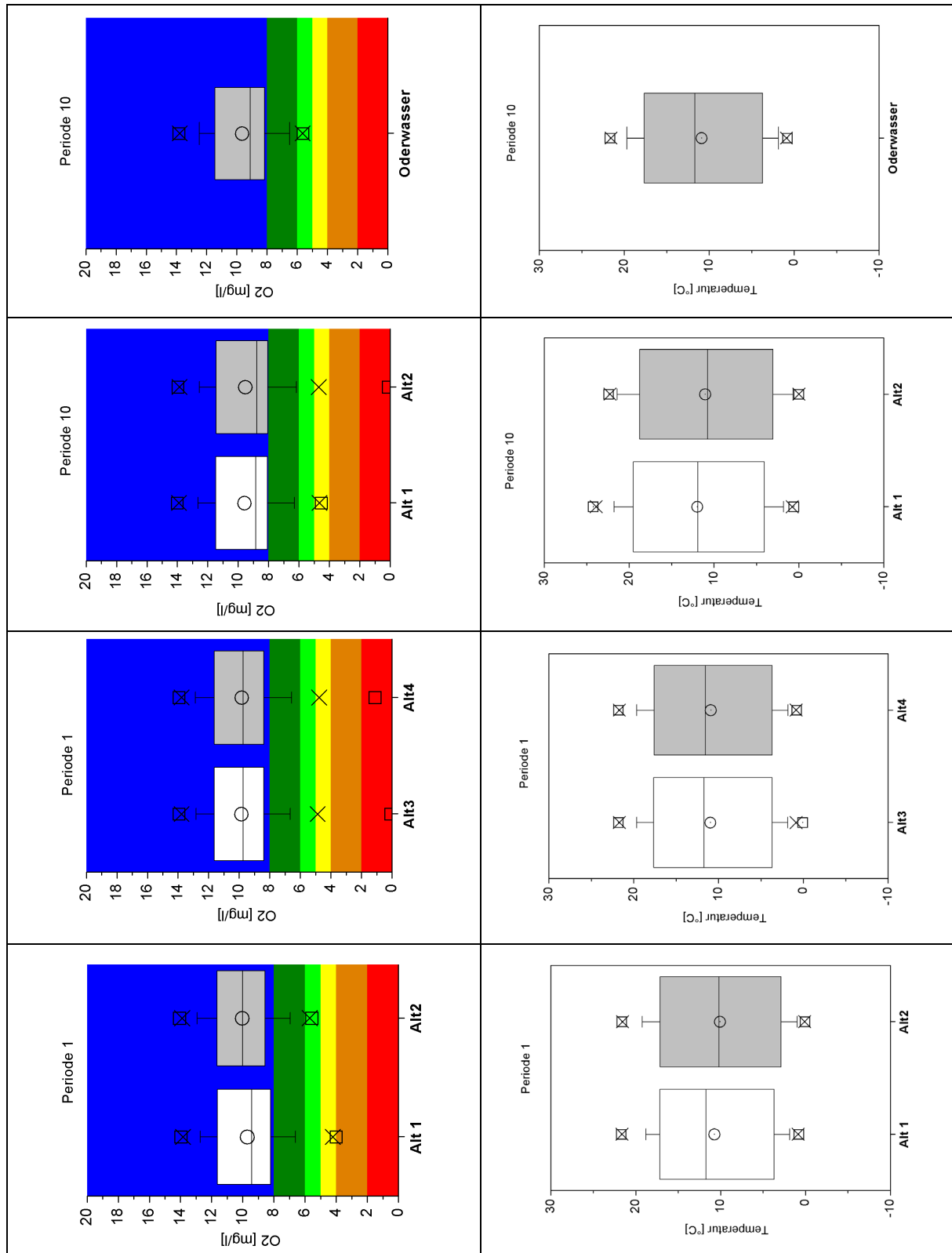


Abb. 8-105: Boxplots des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur an der Spreemündung für alle Szenarien und Alternativen. In der Periode 10 sind die Alternativen 1, 3 und 4 identisch.

Nährstoffhaushalt

Beim Nährstoffhaushalt zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien. Die Einleitungen der Kläranlage Ruhleben (Modell-km 26,2) in der Periode 1 erhöhen deutlich

den Gesamt-Stickstoff-Gehalt in der Spree (Abb. 8-106). Die ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree würde zu einer Verdopplung im Gesamt-Stickstoff-Gehalt führen (Alternative 3). Bei einer ganzjährigen Einleitung von Ruhleben, aber einer Ausrüstung mit Membranfiltrationstechnologie werden geringere Werte als bei der Alternative 3 wie auch bei der Alternative 1 simuliert (Alternative 4). In der Periode 10 ist die Kläranlage Ruhleben abgeschaltet, hier treten keine großen Unterschiede zwischen den Alternativen auf. Es werden geringere Gesamt-Stickstoff-Gehalte an der Spreemündung für die Periode 10 im Vergleich zur Periode 1 berechnet. Dies ist zum einen auf die Abschaltung von Ruhleben zurückzuführen, aber auch auf die generell zurückgegangene Belastung in der Spree flussaufwärts der BfG-Messtelle sowie in ihrem Einzugsgebiet (Kapitel 8.5.1). Die Oderwasserüberleitung in der Periode 10 führt aufgrund der zeitweise hohen Nährstofffrachten (Abb. 8-68) zu etwas höheren Stickstoffgehalten. Dabei ist der Einfluss relativ gering, da auch für die Oder in 50 Jahren geringere Nährstofffrachten zu erwarten sind (Kapitel 8.5.1).

Das Längsprofil des Jahresmittelwertes zeigt, dass der Gesamt-Stickstoff-Gehalt im Abschnitt Nord durch den Landwehrkanal reduziert und durch die Havel erhöht wird (Abb. 8-107).

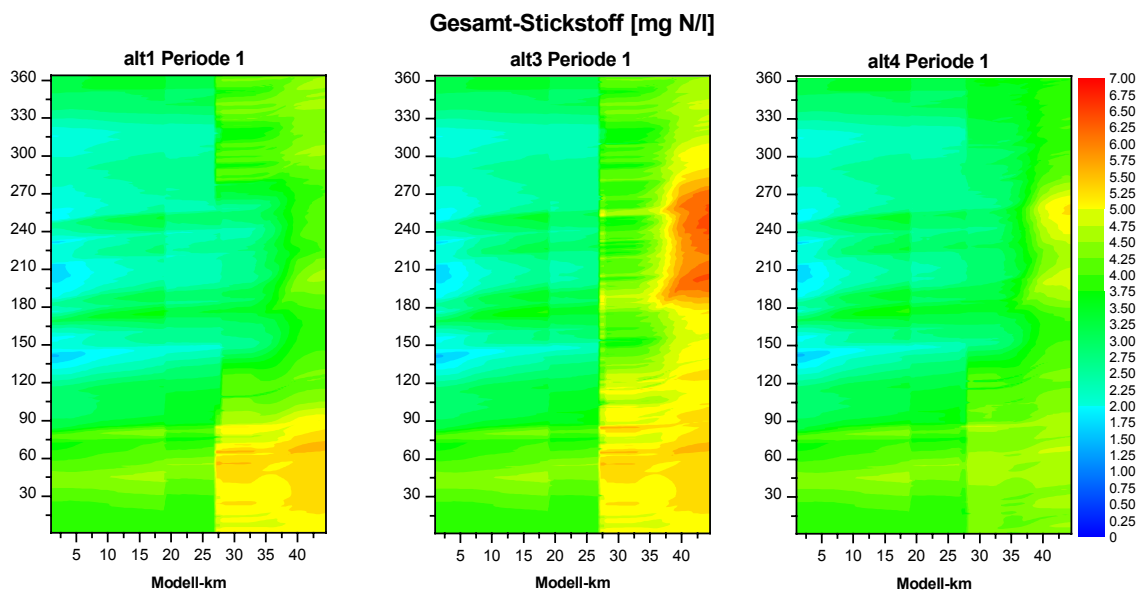


Abb. 8-106: Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord

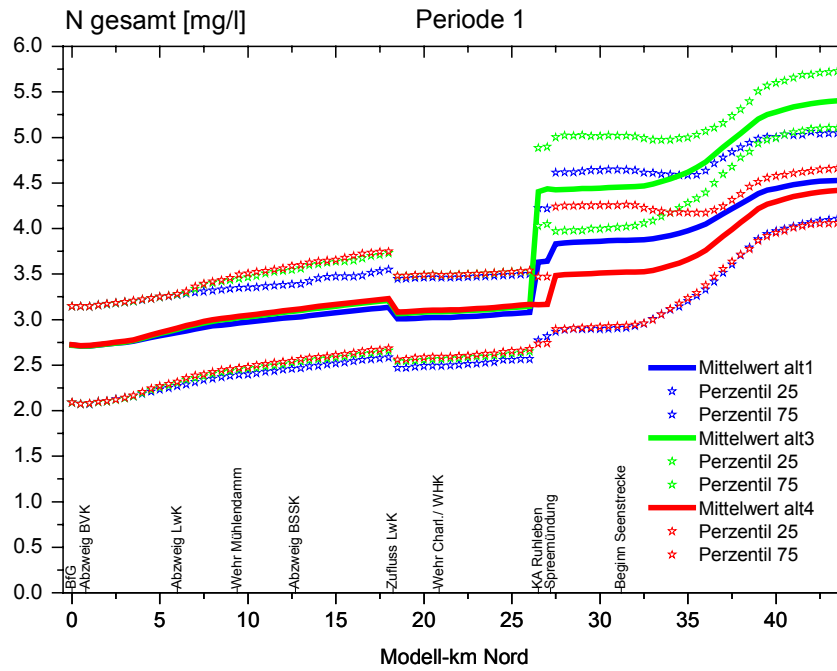


Abb. 8-107: Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes vom Basisszenario, Alternative 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Der Gesamt-Phosphor-Gehalt wird in der Periode 1 auch durch eine ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree erhöht (Alternative 3, Abb. 8-108). In der Periode 10 werden geringere Phosphor-Gehalte als in der Periode 1 simuliert (Abb. 8-108). Dies ist auf die Anpassung der Phosphor-Gehalte am oberen Modellrand und bei allen einleitenden Kanälen und Nebenflüssen an die in der Periode 10 zu erwartenden Konzentrationen (Kapitel 8.5.1) zurückzuführen.

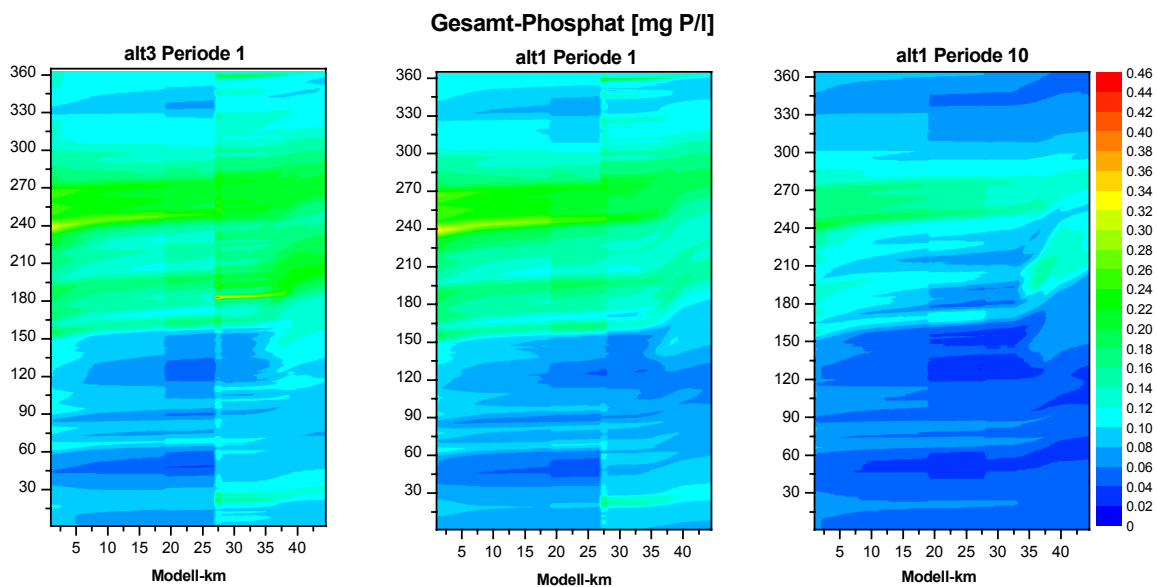


Abb. 8-108: Vergleich des Gesamt-Phosphor-Gehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und der Alternative 1, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord

Wärmehaushalt

In den Abschnitt Nord leiten fünf Heizkraftwerke ihr Kühlwasser ein. Im Gegensatz zum Jahr 1996 können die Kraftwerke bei allen Szenarien und Alternativen mit voller Leistung gefahren werden. Dies ist auf die Umstellungen beim Betrieb der Kraftwerke zurückzuführen (Tab. 8-24). Dennoch wird eine Erwärmung der Stadtspreewasser durch Kühlwassereinleitungen deutlich (Abb. 8-109). Eine Umstellung des Kraftwerks Reuter auf moderne Kühltechnologie ohne Wärmeeinleitung in die Spree führt zu einer um mehrere Grad Celsius niedrigeren Wassertemperatur (Alternative 2, Periode 10). Durch eine Oderwasserüberleitung wird der Einfluss der Kraftwerke merklich reduziert (Abb. 8-109), insbesondere der höhere Abfluss im Sommer trägt zu einer Wärmeentlastung bei.

Der Vergleich zwischen Alternative 1, Periode 1 und 10 zeigt den Anstieg der Wassertemperatur in der Spree aufgrund der höheren Globalstrahlung und der niedrigeren Abflüsse in der Periode 10 (Abb. 8-110). Die Wärmeeinleitungen werden sich in den nächsten 50 Jahren nicht ändern, entsprechend sind keine Anpassungen für die Periode 10 durchgeführt worden.

An der Spreemündung, 3 km unterhalb des letzten der 5 Heizkraftwerke im Abschnitt Nord, zeigen sich nur geringe Unterschiede in der Wassertemperatur zwischen allen betrachteten Alternativen und Szenarien (Abb. 8-105). Der Anstieg der 90-Perzentil-Werte der Wassertemperatur in der Periode 10 wird aber deutlich.

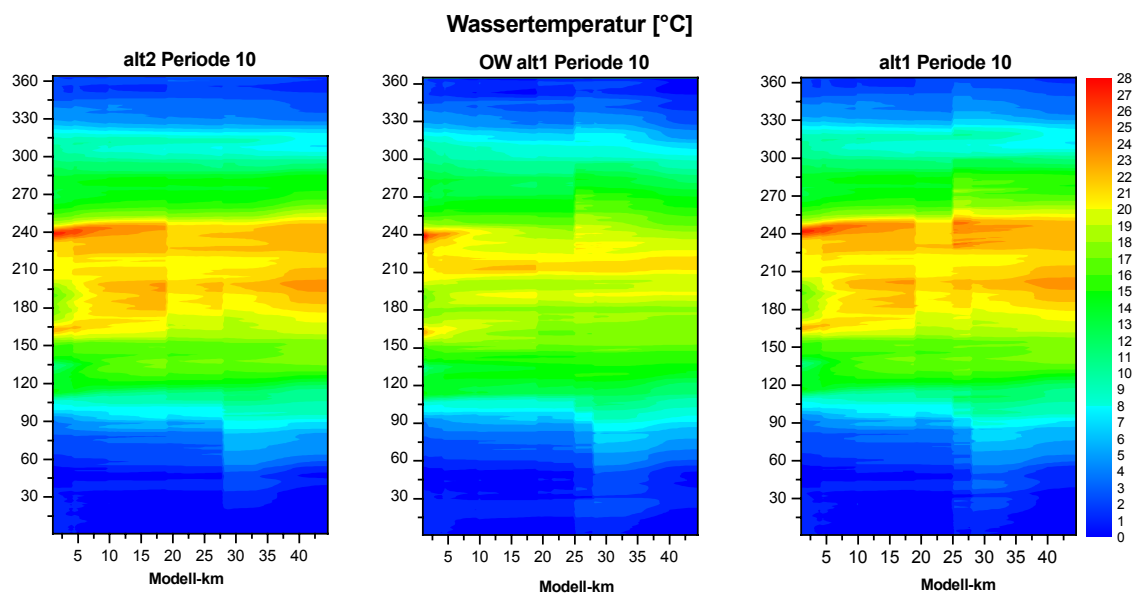


Abb. 8-109: Vergleich der Wassertemperatur vom Basisszenario der Alternative 1 und 2, Periode 10 sowie vom Oderwasserszenario der Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord

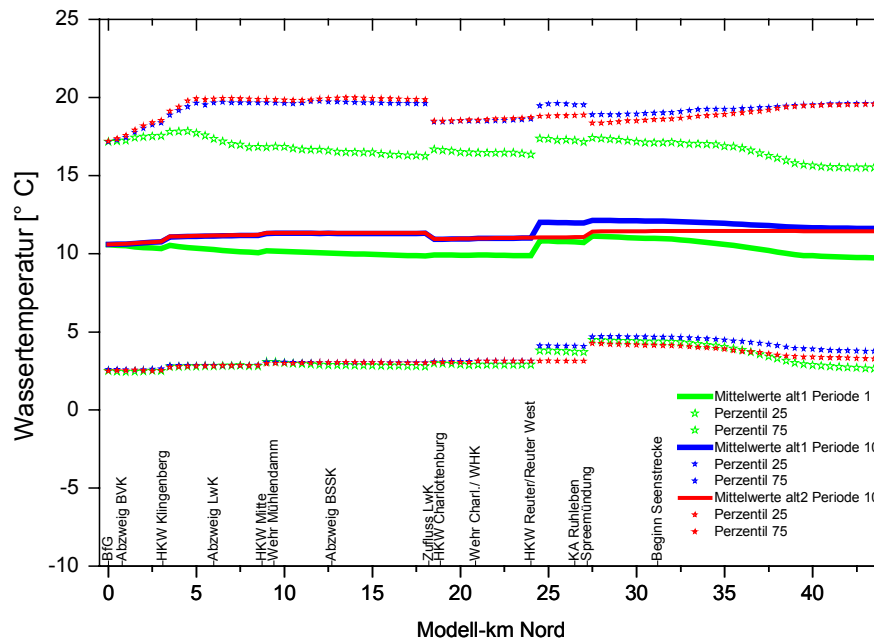


Abb. 8-110: Vergleich der Wassertemperatur vom Basisszenario der Alternative 1, Periode 1 und 10 sowie der Alternative 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Nord. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Trophie

Der Algengehalt verändert sich bei der Betrachtung der verschiedenen Szenarien nur gering (Abb. 8-111). Es werden geringere Algengehalte für die Periode 10 im Vergleich zur Periode 1 berechnet. Bei gleichzeitig höherer Globalstrahlung entspricht dieses Ergebnis nicht den Erwartungen. Die Abnahme in der Periode 10 ist hauptsächlich auf die Anpassung der Chlorophyll *a*-Gehalte am oberen Modellrand und bei allen einleitenden Kanälen und Nebenflüssen an die in der Periode 10 zu erwartenden Trophieverhältnisse (Kapitel 8.5.1) zurückzuführen. Die Oderwasserüberleitung führt im Sommer zu leicht erhöhten Algengehalten. Derzeit werden in der Oder bei Frankfurt zeitweise sehr hohe Algengehalte im Sommer gemessen (Abb. 8-69). Aufgrund der in den kommenden 50 Jahren zurückgehenden Algenfracht (Kap. 8.5.1) wirkt sich die Oderwasserüberleitung wie schon bei der Nährstoffbelastung jedoch kaum auf den Chlorophyll *a*-Gehalt in der Periode 10 aus.

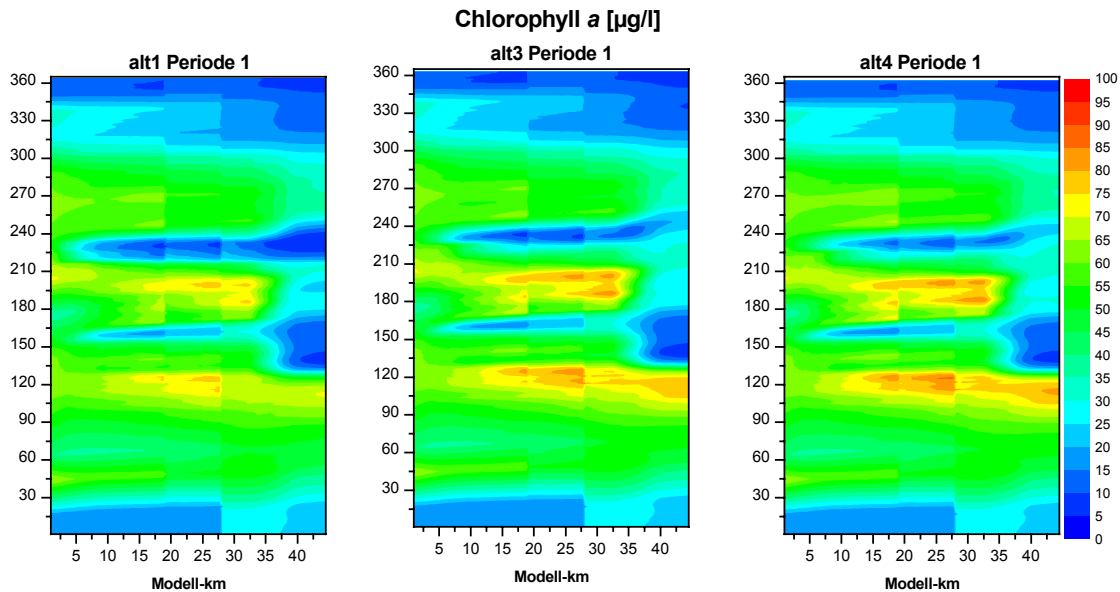


Abb. 8-111: Vergleich der Chlorophyll a -Gehalte der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Nord

8.6.4.2 Abschnitt Süd

Der obere Modellrand des Abschnitt Süd befindet sich wie bei dem Abschnitt Nord an der BfG-Messstelle in der Spree (Abb. 8-60). Für die Simulation wurde der Abfluss von der Spree in den Britzer Verbindungskanal (BVK) auf mindestens $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ und im Griebnitzkanal auf $0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt. Bei der Abflusssteuerung 2002 kehrt sich insbesondere in den Sommermonaten die Fließrichtung in den Kanälen oft um. Dies kann mit der Version 9.1 von QSim nicht abgebildet werden, da derzeit nur einzelne Stränge betrachtet werden, die alle ganzjährig denselben oberen Modellrand haben. Entsprechend wird im vorliegenden Bericht davon ausgegangen, dass die Gewässergüte wie auch die Trophie im Teltowkanal entscheidend vom Spreewasser geprägt werden. Dies weicht insbesondere in den Sommermonaten von den tatsächlichen Gegebenheiten ab. Zu dieser Zeit ist nach der Abflusssteuerung 2002 kein Einfluss der Spree auf den Teltowkanal zu erwarten.

Es wird an einer Kopplung von QSim mit dem Abflussmodell HYDRAX (BUSCH ET AL., 1999) gearbeitet. Mit der neuen Version von QSim sollte der Teltowkanal erneut betrachtet werden. Es wird dann möglich sein, die Wasserqualität ganzer Gewässernetze zu betrachten, auch eine zeitweise Fließumkehr in einzelnen Kanälen mit dem entsprechenden Einfluss auf die Gewässergüte und Trophie könnte dann nachgebildet werden.

Die Kläranlage Marienfelde wurde 1998 abgeschaltet, was zu einer deutlichen Entlastung des Stoffhaushaltes im Abschnitt Süd im Vergleich zur Validierung für das Jahr 1996 führte.

Sauerstoffhaushalt

Der Sauerstoffhaushalt des Teltowkanals ist deutlich stärker belastet als der der Spree (Abb. 8-112). Insbesondere in den Sommermonaten werden kritische Sauerstoffkonzentrationen erreicht. Die ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree würde weniger zu einer Entlastung des Sauerstoffhaushaltes als zu einer örtlichen Verschiebung der Sauerstoffminima im Teltowkanal führen (Alternative 3, Periode 1). Denn mit der ganzjährigen Einleitung von Ruhleben in die Spree sinken die Abflüsse im Teltowkanal. Die auch ohne Einleitungen

durch die Kläranlage Ruhleben bestehende Belastung an sauerstoffzehrenden Stoffen im Teltowkanal wirkt sich bei einem geringeren Abfluss entsprechend stärker aus.

Die Sauerstoffkonzentrationen der Alternative 1, Periode 1 und 10, unterschieden sich kaum (Abb. 8-112). Die positiven Effekte durch die geringere Nährstofffracht aus dem Einzugsgebiet (Kapitel 8.5.1) und die Abschaltung der Kläranlage Ruhleben werden durch die gesunkenen Abflüsse wieder ausgeglichen. Der Jahresmittelwert des Sauerstoffgehaltes zeigt sogar eine Verschlechterung in der Periode 10 im Vergleich zur Periode 1 (Abb. 8-114). Die Selbstreinigungsstrecke reicht im Abschnitt Süd fast bis zum Oberwasser des Wehres Kleinmachnow (Abb. 8-114). Der Sauerstoffhaushalt im Teltowkanal vor dem Britzer Kreuz ist stärker als die Spree an der BfG-Messstelle belastet (Abb. 8-67). Der Rückgang der Sauerstoffgehalte im modellierten Abschnitt Süd durch die Einmündung des Teltowkanals am Britzer Kreuz zeigt sich im Längsprofil der Jahresmittelwerte (Abb. 8-114). Bei der Abflusssteuerung 2002 prägt der Teltowkanal die Gewässergüte im Abschnitt Süd am Britzer Kreuz (Tab. 8-29).

Die Betrachtung des Sauerstoffgehaltes in Form von Boxplots für alle Alternativen und Szenarien zeigt, dass eine Reduzierung der Kühlwassereinleitung durch Modernisierung des Heizkraftwerkes Lichterfelde (Alternative 2) zu einer leichten Verbesserung im Abschnitt Süd führt (Abb. 8-113). Ansonsten sind kaum Unterschiede berechnet worden, der Sauerstoffhaushalt im Teltowkanal ist und bleibt generell stark belastet (Gewässergüteklasse poly- bis hypertroph). Die Oderwasserüberleitung führt indirekt zu einer zusätzlichen Belastung des Sauerstoffhaushaltes, bei diesem Szenario wird mehr Wasser aus dem Teltowkanal am Britzer Kreuz in den Abschnitt Süd fließen. Der Teltowkanal bringt damit eine höhere Belastung für den Sauerstoffgehalt im Abschnitt Süd.

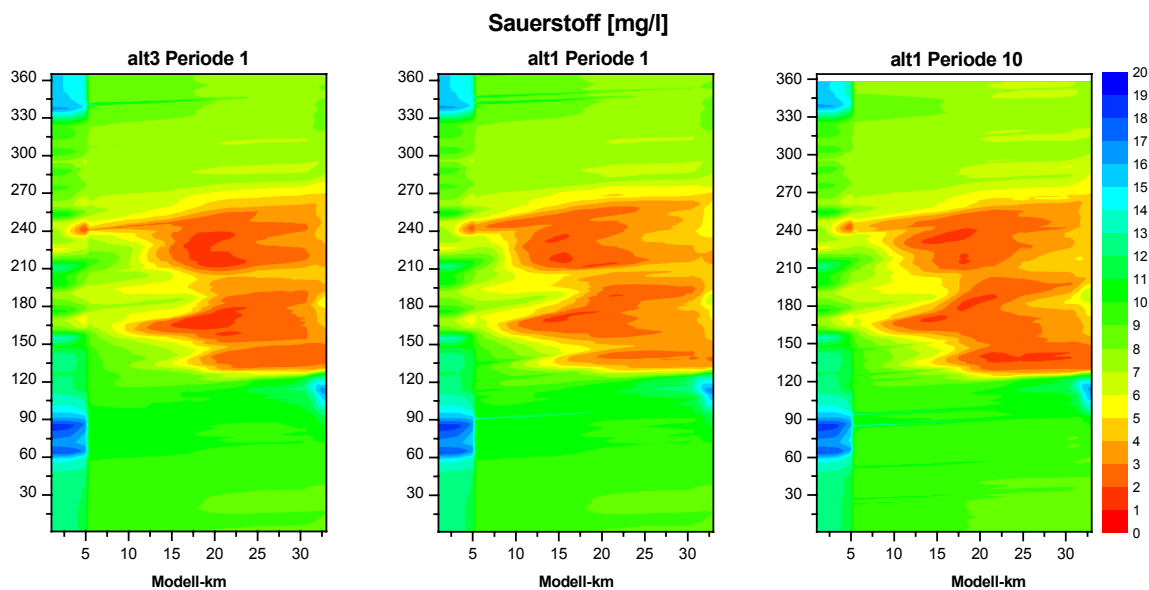


Abb. 8-112: Vergleich der Sauerstoffgehalte der Alternativen 1 und 3, Periode 1, und Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd

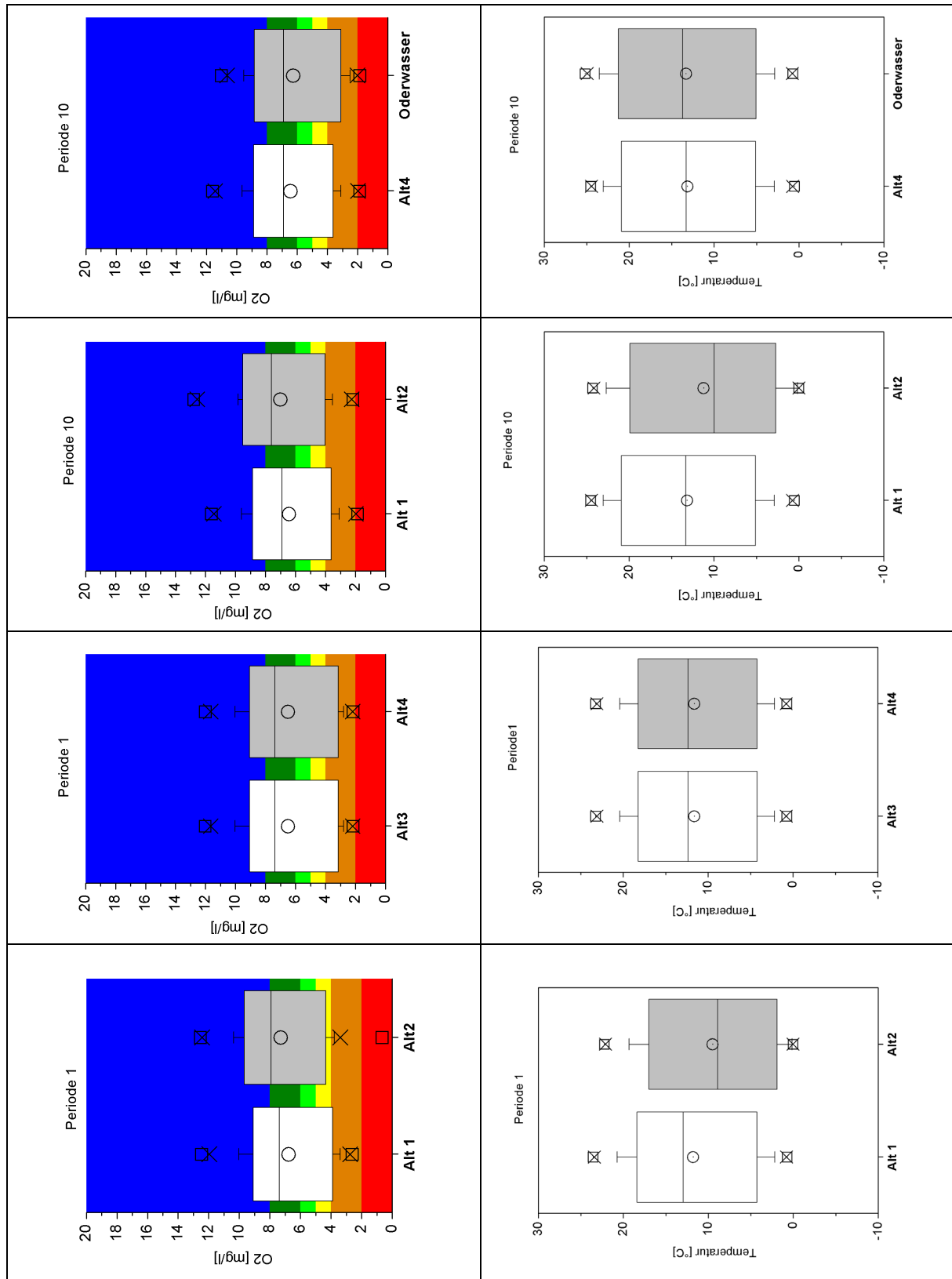


Abb. 8-113: Boxplots des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur im Teltowkanal bei Kohlhasenbrück (TeK-km 3,5) für alle Szenarien und Alternativen. In der Periode 10 sind die Alternativen 1 und 3 identisch.

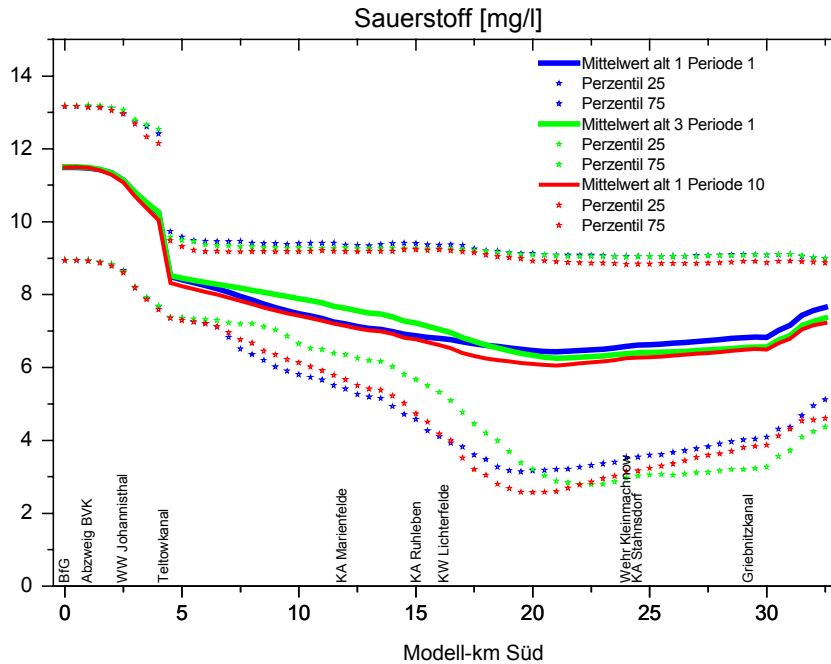


Abb. 8-114: Vergleich der Sauerstoffgehalte der Alternative 1 und 3, Periode 1 und der Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Nährstoffhaushalt

Der Nährstoffhaushalt ist im Abschnitt Süd generell stark belastet. Bei der Abflusssteuerung 2002 wird die Gewässergüte im Abschnitt Süd am Britzer Kreuz zum Teil durch Wasser aus der Spree über den Britzer Verbindungskanal beeinflusst, zum Teil durch Wasser aus dem Teltowkanal. Dabei ist der Teltowkanal kurz vor der Einmündung in den Abschnitt Süd relativ stark belastet (Abb. 8-68). Dies kann man auch an der Entwicklung der Gesamt-Stickstoff-Gehalte im Längsverlauf des Abschnitt Süd bei Modell-km 5 sehen (Abb. 8-115). Die einmündenden Kläranlagen Ruhleben und Stahnsdorf erhöhen den Gesamt-Stickstoff-Gehalt auf Werte über 10 mg/l. Eine ganzjährige Umleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree führt zu einer deutlichen Entlastung im Teltowkanal (Alternative 2). Weiterhin besteht jedoch die Belastung durch die Kläranlage Stahnsdorf. In der Periode 10 wird die Belastung noch stärker, da hier noch weniger Wasser durch den Abschnitt Süd fließt und die Kläranlage Stahnsdorf ausgebaut ist. Entsprechend kann die Einführung von einer Membranfiltration in der Kläranlage Stahnsdorf nur empfohlen werden (Alternative 4, Abb. 8-116).

Die Oderwasserüberleitung hat kaum einen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt im Abschnitt Süd. Dies liegt an der Abflusssteuerung 2002, es fließt kaum Spreewasser (inklusive des übergeleiteten Oderwassers) über den Britzer Verbindungskanal in den Abschnitt Süd (Tab. 8-29). Durch die zu erwartende rückläufige Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet (Kapitel 8.5.1) verbessert sich in der Periode 10 die Stickstoffbelastung im Teltowkanal bei Kohlhasenbrück.

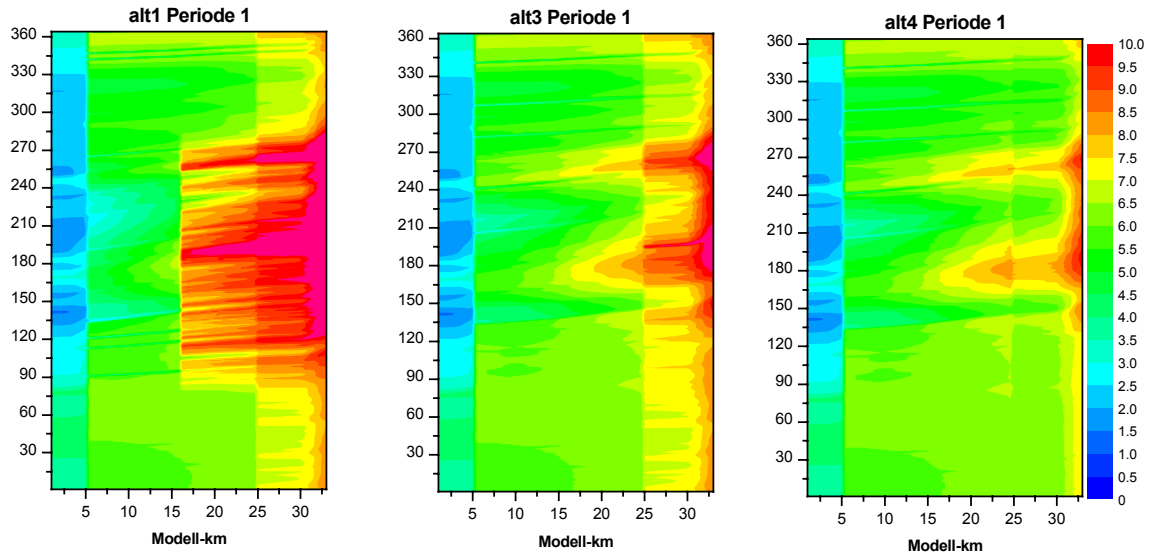


Abb. 8-115: Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Süd

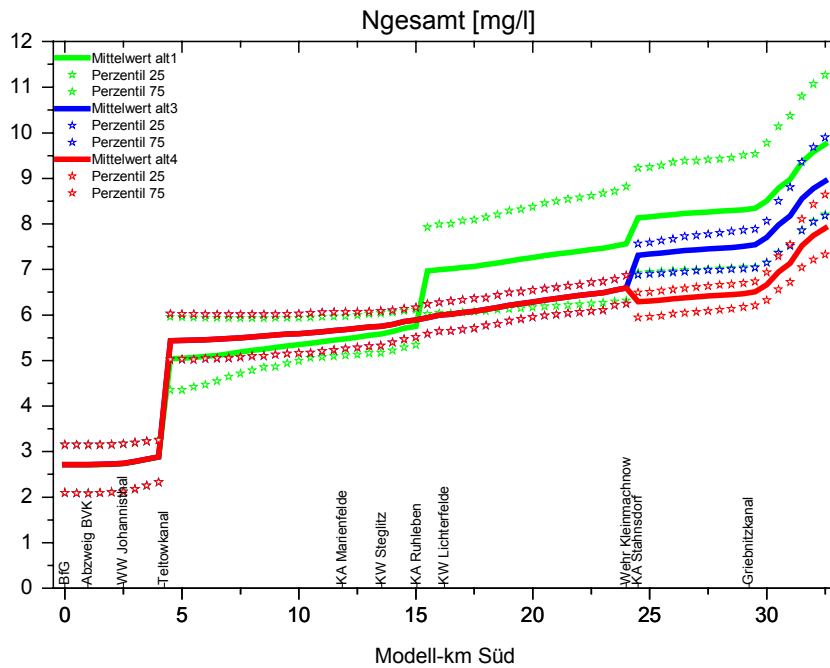


Abb. 8-116: Vergleich des Gesamt-Stickstoff-Gehaltes der Alternativen 1, 3 und 4, Periode 1, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Der Gesamt-Phosphor-Gehalt im Abschnitt Süd erhöht sich ebenfalls an der Einmündung des Teltowkanals am Britzer Kreuz (Modell-km 5,0) (Abb. 8-117). In der Abbildung zeigt sich aber auch die Erhöhung des Gesamt-Phosphor-Gehaltes durch die Einleitungen der beiden Kläranlagen Ruhleben und Stahnsdorf (Modell-km 16,2 und 24,4). Bei den Alternativen 3 und 4 wird die Kläranlage Ruhleben ganzjährig in die Spree eingeleitet. Bei diesen Alternativen leitet nur die Kläranlage Stahnsdorf in den Abschnitt Süd ein. Hier zeigt sich, dass die Einleitungen von Stahnsdorf in der Periode 1 den Phosphorgehalt relativ wenig erhöhen (Alternative 3). Dies ändert sich in der Periode 10, bei niedrigeren Abflüssen im Teltowkanal und gleichzeitigem Kläranlagenausbau (Tab. 8-30) wirken sich die Einleitungen von Stahnsdorf stärker auf den Phosphorgehalt aus (Abb. 8-117).

Eine Membranfiltration hat keinen Einfluss auf den Phosphorgehalt, entsprechend wurden keine Unterschiede zwischen den Alternativen 3 und 4 berechnet.

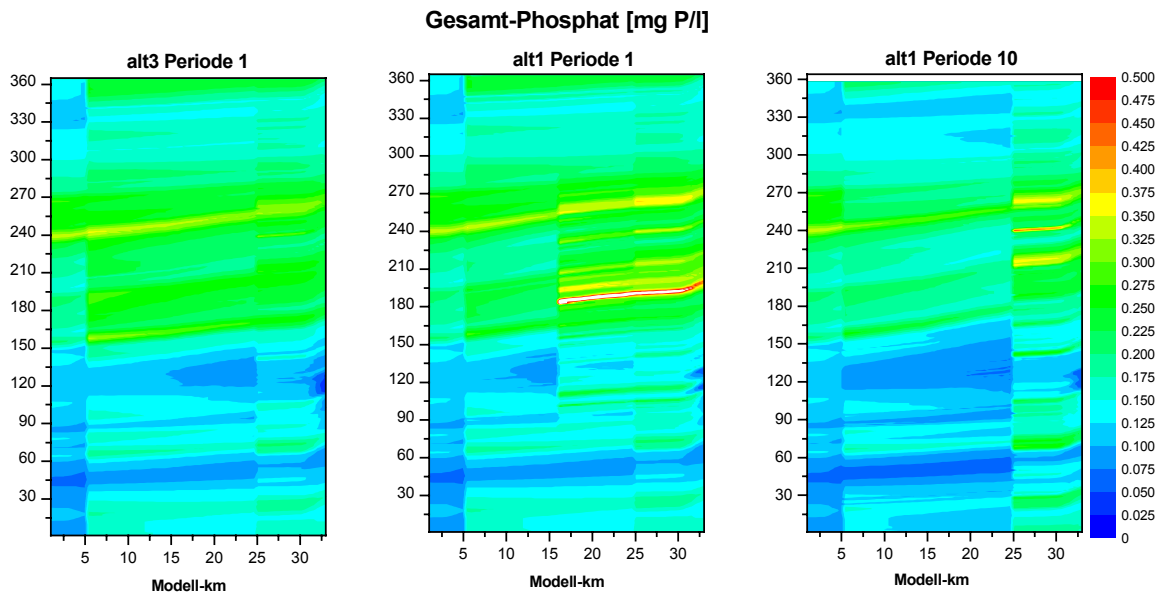


Abb. 8-117: Vergleich des Gesamt-Phosphor-Gehaltes der Alternativen 1 und 3, Periode 1, sowie Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd

Wärmehaushalt

Der Wärmehaushalt im Teltowkanal wird durch die Abflusssteuerung 2002 stärker belastet. Im Unterschied zur Spree sind die Wärmeinleitungen im Teltowkanal zwischen 1996 und 2002 gleich geblieben (Tab. 8-24). Die gleichzeitig deutlich gesunkenen Abflüsse führen zu einer höheren Wassertemperatur. Im Sommerhalbjahr zeigt sich eine Erwärmung des Wasserkörpers entlang des Abschnitt Süd (Abb. 8-118). Besonders auffällig sind aber die Kühlwasser-einleitungen des Heizkraftwerkes Lichterfelde. Bei der Alternative 2 wurde davon ausgegangen, dass es mit modernster Kühlwassertechnologie ausgestattet ist und keine Wärme in den Teltowkanal einleitet. Entsprechend niedriger fällt die Wassertemperatur im Teltowkanal bei Kohlhasenbrück aus (Abb. 8-118, Modell-km 29,0). Die Abbildung der Jahresmittelwerte und der 25- und 75-Perzentile im Längsprofil zeigt die Zunahme der 25-Perzentile im Britzer Verbindungskanal aufgrund erhöhter Globalstrahlung und verringerter Abflüsse sowie den starken Anstieg am Kraftwerk Lichterfelde (Abb. 8-119).

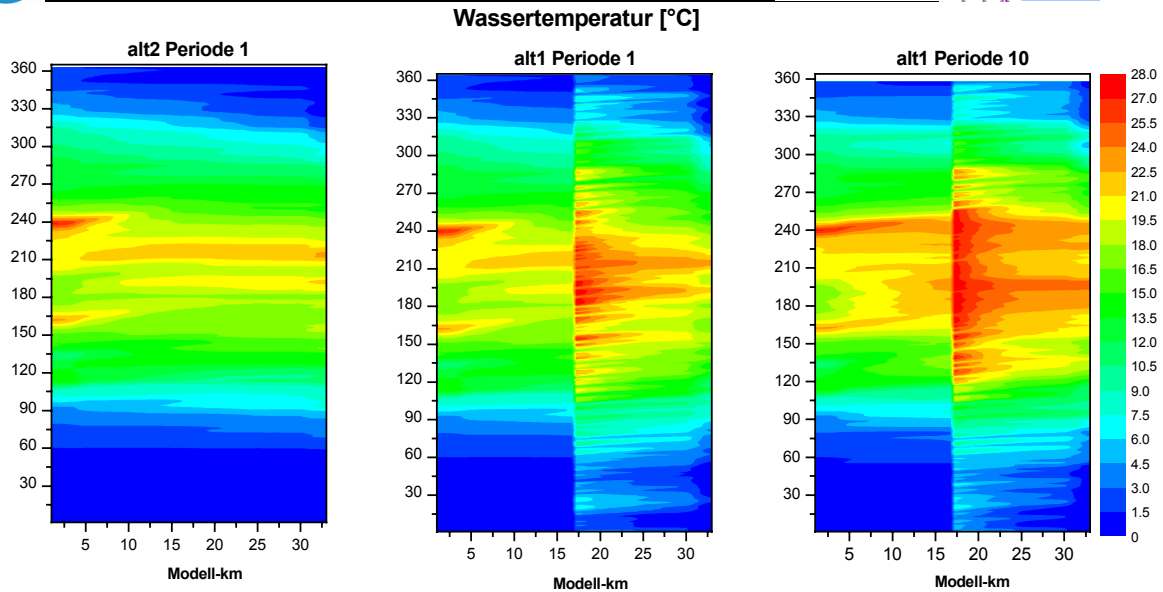


Abb. 8-118: Vergleich der Wassertemperatur der Alternativen 1, Periode 1, sowie Alternativen 1 und 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd

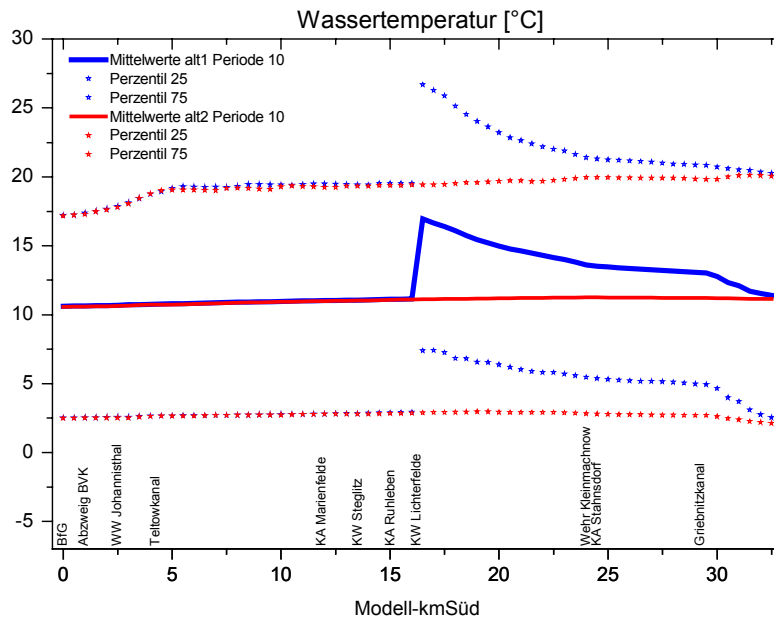


Abb. 8-119: Vergleich der Wassertemperatur der Alternative 1 und 2, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd. Aus täglichen Modellwerten wurden jeweils der Mittelwert und die 25- und 75-Perzentile berechnet.

Während 1996 das Heizkraftwerk Lichterfelde ganzjährig mit voller Leistung betrieben werden konnte, muss es bei allen Alternativen zeitweise in der Leistung reduziert werden, weil die Wassertemperatur im Teltowkanal die vorgeschriebene Maximaltemperatur erreicht. Bei der Alternative 1, Periode 1 müsste das Heizkraftwerk 26 Tage in der Leistung reduziert werden, bei einer ganzjährigen Umleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree und entsprechend geringeren Abflüssen im Sommer im Teltowkanal wären es 43 Tage. In der Periode 10 bei abgeschalteter Kläranlage Ruhleben und generell zurückgegangenen Abflüssen wurden sogar 67 Tage ohne volle Leistung ermittelt. In der Periode 10 führt die Oderwasserüberleitung zu einer Verringerung auf 46 Tage ohne volle Leistung. Dabei werden von QSim die Einbußen noch unterschätzt, da im Modell die zulässige Höchsttemperatur und maximale Aufwärmspanne am Kraftwerksauslauf auf das gesamte Gewässer und nicht nur auf das entnommene Kühlwasser bezogen werden.

Trophie

Die Chlorophyll *a*-Gehalte zeigen im Längsverlauf des Abschnitt Süd eine große Dynamik (Abb. 8-120). Der Zooplanktonfraß vermindert die Algengehalte. Zu Zeiten geringer Zooplanktondichten wird eine Zunahme der Algenbiomasse simuliert. Im Griebnitzkanal und im Kleinen Wannsee erhöht sich die Algenbiomasse aufgrund der hohen Aufenthaltszeiten besonders stark (Abb. 8-120). Trotz der reduzierten Chlorophyll *a*-Gehalte am oberen Modellrand und bei allen einleitenden Kanälen und Nebenflüssen für die Periode 10 (Kapitel 8.5.1) unterscheiden sich die Perioden 1 und 10 kaum voneinander. Nach der Simulation werden die niedrigeren Eingangskonzentrationen durch vermehrtes Wachstum aufgrund längerer Aufenthaltszeiten im Abschnitt Süd schnell wieder ausgeglichen. Die Oderwasserüberleitung führt im Griebnitzkanal zu etwas erhöhten Algengehalten.

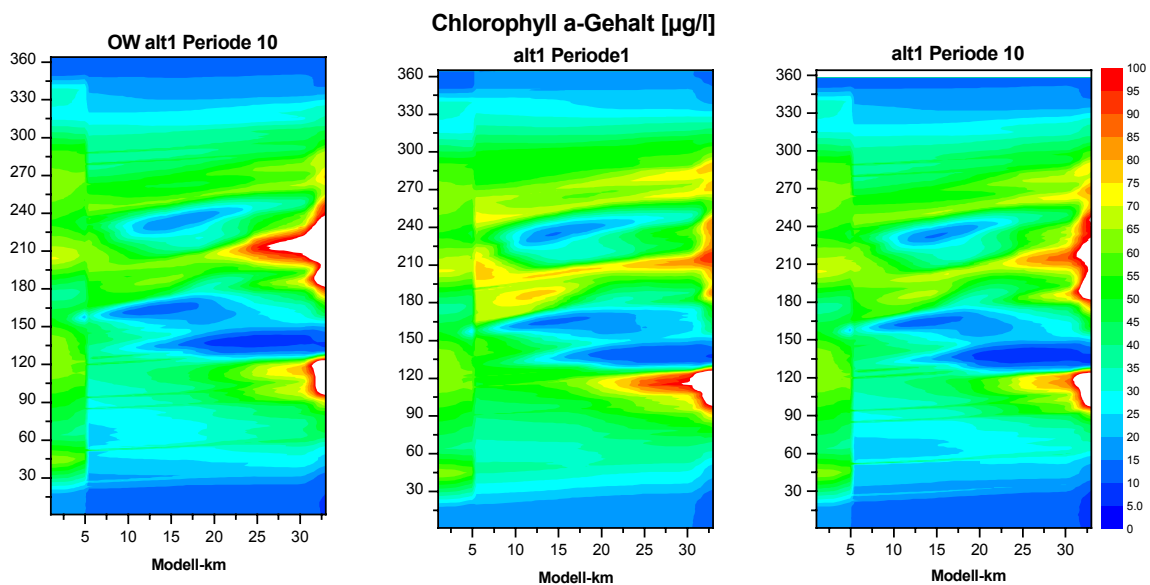


Abb. 8-120: Vergleich des Chlorophyll *a*-Gehaltes vom Basisszenario der Alternativen 1, Periode 1 und 10, sowie vom Oderwasserszenario, Alternative 1, Periode 10, entlang des Abschnitt Süd

8.7 Zusammenfassung der Ergebnisse der Impaktanalysen

Anhand der Klimaszenarien A1 und B2 wurde die Tendenz von mittlerem Jahresniederschlag und mittlerer potenzieller Jahresverdunstung untersucht. Das Szenario A1 weist nur eine leichte, nicht signifikante Abnahme der Jahresniederschlagssummen auf. Die potenzielle Jahresverdunstung nimmt dagegen stetig zu. Daraus ergibt sich eine deutliche Abnahme der jährlichen klimatischen Wasserbilanz. Für die potenzielle Verdunstung gilt diese mittlere Tendenz für alle Teile des Untersuchungsgebietes, während für die Niederschläge größere regionale Unterschiede festgestellt wurden.

Das Klimaszenario B2 weist eine wesentlich höhere Dynamik der Jahreswerte der potenziellen Verdunstung und damit der energetischen Randbedingung für die Abflussbildung gegenüber A1 sowie eine leichte Zunahme des Niederschlages bei in etwa gleichbleibender Verdunstung gegenüber gleichbleibenden Niederschlägen und beträchtlich zunehmender Verdunstung in A1 auf.

Zur Ermittlung des Einflusses der Urbanisierung auf das Wasserdargebot wurden in den Szenarien A1 und B2 Annahmen zur Entwicklung der Wohn-, Gewerbe- und Verkehrsflächen begründet und lokalisiert.

Für das Untersuchungsgebiet konnten aus den Klimaszenarien von 2001-2055 jeweils 100 Realisierungen für die regional benötigten Stationen zur Berechnung des Wasserdargebots mit dem hydrologischen Modellierungssystem ArcEGMO übernommen und mit den weiteren Szenario-Annahmen, wie z.B. denen zur Entwicklung der Urbanisierung, verschnitten werden. Die Arbeiten mit ArcEGMO lieferten analoge 100 Realisierungen des Wasserdargebots für die Teilgebiete des Untersuchungsraums, die in das Wasserbewirtschaftungsmodell ArcGRM GLOWA einfließen.

Eine Tendenz zur Abflussabnahme ist bei beiden Klimaszenarien gegeben, wenn auch unterschiedlich stark ausgeprägt. Im Klimaszenario A1 sinkt z.B. der mittlere Jahresabfluss der oberen Havel (Pegel Borgsdorf) gegenüber den derzeitigen Verhältnissen von 11,9 m³/s im Jahre 2003 auf 8,9 m³/s im Jahre 2052, d.h. um 29 %. Für den Zeithorizont 2050 verringern sich die Mediane der mittleren Monatsabflüsse gegenüber dem Referenzzeitraum für alle zwölf Kalendermonate. Nach B2 sind zwar etwas höhere Winterabflüsse zu erwarten, die dann zu einem zeitlich verschobenen tieferen Jahres-Minimum erst im Herbst führen.

Der Einfluss der Bebauungsentwicklung auf das Wasserdargebot und die mittleren Abflussverhältnisse ist dagegen (maßstabsbedingt) relativ gering. Durch Maßnahmen zur Regenwasserbehandlung können die geringfügigen Abflusserhöhungen, die sich auf Grund der zunehmenden Versiegelung ergeben, reduziert werden.

Mit dem Bewirtschaftungsmodell wurden folgende Szenarien, die auf einem Auslaufen des Bergbaus in der Lausitz und dem Klimaszenario A1 basieren, hinsichtlich der Auswirkungen auf die Wasserbewirtschaftung im Großraum Berlin untersucht:

- das Basisszenario (Flutung der Tagebaurestseen gemäß derzeitiger Planungen),
- das Flutungsszenario (schnellere Flutung),
- das Oderwasserszenario Berlin (zusätzliche Oderwasserüberleitung über die derzeitige Kapazität der Anlagen hinausgehend)
- und das Szenario reduzierte Fließe (Flutung auf Kosten der Versorgung der kleinen Fließe).

Allen Szenarien ist ein starker Abfall der Überschreitungswahrscheinlichkeiten für die Minstdurchflüsse der wichtigen Berliner Pegel ab der Periode 2033-2037 vor allem für die Sommermonate gemeinsam. Der Abfall beträgt in der letzten Periode (2048-2052) bis zu 30 %-Punkte für die Stadtspreewald (Wintermonate: 0), 20 %-Punkte für die Havel (Wintermonate: 15) und 40 %-Punkte für den Teltowkanal (Wintermonate: 10). Der vorübergehenden Verbesserung durch höheren Zufluss am Pegel Große Tränke während des Zeitraumes 2018-2032 infolge des erreichten Fortschrittes beim Auffüllen der Tagebaurestlöcher folgt eine anhaltende Verschlechterung. Das liegt zum einen an der Beendigung des Bergbaus und somit dem Wegfall von Sumpfungswasser mit gleichzeitig erhöhtem Bedarf an Flutungswasser zur Auffüllung der stillgelegten Tagebaue und zum anderen an der fortgeschrittenen Klimaveränderung, was negative Wasserbilanzen im Spreewald zur Folge hat.

Allein das Oderwasserszenario führt zu akzeptablen Überschreitungswahrscheinlichkeiten für Minstdurchflüsse und Nutzerbefriedigung. Über den gesamten Zeitraum liegt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Minstdurchflusses für Große Tränke bei diesem Szenario über 90 %. Für die Pegel Mühlendamm und Sophienwerder verschlechtert sich die Über-

schreitungswahrscheinlichkeit des Mindestdurchflusses in der letzten gegenüber der ersten Periode lediglich um 1 bis 3 %-Punkte. Somit liegen diese Werte um ca. 25 bis 30 %-Punkte über denen beim Basisszenario.

Auch das Flutungsszenario erwies sich als günstiger, verglichen mit dem Basisszenario. Beim Flutungsszenario werden, im Gegensatz zum Ergebnis für den Pegel Große Tränke, die Mindestdurchflusswerte für die Pegel Mühlendamm und Sophienwerder auch in der ersten Periode häufiger erreicht als beim Basisszenario.

Das Szenario reduzierte Fließes ist nicht nur nachteilig für den Spreewald, sondern auch für das unterhalb gelegene Einzugsgebiet Berlin. Bis zur dritten Periode (2013-2017) ist es schlechter, danach ähnlich wie das Basisszenario.

Aufbauend auf Handlungsoptionen der verschiedenen Nutzer im Berliner Raum wurden für alle vier untersuchten Szenarien zusätzlich jeweils vier alternative Varianten definiert:

1. Alt1: business as usual (b.a.u.), Klärwerksabflüsse und –einleitungen sowie Betreiben der Heizkraftwerke, wie nach Senatspolitik (BAS) vorgesehen
2. Alt2: Energie- und Wasserpolitik (EP), Einführung wassersparender Maßnahmen und Technologien bei Wasserwerken, Kläranlagen und Heizkraftwerken
3. Alt3: Umverteilung (UM), ganzjährige Umleitung der KA Ruhleben in die Spree
4. Alt4: Ganzjährige Umleitung der KA Ruhleben und zusätzlich bessere Klärtechnologie.

Von den drei ersten Varianten erwies sich die Variante EP (Verbrauch der Wasser- und Klärwerke geht um 1/3 zurück) in Bezug auf die Bedarfsbefriedigung der Nutzer als die günstigste, jedoch geht dies auf Kosten der Mindestdurchflusswerte der Pegel der Stadtsprea ab Periode 2023-2027, da hier dann weniger Abwasser eingeleitet wird. Das kann auch durch die geringeren Entnahmen der Wasserwerke nicht ausgeglichen werden. Von der Variante UM (keine Überleitung von Klarwasser aus der Kläranlage Ruhleben in den Teltowkanal mehr) profitieren nur die Nutzungen unterhalb Pegel Sophienwerder. Die vierte Variante unterscheidet sich in der Wasserverfügbarkeit nicht von der Variante UM.

Die o. g. Verschlechterung der Verfügbarkeit der Wasserressource und der Versorgung der Nutzer ab der Periode 2032-2037 bedeutet u.a., dass der Bedarf der Wasserwerke Friedrichshagen/Spreefassung und Kladow nicht mehr ohne eine Grundwasserabsenkung gedeckt werden kann.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Entwicklung von Wasserdargebot und Wasserverfügbarkeit im Ballungsraum Berlin unter den Bedingungen des Globalen Wandels zeigen, dass mit einer Abnahme von Wasserdargebot und Wasserverfügbarkeit zu rechnen ist. Die angedachten Handlungsoptionen wie Verringerung des Wasserbedarfs, Umverteilung der Wasserflüsse innerhalb des Ballungsraumes und die Überleitung von Wasser aus der Oder reichen nicht aus, um das Defizit auszugleichen. Andererseits sind andere Handlungsoptionen denkbar, die noch nicht untersucht wurden.

Für die Modellierung der Gewässergüte wurden die Modelle EMMO und QSim eingesetzt. Das Modell EMMO ist ein speziell für Flachseen entwickeltes Ökosystemmodell. Es wurde um ein Temperaturschichtungsmodul erweitert, um Gewässergüte, Trophie und Schichtungsdauer im Müggelsee zu modellieren. Das Modell QSim ist ein Gewässergütemodell für Fließgewässer, das für die Simulation der durchflossenen Berliner Flusshavel um einen quasi-zweidimensionalen Ansatz erweitert wurde. Die Gütesimulationen wurden für die besonders interessanten Perioden 1 und 10 durchgeführt. An meteorologischen Zeitreihen wurde die Realisierung 32 des

Klimaszenarios A1 verwendet. Die Wassermengen wurden vom Wasserbewirtschaftungsmodell übergeben. Die Zeitreihen der Gewässergüte und Trophie für die Perioden 1 und 10 mussten von EMMO durch Annahmen ermittelt werden, da für die obere Spree keine Eingangswerte verfügbar waren. Die getroffenen Annahmen wurden von QSim analog auf die eigenen Eingangsdaten zur Gewässergüte und Trophie angewandt, da für das entsprechende Untersuchungsgebiet auch keine Güte- und Trophiedaten übergeben wurden.

Der Müggelsee wird als typischer Vertreter polymiktischer Flachseen im Großraum Berlin angesehen. Die Ergebnisse der Szenarienrechnungen sind sehr von den angenommenen Nährstoffsenkungen im Gebiet der oberen Spree überprägt. Direkte Auswirkungen auf die veränderten klimatischen Bedingungen sind die erhöhte Schichtungsdauer des Sees und das verschobene Temperaturmaximum zum Herbst. Ein Umschwenken des Sees hin zu dimiktischen Verhältnissen konnte nicht nachgewiesen werden. Der Einfluss einer längeren Schichtungsdauer auf die Gewässergüte konnte nicht simuliert werden. Das ging schon aus der Kalibrierung des Modells hervor. Es konnte allerdings gezeigt werden, dass die hohen gemessenen Phosphorkonzentrationen von den Primärproduzenten nicht genutzt werden konnten.

Dem Basis- und Flutungsszenario der Periode 10 ist gemeinsam, dass sich die mittleren Nährstoffkonzentrationen und die mittlere Phytoplanktonbiomasse im Vergleich zur Periode 1 verringern. In der Jahresdynamik zeigt sich das vor allem in geringeren Nährstoffkonzentrationen im Herbst bzw. Winter. Das führt bei der Biomasse des Phytoplanktons zu einem späteren Wachstumsbeginn (Sommerblaualgen) und einem kleineren Maximum (Kieselalgen).

Verglichen mit dem Basis- und Flutungsszenario der Periode 10 fließen dem Müggelsee durch die Oderwasserüberleitung mehr Nährstoffe zu. Das führt im See zu höheren mittleren Gehalten an gelöstem Stickstoff und geringfügig niedrigeren mittleren Phosphorkonzentrationen. Durch die während der Sommermonate höhere Stickstoffkonzentration erreicht die Biomasse der Sommerblaualgen im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien einen höheren Wert. Die Jahresdynamik der Biomasse der Kieselalgen bleibt in allen drei Szenarien annähernd gleich.

Das Gewässergütemodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde wurde eingesetzt, um die Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Gewässergüte und die Trophie zweier Fließstränge im Berliner Gewässernetz zu untersuchen. Dabei umfasst der Abschnitt Nord hauptsächlich die Untere Spree, der Abschnitt Süd hauptsächlich den Teltowkanal. Es wurden alle vier Alternativen des Basisszenarios sowie die Alternative 1 (b.a.u.) des Oderwasserszenarios bearbeitet. Bei der Betrachtung des Oderwasserszenarios wird die chemische Belastung der Oder mit Zehr- und Nährstoffen berücksichtigt; Schwermetalle und halogene Kohlenwasserstoffe werden nicht betrachtet.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass sich der Sauerstoffgehalt im Abschnitt Nord bei den untersuchten Szenarien und Alternativen nur geringfügig ändert. Die für die Periode 10 (2048–2052) im Einzugsgebiet geplanten güte-technischen Maßnahmen erscheinen also als geeignet, die negativen Auswirkungen der Abflussverminderung auf den Sauerstoffhaushalt weitgehend auszugleichen. Die Simulation einer Oderwasserüberleitung für die Periode 10 führt entgegen den Erwartungen zu einer nur geringen Belastung des Sauerstoffhaushaltes. Der Abschnitt Süd wurde ohne stützende Belüftungsmaßnahmen modelliert. Außerdem muss bei der derzeitigen QSim-Version davon ausgegangen werden, dass der Abschnitt Süd auch im Sommer hauptsächlich von Spreewasser geprägt wird, obwohl dies mit der Abflussteuerung 2002 nicht mehr zutrifft. Die Simulationen ergeben, dass eine Umstellung des Heizkraftwerkes Lichterfelde auf moderne Kühltechnologie für den generell belasteten Sauerstoffhaushalt von Vorteil wäre. Eine Oderwasserüberleitung führt am Britzer Kreuz indirekt über einen erhöhten Zufluss aus dem Teltowkanal zu einer zusätzlichen Belastung des Sauerstoffhaushaltes im Abschnitt Süd. Eine ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree würde entgegen den

Erwartungen im Abschnitt Nord an der Spreemündung und im Abschnitt Süd bei Kohlhasenbrück zu keinen merklichen Unterschieden im Sauerstoffgehalt führen.

Im Gegensatz zum Sauerstoffhaushalt wird der Nährstoffhaushalt durch den Ablauf der KA Ruhleben in beiden Abschnitten deutlich belastet. Es zeigt sich, dass eine Aufrüstung der Kläranlagen Stahnsdorf und Ruhleben mit Membranfiltrationstechnologie (Alternative 4) die Stickstoffbelastung stark verringert. Durch die Einführung dieser Technologie würden auch die Badestellen in der Havel von den fäkalcoliforme Bakterien aus Kläranlagen entlastet werden, so dass eine ganzjährige Einleitung der Kläranlage Ruhleben in die Spree möglich wäre. Die Oderwasserüberleitung führt erwartungsgemäß zu einer etwas höheren Nährstofffracht. Der Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt im Abschnitt Süd ist und bleibt bei allen Alternativen stark belastet.

Die Trophie ändert sich bei den verschiedenen Szenarien und Alternativen eher geringfügig. Die reduzierte Belastung beider Flussabschnitte in der Periode 10 durch geringere Algenbiomassenfrachten flussaufwärts des Untersuchungsgebietes sowie im Einzugsgebiet führt nur zu leicht erniedrigten Algengehalten. Denn durch die reduzierten Abflüsse und die erhöhte Globalstrahlung erhöht sich die Aufenthaltszeit und verbessern sich die Lichtbedingungen für das Algenwachstum in Periode 10, sodass dennoch hohe Algengehalte erreicht werden können.

Bei der Simulation des Wärmehaushaltes im Abschnitt Nord wurden auch für die Periode 10 bei höherer Globalstrahlung keine kritischen Situationen ermittelt. Hier zeigt sich die Wirkung der bereits 2002 eingeführten Verbesserungen im Heizkraftwerksbetrieb. Im Abschnitt Süd wird die für die Periode 10 simulierte Zunahme der Globalstrahlung und Abnahme der Abflüsse zu einer stärkeren Belastung im Wärmehaushalt führen. Es werden deutliche wirtschaftliche Einbußen für die Betreiber des Heizkraftwerkes Lichterfelde simuliert, da das Kraftwerk bis zu zwei Monate abgeschaltet werden muss. Dies könnte durch die Modernisierung des Kühlsystems verhindert werden, wodurch gleichzeitig der generell wärmebelastete Teltowkanal entlastet würde. Dabei werden von QSim die Einbußen noch unterschätzt, da die zulässige Höchsttemperatur und maximale Aufwärmspanne am Kraftwerksauslauf auf das gesamte Gewässer und nicht nur auf das entnommene Kühlwasser bezogen werden. Die Oderwasserüberleitung wirkt sich erwartungsgemäß entlastend für den Wärmehaushalt beider Abschnitte aus.

Bei der Betrachtung der Gewässergüte im Berliner Gewässernetz wird deutlich, dass, wie schon bei vorherigen Untersuchungen, generell im Abschnitt Nord wesentlich bessere Verhältnisse im Vergleich zum Abschnitt Süd vorherrschen. Die Simulationen zeigen, dass in der Periode 10 die negativen Folgen sinkender Abflüsse im Berliner Gewässernetz durch eine verringerte Belastung aus dem Einzugsgebiet teilweise ausgeglichen werden können. Dies ist jedoch nur der Fall, wenn sich in 50 Jahren die Verbesserungen der Gewässergüte und der Trophie oberhalb der Stadtsprees sowie die Belastung im Einzugsgebiet und in der Oder entsprechend der von EMMO übernommenen Annahmen einstellen werden. Ansonsten muss davon ausgegangen werden, dass zukünftig bei sinkenden Abflüssen vermehrt kritische Zustände der Gewässergüte und Trophie im Berliner Gewässernetz erreicht werden.

Ausblick

Die Ergebnisse der Impaktanalysen haben gezeigt, dass die Modellkette regionales Klimamodell-hydrologisches Einzugsgebietsmodell-Wasserbewirtschaftungsmodell Menge-Ökosystemmodell prinzipiell geeignet ist, komplexe Auswirkungen von globalen Änderungen in den Randbedingungen sowohl für die Einzugsgebietskale als auch für einzelne Stakeholder zu untersuchen. Die ersten Impaktanalysen haben Detailfragen aufgeworfen, denen in GLOWA Elbe I nicht mehr nachgegangen werden kann. Eine Fortführung der Arbeiten zum Ballungsraum



Berlin ist in der 2. Phase des Verbundvorhabens GLOWA Elbe nicht vorgesehen. Deshalb sei hier auf einige Lücken in den Arbeiten und den sich daraus ergebenden Untersuchungsbedarf hingewiesen:

Die Szenariofamilie B2 konnte noch nicht ausreichend ausgewertet werden.

Die bisherigen Untersuchungen zu möglichen Entwicklungen des Wasserdargebotes erfolgten mit einer zeitlichen Diskretisierung, die Aussagen zu veränderten Niedrigwasserwahrscheinlichkeiten nicht gestatten. Gerade in diesem Abflussbereich sind aber gravierende Änderungen mit beträchtlichen Auswirkungen auf aquatische und Feuchtbiotope zu erwarten. Ähnliches gilt für die durch geänderte Starkregenverhältnisse (hinsichtlich Ausprägung und Häufigkeit) bedingte Stoffeintragsproblematik aus dem Kanalnetz ins Gewässersystem mit den damit verbundenen Auswirkungen auf die Gewässergüte.

Die Wasserdefizite treten bei einigen bedeutenden Wassernutzern oder Teilen des Berliner Gewässersystems (Wuhle, Haltung Spandau) auf. Zur Überwindung dieser Defizite sind konkrete Handlungsoptionen denkbar, die auf diese Nutzungen speziell zugeschnitten sind. Durch spezielle Variantenuntersuchungen oder durch die Anwendung detaillierterer Modelle könnten Lösungen gefunden werden. Dafür ist auch eine Kopplung ArcEGMO-ArcGRM-Grundwasserleitermodell zu empfehlen. Eine Entscheidung zur Oderwasserüberleitung ist nicht ohne die Untersuchung der Wassergüte in Oder und Spree und der Wasserverfügbarkeit in der Oder denkbar. Das trifft auch für andere Handlungsoptionen wie Überleitungen aus der Havel oder der Elbe zu. Die Untersuchungen müssen also auch großräumiger angelegt werden.

Die Wassernutzungen sind teilweise selbst klimaabhängig. Das wurde bei den Annahmen zum zukünftigen Wasserbedarf nicht berücksichtigt.

Die Simulationen mit dem Ökosystemmodell EMMO haben gezeigt, dass die direkten Nährstoffeinträge in den Müggelsee durch die Spree den Stoffhaushalt des Sees stark prägen. Hierfür mussten Annahmen bzgl. der zeitlichen jährlichen Dynamik und der Höhe der Reduzierung gemacht werden. Für die zeitlich hochaufgelöste Simulation der Gewässergüte wären adäquate Inputdaten der gelösten Nährstoffe erforderlich. Diese Daten könnten von einem ArcGRM-Gütemodell geliefert werden. Die dann erzielten Ergebnisse hätten eine qualitativ wesentlich höhere Aussagekraft auf die Jahresdynamik der betrachteten Komponenten, weil dann kurzfristige meteorologische Ereignisse direkt durch das Modell berücksichtigt werden könnten.

Generell hat sich das Gewässergütemodell QSim als geeignet erwiesen, die Verhältnisse im Berliner Gewässernetz abzubilden. Jedoch sollte der Abschnitt Süd nach Fertigstellung der Kopplung von QSim mit dem Abflussmodell HYDRAX erneut berechnet werden, um die zeitweise auftretende Fließumkehr im Britzer Verbindungskanal und im Griebnitzkanal bei der Abflussteuerung 2002 nachzubilden. Auch muss der quasi-zweidimensionale Ansatz, der in der Berliner Flusshavel zum Einsatz kam, überprüft werden. Allerdings liegen zu Konzentrationsänderungen insbesondere des Chlorophyll *a*-Gehaltes im Vertikalprofil der Berliner Flusshavel kaum Messdaten vor. An biologischen Gruppen werden Phyto- und Zooplankton in den Flusseen erfasst, jedoch nicht in den Fließstrecken. Für ein besseres Verständnis der Gewässergüte im Berliner Gewässernetz sollte das Untersuchungsprogramm von SenStadt entsprechend erweitert werden.

Die Planungsbehörden des Wassersektors benötigen Handlungsempfehlungen für die Berücksichtigung des Globalen Wandels in ihrer Tätigkeit. Solche Empfehlungen können aus diesen ersten Untersuchungen heraus noch nicht abgeleitet werden.

9 Aggregation der Einzelergebnisse und multikriterielle Analysen

Die für eine räumlich und zeitlich vollständige Gesamt-Integration im urbanen Raum Berlin benötigten Rechnungen zur Impaktanalyse unter Einbeziehung aller in Kapitel 7 definierten Alternativen sind bisher noch unvollständig. Die verfügbaren Resultate reichen aber aus, um verschiedene Teilintegrationen durchzuführen und dabei das entwickelte Instrumentarium anzuwenden.

Insbesondere reichen die bisher ermittelten ökonomische Parameter für eine aussagefähige Bewertung noch nicht aus. Die Kriterien zur Wassermenge können jedoch aus dem vorliegenden Material bereits vollständig abgeleitet werden, während die zur Wassergüte noch nicht für alle Alternativen in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Vielfalt vorhanden sind. Um sie einzubeziehen, werden wir die Variabilität vorläufig entsprechend einschränken.

Zunächst erläutern wir an einem Beispiel die schrittweise Integration eines Index zur Beschreibung der Badegewässerqualität einschließlich Visualisierung. Danach bilden wir eine vollständige Impaktmatrix für die Teilkriterien der Wasserverfügbarkeit. Schließlich nutzen wir für eine weitere Teilintegration davon nur die Alternativen, für die sich schon eine Bewertung durch einen Index der Gewässergüte berechnen lässt, sodass die Impaktmatrix zwar weniger Spalten (Alternativen), dafür aber mehr Zeilen (Kriterien) aufweist.

9.1 Index für Badegewässerqualität im Müggelsee

Für den Müggelsee liegen jeweils für die 1. und die 10. Periode (2003-2007 bzw. 2048-2052) auswertbare Simulationsläufe zum Basis- und zum Flutungs-Szenario vor, dazu die zehnte Periode zum Basis-Szenario bei Oderwasserüberleitung.

Die Ergebnisse gestatten es, den in Kapitel 6 definierten Index zur Badegewässerqualität hinsichtlich seiner Abhängigkeit vom Chlorophyll-a und von der Blaualgenabundanz zu berechnen. Da das aquatische Ökosystemmodell EMMO die pathogenen Keime nicht einbezieht, benutzen wir hier einen verkürzten Index bestehend aus trophischem und toxischem Term (s. Kapitel 6.3):

$$BQ = (1 - BQ_1) / 2 + (1 - BQ_2) / 2$$

Besonders aufschlussreich ist ein Vergleich der drei genannten Szenarien - abgekürzt als *Basis*, *Flut*, *Oder* - für die 10. Periode. Die folgende Abb. 9-1 zeigt für die drei Szenarien die Kurvenverläufe der täglichen Index-Dynamik für die volle Periode.

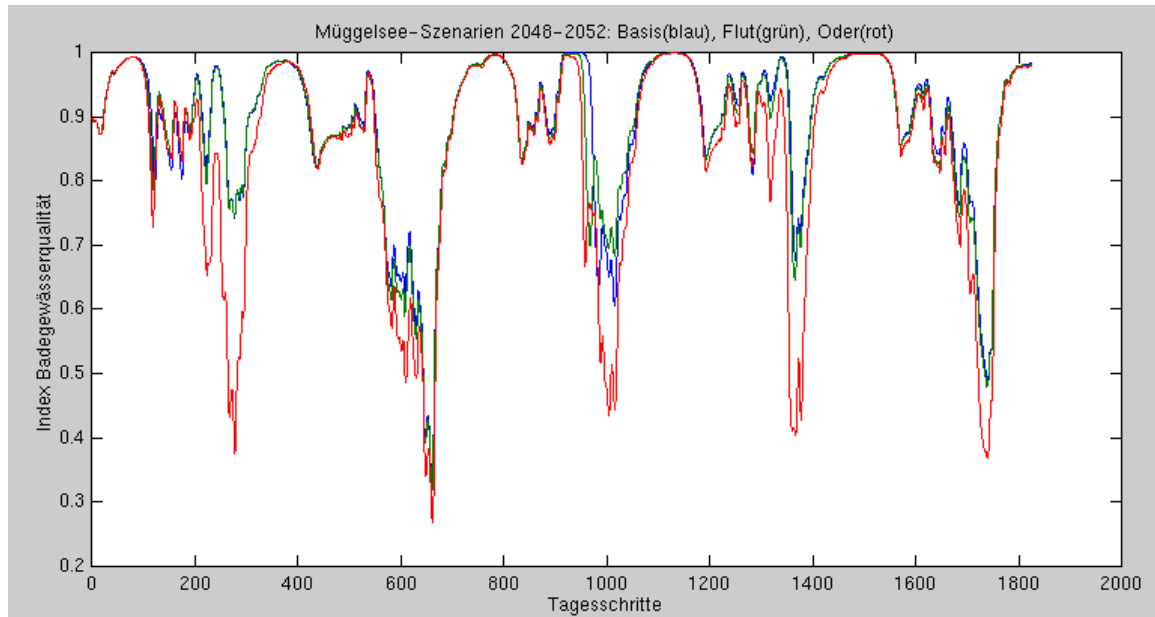


Abb. 9-1: Kurvenverläufe der täglichen Index-Dynamik für die volle Periode für die drei Szenarien *Basis, Flut, Oder*

Prinzipiell gibt es nun ganz unterschiedliche Möglichkeiten für eine zeitliche und räumliche Aggregation der Ergebnisse mit dem Ziel der Ableitung von Kriterien für die multikriterielle Analyse.

Für die Badegewässerqualität im Müggelsee entfällt allerdings die räumliche Komponente, da die modellierten Species des Müggelsees in den EMMO-Szenarien als homogene Kompartimente modelliert sind.

Für die zeitliche Dimension bietet eine normierte Aggregation die besten Vergleichsmöglichkeiten, die das Integral unter der Index-Kurve ins Verhältnis setzt zur gesamten Rechteckfläche, gebildet aus dem Simulationsintervall der Zeitachse und dem Index-Intervall (0 bis 1) für die Ordinate. Dann entspricht der aggregierte Wert 1 einem auf dem Simulationsintervall konstant optimalen Index-Wert von 1. Alle davon verschiedenen Kurven liefern einen Wert zwischen 0 und 1. Bestimmt man dieses Verhältnis für die drei abgebildeten Index-Kurven, so erhält man folgende Werte:

Tab. 9-1: Index Badegewässerqualität

	Simulationszeitraum					
	2048	2049	2050	2051	2052	2048-2052
Basis	0,9096	0,8120	0,9041	0,9320	0,8891	0,8894
Flut	0,9111	0,8062	0,9058	0,9259	0,8821	0,8862
Oder	0,8464	0,7859	0,8629	0,8764	0,8590	0,8461

Diese Zahlen bilden dann die Elemente der Impaktmatrix zum Kriterium Badegewässerqualität.

Die eben durchgeführte Aggregation berücksichtigt ausnahmslos alle Indexwerte der ganzen Periode. Wenn aber durch diesen Indikator keine weiteren Merkmale, Variablen oder Zustände repräsentiert werden sollen, ist die Badegewässerqualität eigentlich nur während der Badesaison wirklich aussagefähig. Es wäre also vernünftiger, sich auf diese Ausschnitte der Index-Dynamik zu beschränken. Dies wird augenfällig bei der Betrachtung der folgenden Abbildung, in der die Badesaison des Mitteljahres der Periode (2050) herausgeschnitten wurde.

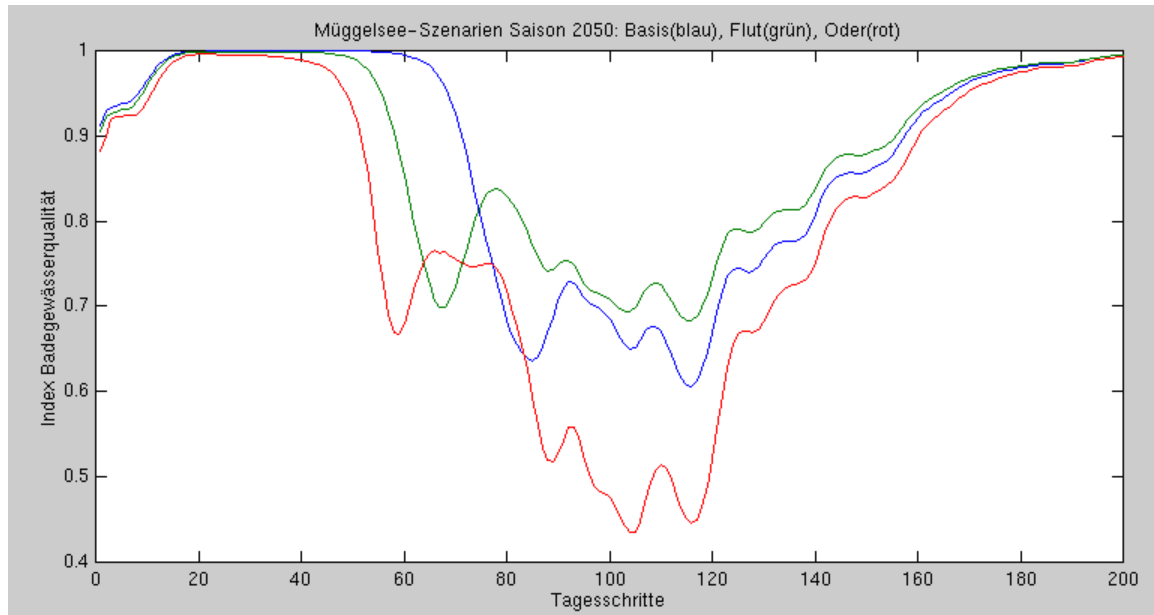


Abb. 9-2: Index Badegewässerqualität für eine Badesaison

Die dadurch erzielte bessere Auflösung verdeutlicht auch, dass in diesen Teilperioden nicht nur die größte Dynamik herrscht, sondern dort auch die größten Unterschiede zwischen den Szenarien produziert werden. Durch Beschränkung der Aggregation auf die saisonalen Ausschnitte der Gesamtdynamik wächst somit auch die Sensitivität des Kriteriums und erleichtert den Vergleich zwischen unterschiedlichen Szenarien oder Alternativen.

9.2 Drei Komponenten der Versorgungssicherheit

Im nächsten Schritt soll der Teil der Impaktmatrix aufgebaut werden, der die Kriterien zur Versorgungssicherheit berücksichtigt. Die Impaktanalysen und Variantenrechnungen mit dem Modell ArcGRM sind dazu vollständig, sodass die Aggregation der Ergebnisse nach den in Kapitel 6.1 beschriebenen Stufen erfolgen kann. Demnach sind drei Komponenten zu unterscheiden, die den Versorgungsschwerpunkten:

- Trinkwassergewinnung und Schleusungsbedarf
- Stromerzeugung und
- Mindestabfluss

entsprechen und durch die dort genannten 10 Berliner Wasserwerke (WW) und Schleusen, 6 Kraftwerke (KW) und vier Pegel repräsentiert werden.

Die als Simulationsergebnisse vorliegenden Monatswertsequenzen der Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für die Ansprüche der genannten Bedarfsträger (WW, Schleusen, KW oder Pegel) wird zunächst über den für die Periode typischen Jahrgang integriert und gehen dann - gewichtet durch ihre relative physische Mächtigkeit - in eine Gesamt-Berliner Unterschreitungswahrscheinlichkeit ein. Diese jeweils für die Perioden 1 bis 10 aggregierten Werte gehen weiter unten je nach Aufgabenstellung entweder so in die Impaktmatrizen ein oder als Mittelwert über alle Perioden.

Die in Kapitel 8.4 eingeführten Berlin-Varianten $BAS = ALT1$, $EP = ALT2$ und $UM = ALT3$, sowie die gleichen Varianten mit Oderwasserüberleitung OW ergeben zusammen 6 zu

vergleichende Alternativen. Die oben definierten Alternativen *ALT4* und *ALT8* sind bzgl. des Kriteriums der Versorgungssicherheit nicht von *ALT3* und *ALT7* zu unterscheiden.

Die Berliner Impaktmatrix zur Versorgungssicherheit erhält im Ergebnis folgende Gestalt:

NAIADE						
File Edit Columns Row Analysis Show						
Matrix Type	Impact		Case study Berlin - Versorgungssicherheit			
Alternatives / Criteria	ALT1	ALT2	ALT3	ALT5	ALT6	ALT7
VS-Index Mindestabfluß	0.8058	0.8112	0.7942	0.8302	0.8391	0.8186
VS-Index Wasserwerke	0.9484	0.96641	0.9497	0.9722	0.9873	0.975
VS-Index Kraftwerke	0.754	0.9949	0.7379	0.8252	0.9949	0.8034

Und die multikriterielle Analyse ermittelt daraus folgende Rankings:

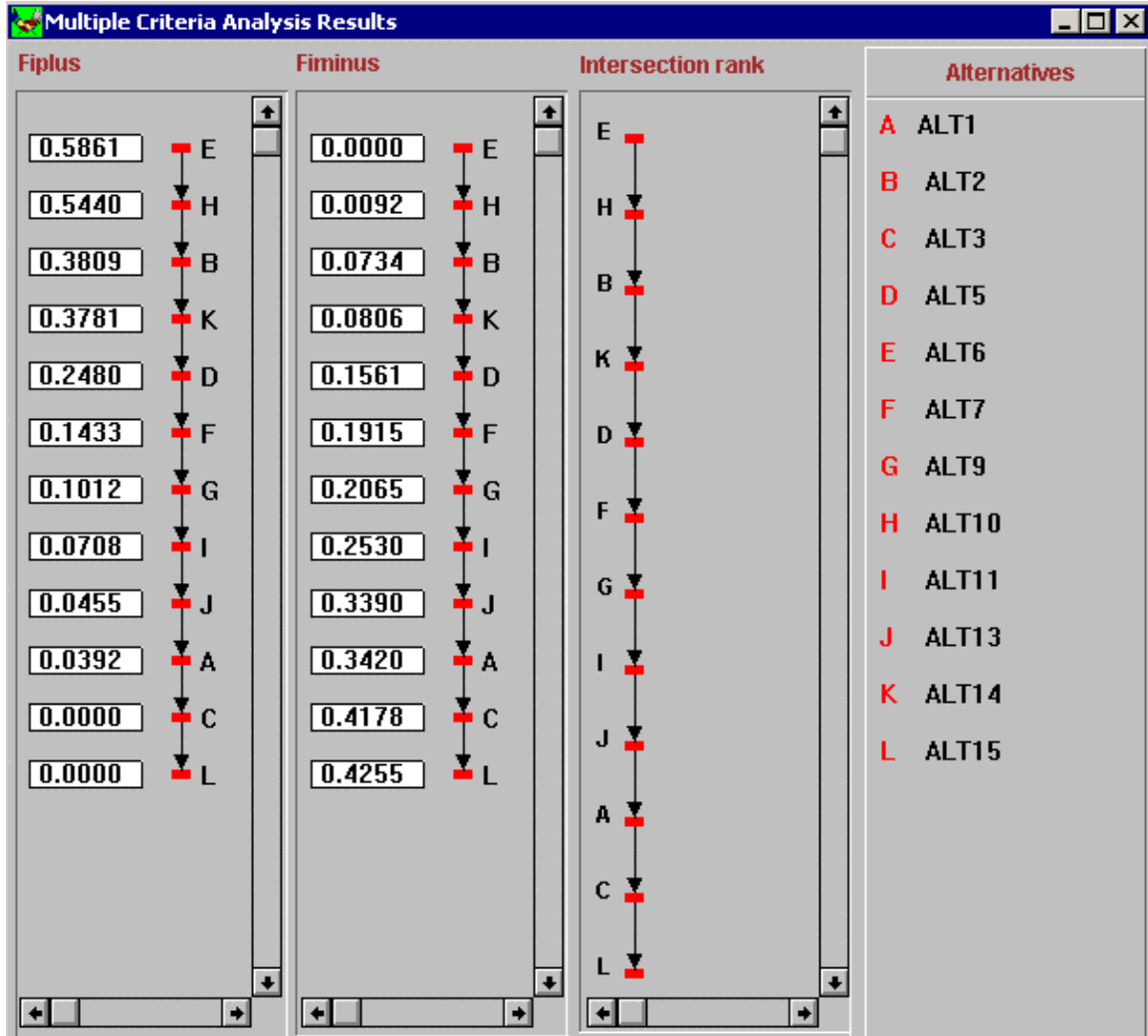
Multiple Criteria Analysis Results					
Fiplus	Fminus	Intersection rank	Alternatives		
0.6255 E	0.0000 E	E	A	ALT1	
0.4134 B	0.1177 B	B	B	ALT2	
0.2568 D	0.1605 D	D	C	ALT3	
0.1193 F	0.2365 F	F	D	ALT5	
0.0413 A	0.3997 A	A	E	ALT6	
0.0000 C	0.5110 C	C	F	ALT7	

Das Ergebnis dieser Konstellation ist eindeutig: Alle Maßnahmen sind besser als *business as usual* und die moderaten versorgungspolitischen Maßnahmen EP können besonders empfohlen werden, und zwar einschließlich Oderwasserüberleitung. Allerdings wirken sich die umweltpolitischen Maßnahmen ohne Oderwasserüberleitung in diesem rein quantitativ bewerteten Ausschnitt negativ aus - kein überraschendes neues Ergebnis, sondern ein ebenso willkommener Beitrag zur Verifikation der benutzten Modelle und Instrumente.

Die Vollständigkeit der bereitgestellten Variantenrechnungen erlaubt es uns, diese Teilbewertungen auf die für das gesamte Spreengebiet vorgegebenen Alternativen auszudehnen. Neben den dort definierten Basis- und Oderwasser-Alternativen werden deshalb nun auch die Szenarien ‚Flutung‘ und ‚Reduzierte Fließe‘ mit einbezogen. Dies betrifft in Analogie zu den schon vorhandenen beiden Berliner Tripeln (BAS, EP, UM) neue Alternativen *ALT9* – *ALT11* zur Flutung von Tagebaurestlöchern und *ALT13* – *ALT15* zu den Reduzierten Fließen und ergibt somit eine kombinatorische Vielfalt von 12 Alternativen. Die zugehörige Impaktmatrix enthält also die folgenden 36 Elemente:

Alternatives \ Criterien	ALT1	ALT2	ALT3	ALT5	ALT6	ALT7	ALT9	ALT10	ALT11	ALT13	ALT14	ALT15
VS-Index Mindestabfluß	0.8058	0.8112	0.7942	0.8302	0.8391	0.8186	0.8193	0.8279	0.8087	0.805	0.8105	0.7936
VS-Index Wasserwerke	0.9484	0.96641	0.9497	0.9722	0.9873	0.975	0.9605	0.9827	0.9617	0.948	0.9661	0.9493
VS-Index Kraftwerke	0.754	0.9949	0.7379	0.8252	0.9949	0.8034	0.7985	0.9963	0.7753	0.7613	0.9941	0.7346

Das nächste Bild zeigt das zugehörige Ranking.



Die Vernünftigkeit der für *ALT2* definierten moderaten Steuerungsmaßnahmen wird im Ergebnis eindrucksvoll bestätigt, denn die ersten vier Plätze entsprechen genau den vier Gesamt-Spree-Varianten dieser Alternative. Die Oderwasser-Variante bleibt dabei noch knapp vor der Flutungsvariante. Und die anderen beiden Oderwasservarianten, sogar einschließlich UM folgen unmittelbar danach. Bei den restlichen Varianten gilt Flutung vor Basis, während die Reduzierten Fließe sich in diese Abfolge hinein verschränken.

9.3 Integration eines Gewässergüteindex für Spree und Teltowkanal

Bei der Abbildung der Gewässergüte müssen im Vergleich zur Versorgungssicherheit eine Reihe von Einschränkungen gemacht werden. Zunächst muss man sich zur räumlichen Repräsentation des Berliner Gewässernetzes auf zwei Fließstränge beschränken, da derzeit mit QSim noch nicht das gesamte Gewässernetz betrachtet werden kann. Auch für diese Abschnitte ist eine Simulation über alle 10 Perioden wegen der hohen Rechenkapazität nicht realistisch, sodass wir uns deshalb wie beim Müggelsee auf die 1. und 10. Periode beschränken, um Beginn und Ende von dynamischen Entwicklungen zu erfassen.

Für den Abschnitt Nord wird die räumliche Heterogenität durch 87 Teilstrecken á 500 Meter abgebildet, für den Abschnitt Süd durch 66. Da die zeitliche Auflösung der Simulationen Tages-schritten entspricht, gehört zu jedem Güteparameter einer Alternative für den typischen Jahres-verlauf einer Periode ein Datensatz bestehend aus $365 * (87 + 66)$ Einzelwerten.

Dasselbe trifft für jeden Gewässergüteindex zu (Kap. 6.2), dessen Definitionsbereich somit zweidimensional ist mit 87 bzw. 66 Punkten (Kilometer) auf der x-Achse und 365 Punkten (Tage) auf der y-Achse. Der Güte-Index bildet in der z-Dimension über dieser Fläche eine dreidimensionale Oberfläche. Die folgende Abb. 9-3 zeigt einen Ausschnitt einer solchen dreidimensionalen Index-Darstellung.

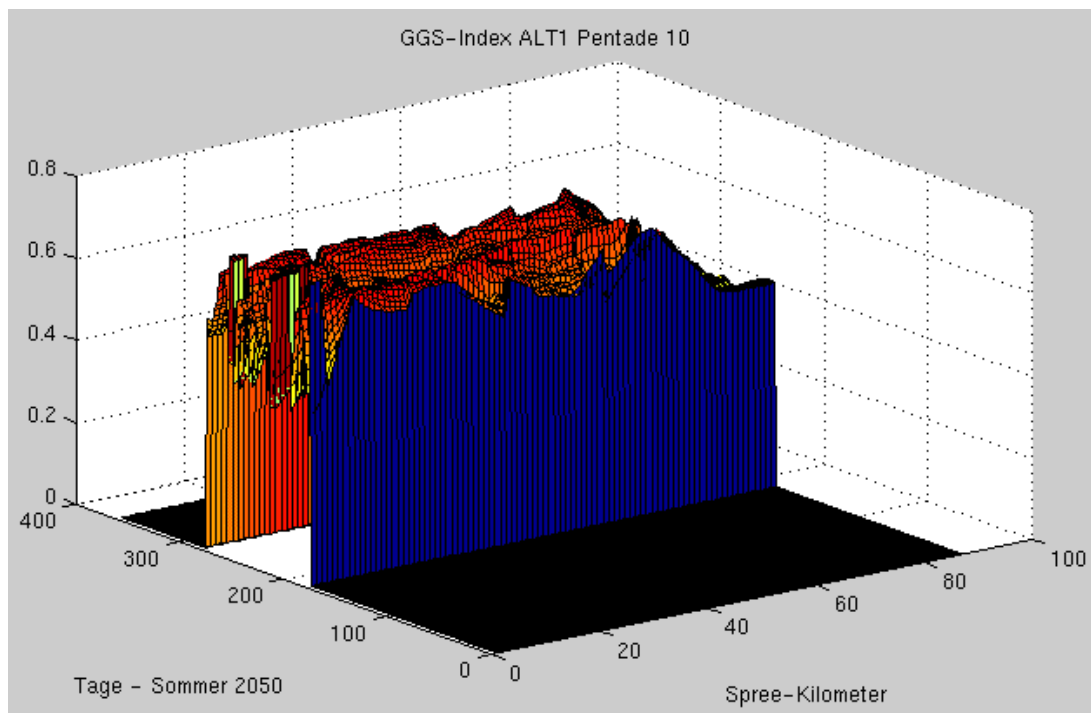


Abb. 9-3: Index-Darstellung für die Spree für eine Badesaison

Simulationsergebnisse liegen für das Basisszenario zur Periode 1 für die Alternativen *ALT1* – *ALT4* vor.

Für die Periode 10 fallen im Abschnitt Nord *ALT1*, *ALT3* und *ALT4* zusammen, sodass nur zwei verschiedene übrigbleiben. Im Abschnitt Süd fallen *ALT3* und *ALT4* zusammen, hier bleiben drei verschiedene. Dafür gibt es aber zur Periode 10 noch die Alternative *ALT5*, d.h. *ALT1* (b.a.u.) bei Oderwasserüberleitung. Deshalb können für beide Perioden vier Alternativen verglichen werden, von denen aber nur drei übereinstimmen.

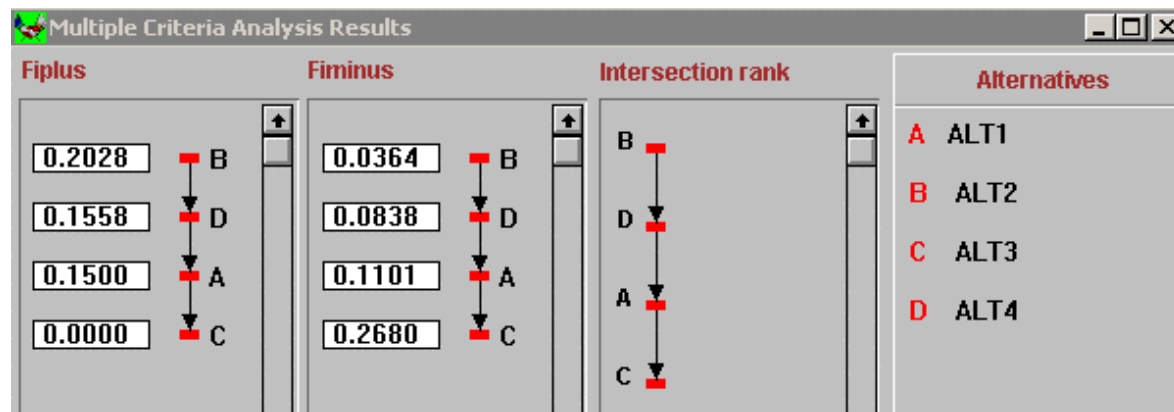
Als Gütekriterien benutzen wir den Index *GGS* für Stoffhaushalt und den Index *GGT* für Trophie, wie sie in Kapitel 6.2 beschrieben wurden. Wir berechnen beide sowohl für den Abschnitt Nord (Spree/lauf) als auch für den Abschnitt Süd (Teltowkanal). Damit gibt es nun neben den drei Kriterien zur Versorgungssicherheit vier weitere Kriterien, sodass die beiden Impaktmatrizen die Dimensionen 4 * 7 erhalten.

Die Impaktmatrix zur Periode 1 zeigt folgende Tabelle:

Tab. 9-2: Impaktmatrix zur Periode 1: VersSich & Güte

Alternatives Kriterium	ALT1	ALT2	ALT3	ALT4
Index-VS-Pegel	0,917	0,9150	0,8823	0,9349
Index-VS-WW	0,9884	0,9904	0,9455	0,9440
Index-VS-KW	0,9349	0,9487	0,9089	0,9487
Stoffhaushalt-Index-Spree	0,6342	0,6436	0,6377	0,6425
Stoffhaushalt-Index-Tek	0,535	0,5472	0,5405	0,5412
Trophie-Index-Spree	0,4976	0,4863	0,4939	0,4889
Trophie-Index-Tek	0,4895	0,4902	0,4894	0,4836

Dazu das Ergebnis der multikriteriellen Analyse, wobei die vierte Spalte der Legende entspricht:

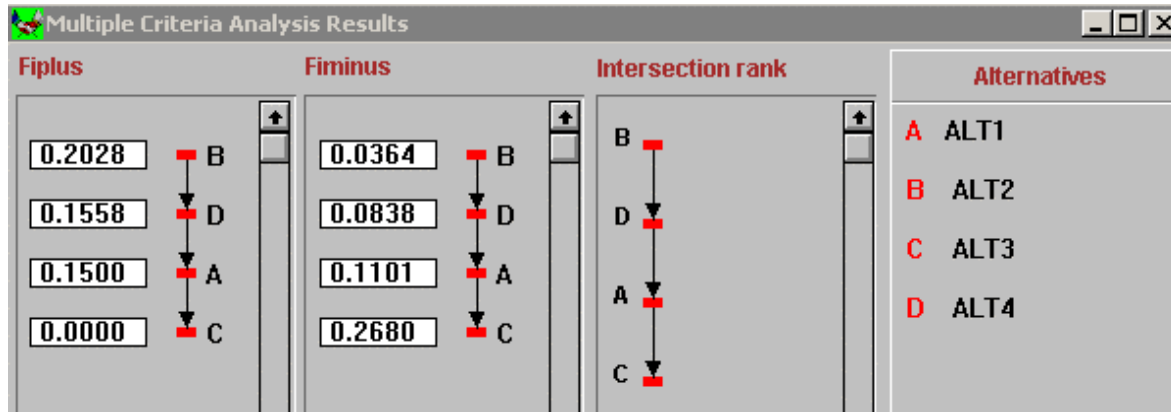


Auch bei der gleichzeitigen Bewertung von Versorgungssicherheit und Güte ist die Alternative Energiepolitik (*ALT2*) klar zu favorisieren. Erfreulicherweise hat sich aber nun *ALT4* (ganzjährige Umleitung von Ruhleben in die Spree und Kläranlagen mit Membranfiltration) weiter nach vorn geschoben. Die Umweltschutzoptionen sind also signifikant wirksam geworden. Es folgt die Impaktmatrix zur Periode 10:

Tab. 9-3: Impakt-Matrix zur Periode 10

Alternatives Kriterium	ALT1	ALT2	ALT3	ALT5
Index-VS-Pegel	0,7651	0,7641	0,7651	0,8179
Index-VS-WW	0,9261	0,9481	0,9261	0,9783
Index-VS-KW	0,638	1	0,638	0,7882
Stoffhaushalt-Index-Spree	0,663	0,6637	0,663	0,6504
Stoffhaushalt-Index-Tek	0,5384	0,5371	0,5404	0,5336
Trophie-Index-Spree	0,5457	0,5479	0,5457	0,5444
Trophie-Index-Tek	0,5152	0,516	0,516	0,5159

Dazu das Ergebnis der multikriteriellen Analyse, wobei die vierte Spalte der Legende entspricht:



Selbst diese einfache Konstellation liefert uns schon eine komplexere Form von Ordnung. Dies bietet die Gelegenheit für zusätzliche Informationen zur obigen Graphik. In allen früheren Fällen war die Reihenfolge, wenn auch nicht die nebenstehende Skalierung, für Fiplus und Fiminus die gleiche. Und damit ergab auch ihre Überlagerung rechts daneben das gleiche Bild.

Fiplus entspricht aber einer Optimierung und liefert *ALT5* (Oderwasserüberleitung) als beste Lösung. Fiminus entspricht dagegen einer Pessimierung und liefert *ALT2* als die am wenigsten schlechte Lösung. Letztere macht also eher eine Aussage zugunsten von Katastrophenprävention, was die scheinbar sehr subtile Unterscheidung wesentlich bedeutsamer erscheinen lässt.

Jedenfalls sind nun die in der Alternative 4 umgesetzten Umweltschutzmaßnahmen auch als Langzeitergebnis (10. Periode) weiter nach oben gerückt. Und die Oderwasserüberleitung ist zumindest für die Sichtweise „Abwendung übelster Folgen“ ganz oben angekommen – anschaulicher kann ein Resultat von Simulationen so komplexer Zusammenhänge kaum sein.

Da nun die beiden Sequenzen für Optimierung und Pessimierung nicht nur quantitativ bzgl. der Skalierungen, sondern auch qualitativ bzgl. der Reihenfolge selbst nicht mehr übereinstimmen, kann ihre Überlagerung auch keine lineare Abfolge mehr sein, sondern ist eine Halbordnung in der oben angegebenen Form. Sie gibt ein suggestives und deshalb gut interpretierbares Bild der Verhältnisse zum Berliner Wasserhaushalt. Wir haben hier ein sehr einfaches Beispiel vor uns. Die Ergebnisse werden in diesem Sinne umso reicher sein, je anspruchsvoller wir das jeweilige Masterszenario über die zu vergleichenden Alternativen, die Bewertungskriterien und die einbezogenen Stakeholder gestalten. Zu Letzteren wollen wir im nächsten Kapitel 10 zurückkehren.

10 Equity-Analysen und Kompromisslösungen

Nach den in Kapitel 7 beschriebenen Konsultationen von Institutionen und Stakeholdern haben wir neun Interessengruppen identifiziert, deren subjektive Meinungen für die Ableitung von Kompromisslösungen berücksichtigt werden sollten. Gemäß den während der Gespräche erhaltenen Informationen über deren spezifische Interessen haben wir ihre Bewertungen der Alternativen nachempfunden und ihnen das Ergebnis in Form der folgenden Equity-Matrix vorgelegt.

NAIADE								
File Edit Columns Row Analysis Show								
Matrix Type	Equity		Case study	Berliner Wasserhaushalt				
Alternatives Groups	ALT1	ALT2	ALT4	ALT5	ALT6	ALT7	ALT9	ALT10
Stadtentwickler	Bad	Good	Good	Very Good	Very Bad	Bad	Moderate	Moderate
Umweltpolitiker	Very Bad	More or Less Good	Very Good	Perfect	Very Bad	Bad	More or Less Bad	Good
Gesundh.behörden	Bad	More or Less Bad	Moderate	Good	Bad	Moderate	More or Less Good	Good
Wasserversorger	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Very Good	Good	Good	Good
Stromversorger	More or Less Good	Moderate	Moderate	Moderate	Very Good	Very Good	Very Good	Very Good
Schifffahrt	Moderate	Bad	Bad	Bad	Very Good	Good	Good	Good
Umweltschützer	Very Bad	Bad	Good	Very Good	Extremely Bad	Very Bad	Moderate	Moderate
Badegäste	Bad	More or Less Bad	Moderate	Good	More or Less Bad	More or Less Bad	Good	Very Bad
Angler	Very Bad	Bad	Moderate	Moderate	Good	Good	Very Good	Very Good

Die linguistischen Bewertungen der einzelnen Alternativen durch die jeweiligen Stakeholder für die Matrix-Elemente nutzen die intrinsische Skala von Fuzzy-Funktionen, wie sie von NAIADE angeboten wird. Wegen ihres Fuzzy-Charakters überlappen sich diese Funktionen in definierten Teilintervallen des Einheitsintervalls (0 bis 1) auf folgende Weise:

- Extremely Bad: 0
- Very Bad: von 0 bis 0,08
- Bad: von 0,08 bis 0,24
- More or Less Bad: von 0,24 bis 0,41
- Moderate: von 0,41 bis 0,59
- More or Less Good: von 0,59 bis 0,76
- Good: von 0,76 bis 0,92
- Very Good: von 0,92 bis 1
- Perfect: 1

Die angegebene Skala markiert die Punkte der Überlappung für die Funktionen.

Die computergestützte Equity-Analyse liefert dazu ein sogenanntes Koalitionsdendrogramm der folgenden Gestalt:

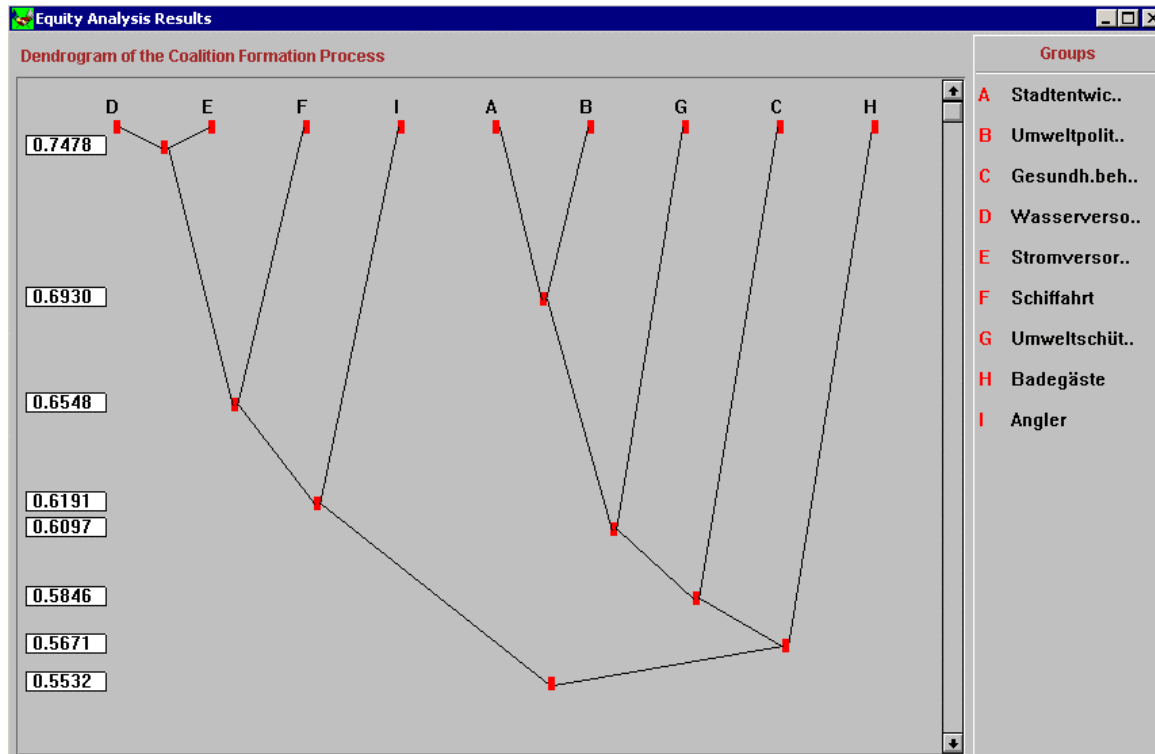


Abb. 10-1: Koalitionsdendrogramm

Die Verzweigungspunkte sind skaliert und markieren den Beginn von Divergenz. Im vorliegenden Fall herrschen demnach schon ca. 55 % Übereinstimmung, abgebildet im untersten Verzweigungspunkt (0,5532), während für die verbleibenden 45 % Kompromisse gefunden werden müssen.

Diese Kompromissfindung wird erleichtert durch die abgebildete Struktur und durch die Möglichkeit zur iterativen Anwendung der Equity-Analyse.

Sobald alle genannten Stakeholder ihre Bewertungen bestätigt haben, sodass das vorliegende Dendrogramm als gültig bezeichnet werden kann, würde folgender Algorithmus ablaufen:

Zunächst wird nach Koalitionen gesucht, in denen sich die Interessengruppen nur noch wenig unterscheiden. Im Falle des abgebildeten Dendrogramms sind das sicher Wasserversorgung und Stromversorgung. Diese werden in Klausur gebeten, um die nur geringen Unterschiede durch einen Kompromiss zu überbrücken, d.h. eine gemeinsame Bewertung der Alternativen zu finden.

Diese gemeinsame Bewertung bildet jetzt eine Zeile der Matrix anstelle von zwei oder mehreren anderen Zeilen, die nun entfallen.

Anschließend führen wir für die neue Matrix geringerer Dimension wieder eine computergestützte Equity-Analyse durch und erhalten ein neues Dendrogramm.

Diese drei Schritte werden iterativ (für die Koalitionen, die Koalitionen von Koalitionen usw.) so lange wiederholt, bis die Matrix schließlich nur noch aus einer Zeile besteht. Diese entspricht ebenfalls einem Ranking, das als ein Kompromiss-Ranking erscheint.

Das optimale Ranking repräsentiert eine Lösung, die auf objektiven Informationen beruht und mit wissenschaftlichen bzw. interdisziplinären Methoden erzielt wurde.

Das Kompromiss-Ranking repräsentiert eine Lösung, die auf subjektiven Informationen (Interessen und Vorlieben) beruht und mit transdisziplinären Methoden abgeleitet wurde.



Beide zusammen bilden die Quintessenz des Systemwissens, das zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen eingesetzt werden kann. Ihr singulärer, handlicher Charakter ist erwünscht und beabsichtigt. Er soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die ganze Komplexität des studierten Systems auf dem Wege der Ableitung transparent gemacht wurde, dass bei Bedarf auf weitere Details innerhalb dieses geordneten Ablaufes jederzeit wieder zurückgegriffen werden kann und dass der ganze Prozess unter modifizierten Bedingungen wiederholt werden kann. Als Limitierung erscheinen somit weniger die Methode als die zu ihrer Anwendung notwendigen Ressourcen.

11 Literatur

- AGBW- - ARBEITSGEMEINSCHAFT BERLINER WASSERSTRABEN (1999):** Umweltverträglichkeitsuntersuchung zum Ausbau der Berliner Wasserstraßen Trasse Süd, Planfeststellungsabschnitt 6 (TeK-km 21,4 bis BVK km 28,5a). - Im Auftrag des WNA Berlin, Text- und Kartenband, Bestandteil der Planfeststellungsunterlagen, Berlin
- APEL, D.; BÖHME, C, MEYER, U. & L. PREISLER-HOLL (2001):** Szenarien und potenzielle einer nachhaltig flächensparenden und landschaftsschonenden Siedlungsentwicklung. Berlin : Erich Schmidt (Berichte / Umweltbundesamt 2000,1)
- AUER, M.T. & S.L. NIEHAUS (1993):** Modeling fecal coliform bacteria – 1. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Water Research* 27 (4): pp. 693 - 701
- BAUR, W.H. (1997):** Gewässergüte bestimmen und beurteilen. 209 Seiten - Blackwell Wissenschafts-Verlag
- BBR - BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (HRSG.) (1999):** Aktuelle Daten zur Entwicklung der Städte, Kreise und Gemeinden. Selbstverlag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (Berichte 3), Bonn
- BBR - BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (HRSG.) (2001):** Wohnungsprognose 2015. Selbstverlag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (Berichte 10), Bonn
- BECKER, A., MESSNER, F. & V. WENZEL (2002):** Integrated analysis of the impacts of global change on the environment and society in the Elbe river basin. GLOWA, Status Report 2002 (Phase I, 2000-2003)
- BEHRENDT, H., NIXDORF, B. & W.-G. PAGENKOPF (1993):** Phenomenological description of polymixis and influence on oxygen budget and phosphorus release in Lake Müggelsee. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78, 3, pp. 404 - 411
- BEHRENDT, H. & D. OPITZ (1995):** Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flußseen im Berliner Raum. Studie, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Limnologie der Flußseen, 17 S.
- BEHRENDT, H., DANNOWSKI, R., DEUMLICH, D., DOLEZAL, F., KAJEWSKI, I., KORN MILCH, M., KOROL, R., MIODUSZEWSKI, W., OPITZ, D., STEIDL, J. & M. STRONSKA (2002):** Investigation on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on waters protection (Phase III). Weissenseverlag Berlin, 271 S (in print)
- BENZ, J., HOCH, R. & T. LEGOVIC (2001):** ECOBAS – modelling and documentation. *Ecological Modelling* 138(1-3), pp. 3 - 15
- BERGFELD, T., KIRCHESCH, V., SCHÖL, A. & D. MÜLLER (2000):** Donauausbau Straubing – Vilshofen. Stoffhaushalt und Trophie des Ist-Zustandes und der verschiedenen Ausbauvarianten. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht 1280, 47 Seiten und Anhang
- BERGFELD, T., KIRCHESCH, V., SCHAPER, J., EIDNER, R. & D. MÜLLER (IN PREP.):** Modellgestützte Analyse der Gewässergüte des Berliner Gewässernetzes unter Berücksichtigung von Wassernutzungskonflikten im Ballungsraum Berlin unter den Bedingungen des globalen Wandels. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht 1393



BFLR - BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG (HRSG.) (1996): Raumordnungsprognose 201. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Materialien zur Raumentwicklung 74), Bonn

BORCHERDING, J. (2000): Deterministische Modelle und deren ökologische Grundlagen für benthische Filtrierer in großen Flüssen. – Literaturstudie im Auftrag der BfG, Koblenz

BUSCH, N., FRÖHLICH, W., LAMMERSEN, R. OPPERMANN, R. & G. STEINEBACH (1999): Strömungs- und Durchflussmodellierung in der Bundesanstalt für Gewässerkunde. – BfG-Mitteilung 19, Mathematische Modelle in der Gewässerkunde, S. 70 – 82

DIETRICH, O., QUAST, L. & M. REDEZKY (2003): ArcGRM Spreewald – ein Modell zur Analyse der Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserhaushalt eines Feuchtgebietes mit Wasserbewirtschaftung. In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 04.03, Band 2, S. 215 - 223

DORNBLUT, I. & W. FINKE (2000): Langfristbewirtschaftung für die Berliner Wasserstraßen mit dem ArcGRM GLOWA. In: Wasserbewirtschaftung an den Bundeswasserstraßen, BfG-Veranstaltungen Heft 2/2000, S. 57 - 82, Koblenz

DOSCH, F. & G. BECKMANN (1999): Trends und Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung bis 2010. In: Informationen zur Raumentwicklung, Nr. 11/12, S. 827 - 842

DVWK - DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (1990): Beurteilung der Aussagekraft des Biochemischen Sauerstoffbedarfs, Merkblatt 218, Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 4 S.

ESRI - ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. (1996): Avenue: Customization and Application Development for ArcView. Redlands, CA

FOCKE, D. (1997): Vergleich zweier neu ausgebauter Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Elimination von Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffverbindungen sowie von coliformen Keimen. Diplomarbeit Universität Karlsruhe

GERSTENGARBE, F.-W. & P.C. WERNER (2003): Entwicklung von Klimaszenarien bis 2050 für ausgewählte Flusseinzugsgebiete von Deutschland. Bericht zum GLOWA-Elbe-Teilprojekt. Potsdam

GÜDE, H (2002): Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen der Seefelder Aach (Bodenseekreis). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Langenargen. Institut für Seenforschung, Abschlussbericht des BW Plus Projektes PAÖ 97008, 57 S.

GÜDE, H., LUSTIG, P. & C. WUHRER (1994): Bakteriologische Untersuchungen. In: Belastung der Schussen und ihres Mündungsbereiches im Bodensee sowie mögliche Maßnahmen zu deren Reduzierung. Bericht des Regierungspräsidiums Tübingen

HEINZMANN, B. (1998): Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung durch die Berliner Wasserbetriebe. Schriftenreihe Wasserforschung, Heft 6, S. 209 – 222

IPCC – INTERNATIONAL PANEL OF CLIMATE CHANGE (2001): Climate Change 2000 – Summary for Policymakers. Cambridge University Press

IWANOW, I.; METZMACHER, M.; SCHMIDT, R. & M. WALTERSBACHER (2001): Zukünftige Wohnungsnachfrage und Wohnungsbedarf in Ost- und Westdeutschland. Dresden : Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR-Texte 133)



JANTZ, B. & F. SCHÖLL (1998): Größenzusammensetzung und Altersstruktur lokaler Bestände einer Zebrauschel-Flusspopulation – Untersuchungen am Rhein zwischen Basel und Emmerich (Rh-km 168 – 861). *Limnologica* 28 (4): pp. 395 - 413

KADEN, S. & M. REDEZKY (2000): Simulation von Bewirtschaftungsprozessen. In: *Wasserbewirtschaftung an den Bundeswasserstraßen, BfG – Veranstaltungen Heft 2/2000*, S. 121 - 144, Koblenz

KALTOFEN, M., KARKUSCHKE, M., KOCH, H., MESSNER, F., SCHRAMM, M., ZWIRNER, O. & U. GRÜNEWALD (2003): GLOWA Elbe. Teilprojekt Obere Spree - Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und regionale Entwicklung. Abschlussbericht. (Brandenburgische Technische Universität Cottbus, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, WASY - Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH)

KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (1999): Das Gewässergütemodell QSim – ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik von Fließgewässern. – *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 43 (6): S. 302 - 309

KOLL, CHR. (2003): Wasserbewirtschaftungsmodelle des Landesumweltamtes Brandenburg. In: *Modellgestützte Wasserbewirtschaftung mit hoher zeitlicher Auflösung, BfG – Veranstaltungen Heft 1/2003*, S. 53 - 74, Koblenz

LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Bearbeitet von den LAWA-Arbeitskreisen „Zielvorgaben“ und „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“

LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2002): Methode zur Klassifikation planktonführender Fließgewässer. Bearbeitet vom LAWA-Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer“

LDS - LANDESBETRIEB FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK (HRSG.) (2001): Bevölkerungsprognose des Landes Brandenburg für den Zeitraum 2000-2015. Potsdam

LOIBL, W. (2000): Modellierung der Siedlungsdynamik mit einem GIS-basierten zellulären Automaten - Konzeption, GIS-Integration und erste Ergebnisse. In: STROBL, J. ; BLASCHKE, T. ; GRIESEBNER, G. (Hrsg.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII: Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2000*. Heidelberg

MANCINI, J.L. (1978): Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Journal of Water Pollution Control Federation* 50 (11):pp. 2477 - 2484

MÜLLER, A.M. (1996): Molekularbiologische Grundlagen und limnologische Bedeutung der Lichthemmung (Photoinhibition) der Photosynthese in Fließgewässern. *Literaturstudie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde*, 92 S.

MÜLLER, D. & S. PETER (1999): Nitrifikation. – in: W. v. TÜMPLING & G. FRIEDRICH (Hrsg.): *Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung, Band 2*, Gustav Fischer Verlag, Jena, 545 S.

MUNDA, G. (1995): Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. *Theory and Applications in Ecological Economics*. Physica-Verlag: Berlin

OPPERMANN, R., EIDNER, R., FINKE, W., HERRMANN, L., KLÜSENDORF-MEDIGER, J.C., LAUSCHKE, C., MÜLLER, A. & K. RICHTER (2002): Wasserwirtschaftliche Verhältnisse des Projektes 17, 4. Fassung. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht 1355, 141 S.

PFÜTZNER, B. (ED.) (2002): *Modelldokumentation ArcEGMO*, <http://www.arcegmo.de>, ISBN 3-00-011190-5



POPP, W., BAUMANN, M. & D. MÖLLER DE VARGAS (1993): Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern anhand von Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur biologischen Gewässergütebeurteilung. Beitr. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. 47: S. 63 – 86, München

RACHIMOW, C., PFÜTZNER, B. & W. FINKE (2003): Untersuchungen zum Einfluss des globalen Wandels in Klima und Gesellschaft auf Wasserdargebot und –verfügbarkeit im Großraum Berlin. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Bericht 1387

RAJAGOPAL, S., VAN DER VELDE, G., PFAFFEN, B.G.P. & A. BIJ DE VAATE (1998): Ecology and impact of the exotic amphipod, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the River Rhine and Meuse. – Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), The Netherlands, Report of the project “Ecological rehabilitation of Rivers Rhine and Meuse”, No. 75-1998, 89 p.

REHFELD-KLEIN, M. & H. BEHRENDT (2002): Die Eutrophierung- das Hauptgewässergüteproblem der unteren Spree – Analyse und Lösungsansätze. In: J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch (Eds.) Die Spree - Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten, Limnologie aktuell, Bd. 10, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, S. 272 - 278

REIMER, E., JACOB, D., GERSTENGARBE, F.-W., ENKE, W., KOSLOWSKY, D., BÜLOW, K. WERNER, P.C. & M. WODINSKI (2002): Development of Szenarios for Climate Change in the Elbe Region. In: GLOWA – German Programme on Global Change in the Hydrological Cycle (Phase I, 2000-2003), Status Report 2002, pp. 25 - 28

REIMER E., SODOUDI, S., MIKUSKY, E. & W. ENKE (2003): GLOWA-Elbe: Prognose von Temperatur, potenzieller Verdunstung und Niederschlag für den Zeitraum 2000-2055 unter Verwendung von ECHAM/REMO Simulationen und Neurofuzzy Modellen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt GLOWA-Elbe. Freie Universität Berlin, 2003

RIEDL, L. (1999): POSSIBLE CITIES - experimentelle Simulation von Siedlungsentwicklung mit zellularen Automaten.

http://80.210.251.60/corp/archiv/papers/1999/CORP1999_riedel_leop.pdf

SCHELLENBERGER, G., BEHRENDT, H., KOZERSKI, H.-P. & V. MOHAUPT (1983): Ein mathematisches Ökosystemmodell für eutrophe Flachgewässer. Acta Hydrophysika, 28(1/2): S. 109 - 172

SCHÖL, A., KIRCHESCH, V., BERGFELD, T. & D. MÜLLER (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. Hydrobiologia 410: S. 167 - 176

SCHÖL, A., KIRCHESCH, V., BERGFELD, T., SCHÖLL, F., BORCHERDING, J. & D. MÜLLER (2002): Modelling the Chlorophyll a content of the River Rhine – interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Internat. Rev. Hydrobiol. 87 (2-3): S. 295 - 317

SENSTADT - SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG (HRSG.) (1999): Bevölkerungsprognose für Berlin 1998-2015

<http://www.stadtentwicklung.berlin.de/planen/bevoelkerungsprognose/de/download.shtml>

SENSTADT - SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG (HRSG.) (2000): Datengrundlagen aus dem Umweltinformationssystem für das Niederschlags-Abflussmodell abimo der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Stand Juli 2000. unveröffentlichte Datendokumentation



SENSTADT - SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG (HRSG.) (2001): Abwasserbeseitigungsplan unter besonderer Berücksichtigung der Immissionsplanung. Stand Oktober 2001

SIEKER (1999): Fachliche Ausarbeitung zum STEP Teil II „Planungen“, Bericht 1999

SIMONS, H. (1999): Perspektiven des westdeutschen Wohnungs- und Büromarktes bis 2030. In: Informationen zur Raumentwicklung, Nr. 11/12, S. 745 - 754

SODOUDI, S., MIKUSKY, E. & E. REIMER (2003): Klimaprognose der Temperatur, potenziellen Verdunstung und des Niederschlags mit Neurofuzzy Modellen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt GLOWA-Elbe. Freie Universität Berlin, 2003

STATISTISCHES BUNDESAMT (HRSG.) (2000): Bevölkerungsentwicklung Deutschlands bis zum Jahr 2050: Ergebnisse der 9. koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

STRÖBL, B.; WENZEL, V. & B. PFÜTZNER (2003): Simulation der Siedlungsflächenentwicklung als Teil des Globalen Wandels und ihr Einfluss auf den Wasserhaushalt im Großraum Berlin / Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK). Potsdam. - PIK-Report 82

STRUBE, T., BENZ, J., BRÜGGEMANN, R. & H. BEHRENDT (2003): Entwicklung eines Wasser-gütemodells unter Nutzung der Prozessdatenbank ECOBAS. Bericht zum 5. Workshop „Theorie und Modellierung von Ökosystemen“ Kölpinsee 2001

VOLLBRECHT, H. (2003): Ermittlung des Versiegelungs- und Kanalanschlussgrades der Teilgewässereinzugsgebiete Berlins unter Berücksichtigung der Abkoppelung versiegelter Flächen durch Regenwasserbewirtschaftung (RWB), Praktikumsbericht

VOLLENWEIDER, R.A. (1968): The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep., OECD, Paris, DAS/CSI/68, 27, pp. 1 - 182

WALZ, N., KIM, H.W., KÖHLER, A., RUSCHE, R. & M. WELKER (2002): Zooplankton in der Spree. In: J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch: Die Spree, Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. Reihe Limnologie aktuell, Band 10, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 384 S.

WASY - GESELLSCHAFT FÜR WASSERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG UND SYSTEMFORSCHUNG MBH (1999): Programmsystem ArcGRM, Programmdokumentation. Berlin/Dresden

WEIGERT, B. & C. STEINBERG, C. (2001). Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft. Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung. Schriftenreihe Wasserforschung 7, Wasserforschung e.V., Berlin

WENZEL, V. (1999): Ein integrativer Algorithmus zur Unterstützung regionaler Landnutzungsentscheidungen. In: Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. und Rohde, M. (Hrsg.): "Flußbeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie". UFZ-Ergebnisbericht Nr. 30, Leipzig, S. 75 - 86

WENZEL, V. (2001): Integrated assessment and multicriteria analysis. Physics and Chemistry of the Earth. Part B, 26/7-8, pp 541 - 545

WENZEL, V. (2001): Nachhaltigkeitsstudien und NAIAD: Entscheidungshilfe und Konfliktanalyse. Schriftenreihe Wasserforschung Band 7, S. 241 – 256



WENZEL, V., EIDNER, R., FINKE, W., OPPERMAN, R. & C. RACHIMOW (2002). Integrated water resources management in terms of quantity and quality in the Berlin region under the conditions of global change. Water Resources and Environmental Research, ICWRER 2002, Dresden

WENZEL, V., OPPERMAN, R., EIDNER, R., FINKE, W. & C. RACHIMOW (2002): Stakeholder driven integrative studies of water availability and quality in the urbanized region of Berlin considering global change impacts. GLOWA, Status Report 2002 (Phase I, 2000-2003)

WENZEL, V. (2003): Solving urban regional water household and quality problems under Global change. IUGG2003, State of the Planet. Abstracts Week B, Sapporo (Japan), June 30 - July 11, 2003

WUHRER, C. (1995): Die fäkale Belastung der Schussen und ihr Einfluß auf die mündungsnahen Flachwasserbereiche im Bodensee. – Dissertation Universität München

12 Anhang

Glossar

Aggregierter Indikator

Komplexere Indexvariable, die eine Menge thematisch zusammengehörender naturräumlicher, ökonomischer, sozialer und gesetzlich-normativer Einzelindikatoren integrierend verknüpft

Bevölkerungsszenario

Szenario, für das (zunächst) nur die Dynamik für den Teilaspekt ‚Bevölkerung‘ festgelegt ist

Bewertungskriterium

Explizit zur Bewertung der Impakts einer Alternativen Handlungsstrategie genutzter Maßstab; basiert auf (i.d.R. mehreren) daher implizit wirksam werdenden Einzelindikatoren;

definiert eine Zeile in der Impaktmatrix eines Masterszenarios

business as usual (b.a.u.)

Entwicklungsszenario ohne Handlungsoptionen und ohne Änderung der exogenen Triebkräfte; zum Zwecke der Bewertung müssen die Ergebnisse der Impaktanalysen aller anderen Entwicklungsszenarios mit denen dieses Szenarios verglichen werden;

auch Referenzszenario

Einzelindikator

Zustandsgröße, Variable oder Schätzgröße, die im Konsens mit den Stakeholdern zur Bewertung der Impakts von Alternativen Handlungsstrategien herangezogen wird

Energieszenario

Szenario, für das (zunächst) nur die Dynamik für den Teilaspekt ‚Energie‘ festgelegt ist

Entscheidungsraum

Gesamtheit der Möglichkeiten für Managementaktivitäten oder steuernde Eingriffe zur Beeinflussung der naturräumlichen, wirtschaftlichen und sozialen Entwicklungen im Untersuchungsgebiet (Region)

Entwicklungsrahmen

Teil eines Entwicklungsszenarios, der die Triebkraftdynamik abbildet, die im Rahmen des verfügbaren Entscheidungsraumes nicht beeinflusst werden kann; dazu gehören sozioökonomische und naturräumliche Prozesse des Globalen Wandels, die nicht auf singuläre Entscheidungen zurückzuführen sind bzw. Folgen von Entscheidungen auf übergeordneten Skalenebenen darstellen.

Entwicklungsszenario

Kombination eines definierten Entwicklungsrahmens und einer Handlungsalternative zu einem i.d.R. modellgestützten Wenn-Dann-Experiment; es stellt im Rahmen des IMA von GLOWA-Elbe ein Szenario umfassendster Art dar, weil alle zu betrachtenden Teilaspekte (Attribute) wirklich festgelegt sind.



Equityanalyse

Analyse der Beurteilungen der Alternativen Handlungsstrategien eines Masterszenarios durch die Stakeholder; Messen der Abweichungen zwischen den einzelnen Fuzzy-linguistischen Bewertungen; iterative Anwendung zur Ermittlung von Kompromisslösungen

Equitymatrix

Matrix mit den Alternativen Handlungsstrategien eines Masterszenarios als Spalten und den konsultierten Stakeholdern als Zeilen; Input für die Konfliktanalyse zwischen Interessengruppen

Globaler Wandel

Veränderungen des Erdsystem, die den Charakter dieses Systems zum Teil irreversibel modifizieren und deshalb direkt oder indirekt die natürlichen Lebensgrundlagen für einen Großteil der Menschheit spürbar beeinflussen (WBGU, 1993)

Handlungsalternativen

Kombinationen von Handlungsoptionen verschiedener Handlungsfelder im Entscheidungsraum zur Beschreibung einer Strategie der gezielten Einflussnahme auf die Entwicklung einer Region

Handlungsfelder

Qualitative Komponente des Entscheidungsraumes; Politikbereiche oder private Bereiche bzw. Sektoren, in denen entscheidungsrelevante Optionen für Managementaktivitäten existieren (Handlungsoptionen)

Handlungsoptionen

Quantitative Komponente des Entscheidungsraumes; verschiedene quantitativ abgestufte Optionen aus einem Handlungsfeld zur Steuerung der Entwicklung einer Region

Hierarchie des IMA

Abfolge von für den Problemlösungsprozess relevanten Ebenen, auf denen Möglichkeiten zu Auswahl und Variation im Sinne der Definition von Szenarien existieren;

Fünf Hierarchie-Ebenen werden für IMA unterschieden:

- Ebene der Probleme und Konflikte (Masterszenarien)
- Ebene der exogenen Entwicklungsprozesse
(globaler Wandel und exogene Triebkräfte)
- Ebene der alternativen Management-Strategien zur Problemlösung
- Ebene der i.d.R. modellgestützten Impaktanalysen
- Ebene der Sensitivitätsanalyse und Variantenrechnungen
zur Multikriteriellen Analyse und zur Konflikt-Analyse

IMA - Integrativer Methodischer Ansatz für GLOWA-Elbe

Wissenschaftliches Konzept, im Rahmen von GLOWA-Elbe allgemeingültige Vorgehensweise zum Erreichen der Projektziele, insbesondere zur Lösung wasserspezifischer Probleme und Konflikte im Elbeinzugsgebiet



Impaktmatrix

Matrix mit den Alternativen Handlungsstrategien eines Masterszenarios als Spalten und den Bewertungskriterien als Zeilen; Input für die Multikriterielle Bewertung von Handlungsstrategien

Indikator

siehe Einzelindikator, Aggregierter Indikator

Ist-Zustand

Ausgangszustand zu Beginn der Simulationsperiode eines Entwicklungsszenarios;
auch Referenzzustand

Klimaszenario

Szenario, für das (zunächst) nur die Dynamik für den Teilaspekt 'Klima' festgelegt ist

Konfliktanalyse

siehe Equityanalyse

Kriterium

siehe Bewertungskriterium

Masterszenario

Problemlage oder Konfliktkonstellation innerhalb eines räumlich schon definierten Untersuchungsobjektes, für die Lösungen gefunden werden sollen;

Festlegung auf ein Masterszenario realisiert die oberste Hierarchie-Ebene des IMA

Nachhaltige Entwicklung

Eine Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten zukünftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen (BRUNDTLAND-KOMMISSION, 1987)

Referenzszenario

Entwicklungsszenario ohne Handlungsoptionen und ohne Änderung der exogenen Triebkräfte; zum Zwecke der Bewertung müssen die Ergebnisse der Impaktanalysen aller anderen Entwicklungsszenarien mit denen des Referenzszenarios verglichen werden;

auch business as usual (b.a.u.)

Referenzzustand

Ausgangszustand zu Beginn der Simulationsperiode eines Entwicklungsszenarios;
auch Ist-Zustand

Szenario

Versuchsanordnung, insbesondere im Falle computergestützter Wenn-Dann-Experimente unter Einsatz von einem oder mehreren (mathematischen) Modellen;

es entspricht also gerade dem 'Wenn' solcher Experimente;



als Schlüsselbegriff für den in GLOWA-Elbe benutzten Ansatz ist Szenario mehrdeutig und darf deshalb nur zusammen mit zusätzlichen Attributen für die Identifikation von Teilaspekten eines vollständigen Entwicklungsszenarios verwendet werden;

diese Attribute können entweder durch Benutzung weiterer Begriffe dieses Glossars eingeführt werden oder durch genauere Beschreibung des aktuellen Topos innerhalb eines Kontextes, z.B. die Hierarchie-Ebene innerhalb des IMA;

dabei ist es möglich, im Unterschied zu vollständigen Entwicklungsszenarien z.B. auch von Klimaszenarien zu sprechen, bei denen also nur zu einem bestimmter Teilaspekt (Klima) für die Entwicklung Aussagen gemacht werden, während alle anderen Teilaspekte unerwähnt und damit offen bleiben

Trend

Lineare Beschreibung einer zukünftigen Entwicklung zwischen Ist-Zustand und Zielzustand

Zielzustand

Zustand am Ende eines Entwicklungszeitraumes / einer Simulationsperiode