

Wasserhaushalt und salinare Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet der Unstrut - Untersuchungen und Modellierungen -



Abschlussbericht

zum BMBF-Projekt

„Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung
unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge
im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“

FKZ: 0330028

Laufzeit: 01.07.2001 – 31.12.2004

Dresden, Oktober 2005

GEFÖRDERT VOM:

Wasserhaushalt und salinare Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet der Unstrut - Untersuchungen und Modellierungen -

Abschlussbericht

zum BMBF-Projekt

„Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung
unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge
im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“

FKZ: 0330028

Laufzeit: 01.07.2001 – 31.12.2004

Berichtersteller:

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Straße 10
01217 Dresden

Dr. rer. nat. Thomas Sommer (DGFZ)
Dipl.-Ing. Katja Eulitz (DGFZ)

Dresden, 31.10.2005

.....
Prof. Dr. Ing. habil. L. Luckner
Vorstandsvorsitzender
Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.

GEFÖRDERT VOM:

Berichtersteller:

Dr. rer. nat. Thomas Sommer (DGFZ)
Dipl.-Ing. Katja Eulitz (DGFZ)

Mitautoren:

Dr.-Ing. Mike Müller M.Sc. (DGFZ)
Dipl.-Syst.-Wiss. Frank Voss (PIK)
Dr. rer. nat. Bernd Pfützner (BAH)
Dr. rer. nat. Robert Schwarze (TU Dresden)
Dipl.-Hydrol. Uwe Stodolny (TU Dresden)
Dipl.-Hydrol. Carsten Schmidt (TU Dresden)
Dr. rer. nat. Monika Schönau (Kali-Umwelttechnik GmbH)
Dipl.-Ing. (FH) Susan Möhrstedt (Kali-Umwelttechnik GmbH)

Beteiligte Einrichtungen:

Projektleitung,
Koordination und
Teilprojekt 1:



Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Straße 10
01217 Dresden
Fon: 0351-4050670 / Fax: 0351-4050679
Email: keulitz@dgfz.de / tsommer@dgfz.de
Internet: <http://www.dgfz.de>

Teilprojekt 2:



Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e.V.
Telegrafenberg A 31
14473 Potsdam
Internet: <http://www.pik-potsdam.de>



Büro für Angewandte Hydrologie Berlin
Wollankstr. 117
13187 BERLIN
Internet: <http://www.bah-berlin.de>

Teilprojekt 3:



Technische Universität Dresden
Institut für Hydrologie und Meteorologie
Würzburger Straße 46
01187 Dresden
Internet: <http://www.tu-dresden.de/fghhihm/>

Teilprojekt 4:



Kali-Umwelttechnik GmbH
Am Petersenschacht 7
99706 Sondershausen
Internet: <http://www.kutec.de>

Das Projekt wurde gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), über den Projektträger Jülich (FKZ 0330028).

GEFÖRDERT VOM:

Vorwort

Mit dem Erlass der Wasserrahmenrichtlinie setzt die europäische Wasserpolitik neue Maßstäbe für den nachhaltigen Umgang mit der Ressource Wasser. Die Minderung der Gewässerbelastung und Verbesserung des Zustandes der Gewässer ist vordringliches Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie, die im Dezember 2000 in Kraft getreten ist. Dass darin ein enger Zusammenhang zwischen Grundwasserkörpern und oberirdischen Gewässern hergestellt wird, ist ein wesentlicher Aspekt in der Betrachtung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Mit dem Blick auf die Einzugsgebietsebene folgt die Richtlinie konsequent den physikalisch-ökologischen Gegebenheiten des Mediums Wasser, stellt aber gleichzeitig eine föderal gegliederte Wasserwirtschaftsverwaltung, wie sie in Deutschland existiert, vor neue Herausforderungen.

Die Gewässerqualität im Einzugsgebiet der Unstrut unterliegt durch dessen intensive landwirtschaftliche und bergbauliche Nutzung starken anthropogenen stofflichen Einflüssen, die die hydrogeologisch bedingte Gewässerbeschaffenheit stark verändern und teilweise überprägen. Dies gilt vor allem für den nördlichen Teil des Einzugsgebietes, der zum Kali-Südharz-Revier zählt. Hier wurde bereits seit den 60er Jahren die anthropogene Salzlast im Gewässer gezielt gesteuert, um für Industriestandorte im Unterliegerbereich eine für sie notwendige Wasserqualität zu gewähren. Mit dem Wegfall der Kaliproduktion verlagerten sich die Aktivitäten zur Minderung des anthropogenen Eintrages zunehmend auf die ökologische Verbesserung der Gewässerqualität auch im Hinblick auf kleinere Vorfluter.

Neue Ansätze zur Steuerung des Salzeintrages in das Gewässer zu entwickeln, dieser Aufgabe stellte sich das BMBF-Forschungsprojekt „Flussgebietsmanagement Unstrut“, dessen Leitung das Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. innehatte. Gemeinsam mit den Projektpartnern Potsdam Institut für Klimafolgenforschung e.V., Institut für Meteorologie und Hydrologie der Technischen Universität Dresden, Büro für Angewandte Hydrologie Berlin und der Kali Umwelttechnik GmbH Sondershausen wurden die Untersuchungen und Modellierungen des Wasser- und Stoffhaushaltes im Einzugsgebiet der Unstrut vorgenommen. Mit dem vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse des Forschungsprojektes vorgestellt.

Für die Förderung des Vorhabens danken wir dem:

- Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem
- Projektträger Jülich.

Unser Dank gilt in gleicher Weise den Institutionen:

- Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt,
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie,
- Staatliches Umweltamt Sondershausen,
- Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH (GVV),

die das Forschungsvorhaben durch Bereitstellung von Daten und Fachdiskussionen unterstützt und begleitet haben.

Dresden, Oktober 2005

Prof. Dr.-Ing. habil. L. Luckner

Inhalt

Vorwort	7
Tabellenverzeichnis	12
Abbildungsverzeichnis	13
1 Einordnung und Zielstellung des Projektes	19
1.1 Wissenschaftlicher Kenntnisstand	19
1.2 Einordnung des Projektes in den Forschungsschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“	20
1.3 Einordnung des Projektes in die Maßnahmen des Freistaates Thüringen zur Umsetzung der EU-WRRL	21
2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	22
2.1 Überblick	22
2.2 Hydrographie und Hydrogeologie des Einzugsgebietes	24
2.2.1 Hydrographie	24
2.2.2 Geologie und Hydrogeologie	26
2.2.2.1 Geologische Grundlagen	26
2.2.2.2 Grundwasserdynamik – Grundwasserleiter / Grundwasserstauer	28
2.3 Einflussfaktoren auf die Gewässergüte	31
2.4 Geschichte des Salzlaststeuersystems	33
2.5 Untersuchungsbedarf	35
3 Bearbeitungsmethodik	38
3.1 Gliederung des Untersuchungsgebietes	38
3.2 Untersuchungsraum I – Einzugsgebiet bis Pegel Oldisleben	39
3.2.1 Untersuchungen zum Weg-Zeit-Verhalten und Verweilzeitbestimmungen	40
3.2.2 Niederschlags-Abfluss-Modellierung	40
3.3 Untersuchungen und Modellansätze in Raum II – Teileinzugsgebiete Wipper/Bode und Helbe	43
3.3.1 Isotopenhydrologische Untersuchungen	44
3.3.2 Hydrochemische Untersuchungen und Tomographische Messungen	44
3.3.3 Niederschlags-Abfluss-Modellierung und Modellweiterentwicklungen	45
3.3.4 Grundwassermodellierung	46
3.3.5 Modellkopplungen	51
3.4 Untersuchungsraum III – Punktquellen	52
4 Gebietsanalyse Wasserhaushalt	53
4.1 Analysen im Untersuchungsraum I	53
4.1.1 Abflusskomponentenaufteilung mittels DIFGA	53
4.1.2 Verweilzeitbestimmung des verzögerten Grundwasserabflusses	54
4.1.3 Regionalisierung	55
4.1.4 Ergebnisse	55
4.2 Analyse der Abflusscharakteristik im Untersuchungsraum II	64
4.2.1 Hydrologische Untersuchungen	65
4.2.2 Grundwasserganglinienanalyse und Grundwasserabfluss	69
4.2.3 Auswertung der regionalen Grundwasserdynamik	72
4.2.4 Ermittlung der Grundwasseranbindung an Vorfluter	75
4.3 Einträge aus Punktquellen	76

5	Gebietsanalyse Salz.....	78
5.1	Gewässerversalzung im Modellraum 2	78
5.2	Kalihalden – Bergbauende und Haldensanierung	80
5.3	Ermittlung der Grundwasserneubildung unter den Halden	84
5.4	Erfassung der Grundwasserversalzung im Haldenabstrom	91
5.5	Ermittlung der Haldensickerwassereinträge in die Vorfluter	101
5.6	Geogen bedingte Gewässerversalzung	106
5.7	Salzlaststeuerung	107
6	Modellkopplung	110
6.1	Modelltechnische Konzeption	110
6.1.1	Genesteter Modellraumansatz	110
6.1.2	Offenes Modellsystem, Modellkomponenten	110
6.1.3	Diskretisierung der Modellräume	111
6.1.4	Kopplungsgrößen	111
6.1.5	Räumliche Kopplung	112
6.1.6	Zeitliche Kopplung	115
6.1.7	Modellerweiterungen	116
6.1.8	Bilanzierung	117
6.2	Programmtechnische Umsetzung	118
6.2.1	Bisherige Erfahrungen	118
6.2.2	Ausgangssituation	118
6.2.3	MODFLOW	119
6.2.4	ArcEGMO	119
6.2.5	Kopplungsmodul	121
7	Modellkomponenten – Modellaufbau & Modellentwicklungen.....	122
7.1	Modellerweiterungen und Steuerkonzept in ArcEGMO	122
7.1.1	Durchflussmodellierung	122
7.1.2	Stofftransportmodellierung im Gerinne	122
7.1.3	Integration und Steuerung des Laugenstapelbeckens als wasserwirtschaftliche Anlage ..	123
	7.1.3.1 Bewirtschaftung von Speicheranlagen mit ArcEGMO	123
	7.1.3.2 Steuerungskonzept für das Laugenstapelbecken Wipperfurth	123
7.2	Aufbau des Grundwassermodells	127
7.2.1	Aufbau des Strukturmodells	127
	7.2.1.1 Horizontale Diskretisierung	129
	7.2.1.2 Vertikale Diskretisierung	129
7.2.2	Strömungsmodell	131
7.2.3	Stationäre Kalibrierung	132
7.3	Entwicklung des Transferzonenmoduls	134
7.3.1	Problematik im Modellgebiet	134
7.3.2	Bestehende Modellabbildung	134
7.3.3	Modellwahl	136
	7.3.3.1 Bodenspeichermodell/ SlowComp-Ansatz	136
	7.3.3.2 Verzögerungsansatz nach GLUGLA	137
7.3.4	SlowComp-Ansatz in ArcEGMO	139
	7.3.4.1 Prozessbeschreibung	139
	7.3.4.2 Modelltests	141

8	Ergebnisse der ungekoppelten Modellrechnungen	143
8.1	Wasserhaushaltsmodellierung.....	143
8.1.1	Untersuchungsansatz.....	143
8.1.2	Modellraum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben.....	143
8.1.3	Modellraum 2 - Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich.....	145
8.2	Durchflusssimulation.....	148
8.2.1	Modellraum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben.....	148
8.2.2	Modellraum 2 - Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich.....	149
8.3	Instationäre Grundwassermodellierung.....	151
9	Ergebnisse der gekoppelten Modellrechnungen	155
9.1	Berechnungsergebnisse.....	155
9.2	Methodische Erkenntnisse zur Modellkopplung.....	159
9.3	Nutzung der Modellkopplung zur Erfassung des ungesteuerten Chlorideintrags.....	162
10	Stofftransportmodellierung	166
10.1	Ergebnisse der Stofftransportmodellierung im Wipper-Einzugsgebiet (Modellraum 2)...	166
10.2	Auswirkungen des Salzeintrags der Wipper auf die Unstrut (Modellraum 1).....	169
11	Szenarien zur Salzlaststeuerung	171
11.1	Anwendung des Steuerkonzepts.....	171
11.2	Beendigung des Spülversatzes.....	175
11.3	Fortführung der Haldenabdeckungen.....	180
11.3.1	Betrachtungsansatz.....	180
11.3.2	Grundwasserneubildung / Lösungsaustritt unter den Kalihalden.....	181
11.3.3	Ungesteuerter Chlorideintrag in die Vorfluter.....	184
11.3.4	Laugenanfall und Abstoßmengen.....	187
11.4	Auswirkungen auf die Salzlaststeuerung.....	189
11.5	Zusammenfassende Bewertung der Steuerungsmöglichkeiten.....	192
12	Zusammenfassung	195
	Literaturverzeichnis	199

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Hauptwerte der Jahresabflüsse an den Pegeln der Unstrut und ihrer wichtigsten Nebenflüsse.....	24
Tabelle 2:	Stratigraphische Gliederung des Untersuchungsraumes II.....	30
Tabelle 3:	Übersicht zu Daten der Kali-Südharz-Großhalden.....	34
Tabelle 4:	Überblick über die für den Untersuchungsraum vorhandenen räumlichen Grundlagenkarten	40
Tabelle 5:	Überblick über die verfügbaren Messreihen für die NA-Modellierung	41
Tabelle 6:	Messpunkte Längsprofilaufnahmen der Leitfähigkeit zwischen den Pegeln Wipperdorf und Hachelbich	45
Tabelle 7:	Modellierungszeiträume.....	46
Tabelle 8:	Flächenanteile hydrogeologischer Einheiten im EZG Unstrut/Oldisleben (Quelle: „Grundwasser in Thüringen“ 1996)	57
Tabelle 9:	Bearbeitungsziele für die ausgewählten TEZG (Raum I)	57
Tabelle 10:	Ergebnisse der Abflusskomponentenaufteilung mit DIFGA.....	59
Tabelle 11:	Mittlere Verweilzeiten des verzögerten GW-Abflusses QG2	64
Tabelle 12:	Ergebnisse der Direktabflussseparation mit ¹⁸ O-Isotop	67
Tabelle 13:	Abflusskomponenten und mittlere Verweilzeiten im EZG Wipperdorf/Wipper.....	69
Tabelle 14:	Überblick über die Proben der Feldmessungen am 02.10.02 und 16.07.03 im Haldenumfeld Bischofferode mit Messergebnissen der Tritiumgehaltsbestimmungen.....	76
Tabelle 15:	Fließgeschwindigkeiten im Buntsandstein in Abhängigkeit von der Gesamtmineralisation	92
Tabelle 16:	Übersichtstabelle zu den Haldenparametern	105
Tabelle 17:	T-Werte wichtiger geologischer Einheiten im Untersuchungsraum II.....	132
Tabelle 18:	Mittel- und Grenzwerte für die maximale Speicherfähigkeit S _{max} und die Speicherkonstante K _{RG1} der fünf Lithofaziseinheiten	141
Tabelle 19:	Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen im Modellraum 1	143
Tabelle 20:	Ausgewiesene Grundwasserflurabstandsklassen im Modellraum 1	144
Tabelle 21:	Teilprozessmodelle im Modellraum 1.....	144
Tabelle 22:	Ausgewiesene Grundwasserflurabstandsklassen im Modellraum 2.....	146
Tabelle 23:	Teilprozessmodelle im Modellraum 2.....	146
Tabelle 24:	Zusammenstellung der betrachteten Sanierungsszenarien und Auswirkung auf die Beschaffenheit des Vorfluters	194

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Flussgebietseinheiten im Freistaat Thüringen (Quelle: TMLNU 2001)	21
Abbildung 2:	Untersuchungsgebiet.....	22
Abbildung 3:	Übersichtskarte zum Kalibergbaurevier “Südharz”	23
Abbildung 4:	Hydrographische Einteilung des Untersuchungsraumes in Teileinzugsgebiete mit den entsprechenden Fließgewässerabschnitten.....	25
Abbildung 5:	Überblick zur Geologie des Untersuchungsraumes II.....	27
Abbildung 6:	Geologischer Schnitt als Grundlage für die Entwicklung des Hydrogeologischen Strukturmodells (Bsp.: S-N-Schnitt 4396200).....	28
Abbildung 7:	Chlorid- und Sulfat-Gehalte in der Unstrut (Jahresmittel- werte) (Quelle: TLUG).....	31
Abbildung 8:	Leitfähigkeiten in kleinen Zuflüssen der Unstrut in der Umgebung von Sömmerda (HESSE, 1998).....	32
Abbildung 9:	Chlorid-Ganglinien der Unstrut und ihrer Zuflüsse (Jahresmittelwerte) (Quelle: TLUG).....	33
Abbildung 10:	Auslastung der Beckenkapazität in den Jahren 1992 bis 2002 (Angaben der GVV).....	36
Abbildung 11:	Salzlaststeuerung des Flusssystem Unstrut/Saale.....	37
Abbildung 12:	Gliederung des Untersuchungsgebietes in Untersuchungsräume.....	38
Abbildung 13:	Schematische Darstellung der Untersuchungsräume mit Bearbeitungsinhalten	39
Abbildung 14:	Einbezogene Klima- und Niederschlagsstationen und Gewässerpegel.....	43
Abbildung 15:	Untersuchungsraum II – Gebiet der Grundwassermodellierung (oben: Geologie; unten: Fließgewässernetz).....	47
Abbildung 16:	Modelldiskretisierung im Programm MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988).....	48
Abbildung 17:	Strömung in die Zelle i,j,k von der Zelle i, j-1, k im Finite-Differenzen-Modell MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988).....	49
Abbildung 18:	Abbildung der eines Gewässers im Programmsystem MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)	50
Abbildung 19:	Generelles Ablaufschema der Modellkopplung (bis ‚Kopplungsstufe 1‘).....	51
Abbildung 20:	Schema des Differenzganglinienverfahrens DIFGA aus SCHWARZE <i>et al.</i> (1991).....	53
Abbildung 21:	Schematisierte, durch Lumped-Parameter-Modelle abgebildete Fließzustände in Grundwasserleitern; (a) bei Beprobung im Vorfluter Verweilzeitbestimmung mit Exponentialmodell (Fall 1) bzw. Linearmodell (Fall 2); nach MALOSZEWSKI & ZUBER (1982); überarbeitet.....	54
Abbildung 22:	Lithofazies und ausgewählte TEZG im Raum I.....	56
Abbildung 23:	Typische Abflussganglinien eines Pegels mit buntsandsteingeprägtem Einzugsgebiet.....	59
Abbildung 24:	Mittlere jährliche GWN ausgewählter Lithofazieseinheiten.....	60
Abbildung 25:	Mittlere jährliche GWN und Unstrut-spezifische Schlüsselkurve	61
Abbildung 26:	Regional gültige Eingangsgrößen, Schlüsselkurven und Ergebnis der flächendeckenden Ermittlung der GWN im Einzugsgebiet Unstrut/Oldisleben.....	62
Abbildung 27:	Mittlere Tritiuminput-Funktionen für das Einzugsgebiet Hachelbich/Wipper	63
Abbildung 28:	Durchflussmessungen (1994-2003): a) Durchflussganglinien Pegel Bleicherode (Bode) und Pegel Hachelbich; b) Unterschreitungsdauerlinien Pegel Hachelbich	65
Abbildung 29:	Direktabflussanteile ausgewerteter Hochwasserereignisse und Trendlinien.....	66
Abbildung 30:	Kombination der isotopenhydrologischen Untersuchungen zur Analyse des Abflussregimes	68
Abbildung 31:	Einzugsgebietsniederschlag und Abflussanteile der DIFGA-Analysen (Pegel Hachelbich)	69
Abbildung 32:	Gegenüberstellung flussnaher Grundwasserbeobachtungsmessstellen zu den Durchflussganglinien der Pegel Wipperdorf und Hachelbich.....	70
Abbildung 33:	Grundwasserganglinien im Hauptgrundwasserleiter Buntsandstein und im Unteren Muschelkalk.....	71

Abbildung 34:	Zuordnung der Grundwasserabflusskomponenten der DIFGA-Analysen zur weiteren Modellverifizierung.....	72
Abbildung 35:	Synoptische Zusammenstellung der vorhandenen Grundwasserisohypsenpläne im TG 2	73
Abbildung 36:	Synoptischer Grundwasserisohypsenplan für den Untersuchungsraum II (Ausschnitt Ostteil).....	74
Abbildung 37:	Grundfälle der Interaktion zwischen Gewässer und Grundwasser in einer Flusssau (SOMMER, 2001).....	75
Abbildung 38:	Gemessene und berechnete Tritiumkonzentration an der Halde Bischofferode.....	77
Abbildung 39:	Chloridkonzentrationen bzw. –frachten am Steuerpegel Hachelbich (11/1992-10/2003).....	79
Abbildung 40:	Zusammensetzung der Chloridbelastung am Steuerpegel Hachelbich a) Darstellung der Chlorid-Konzentration in Abhängigkeit von der Wasserführung b) Jahresfrachten am Pegel Hachelbich mit Frachtanteilen durch den Laugenabstoß	79
Abbildung 41:	Komplexe Haldensysteme.....	80
Abbildung 42:	Durchgeführte Haldensanierungsmaßnahmen an den 4 Kalihalden im Wipper-Einzugsgebiet.....	83
Abbildung 43:	Wirkung der Haldensanierungsmaßnahmen.....	83
Abbildung 44:	Prozessbild zur Wasserhaushaltsbilanzierung an der Kalihalde Bischofferode (SCHMIDT, 2003)	86
Abbildung 45:	Bilanzmodell zur Berechnung der Grundwasserneubildung unter den Kalihalden.....	86
Abbildung 46:	Gegenüberstellung der mit dem Bilanzansatz ermittelten Grundwasserneubildungen: Aufzeigen der hohen Neubildungsmengen sowie der Wirkung der Sanierungsmaßnahmen.....	88
Abbildung 47:	Darstellung der erreichten Inputreduzierungen der Versickerung an den vier Haldenstandorten in Abhängigkeit vom Niederschlag und den durchgeführten Sanierungsmaßnahmen	89
Abbildung 48:	Haldenabdeckung – Beispiel Halde Bleicherode 1990 & 2002 (Abdeckungsgrad ca. 40%).....	91
Abbildung 49:	Gegenüberstellung der Jahres- und Monatsmittelwerte der Haldengrundwasserneubildungen: a) Genereller Abnahmetrend im Untersuchungszeitraum durch die Wirkung der Sanierungsmaßnahmen (Jahreswertbetrachtung); b) Dämpfung der Niederschlagsabhängigkeit der Grundwasserneubildung durch die Sanierungsmaßnahmen (Monatswertbetrachtung; Bsp. Halden Sonderhausen und Bleicherode).....	91
Abbildung 50:	Grundlagen für die Entwicklung einer Vorstellung zur horizontalen und vertikalen Ausbreitung der Salzfahne an der Halde Bleicherode (Tomografieschnitte sowie Leitfähigkeitsmessungen [mS/cm] in den Vorflutern	93
Abbildung 51:	Darstellung der räumlichen Ausbreitung und zeitlichen Entwicklung der Salzfahne im Abstrom der Halde Bleicherode (aus ZIMMERMANN, 2004).....	95
Abbildung 52:	Grundwassermessstellen im Abstrom der Halde Bischofferode: a) Hydraulischer Kontakt mit dem Vorfluter Bode (Durchfluss – Grundwasserspiegel); b) Chloridkonzentrationen (direkter Abstrom P6, P8, P9 & weiterer Abstrom P 1).....	97
Abbildung 53:	Messpunktübersicht und geoelektrische Sondierungsergebnisse der Halde Bischofferode: a) Lageplan mit den Grundwasser- und Vorflutermessstellen sowie geoelektrischen Sondierungspunkten (nach HGN, 1999; bearbeitet); b) Ergebnis des Profilschnitts A im Haldenabstrom entlang des Bodetals zur Grundwasserleiterversalzung und Salzwasserzutritt in den Vorfluter (aus HGN, 1999).....	98
Abbildung 54:	Grund- und Fließgewässerversalzung im Bereich der Halde Sonderhausen: a) Übersichtskarte zum Haldenstandort und Messpunkten; b) Grundwassermessstellen im Haldenabstrom; c) Chloridprofil der Wipper	100
Abbildung 55:	Gegenüberstellung der Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser im Abstrom der Halde Bischofferode mit den gemessenen Chlorideinträgen im Vorfluter Bode (a) und der berechneten Grundwasserneubildung (b)	102
Abbildung 56:	Ermittlung der Haldendirekteinträge in die Vorfluter: a) Funktion zur Berechnung der Haldendirekteinträge aus dem diffusen Anteil der Haldengrundwasserneubildung (basierend auf den Untersuchungen an der Halde Bischofferode) b) Gegenüberstellung der	

	Haldengrundwasserneubildung mit den berechneten Direkteinträgen an der Halde Bischofferode.....	102
Abbildung 57:	Bearbeitungsschema zur Ermittlung der Chlorideinträge in die Vorfluter aus Kalihalde.....	103
Abbildung 58:	Gegenüberstellung der Jahresmittelwertergebnisse: a) Haldengrundwasserneubildungen; b) Haldenchloridfrachten in die Vorfluter (Direkteinträge)	104
Abbildung 59:	Gegenüberstellung der Monatsmittelwerte der Haldenchloridfrachten in die Vorfluter.....	105
Abbildung 60:	Chloridfracht-Anteile mit Ausgrenzung des geogen Anteils a) Bode oberhalb Bleicherode (mit Anteil Halde Bischofferode); b) Wipper oberhalb Bleicherode (mit Anteil Halde Sollstedt); c) Raum Bleicherode (mit Anteil Halde Bleicherode); d) Wipper zwischen Bleicherode und Hachelbich	107
Abbildung 61:	Darstellung des Laugenabstoßes aus dem Stapelbecken Wipperdorf in Bezug zum Abfluss und der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich: a) 1995; b) 2003	108
Abbildung 62:	Bilanzierung der Jahresfrachten des Chlorideintrags im Einzugsgebiet Wipper/ Pegel Hachelbich (1994-2003) a) Gegenüberstellung gemessene Chloridfracht und Abstoß aus dem Laugenstapelbecken; b) Gegenüberstellung der Chlorideinträge: Abstoß aus dem Laugenstapelbecken und ungesteuerte Chlorideinträge.....	108
Abbildung 63:	Abnahme der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich aufgrund von Haldensanierungsmaßnahmen und stark verringerter Laugenabstoßmengen durch Spülversatz a) 11/1993-10/1995; b) 11/2001-10/2003.....	109
Abbildung 64:	Zusammensetzung der Chloridfracht am Pegel Hachelbich	109
Abbildung 65:	Modellkomponenten und Kopplungsgrößen.....	112
Abbildung 66:	Flussgebietsmodell Unstrut/Oldisleben - Genesteter Modellansatz mit den Modellräumen 1 & 2.....	114
Abbildung 67:	Flussgebietsmodell Unstrut/Oldisleben - Räumliche Verschneidung im Modellraum 2: a) Elementarflächen und Rasterelemente; b) Gekoppelte Gewässerabschnitte.....	114
Abbildung 68:	Räumliche Zuweisung der Kopplungsgrößen.....	116
Abbildung 69:	Zeitliche Zuweisung der Kopplungsgrößen.....	116
Abbildung 70:	header-Datei der in ArcEGMO eingebunden statischen Bibliothek	120
Abbildung 71:	Beziehungen zwischen der Wasserführung und Chloridfracht	124
Abbildung 72:	Steuerbereiche im Laugenstapelbecken Wipperdorf.....	126
Abbildung 73:	Geologische Übersichtskarte mit Bohrdatengrundlage sowie der Lage der geologischen Schnitte	128
Abbildung 74:	Geologischer Schnitt als Grundlage für die Entwicklung des Hydrogeologischen Strukturmodells (Bsp.: W-O-Schnitt 5705800)	129
Abbildung 75:	Hydrogeologisches Strukturmodell.....	130
Abbildung 76:	Geologischer Schnitt mit Projektierung diverser hydrogeologischer Angaben zur Ableitung des Strömungsmodells (Bsp. N-S-Schnitt 4409000).....	131
Abbildung 77:	Durchlässigkeitsverteilung im Hauptgrundwasserleiter.....	133
Abbildung 78:	Ergebnis der stationären Grundwassermodellkalibrierung: Isohypsenplan / horizontale Druckverteilung (Bsp. layer 1)	133
Abbildung 79:	Ergebnis der stationären Grundwassermodellkalibrierung: vertikale Druckverteilung im Aquifer (Bsp.: S-N-Schnitt 4396200).....	134
Abbildung 80:	Schematische Darstellung der Versickerung und Abflussbildung im Festgestein (veränd. nach SEEGER, 1990) – Ableitung der Notwendigkeit eines Transferzonenmoduls	135
Abbildung 81:	Transferzonenmodul als dritte Modellkomponente des gekoppelten Flussgebietsmodells	136
Abbildung 82:	Umsetzung der Versickerung und Abflussbildung in der Modellkopplung (Schema des PSCN-Bodenwassermodells aus KLÖCKING & SUCKOW, 2003)	137
Abbildung 83:	Wirkungsweise des GLUGLA-Ansatzes zur Abbildung der Puffer- und Speicherwirkung der sandigen Deckschichten des Buntsandsteins	138
Abbildung 84:	SlowComp-Operator in der Modellkopplung	139
Abbildung 85:	Hydrotupe im Modellraum 1	144

Abbildung 86:	Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 in den Modellräumen 1 und 2.....	148
Abbildung 87:	Verlauf der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Modellraum 2	148
Abbildung 88:	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Hachelbich (1:1-Plot): a) Kalibrierung; b) Validierung	149
Abbildung 89:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Durchflusssimulationen im Raum 1: a) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Oldisleben; b) Gütekriterien ausgewählter Pegel im Gesamttraum	150
Abbildung 90:	Gegenüberstellung der Durchflussganglinien bzw. Gütekriterien im Raum 2 a) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Wipperdorf; b) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Hachelbich; c) Gütekriterien der vier Abflusspegel im Raum 2.....	150
Abbildung 91:	Schematische Darstellung der ‚Kopplungsstufe 1‘	151
Abbildung 92:	Hydrologische Übersichtskarte des Flussgebietsmodells mit Kalibrierungspunkten.....	151
Abbildung 93:	Ergebnis der Grundwassermodellierung – Erfassung des Grundwassergangs, beispielhaft Grundwasserganglinien in verschiedenen Teufenbereichen	152
Abbildung 94:	Ergebnis der Grundwassermodellierung – Erfassung des Grundwassergangs, beispielhaft Grundwasserisohypsenpläne zu min. und max. Zeitpunkten	153
Abbildung 95:	Ergebnis der Grundwassermodellierung: Grundwasserabflusserfassung a) Klassifizierung in Infiltrations- bzw. Exfiltrationsbereiche b) Beispiel Flusslauf Bode	154
Abbildung 96:	Ergebnis der Grundwassermodellierung: flächendifferenzierte Grundwasserflurabstände (Bsp. November 1996).....	154
Abbildung 97:	Ergebnis der Kopplung: Abbildung der stark schwankenden Flusswasserspiegel: a) Gegenüberstellung zu gemessenen Wasserspiegeln; b) Verifizierung mit flussnahen Grundwasserganglinien.....	155
Abbildung 98:	Ergebnis der Kopplung: Darstellung der verbesserten Erfassung des Grundwasser-Fließgewässer-Gradienten für den Grundwasserabfluss durch gekoppelte Wasserspiegel: a) Wasserspiegel – Grundwasserspiegel; b) Grundwasserspiegel - Grundwasserabfluss	156
Abbildung 99:	Ergebnis der Kopplung: a) Gekoppelte Grundwasserflurabstandsermittlung für die zeitlich und räumlich hochaufgelöste Modellierung von Grundwasserneubildungs- bzw. Zehrungsprozessen (Grundwasserneubildung – Grundwasserspiegel); b) Hochaufgelösten Erfassung des Grundwasserabflusses als Ergebnis der hydrologischen-hydrogeologischen Wechselwirkungen (Grundwasserneubildung – Grundwasserabfluss)	156
Abbildung 100:	Ergebnis der Kopplung Modellierung des Gesamtabflusses (EZG Pegel Hachelbich).....	157
Abbildung 101:	Ergebnis der Kopplung: Modellierung des Grundwasserabflusses (EZG Pegel Hachelbich) („SL“ ... SlowComp-Ansatz).....	157
Abbildung 102:	Ergebnis der Kopplung: Modellierung des hypodermischen Abflusses (Pegel Hachelbich): a) Gegenüberstellung der hypodermischen Abflusskomponenten der NA-Modellierung mit der Kopplung; b) Gegenüberstellung der Summen der hypodermischen Abflusskomponenten der NA-Modellierung und der Kopplung mit dem Gesamtabfluss	158
Abbildung 103:	Verifizierung des Grundwasserabflusses (Pegel Hachelbich): Grundwasserspiegelmessungen im Hauptgrundwasserleiter.....	158
Abbildung 104:	Erfahrungen aus der Modellkopplung: stark veränderte Erfassung der Abflussbildungs- und Abflusskonzentrationsprozesse: a & b) Gegenüberstellung der Abflussanteile am Pegel Hachelbich: NA-Modell – Kopplung; c & d) Gegenüberstellung der unterschiedlichen Modellabbildungen des Grundwasserabflusses und Aufzeigen der sich daraus ergebenden Notwendigkeit der Nachkalibrierungen in den Teilmodellen	159
Abbildung 105:	Erfahrungen aus der Modellkopplung: Volumenbilanzierungsprobleme bei zu kleinen Bilanzeinheiten durch die ungünstige Fließgewässerschneidung der Modelle a& b) Darstellung der Problematik und Lösungsansatz c& d) Beispiele bzgl. der Auswirkungen auf den Wasserspiegelverlauf.....	161

Abbildung 106:	Gegenüberstellung der Ganglinien der Chloridkonzentration am Pegel Wipperdorf mit dem Gesamtabfluss (a) bzw. dem Grundwasserabfluss/ Basisabfluss qgw (b)	163
Abbildung 107:	Gegenüberstellung der Chloridfracht mit dem Gesamtabfluss am Pegel Wipperdorf: Ganglinien (a) bzw. Korrelation (b).....	163
Abbildung 108:	Analyse des Eintragsverhaltens der ungesteuerten Salzzutritte in die Vorfluter a) Darstellung des relativ schnell reagierenden Wasserhaushalts der Kalihalden nach Regeneignissen sowie des ständigen Sickerlösungsaustritts (Bsp. Halde Bischofferode; Darstellung des Lösungsaustrittsverhaltens über die Fassungskapazitäten) b) Ganglinien der Chlorideinträge: Haldensickerwässer & geogener Eintrag (Pegel Wipperdorf)	164
Abbildung 109:	Gegenüberstellung der gemessenen Chloridfracht sowie des Gesamtabflusses mit den Grundwasserabflusskomponenten qhgw (kurzfristiger Anteil) & qgw (verzögerter Anteil) bzw. der Summe qhgw+qgw.....	165
Abbildung 110:	Stoffeinträge aus Halden und Laugenstapelbecken	166
Abbildung 111:	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen (1995-2004): a) Pegel Wipperdorf; b) Pegel Hachelbich.....	167
Abbildung 112:	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridfrachten am Pegel Hachelbich: (a) Jahresfrachten; b): Gesamtfracht	168
Abbildung 113:	Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen und Durchflüsse (Bsp. 2000): a) Pegel Wipperdorf; b) Pegel Hachelbich.....	168
Abbildung 114:	Maßgebende Modellgrößen für die Erfassung des ungesteuerten Chlorideintragsverhaltens mit dem gekoppelten Flussgebietsmodell (Ausblick) a) Grundwasserabflusskomponenten; b) Chlorideintragssterme (Bsp. 2000, Pegel Wipperdorf)	169
Abbildung 115:	Schematischer Schnitt der Chloridgehalte (mg/l) im Grundwasser und Vorfluter in der Umgebung von Sömmerda (HESSE, 1998).....	170
Abbildung 116:	Konzentrationsverlauf am Gebietsauslasspegel Oldisleben (Modellraum 1).....	170
Abbildung 117:	Darstellung des Steueransatzes: Entwicklung der Beckenfüllung sowie des Steuerziels in Abhängigkeit von den Laugenzulaufmengen und dem Abstoß in den Vorfluter.....	171
Abbildung 118:	Darstellung des Steueransatzes: Entwicklung des Steuerziels und der Abstoßmengen bzw. –frachten in Abhängigkeit von den Beckenkapazitäten (Ableitungskanal, Stapelvolumen - s. a. Abbildung 117) sowie der Wasserführung und Chloridkonzentration im Vorfluter.....	171
Abbildung 119:	Gegenüberstellung der Ergebnisse des Steueransatzes mit der realen Entwicklung der Chloridkonzentration und Stapelbeckensteuerung (Messwerte sowie Ergebnisse der ungesteuerten Modellrechnung – IST-Szenario): a) Beispiel 01.02.1995-01.07.1995; b) Beispiel 10.12.1997-07.08.1998	172
Abbildung 120:	Darstellung des Steueransatzes: Auswirkungen der Herabsetzung des Chloridgrenzwertes: a) Grenzwertvorgabe 2g/l; b) Grenzwertvorgabe 1.5 g/l	174
Abbildung 121:	Schematische Darstellung des Steuerziels einer gleichmäßigen Chloridkonzentration im Vorfluter	175
Abbildung 122:	Relevanz des Steueransatzes „ohne Spülversatz“: a) Spülversatzanteile an den Kalihaldenstandorten; b) Zulauffrachten zum Laugenstapelbecken (LSB) mit (real) und ohne Spülversatz (Szenario)	176
Abbildung 123:	Darstellung des Steueransatzes „ohne Spülversatz“ in Bezug auf den Beckenfüllstand und das Steuerziel (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)	176
Abbildung 124:	Gegenüberstellung der Salzlaststeuerung mit (IST) und ohne (Szenario) Spülversatz (Szenario) am Pegel Hachelbich (links: IST-Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“): a) Gegenüberstellung: Laugenzulauf – Abstoßmengen – Beckenfüllstand; b) Gegenüberstellung: Abstoßmengen – Wasserführung/ Gesamtabfluss; c) Gegenüberstellung: Abstoßfrachten – Steuerziel und Chloridkonzentrationen	177
Abbildung 125:	Analyse des Steueransatzes „ohne Spülversatz“ bzgl. des Chloridkonzentrationsverlaufs: Beispiel 01.02.1995-01.07.1995 (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)	179
Abbildung 126:	Analyse des Steueransatzes „ohne Spülversatz“ bzgl. des Chloridkonzentrationsverlaufs: Beispiel 10.12.1997-07.08.1998 (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)	179

Abbildung 127:	Analyse des Szenarios „ohne Spülversatz“ bzgl. der Abstoßmöglichkeiten bzw. – notwendigkeiten: a) Beispiel: 01.02.1995-01.07.1995; b) Beispiel 10.12.1997-07.08.1998	179
Abbildung 128:	Szenarienansatz	180
Abbildung 129:	Unterschreitungswahrscheinlichkeiten von Niederschlag und Abflussbeiwert am Pegel Bleicherode zur klimatologischen & hydrologischen Einordnung des Szenarienzeitraums	181
Abbildung 130:	Auswirkung des derzeitigen Sanierungsstandes bzw. weiterer Abdeckungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Grundwasserneubildung an den Kalihalden	182
Abbildung 131:	Auswirkung des derzeitigen Sanierungsstandes bzw. weiterer Abdeckungsmaßnahmen auf die Reduzierung des Niederschlagsinputs an den Kalihalden: oben) Anteil Sickerlösung; unten) Anteil Grundwasserneubildung	183
Abbildung 132:	Bewertung der Szenarienrechnungen zu den Haldenabdeckungsmaßnahmen: a) Verifizierung mit den Lysimeterergebnissen an der Halde Bleicherode; b) Bestimmung der Haldensickerlösungsreduzierung in Abhängigkeit vom Abdeckungsgrad	184
Abbildung 133:	Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf den Chlorideintrag in die Vorfluter: a) Jahresmittelwertbetrachtung ‚maximale Sanierung‘ (Vgl. mit ‚Ist-Entwicklung‘ s. Abbildung 58b) b) Gegenüberstellung der Monatsmittelwerte der ungesteuerten Chlorideinträge – geogener Chlorideintrag sowie Chlorideintrag durch Halden (‚Ist- Entwicklung‘ & ‚maximale Sanierung‘) c) Bilanzierung des Chlorideintrags durch Halden – ‚Ist-Entwicklung‘ (Monatsmittelwerte) d) Bilanzierung des Chlorideintrags durch Halden – ‚maximale Sanierung‘ (Monatsmittelwerte)	186
Abbildung 134:	Jahresfrachten der Haldenchlorideinträge in die Vorfluter	186
Abbildung 135:	Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf die Fassungskmengen je Halde (Jahressummen)	188
Abbildung 136:	Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf die Fassungskmengen und somit Abstoßmengen über das Laugenstapelbecken (Jahressummenbetrachtung): a) Gesamtmengen bei den einzelnen Szenarienansätzen; b) Änderung der Fassungskmengen bei ‚max. Abdeckung‘ gegenüber der ‚IST-Entwicklung‘	188
Abbildung 137:	Auswirkung der Szenarien zu den Haldensanierungsmaßnahmen auf die Salzlaststeuerung: a) bzgl. der Zusammensetzung der ungesteuerten Chloridfrachten (Vorflutgrundbelastung); b) bzgl. der Zulaufmengen aus den Fassungsanlagen zum gesteuerten Abstoß	189
Abbildung 138:	Auswirkung der Szenarien zu den Haldensanierungsmaßnahmen auf die Salzlaststeuerung bzgl. der Jahresfrachten des Chlorideinträge: a) „ohne Spülversatz, mit Menteroda“; b) „max. Sanierung, ohne Spülversatz, mit Menteroda“	189
Abbildung 139:	Gegenüberstellung der Ergebnisse der Szenarienrechnungen zur Haldensanierung (mit 2g/l Grenzwert der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich): a) „ohne Spülversatz, mit Menteroda“; b) „max. Sanierung, ohne Spülversatz, mit Menteroda“	190
Abbildung 140:	Darstellung der Ergebnisse der Szenarienanalyse zur Grenzwertverringerung: a) Grenzwertvorgabe 2g/l; b) Grenzwertvorgabe 1.5 g/l	192
Abbildung 141:	Stoffströme und Steuerungsmöglichkeiten	193

1 Einordnung und Zielstellung des Projektes

1.1 Wissenschaftlicher Kenntnisstand

Die Beschreibung des Landschaftswasserhaushalts eines Flusseinzugsgebietes wird derzeit durch N-A-Modelle gelöst, die in verschiedenen räumlichen Skalen auf der Basis hydrologisch gleichwertiger Hydrotope arbeiten und durch die Nutzung des GIS eine breite Anwendung gefunden haben. Obwohl die Entwicklung großskaliger Modelle im letzten Jahrzehnt einen starken Aufschwung erhalten hat (BRONSTERT & KRYSANOVA, 1998), gibt es nur wenige mesoskalige hydrologische Modelle, die eine detaillierte Analyse im regionalen Maßstab erlauben. Dazu gehört auch das Modellierungssystem ArcEGMO, das seine Eignung für die mesoskalige hydrologische Modellierung, speziell die flächendifferenzierte Beschreibung des regionalen Wasserhaushaltes, in mehreren Forschungsprojekten bewiesen hat.

Der Aufbau von hydrogeologischen Strukturmodellen als Grundlage für numerische Grundwassermodelle ist im mesoskaligen Bereich nach wie vor mit einem hohen manuellen Aufwand verbunden. Für instationär arbeitende Modelle kommt es außerdem darauf an, flächendeckende, zeitlich variable Grundwasserneubildungsdaten in ein Modell zu implementieren. Die vertikale Komponente der Grundwasserneubildung geht in die einschlägigen Grundwassermodelle als eine Randbedingung ein. Die Kopplung von Grundwasserneubildungsberechnungen mit Hilfe von Bodenwasserhaushaltsmodellen an Grundwassermodelle ist bisher nur mit speziellen Raumbezügen zur Anwendung gekommen und nur durch kommerzielle und komplex aufgebaute Programme verfügbar, die eine Erweiterung oder modularen Austausch einzelner Programmelemente nicht oder nur schwer ermöglichen (GURTZ *et al.*, 1999; REFGAARD *et al.*, 1995; DIERSCH, 1997; HAFERKORN, 2000). Demgegenüber stellt die Kopplung eines flächendifferenzierten N-A-Modells, mit einem rasterbezogenen Grundwasserströmungsmodell eine Neuentwicklung dar.

Die Behandlung der ungesättigten Transferzone (Bereich zwischen der Wurzelzone und der GW-Oberfläche) stellte ein weiteres ungeklärtes Problem dar. Für die Behandlung des Stofftransports macht es sich erforderlich, diese Zone nicht nur über den Wasserhaushalt (bilanzseitig) sondern auch als Strömungsprozeß (Transport) zu reflektieren.

Weiterhin haben die Grundwassermodelle zwar die Betrachtung der lateralen Fließbewegung des Grundwassers zum Inhalt, können jedoch lange Verweilzeiten nicht berücksichtigen. Isotopenhydrologische Verfahren werden weltweit häufig zur Analyse und Beschreibung von Weg-Zeit-Phänomenen des Wasserflusses angewendet (LEIBUNDGUT *et al.*, 1998). Viele wissenschaftliche Fragen sind jedoch noch offen bzw. haben jüngste wissenschaftliche Erkenntnisse noch nicht Berücksichtigung bei der Lösung anwendungsorientierter Fragestellungen gefunden, so u.a. über abflusskomponentenbezogene Angaben (Fließwege, Herkunftsräume) zum Verweilzeitregime (KLEEBERG & MAUSER, 1999), getrennte Berücksichtigung von gesättigter und ungesättigter Zone u.a. als Grundlage für die Berechnung realistischer Tracerinputs in das Grundwasser als Voraussetzung für die komponentenbezogene Altersdatierung, bessere physikalische Interpretation der zur Auswertung der Isotopendaten verwendeten Boxmodelle sowie Einordnung der Verweilzeituntersuchungen in den Gebietswasserhaushalt als Grundlage für die Regionalisierung (SCHWARZE *et al.*, 1999).

1.2 Einordnung des Projektes in den Forschungsschwerpunkt „Flussgebietsmanagement“

Mit der Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) werden an die Bewirtschaftung natürlicher Wasserressourcen und an die Verwaltung neue Ansprüche gestellt, für die neue und interdisziplinäre Denk- und Lösungsansätze unabdingbar sind. So wird von einer Bewirtschaftung nach Flusseinzugsgebieten ausgegangen, mit dem Ziel, die physiko-chemischen, biologischen und hydromorphologischen Parameter der Gewässer in den nächsten 16 Jahren zu verbessern und die Gewässer insgesamt auf einen „guten Zustand der Gewässer“ zu bringen. Durch die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen für ganze Flusseinzugsgebiete soll ein Instrumentarium geschaffen werden, das durch ein Paket grundlegender und ergänzender Maßnahmen zum Erreichen des Zieles einer guten Gewässergüte führt (s. BOSENIUS, 1999).

Auf dem Gebiet der neuen Bundesländer werden diese Forderungen von spezifischen sozioökonomischen Rahmenbedingungen und deren Auswirkungen auf Wasserhaushalt und -beschaffenheit überlagert. Diese betreffen insbesondere drei Problemkreise:

- Der Rückgang der industriellen Produktion Anfang der 90er Jahre führte zwar einerseits zu einem Rückgang punktueller Belastungsquellen in den Einzugsgebieten, in Gebieten mit bergbaulicher Tätigkeit ist jedoch mit einem langanhaltenden Nachklängen anthropogener Beeinflussungen, bedingt durch Halden oder Flutungsmaßnahmen, zu rechnen.
- Strukturänderungen in der Landwirtschaft führten zu einem veränderten Bewirtschaftungsregime. Dadurch kommt es zur Veränderung von Stoffeinträgen, die sich jedoch erst verzögert in den Gewässern widerspiegeln.
- Der Wasserverbrauch ist in den vergangenen 10 Jahren insgesamt zurückgegangen. Mit einer Trendumkehr muss jedoch durch Änderung der wirtschaftlichen Situation in den kommenden Jahren gerechnet werden, so dass für die Bewirtschaftungspläne nicht nur vom Ist-Zustand ausgegangen werden kann.

Unter diesen genannten Bedingungen sind im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Flussgebietsmanagement“ des BMBF Methoden zu entwickeln, die für Bewirtschaftungs- und Managementpläne von Einzugsgebieten oder relevanten Teileinzugsgebieten die lokalen und regionalen Entwicklungstrends berücksichtigen. Durch eine interdisziplinäre Herangehensweise müssen deshalb naturwissenschaftliche und ingenieurtechnische Grundlagen miteinander verknüpft werden, um sie zu ökologischen Auswirkungen von Bewirtschaftungen in Beziehung setzen zu können.

Das Gesamtziel des Vorhabens „Flusseinzugsgebietsmanagement Unstrut“ ist die Entwicklung eines Management-Tools, das zur Steuerung der anthropogenen Salzlast genutzt werden kann und auf der Kopplung eines hydrologischen Abflussmodells mit einem Grundwassermodell basiert. Das Grundwassermodell gilt es auf der Basis von Verweilzeitmessungen und -modellierungen hinsichtlich langer Verweilzeiten, wie sie für mesozoische Festgesteinsaquifere typisch sind, zu verifizieren. Mit dem Modell sollen die wesentlichen, anthropogen beeinflussten, abiotischen Gewässergüte-Kriterien in einem Teileinzugsgebiet prognostiziert werden.

Wissenschaftlich-technisches Ziel des Forschungsprojektes ist die Entwicklung eines prognosefähigen gekoppelten Flussgebietsmodells. Damit soll ein robustes Managementinstrument geschaffen werden, das für die Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten mit einer Größe bis 5.000 km² handhabbar wird und die Prozesse der oberirdischen und unterirdischen Abflussbildung hinreichend genau abbildet. Mit der Erarbeitung dieses Instruments sollen methodische und einzugsgebietsspezifische Fragestellungen bearbeitet werden, die in dem Untersuchungsgebiet, dem oberen und mittleren Einzugsgebiet der Unstrut, durch bergbaubedingte Salzeinträge in das Oberflächengewässer (Zuflüsse zur Unstrut) einer besonderen Betrachtung bedürfen.

1.3 Einordnung des Projektes in die Maßnahmen des Freistaates Thüringen zur Umsetzung der EU-WRRL

Der Freistaat Thüringen hat Anteil an den Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Rhein. Auf die Flussgebietseinheit Elbe entfallen in Thüringen 65% der Fläche, wovon das Unstrut-Einzugsgebiet das größte Teileinzugsgebiet ist.

Die Umsetzung der WRRL erfolgt in den bestehenden Strukturen der Wasserwirtschaftsverwaltungen Thüringens. Zur Koordinierung der Durchführung der Bestandsaufnahme und der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne für den thüringischen Anteil der Bearbeitungsgebiete ist jeweils ein Staatliches Umweltamt (SUA) als federführendes Amt festgelegt. Für die Unstrut fungiert das Staatliche Umweltamt Erfurt als federführende Behörde (TMLNU 2001).

Mit den BMBF-Projekten „Flussgebietsmanagement Werra“ (SCHUMANN, 2003) und „Flusseinzugsgebietsmanagement Unstrut“ sind die zwei größten Flussgebiete auf dem Gebiet des Freistaates Thüringen Gegenstand der Forschung. Für das BMBF-Projekt „Flusseinzugsgebietsmanagement Unstrut“ ist am 15.04.2002 ein Projektbeirat beim Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) eingesetzt worden, bestehend aus Vertretern des Ministeriums, der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie sowie den Staatlichen Umweltämtern Sonderhausen und Erfurt.

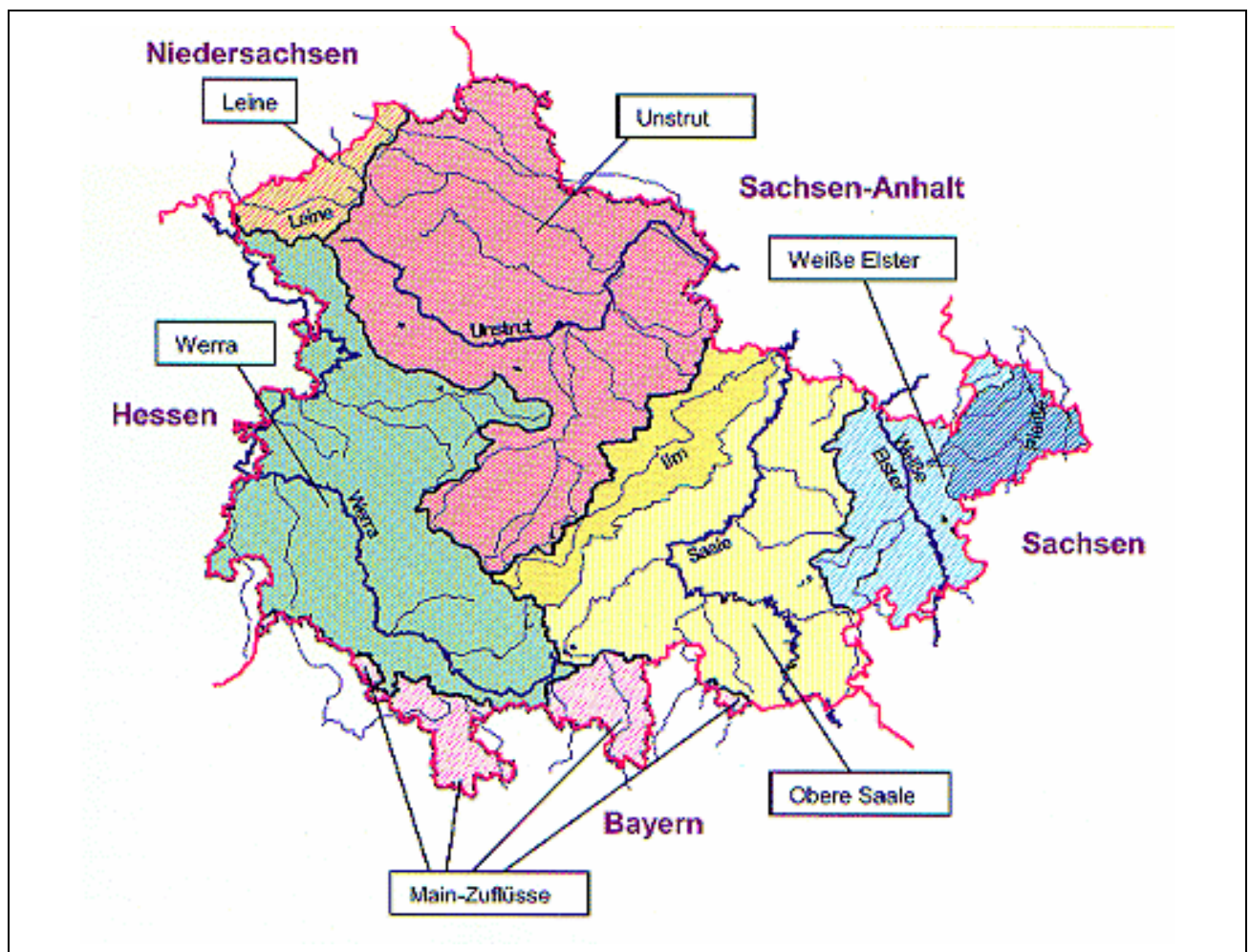


Abbildung 1: Flussgebietseinheiten im Freistaat Thüringen (Quelle: TMLNU 2001)

2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.1 Überblick

Als Untersuchungsgebiet wird ein Flusseinzugsgebiet im Mittelgebirgsvorland, das Einzugsgebiet der Unstrut in Thüringen (bis Pegel Oldisleben), mit dem Schwerpunkt der Teileinzugsgebiete Wipper/Bode und Helbe bearbeitet. Es nimmt eine Fläche von 4.173,9 km² ein und liegt nahezu vollständig im Freistaat Thüringen (s. Abbildung 2).

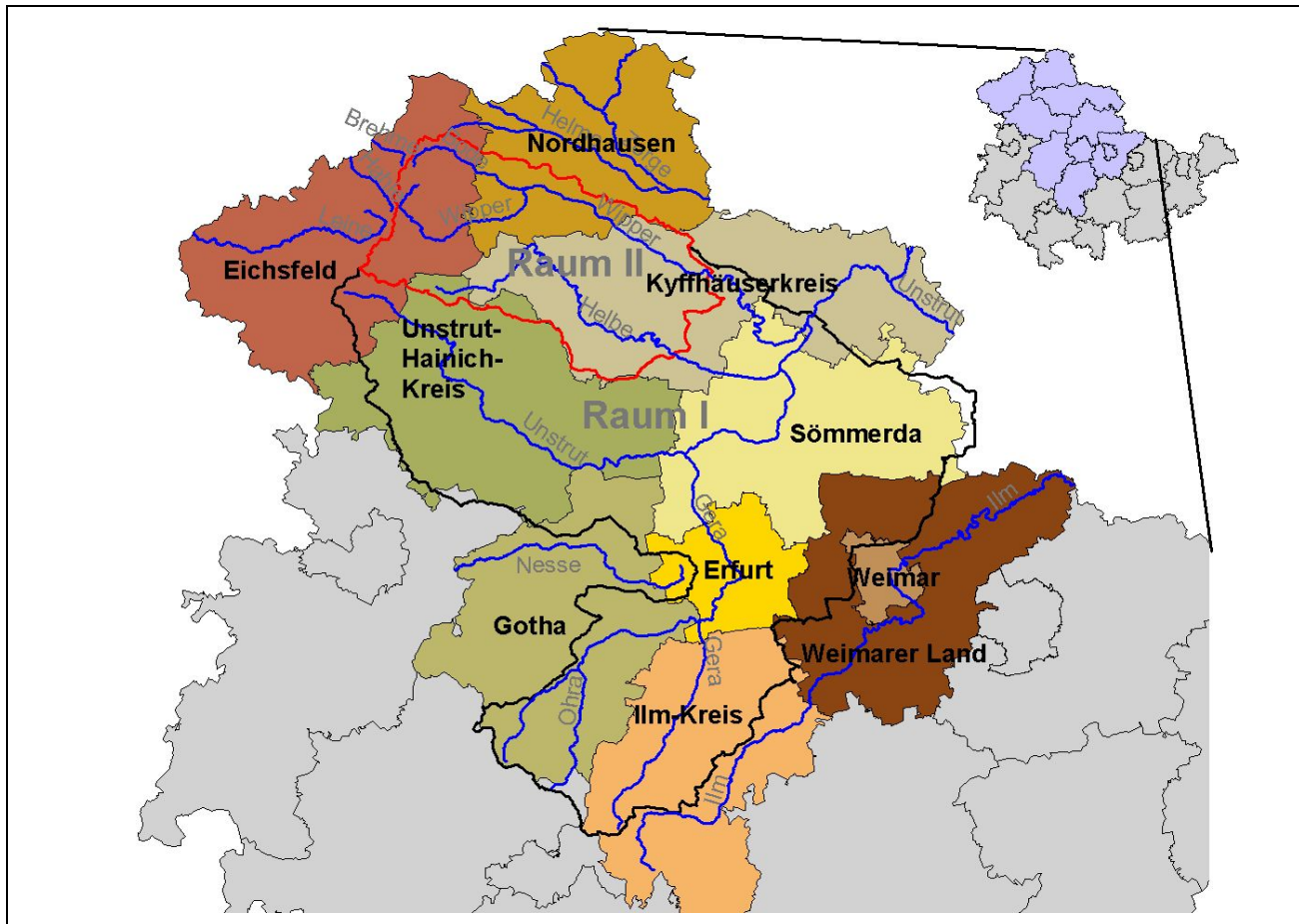


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet

Die Unstrut ist das zentrale Fließgewässer des Thüringer Beckens. Nach einer Lauflänge von 189 km mündet sie bei Naumburg links in die Saale, einem der Hauptnebenflüsse der Elbe. Das gesamte Einzugsgebiet der Unstrut beträgt 6.313 km² und ist topographisch und klimatologisch stark differenziert. Die Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet der Unstrut zeigt deutlich die Luv- und Lee-Wirkung umliegender Höhenzüge. So wirken die Höhenzüge von Dün, Ohmgebirge und Hainleite für das Thüringer Becken, sowie Harz und Kyffhäuser für die Unstrut-Helme-Niederung als niederschlagsabweisend. Das Innerthüringische Ackerhügelland mit Jahresniederschlägen zwischen 450 und 600 mm und die Unstrut-Helme-Niederung mit Gebietsniederschlägen von 450 mm (HIEKEL, 1994) gehören zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands (Gebietsdurchschnitt alte Bundesländer: 873 mm; Gebietsdurchschnitt Thüringen: 693 mm; TLU&TLG, 1996; S. 8), während in den Quellgebieten der Unstrut und ihrer Nebenflüsse bei Geländehöhen von bis zu 950 m über NN im Thüringer Wald Niederschlagsmengen von bis zu 1.000 mm auftreten können (STEINMÜLLER, 1974; TLU & TLG, 1996; TLU, 2000).

2.2 Hydrographie und Hydrogeologie des Einzugsgebietes

2.2.1 Hydrographie

Nach der naturräumlichen Gliederung durchfließt die Unstrut, nachdem sie die östlichen Ausläufer des Düns verlassen hat, das Thüringer Becken (nach RIESE (1993) „Innerthüringisches Hügelland“, nach HIEKEL (1994) „Innerthüringisches Ackerhügelland“), bevor sie zwischen Oldisleben und Heldringen den Höhenzug von Hoher Schrecke-Schmücke-Finne durchbricht. Bei Artern, dem nördlichsten Punkt des Unstrutlaufes, biegt der Fluss in Richtung Südosten ab und verläuft weiter in der Helme-Unstrut-Niederung. Bei Memleben (Sachsen-Anhalt) durchbricht die Unstrut mit einer Talverengung das Nordostthüringische Plateauland, um danach in das Unstrut-Saale-Plateauland einzutreten, wo sie bei Naumburg in die Saale mündet (nach STEINMÜLLER, 1974 & RIESE, 1993).

Nach BAUER (1952) ist der Abschnitt von der Quelle bis zur Einmündung der Gera oberhalb von Straußfurt dem Oberlauf zuzuordnen. Auf Grund der Gefälleverhältnisse und der Geomorphologie sollte als Oberlauf jedoch nur der Abschnitt von der Quelle bis Mühlhausen definiert werden, da oberhalb von Mühlhausen die Unstrut die Muschelkalk-Umrandung verläßt und in das Keuper-Becken eintritt (SOMMER & HESSE, 2002). Zum Mittellauf wird der Abschnitt bis Sachsenburg (Zufluss der Helbe) gerechnet. Der Unterlauf reicht von Sachsenburg bis zur Einmündung in die Saale bei Naumburg. Das Fließgefälle beträgt bis zur Geramündung, ca. 2,38 ‰, nimmt im weiteren Mittellauf auf ca. 0,72 ‰ ab und sinkt im Unterlauf auf nur noch ca. 0,23 ‰. Von dem ca. 6.367 km² großen Einzugsgebiet der Unstrut entfallen ca. 5.114 km² (ca. 80 %) auf den Freistaat Thüringen (BISCHOFF, 1999). Der Zufluss der Gera ist am Zusammenfluss beider Gewässer mit MQ ~ 6,3 m³/s wesentlich größer als der der Unstrut mit MQ ~ 4,2 m³/s, so dass BAUER (1952, S. 93) zu der Aussage kommt, „dass der vereinigte Fluss hydrologisch richtiger Gera heißen sollte“. Die Hauptwerte des Abflusses der Unstrut und ihrer Nebenflüsse sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Die Hydrographische Situation im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 4 dargestellt.

Tabelle 1: Hauptwerte der Jahresabflüsse an den Pegeln der Unstrut und ihrer wichtigsten Nebenflüsse.

Gewässer	Pegel	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ	Jahresreihe
Unstrut	Ammern	0,060 (1986)	0,431	1,5	30,9	115 (1981)	1941-1999
Unstrut	Nägelstedt	0,540 (1992)	1,41	4,08	49,4	147 (oft)	1937-1999
Unstrut	Straußfurt	1,86 (oft)	4,24	11,8	54,2	127 (1961)	1960-2000
Unstrut	Oldisleben	2,50 (1976)	7,04	18,8	77,4	220 (1947)	1923-2000
Gera	Arnstadt	0,210 (oft)	0,687	2,4	16,8	75,7 (1981)	1925-2000
Gera	Erfurt-Möbisburg	0,480 (oft)	1,36	5,9	53,9	220 (1994)	1931-2000
Wilde Gera	Gehlberg3	0,020 (1971)	0,081	0,416	4,59	25,7 (1981)	1960-2000
Zahme Gera	Geraberg	0,010 (oft)	0,054	0,404	4,48	27,8 (1981)	1961-2000
Apfelstädt	Georgenthal1	0,000 (oft)	0,04	1,07	13,8	54,3 (1981)	1944-2000
Helbe	Wasserthalleben	0,100 (oft)	0,275	1,26	17,9	48,9 (1998)	1962-2000
Wipper	Wipperdorf	0,080 (1954)	0,555	2,27	28,6	106 (1983)	1949-1999
Wipper	Hachelbich	0,570 (oft)	0,957	3,28	30,6	81,2 (1983)	1962-2000
Helme	Sundhausen	0,080 (1983)	0,364	1,52	23,3	52,5 (1998)	1958-1999
Zorge	Nordhausen	0,050 (1966)	0,351	3,56	40,8	95,1 (1956)	1954-1999
Bere	Ilfeld	0,010 (oft)	0,077	0,94	12,6	57,5 (1965)	1952-1999

alle Angaben in m³/s; NQ und HQ mit Angabe des Ereignisjahres

Quelle: <http://www.tlug-jena.de/newwq/index.html>

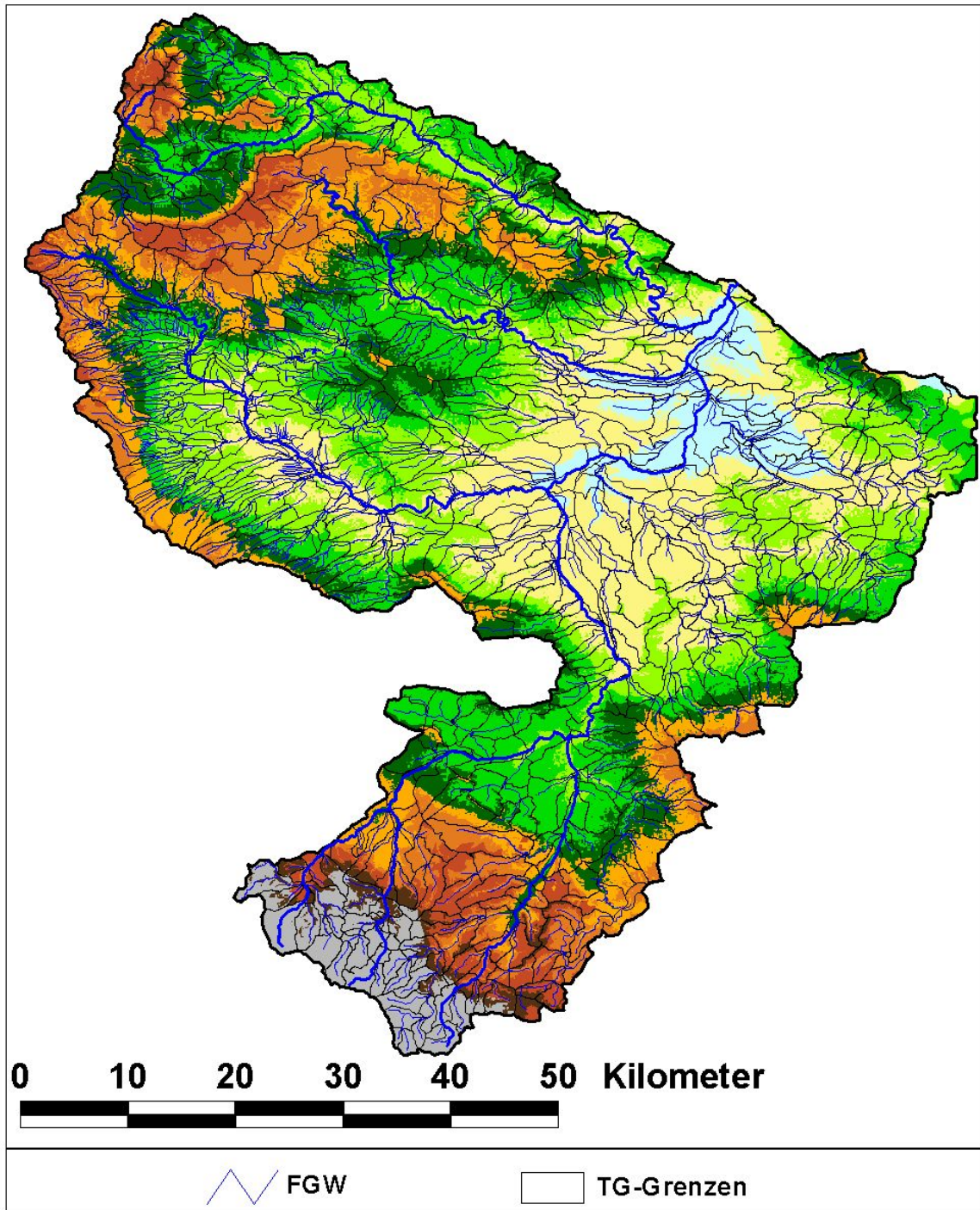


Abbildung 4: Hydrographische Einteilung des Untersuchungsraumes in Teileinzugsgebiete mit den entsprechenden Fließgewässerabschnitten

2.2.2 Geologie und Hydrogeologie

2.2.2.1 Geologische Grundlagen

Das Unstruteinzugsgebiet überdeckt in seinem thüringischen Teil die regionalgeologischen Einheiten Dün, Hainich, Ohmgebirge, Thüringer Wald, Thüringer Becken, Finne und Hermundurische Scholle. Die Unstrut selbst durchläuft in ihrem thüringischen Teil zwei regionalgeologische Einheiten, das Thüringer Becken und die Hermundurische Scholle.

Das **Thüringer Becken** als das zentrale regionalgeologische Element Thüringens ist gekennzeichnet von dem umlaufenden Streichen triassischer Sedimentgesteine. Im Südwesten wird das Becken vom Thüringer Wald begrenzt, den nördlichen Rand stellt die Finne-Störung dar, die das Thüringer Becken von der Hermundurischen Scholle abgrenzt. Im Westen schließen sich an das Thüringer Becken die Höhenzüge des Eichsfeldes an, das tektonisch durch den Ohmgebirgsgraben von dem Thüringer Becken getrennt wird. Im Südosten ist das Thüringer Becken durch einen breiten Buntsandsteinausstrich gekennzeichnet, der zwischen Saalfeld und Gera vom Thüringischen Schiefergebirge durch den Zechsteinausstrich begrenzt wird.

Das Thüringer Becken gliedert sich durch zahlreiche in herzynischer (NW-SE-)Richtung verlaufende Störungszonen in mehrere Einzelelemente. Der Unstrutlauf durchzieht davon die Mühlhausen - Langensalzaer Teilmulde, die Teilmulde Gebesee - Stottenheim, die Weißenseer Mulde sowie die Schillingstedter Mulde (SEIDEL, 1974). Dazwischen liegen Gewölbestrukturen, die sich auch in der Talform der Unstrut widerspiegeln (Tal von Großvagula als Durchbruchstal durch das Langensalzaer Gewölbe).

Die wesentlichen stratigraphischen Elemente des Thüringer Beckens sind die Schichten der Trias. Nach SEIDEL (1978) besitzt der Buntsandstein eine Mächtigkeit von 540 bis 780 m. Er wird überlagert von dem Muschelkalk mit einer Mächtigkeit von 200 bis 290 m. Die Mächtigkeit des Muschelkalks nimmt tendenziell von Südosten nach Norden hin zu (HOPPE, 1966, zit. in SEIDEL, 1978). Die Gesamtmächtigkeit des darauf folgenden Keupers beträgt nach SEIDEL (1978) zwischen 470 und 640 m.

Bei Oldisleben durchbricht das Unstruttal in einem relativ engen Durchbruchstal die Buntsandstein- und Muschelkalkschichten entlang der NW-SE-verlaufenden Finnestörung und erreicht danach den Bereich der **Hermundurischen Scholle**. Dieser ebenfalls herzynisch (NW-SE) verlaufende, ca. 15 bis 20 km breite Streifen erstreckt sich vom Kyffhäuser bis zum Geraer Vorsprung. Für den Bereich des Unstruttals ist vor allem der Abschnitt zwischen Artern und Nebra relevant, der stark von dem Bottendorfer Höhenzug geprägt wird, einer tektonisch bedingten, herzynisch (NW-SE) verlaufenden Heraushebung von Zechstein und Rotliegend-Sedimenten.

Das Teileinzugsgebiet der Wipper liegt ebenfalls im Gebiet der Hermundurischen Scholle, wobei die Wipper und deren Zufluss Bode im Ohmgebirge entspringen. Sie folgen in ihren Läufen den herzynisch streichenden, tektonischen Haupttrichtungen und haben sich mit ihren Tälern in die Schichten des oberen und mittleren Buntsandstein eingeschnitten, so dass südlich des Wippertals, auf den Muschelkalkhöhenzügen von Dün und Hainleite die oberirdische Einzugsgebietsgrenze zum Unstruteinzugsgebiet im engeren Sinne verläuft.

Der südliche Teil des Unstruteinzugsgebietes ist durch das Einzugsgebiet der Gera (F_{E_0} ca. 1.153 km²) geprägt. Die Quellgebiete der Gerazuflüsse liegen im Thüringer Wald. Bei Arnstadt tritt die Gera in das Thüringer Becken ein und vereinigt sich südlich von Erfurt mit der Apfelstädt.

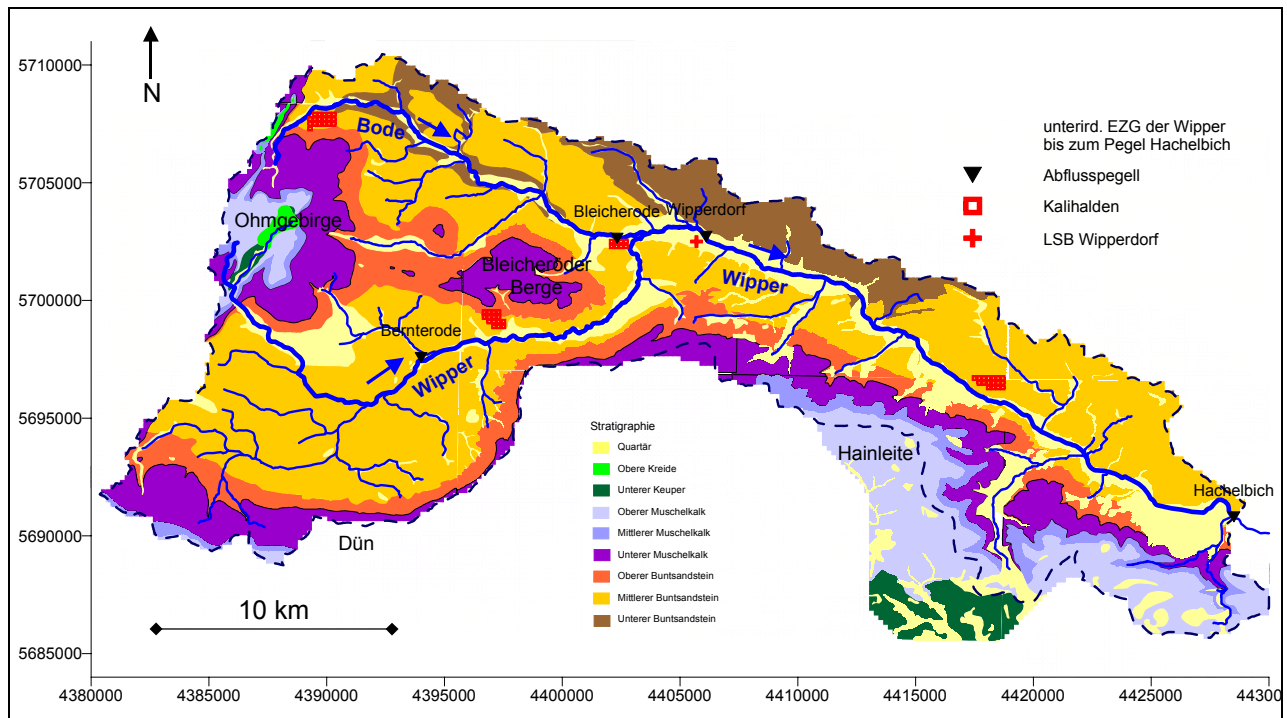


Abbildung 5: Überblick zur Geologie des Untersuchungsraumes II

Einen geologischen Überblick über den Untersuchungsraum II verschafft die Abbildung 5. Regionalgeologisch liegt das Bearbeitungsgebiet am Nordrand des Thüringer Beckens, an der Ostflanke der Eichsfelder Schwelle, deren säkulare Mobilität besonders während der Ablagerung des **Mittleren Buntsandsteines** von Osten nach Westen Mächtigkeitsreduzierungen und Schichtausfälle verursachte. Im Bereich des Ohmgebirges und der Bleicheröder Berge sind Muldenstrukturen ausgebildet, die durch eine ca. Nord-Süd verlaufende Aufsattelung (bei Haynrode) getrennt sind (SCHMIDT, 1976). An der südlichen Gebietsgrenze fallen sowohl die Schichten des Muschelkalks als auch des Buntsandsteins schwach in Richtung Zentrum des Thüringer Beckens ein. Eine Schnittdarstellung zeigt Abbildung 6.

Das Untersuchungsgebiet ist vor allem durch den Mittleren (ca. 120 – 200 m mächtig) und Unteren Buntsandstein (ca. 300 m mächtig) geprägt (Nordthüringisches Buntsandsteinhügelland). Im Bodegebiet sowie nördlich der Wipper von Bleicherode bis Sondershausen treten in großen Flächen die Schichten des Unteren Buntsandsteins zu Tage, der unmittelbar von den Schichten des Zechsteins unterlagert wird (s. Abbildung 76, S. 131).

Der Mittlere Buntsandstein wird teilweise von einem schmalen Streifen des **Oberen Buntsandsteins** (Röt) überlagert (Dün, Hainleite), der im Untersuchungsgebiet ausstreicht. Bleicheröder Berge, Ohmgebirge und Worbiser Graben werden vom Röt umgrenzt.

Die höchsten Erhebungen (Bleicheröder Berge, Ohmgebirge, Dün, Hainleite) werden durch den **Unteren** und teilweise **Mittleren Muschelkalk** gebildet. Die Bleicheröder Berge bilden die Wasserscheide zwischen dem nördlichem Bodetal und dem südlichen Wippertal. Das Ohmgebirge bzw. Dün und Hainleite bilden die oberirdische Einzugsgebietsgrenze im Westen bzw. Süden. Die Schichten des Oberen Muschelkalks, des Keupers und der Kreide (Ohmgebirge) sind aufgrund ihres geringen Vorkommens für die Gebietscharakteristik unwesentlich.

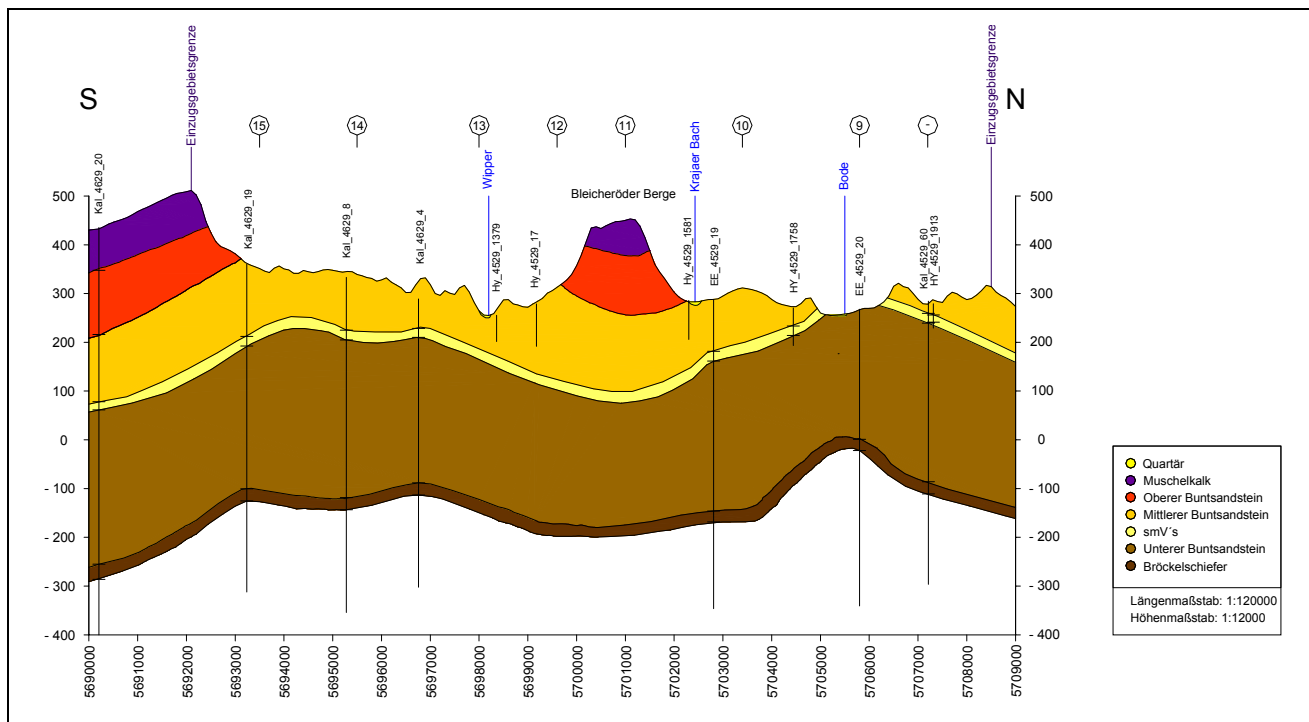


Abbildung 6: Geologischer Schnitt als Grundlage für die Entwicklung des Hydrogeologischen Strukturmodells (Bsp.: S-N-Schnitt 4396200)

Bedeutsam für Hydrogeologie sind die das Gebiet rasterartig überziehenden Störungs- und Zerrüttungszonen (Äquidistanztheorie im Thüringer Becken nach JUNG, 1963). Dabei gelten die Störungen in rheinischer Richtung (NNE-SSW) des Leinefelder Grabens (Holunger Graben, Ohmgebirgsstörung, Worbiser Graben) sowie die in herzyner Richtung verlaufende Wippertalstörung (NW-SE) als gesichert (LANGBEIN & SEIDEL, 1960; HOPPE, 1962; NACHSEL & FRANZ, 1983). Analogieschlüsse und Indizien (Hydrochemie, Durchlässigkeiten) lassen die weitere Existenz von Störungs- und Zerrüttungszonen vermuten (STORCH, 1966; SCHMIDT, 1976; SCHWEBKE, 1979; VOGT, 1979).

2.2.2.2 Grundwasserdynamik – Grundwasserleiter / Grundwasserstauer

In der Tabelle 2 (s. S. 30) ist die stratigraphische Gliederung der für die Grundwassermodellierung im Untersuchungsgebiet relevanten geologischen Schichten zusammengefasst (nach SCHMIDT, 1976; SEIDEL, 1995; DOCKTER & STEINMÜLLER, 1993). Zusammen mit allgemeinen Aussagen zur Grundwasserführung bildet diese Betrachtung die Grundlage für die Einteilung der Modellschichten (s. Kap. 7.2).

Die Lockergesteinsablagerungen in den Tälern bzw. lokalen Auslaugungssenken haben wegen ihrer geringen Mächtigkeit nur eine geringe hydrogeologische Bedeutung.

Die Schichten des Muschelkalkes sind hydrogeologisch zu einer Einheit zusammenfassbar. Der Untere Muschelkalk gilt als guter Grundwasserleiter (ca. 100 m mächtige flaserige und knauerige, dichte Mergelkalke mit Einlagerungen kristalliner und oolithischer Kalke, vor allem die Werksteinzonen sind gut geklüftet). Bzgl. des Wasserhaushaltes treten Schwankungen in Abhängigkeit von der Geländehöhe und des Niederschlages auf (SCHMIDT, 1972).

Der ca. 100 m mächtige Obere Buntsandstein (Röt) wirkt infolge der tonig-anhydritischen Ausbildung (Myophorien- und Pelitrötfolge) als Grundwasserstauer für den über ihm lagernden klüftigen Muschelkalk und bildet somit einen ausgeprägten Quellhorizont. In Gebieten mit abgelagerter Sali-

narrötfolge ist mit Verkarstungserscheinungen zu rechnen; die stauenden Eigenschaften des Röt können längs der Richtung von Störungs- und Zerrüttungszonen weitgehend aufgehoben werden (SCHMIDT, 1976).

Der Mittlere Buntsandstein gilt in seiner Gesamtheit als Hauptgrundwasserleiter, dessen hydrogeologische Parameter in Abhängigkeit von der tektonischen Beanspruchung und der konkreten petrografischen Ausbildung (kompetente & inkompetente Schichten) in vertikaler und horizontaler Richtung wechseln. Die im Mittleren Buntsandstein vorhandenen Sandsteinbänke neigen infolge ihrer großen Härte bei Beanspruchung zur Kluftbildung und weisen somit eine höhere Transmissivität als die Schluffsteinhorizonte vergleichbarer Gebiete auf. Somit ist die Grundwasserführung vorwiegend an die grobkörnigen Sandsteinpartien gebunden, die zu Beginn einer jeden Folge abgelagert wurden (poröse Kluftgesteine). Besonders relevant ist dabei der Basissandstein der Volpriehausen-Folge (smV's) (SCHMIDT, 1976).

In Richtung Westen reduziert sich die Schichtmächtigkeit des Mittleren Buntsandsteins und an der Eichsfeldschwelle fallen die Schichten der Detfurth-Folge und der Hardeggen-Folge aus oder sind stark reduziert. Die Solling-Folge (Chirotherien-Sandstein) lagert hier dicht über der vollständig ausgebildeten Volpriehausen-Folge (LANGBEIN & SEIDEL, 1961).

Im Unteren Buntsandstein ist infolge des höheren Tonanteils und der wahrscheinlich geringeren Klüftigkeit die Grundwasserführung geringer als im Mittleren Buntsandstein. Es besteht eine generelle hydraulische Verbindung zwischen dem Mittleren und dem Unteren Buntsandstein, ein guter hydraulischer Kontakt ist aber lediglich für die obersten 60 – 80 m der Bernburg-Folge und da insbesondere für die Oolith-Sandsteinzone gegeben (SCHMIDT, 1976).

Tabelle 2: Stratigraphische Gliederung des Untersuchungsraumes II

Stratigraphische Einheit		Kürzel	Verbreitung		GW-führung / petrographische Ausbildung	
Quartär	Holozän	qh	lokal und geringmächtig (Flusstäler, Hangschutt, Senken)		mäßig bis gering durchlässig	
	Pleistozän	qp	Auelehm, Löss/Lösslehm, Sande/Kiese, Zersatzmaterial, Verwitterungsschutt			
Keuper		k	nur in Grabenstrukturen des Ohmgebirges		hydrogeologisch nicht relevant	
Muschelkalk	Oberer	mo	auf Hochflächen: Bleicheröder Berge, Ohmgebirge, Dün, Hainleite		m (v.a. mu) gut geklüftet; niederschlagsabh. GW-führung	
	Mittlerer	mm	z.T. eigener GWL, z.T. nur Schichtwasser			
	Unterer	mu				
Oberer Buntsandstein (so)	Myophorien- und Pelitrötfolge	soM + soP	auf/an Hochflächen: Bleicheröder Berge, Ohmgebirge, Dün, Hainleite		so als GWS; in Nähe von Störungszonen bzw. bei Auslaugung gut durchlässig	
	Salinarrötfolge	soSA	infolge der tonig-anhydrit. Ausbildung als GWS für den klüftigen mu → ausgeprägter Quellhorizont; tlws. aber auch Auslaugung/Verkarstung → hydraul. Verbind. m – so – sm			
Buntsandstein (sm)	Solling-Folge (Thür. Chiroth.-sandstein)	smS	<i>Mächtigkeiten</i> (n. LANGBEIN & SEIDEL, 1961) <i>Westteil</i> <i>Ostteil</i> <i>(Eichsfeldschwelle)</i> 10 m 30 m		versch. körniger Sandstein, Tonsteinhorizonte	
	Mittl. Buntsandstein (sm)	Hardeggen-Folge (Thür. Bausandstein)	smH	0 m 50 m		
		Defurth-Folge (D.-WF + Brauner Grobs.)	smD	0 m 30 m	grober Sandstein, bindemittelarm	
		Volpriehausen-Folge (Rotweiße WF + Gervill.)	smV	~ 80 m	WL v. feinkörnigen Sand- & Tonsteinen	
		Basissandstein	smV's	~ 20 m	grober Sandstein, bindemittelarm	
		Bernburg-Folge	su3	ca. 130 m	höherer Anteil an Ton- und Schluffeinschlaltungen im Vergleich zu sm; zumeist zerklüftete oberste 60-80 m des su3 als guter GWL → zu HGWL ; restlicher su eher geringe/ schlechte GW-führung	Sandstein-Tonstein-Folge
	Unt. Buntsandstein (su)	Calvörde-Folge	su2	ca. 170 m		sand. Tonstein- und ton. Sandsteinfolge
	Bröckelschiefer	su1	ca. 25 m	<i>Modellunterkante</i>	überw. pelitische Gesteine	

2.3 Einflussfaktoren auf die Gewässergüte

Die Gewässergüte wird maßgeblich beeinflusst durch die geochemischen Verhältnisse, die Landnutzung und punktuelle, anthropogene Quellen im Einzugsgebiet. Mit fast 59 % ist die Landnutzung im Unstrut-Einzugsgebiet von Ackerland dominiert. Rechnet man das Grünland mit 12,5 % Flächenanteil hinzu, wird ersichtlich, dass fast 2/3 der Fläche des Unstrut-Einzugsgebietes bis zum Pegel Oldisleben landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen. Wald stellt mit etwa 20 % ebenfalls einen beachtlichen Beitrag an der Gesamtfläche.

Die hydrogeologische Prägung des Unstrut-Einzugsgebietes (s. Kap. 2.2) spiegelt sich bis zum Zufluss der Wipper auch in der geogenen Beschaffenheit des Grund- und Oberflächenwassers wider.

So lassen die Gewässergütedaten bezüglich der Salze erkennen, wie die Gewässerbeschaffenheit von den geochemischen Verhältnissen im Einzugsgebiet bestimmt wird. In Abbildung 7 sind die Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Längsverlauf der Unstrut dargestellt. Deutlich zeigt sich nach der Messstelle Schwerstedt der Konzentrationsrückgang der durch den Zufluss der Gera, die auf Grund des geologischen Untergrundes ihres Teileinzugsgebietes weniger Salzfracht mit sich bringt.

Punktuell können sich jedoch auch geogene Beschaffenheitsveränderungen in kleineren Vorflutern bemerkbar machen, die auf Grund von Verdünnungseffekten im Hauptvorfluter nicht mehr erkennbar sind. Die Abbildung 8 zeigt das Ergebnis von Leitfähigkeitsmessungen an kleineren Zuflüssen in die Unstrut in der Umgebung von Sömmerda. Deutlich erkennbare Leitfähigkeitsunterschiede innerhalb einzelner Gewässer wurden von HESSE (1998) auf geogene Einflüsse zurückgeführt.

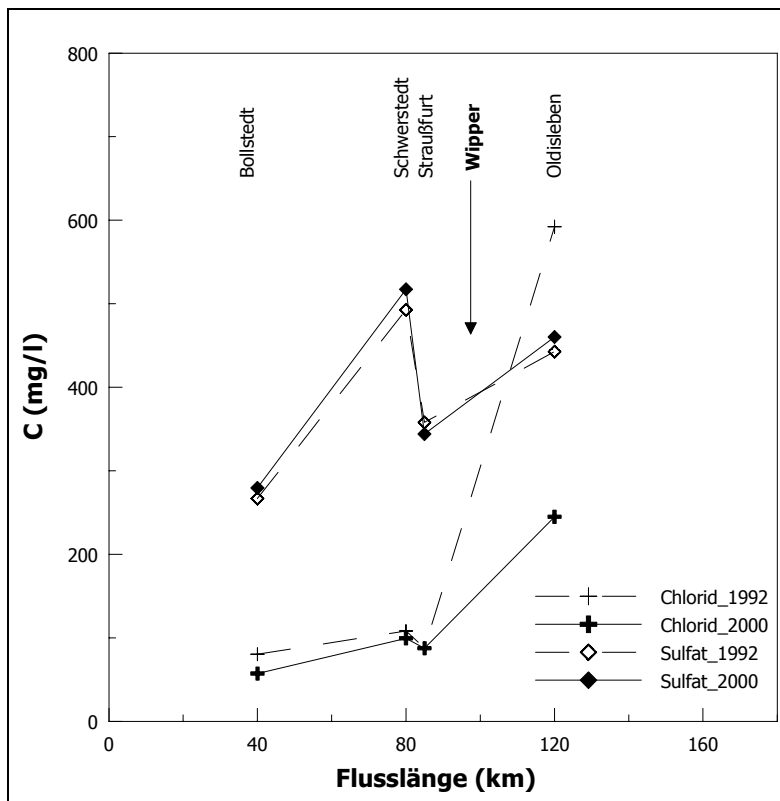


Abbildung 7: Chlorid- und Sulfat-Gehalte in der Unstrut (Jahresmittelwerte) (Quelle: TLUG)

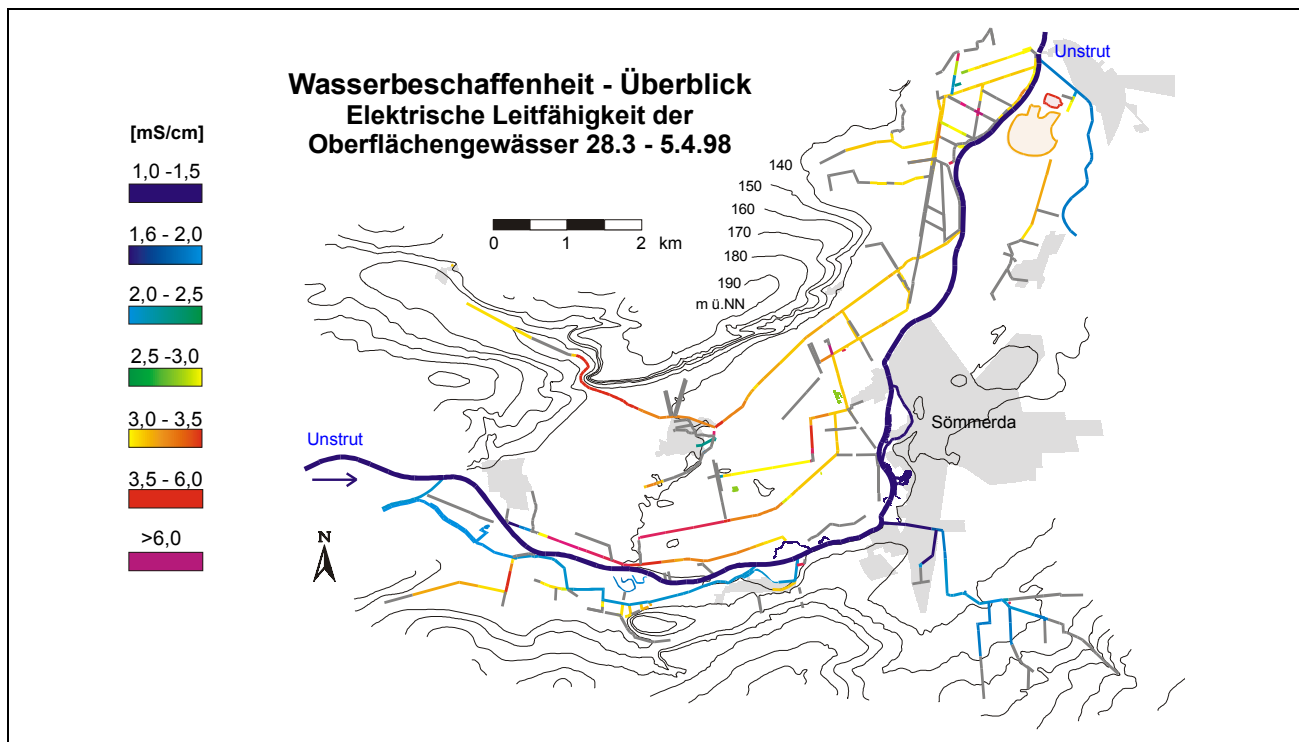


Abbildung 8: Leitfähigkeiten in kleinen Zuflüssen der Unstrut in der Umgebung von Sömmerda (HESSE, 1998)

Führen die landwirtschaftliche Nutzung und die geochemische Prägung der Einzugsgebiete vor allem zu diffusen Stoffeinträgen, so können industrielle Nutzungen und Kläranlagen zu punktuellen Quellen der Gewässerbelastungen werden.

Der starke Anstieg des Chlorids am Pegel Oldisleben (s. Abbildung 7) ist durch den Zutritt der Wipper und im Jahre 1992 auch noch durch den Zutritt der Helbe durch deren bergbaubedingte anthropogene Belastung bedingt. Die Abbildung 9 zeigt die Rückgang der Chloridgehalte in Wipper und Helbe seit Mitte der 90er Jahre, bedingt durch den auslaufenden Kali-Bergbau.

Nach der schrittweisen Stilllegung der Kaliwerke (Volkenroda, Sollstedt, Bleicherode, Sondershausen, Bischofferode) im Südharzgebiet ist der Anfall an Salzlauge immer weiter zurückgegangen. Die anfallenden Wässer aus den Haldenlaugenfassungssystemen werden in Bischofferode für die Flutung der Grube und in Bleicherode zum Versatz eingesetzt, so dass das Aufkommen an Lauge im Stapelbecken Wipperdorf im Vergleich mit früheren Jahren gering ist. Eine Abgabe aus dem Stapelbecken in Wipperdorf erfolgt überwiegend nur noch in den Monaten März bis Mai (Angabe der GVV mbH). Das Becken in Sondershausen gibt nur ab, wenn die gesammelte Salzlauge den Bedarf zum Versatz überschreitet. Eine entsprechende Abgabe wird von der GVV mbH koordiniert, um das Steuersystem nicht zu stören. Durch eine Online-Abfrage werden regelmäßig aktuelle Chloridkonzentrations-Messwerte von Wülfingerode bis Hachelbich aufgenommen. Der Kalistandort Volkenroda (Menteroda) im Einzugsgebiet der Helbe wird mit einem eigenen Laugenstapelbecken betrieben.

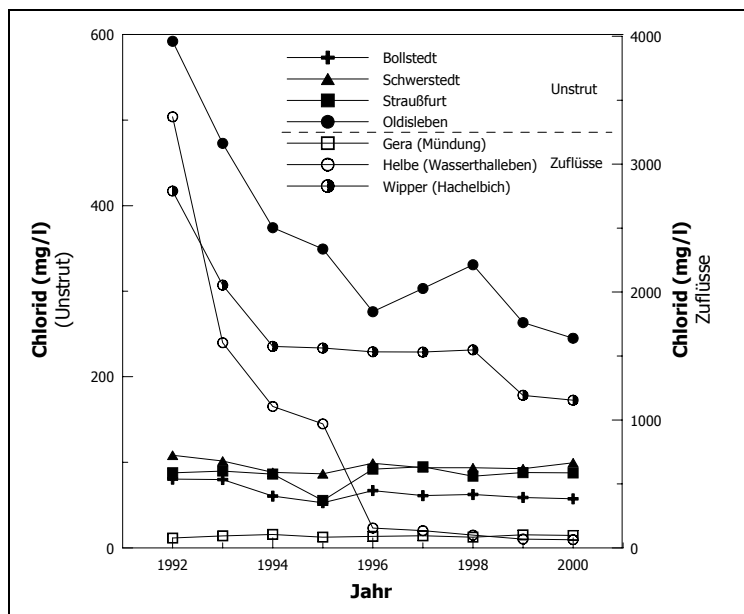


Abbildung 9: Chlorid-Ganglinien der Unstrut und ihrer Zuflüsse (Jahresmittelwerte) (Quelle: TLUG)

Aus der Kenntnis der aktuellen Salzfracht, errechnet aus Chloridkonzentration und Durchfluss am Pegel Hachelbich, und der bekannten Laugenkonzentration im Becken Wipperdorf wird die jeweilige Abstoßmenge berechnet. Als Steuergröße dient ein „Grenzwert“ am Pegel Hachelbich (Kontrollpegel) von $< 2.000 \text{ mg/l}$, der nicht zu überschreiten ist.

Neben der Beeinflussung der oberirdischen Gewässer durch die Kaliindustrie des Südharz-Kalireviers erfolgt ein anthropogener Salzeintrag in das Grundwasser und darüber eine negative Beeinflussung der Gewässergüte.

Während die **Grundwasserbeschaffenheit** im Unstrut-Einzugsgebiet vor allem durch die geologischen Verhältnisse bestimmt wird, ist sie im Wippereinzugsgebiet durch geogene und anthropogene Versalzung gekennzeichnet, die sich ergibt aus:

- einer hohen Belastung mit Chlorid sowie Natrium, Magnesium und Calcium durch Aufstieg versalzener Tiefenwässer (Zechstein) sowie durch Haldenversickerung und Fließgewässereinfiltration und
- einer Aufhärtung durch Röttauslaugung sowie Zechsteinbeeinflussung.

Chlorid wird dabei primär als Leitsubstanz zur Bewertung der Versalzung angesehen und als Steuerungsparameter für die Wipperbeschaffenheit am Pegel Hachelbich verwendet.

Die gebietspezifische Grundwasserbeschaffenheit ist im Kap. 5.1 näher beschrieben.

2.4 Geschichte des Salzlaststeuersystems

Seit Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts wurde in der Region um Bode und Wipper Kalibergbau betrieben. Das hier abgebaute Rohsalz setzte sich im Wesentlichen zusammen aus den Mineralen Halit (NaCl), Sylvit (KCl), Carnallit ($\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), Kieserit ($\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), Anhydrit (CaSO_4) und Ton. Der Anteil an Kaliumchlorid lag dabei bei etwa 20 %, die verbleibenden 80 % waren wirtschaftlich nicht genutzter Rückstand, der aufgehaldet wurde. Tabelle 4 zeigt die Haldenvolumina und weitere Daten der Kali-Südharz-Großhalden im Wippereinzugsgebiet (BARTL, 2003).

Typisch für die im Südharz übliche Produktion war das Heißlöseverfahren, welches das bei verschiedenen Temperaturen unterschiedliche Lösungsverhalten der Rohsalzbestandteile ausnutzt. Eine bei $25 - 30 \text{ °C}$ an Natrium- und Kaliumchlorid gesättigte Lösung kann nach dem Erhitzen auf $100 - 110 \text{ °C}$ noch eine erhebliche Menge an Kaliumchlorid auflösen, während ihre Aufnahmefähigkeit

für Natriumchlorid sich kaum verändert. Bringt man eine solche heiße „Löselaug“ mit aufgemahlenem Rohsalz in Verbindung, so löst sich das Kaliumchlorid auf. Das Natriumchlorid sowie die Magnesium- und Kalziumsulfate bleiben dagegen ungelöst und können als Rückstand mit Filtern abgetrennt werden. Die noch durch Feinstbestandteile verunreinigte, an Kaliumchlorid gesättigte heiße Lösung läuft durch einen Schlammklärer, der die farbgebenden Tone und Eisenverbindungen abtrennt. Nach der Filterung wurde der noch mit etwa 10 % Haftwasser angereicherte Filterkuchen in Schlammbecken gepumpt. Trotz Tondichtungen gelangten austretende Salzlösungen aus dem Becken in den Vorfluter. In späteren Jahren kamen 80 % Rückstand filterfeucht auf die Halde. Das enthaltene Haftwasser lief dabei direkt ab und versickerte größtenteils im Untergrund.

Neben dem Anfall von Salzlösungen im Produktionsprozess gab es weitere Salzwässer, wie zum Beispiel Reinigungs- und Spülwässer, Wässer aus Produktionshavarien und überzählige Produktionslaugen, die in einem Stapelbecken gefasst wurden. Durch eine nicht 100%ige Aufnahme aller Wässer gab es an verschiedenen Stellen diffuse Zutritte aus dem Betriebsgelände in die Vorfluter, deren Salzgehalte nicht unerheblich waren. Weiterhin gelangten niederschlagsinduziert aufgelöste Natriumchlorid- und in geringen Mengen Magnesiumchlorid- und Magnesiumsulfat-Verbindungen, die zu etwa 90 % in den Halden enthalten sind, oberflächlich oder oberflächennah in die Vorfluter. Dabei kommt dem Untergrund einer Halde eine entscheidende Bedeutung zu. Je durchlässiger ein Haldenuntergrund ist, umso mehr Haldenlösung kann in ihn eindringen und umso weniger wird den Fassungssystemen der Stapelbecken in Wipperdorf und Sondershausen zugeführt. Aus diesen ungesteuerten Zuflüssen ergab sich eine relativ hohe Grundlast an Salz und damit nicht unterschreitbare Werte im Vorfluter (SCHÜRER & KULBE, 1997).

Tabelle 4: Übersicht zu Daten der Kali-Südharz-Großhalden

	Bischofferode	Bleicherode	Sollstedt	Sondershausen	Menteroda
Beginn der Aufhaldung	1911	1902	1905	1897/98	1906
Stilllegung	12 / 1993	12 / 1991	12 / 1991	12 / 1991	12 / 1991
Rückstands- sammensetzung[%] *					
NaCl	74	68	70	67	77
MgCl ₂	1	2	1	2	1
KCl	3	2	3	3	1
MgSO ₄	3	6	1	8	5
CaSO ₄	18	18	20	17	5
K ₂ SO ₄			1	1	5
Unlös.	1		1	1	1
derzeitige Überdeckung	nein	teilweise	teilweise	teilweise	teilweise

* Zahlenangaben teilweise unvollständig

Es bestand ein direkter Zusammenhang zwischen der Salzproduktion und dem Aufkommen von Abwässern. Je mehr Salz gefördert wurde, umso mehr Abwasser gelangte in die Vorfluter. Die enormen Mineralsalzgehalte der Unstrut und Saale in den Jahren des intensiven Bergbaus hatten neben ihrer negativen Wirkung auf Fauna und Flora auch Auswirkungen auf die wasserwirtschaftliche Nutzung des Flusssystemes. Ende der 50er Jahre war das Konfliktpotential zwischen der Ge-

wässerverunreinigung der Kaliindustrie durch Salzabwässer und der chemischen Industrie im Raum Halle-Merseburg so stark angewachsen, dass Überlegungen zur Senkung bzw. Vergleichmäßigung der Salzlast angestellt wurden. Die Ursachen der Überschreitung der Grenzwerte lagen laut THEILE (1996) fast ausschließlich an den salzhaltigen Abwässern der 6 großen Kaliwerke Bischofferode, Bleicherode, Sollstedt, Sondershausen, Menteroda und Roßleben. Da eine Verminderung der Salzlast durch eine Verfahrensänderung bei der Verarbeitung der Kalisalze nicht realisierbar war, wurde die Verminderung der Salzkonzentration der Saale durch Zuschusswasser aus den Saale-Talsperren in Betracht gezogen. Aufgrund der Niedrigwasserperiode der Jahre 1962/1963 wurde 1963 durch den ehemaligen Volkswirtschaftsrat beschlossen, die Salzlast der Unstrut und Saale so zu steuern, dass am Saalequerschnitt Leuna-Daspig im Tagesmittel ein Grenzwert von 40 °dH und 560 mg/l Chlorid nicht überschritten wird. Das Steuerregime umfasste dabei 2 Schritte:

- die an die Wasserführung der Unstrut und Saale angepasste täglich vorgegebene Salzabwassereinleitung; der Wipperpegel Hachelbich wurde dabei als „Werksablauf“ der Südharzkaliindustrie definiert;
- Kompensation einer erhöhten Salzkonzentration der Saale durch Zuschusswasser aus den Saale-Talsperren in Abhängigkeit von den Salztransportzeiten der Unstrut

Die Einhaltung des gesetzten Steuerziels von 40 °dH und 560 mg/l Chlorid (im Tagesmittel einzuhalten) am Saalequerschnitt Leuna-Daspig war aber nur möglich, weil die Salztransportzeiten der Unstrut im Vergleich zu den Fließzeiten der Zuschusswässer von den Talsperren länger waren. So hatte die Salzlast eine Fließzeit von 40-180 h, während die Fließzeit des Talsperrenwassers nur 24-40 h bis zur Unstrutmündung betrug (AURADA, 1992). Dies ermöglichte eine gewisse Reaktionszeit. Abbildung 11 zeigt das System der Salzlaststeuerung wie es zu Zeiten des intensiven Bergbaus bestanden hat.

Das gesetzte Ziel konnte durch die immer weiter steigende Produktion von Kalisalzen auch weiterhin nur schwer eingehalten werden. Es wurde daher gefordert, die anfallenden Salzabwässer in Stapelbecken zu sammeln und entsprechend von Lastvorgaben an den Pegeln abzugeben. Dazu wurde 1968 das Stapelbecken Wipperdorf in Betrieb genommen. Das aus zwei Teilbecken, mit insgesamt 740.000 m³ Inhalt, bestehende Stapelbecken nahm aus den Kaliwerken Bleicherode, Bischofferode und Sollstedt Stark-, Dünnlaugen und Sielwasser getrennt auf. Aus der Kenntnis der aktuellen Salzfracht des Vorfluters Wipper, errechnet aus der Chloridkonzentration und dem Durchfluss am Pegel Hachelbich, und der bekannten Laugenkonzentration im Becken Wipperdorf wurde die Abstoßmenge berechnet. Der damalige Grenzwert am Pegel Hachelbich (Kontrollpegel) von < 3 g/l Chlorid war dabei nicht zu überschreiten.

2.5 Untersuchungsbedarf

Durch die nach 1990 erfolgten schrittweisen Stilllegungen der Kaliwerke im Südharzgebiet reduzierte sich die Salzbelastung der Vorfluter, die Einträge von Salzlösungen durch niederschlagsbedingte Auflösung der Rückstandshalden sind jedoch nach wie vor nicht unerheblich. Ein Weiterbetrieb des Salzlaststeuersystems war deshalb unbedingt notwendig. Als Kriterium zur Steuerung der Salzfrachten war nun nicht mehr allein die Wasserqualität der mittleren Saale entscheidend, sondern die Wiederherstellung der Fischverträglichkeit in Wipper und Bode rückten in den Mittelpunkt des Steuerinteresses (SCHMEISKY & HOFMANN, 2000; VÖLKEK *et al.*, 1993).

Auf Grund des verminderten Aufkommens an Salzlösungen war in den Jahren 1996 und 1997 eine Steuerung der mineralischen Belastung der Saale durch Zuschusswasser aus den Saale-Talsperren nicht nötig. Seit 1996 entfiel der über den Skornikagraben abgegebene Salzlösungsanteil des Wer-

kes Volkenroda. Das Haldenlösungssammelbecken in Wipperdorf wurde nur noch zu 30% genutzt (Abbildung 10) und kann deshalb als Niedrigwassersammelbecken betrachtet werden.

Das derzeit bestehende und angewandte Salzlaststeuermodell basiert auf dem Kenntnisstand von vor etwa 10 Jahren (s. Abbildung 11). Durch die Stilllegung der Kali-Gewinnung und -Produktion im Südharz-Revier, die begonnene Rekultivierung der Kali-Rückstandshalden, Bergsenkungen und gewässerbauliche Maßnahmen haben sich die Salzfrachteintragsbedingungen und hydrologischen Verhältnisse zum Teil deutlich verändert, denen das bestehende Modell nicht mehr in vollem Umfang gerecht werden kann. Weiterhin ist das vorhandene Modell weniger geeignet, prognostische Berechnungen durchführen zu können. Das heißt bei dem vorhandenen Kenntnisstand ist es noch nicht möglich,

- Steuerziele wissenschaftlich zu begründen im Hinblick auf wasserrechtliche Erlaubnisse,
- die diffusen Zutritte in Vorfluter und Grundwasser zu spezifizieren,
- Prognosen zu erstellen,
- eine Qualifizierung des Überwachungs- und Kontrollsystems vorzunehmen.

Die nicht steuerbaren anthropogenen sowie geogenen Einträge stellen im Sinne der Steuerungstechnik Störgrößen dar. Zur Ableitung der Steueralgorithmen ist deshalb eine Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes im Flusseinzugsgebietsmaßstab unumgänglich.

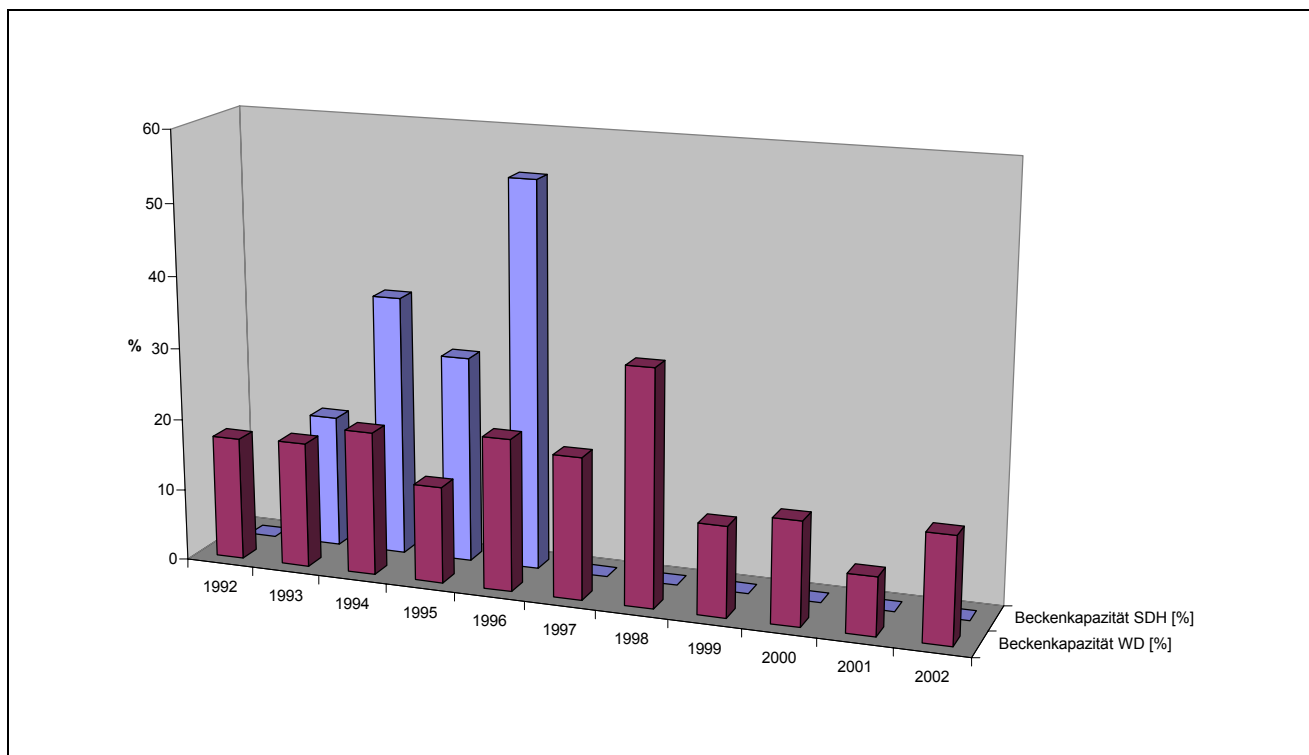


Abbildung 10: Auslastung der Beckenkapazität in den Jahren 1992 bis 2002 (Angaben der GVV)

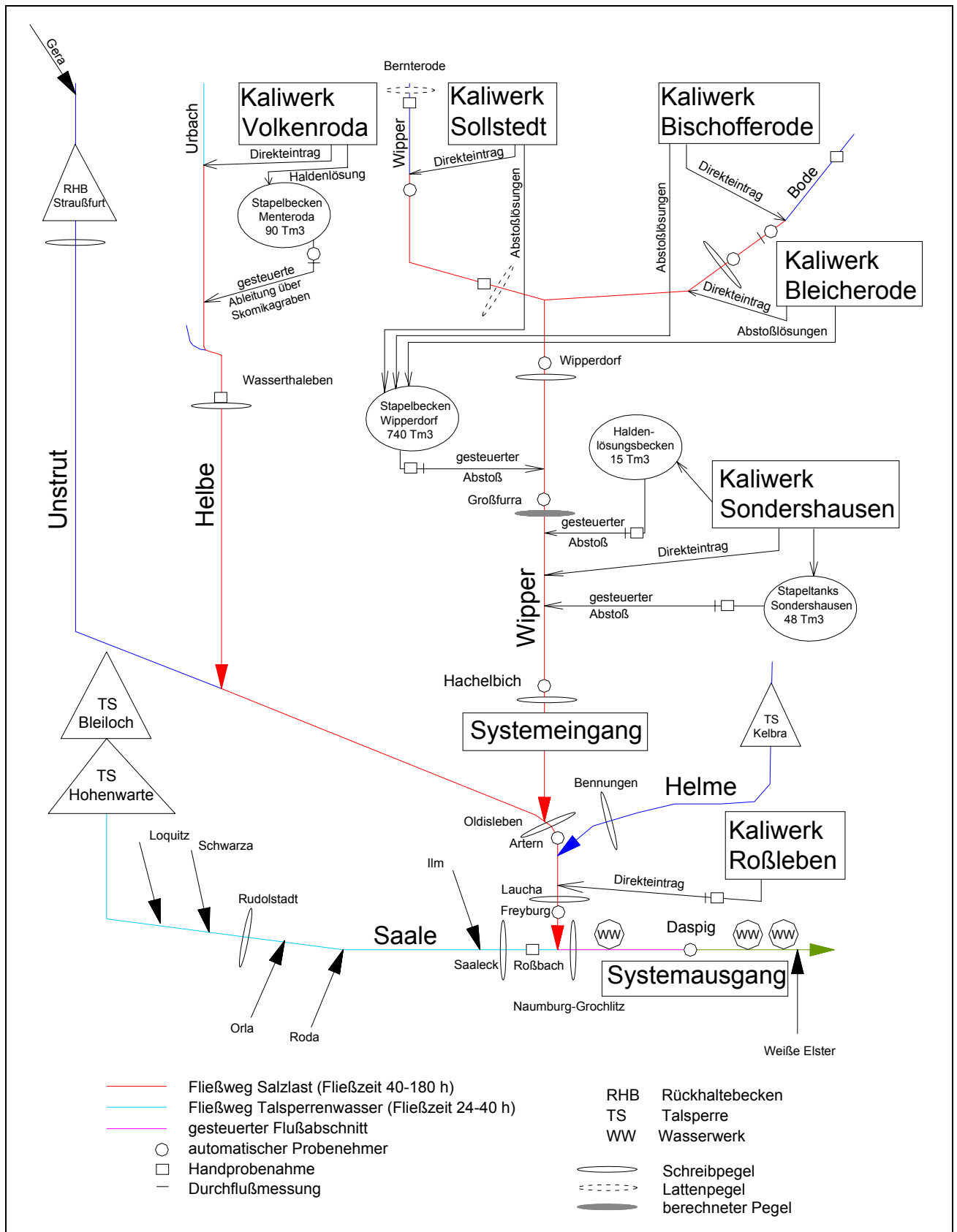


Abbildung 11: Salzlaststeuerung des Flusssystem Unstrut/Saale (Quelle: GVV)

3 Bearbeitungsmethodik

3.1 Gliederung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet wurde für eine genestete Vorgehensweise der Untersuchungen in drei Untersuchungsräume gegliedert (s. Abbildung 12):

- Untersuchungsraum I: Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben
- Untersuchungsraum II: Teileinzugsgebiete der Wipper/Bode (bis Pegel Hachelbich) und der Helbe (bis Pegel Wassertahlleben)
- Untersuchungsraum III: Punktquellen (Bergbauhalden und Laugenstapelbecken) im Teileinzugsgebiet der Wipper/Bode.

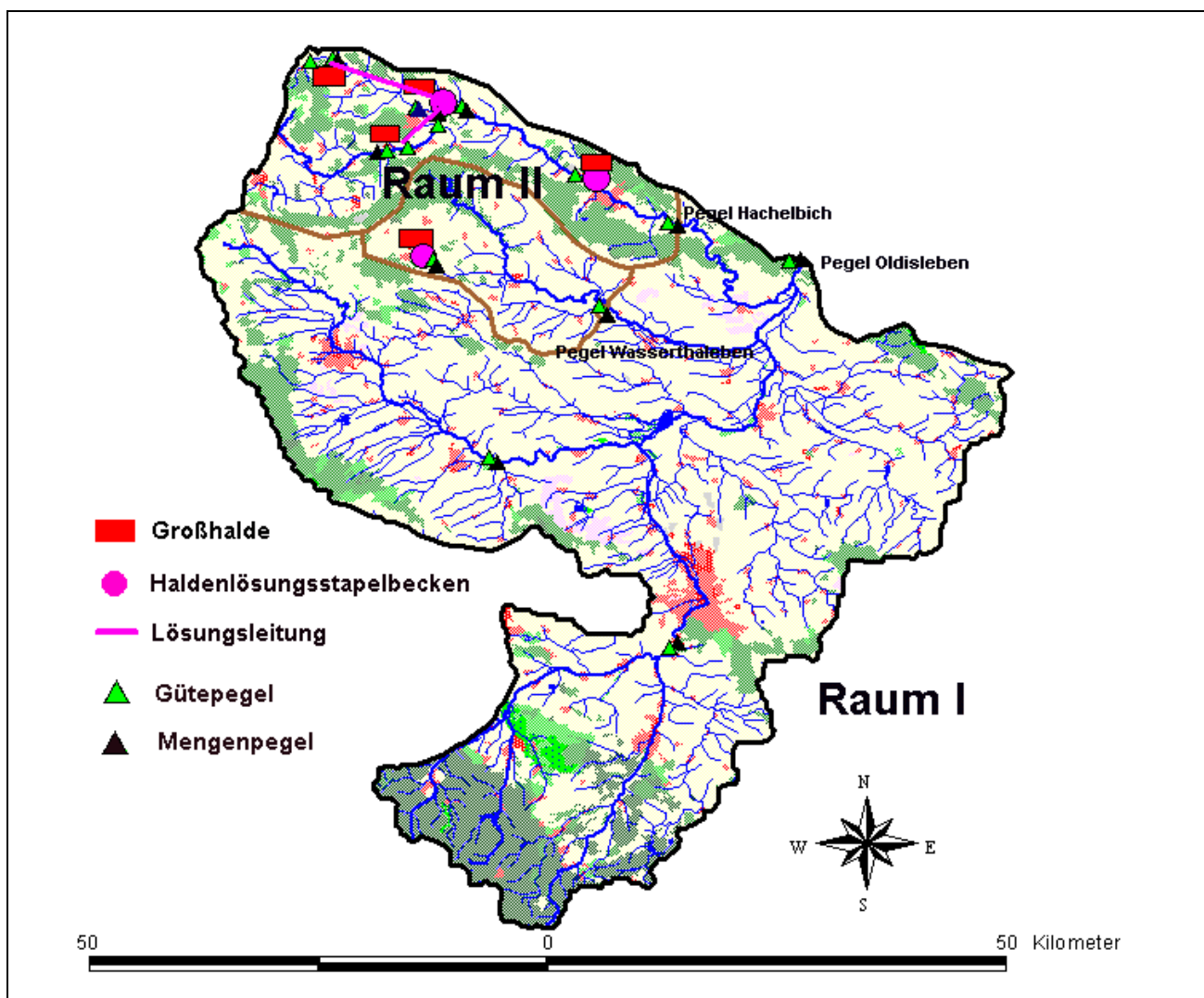


Abbildung 12: Gliederung des Untersuchungsgebietes in Untersuchungsräume

Die Untersuchungen und Modellierungen erfolgten in den Untersuchungsräumen entsprechend der Gebietsgröße in unterschiedlicher Bearbeitungstiefe. In Abbildung 13 sind die Untersuchungsräume I und II mit ihren Bearbeitungsschwerpunkten schematisch dargestellt.

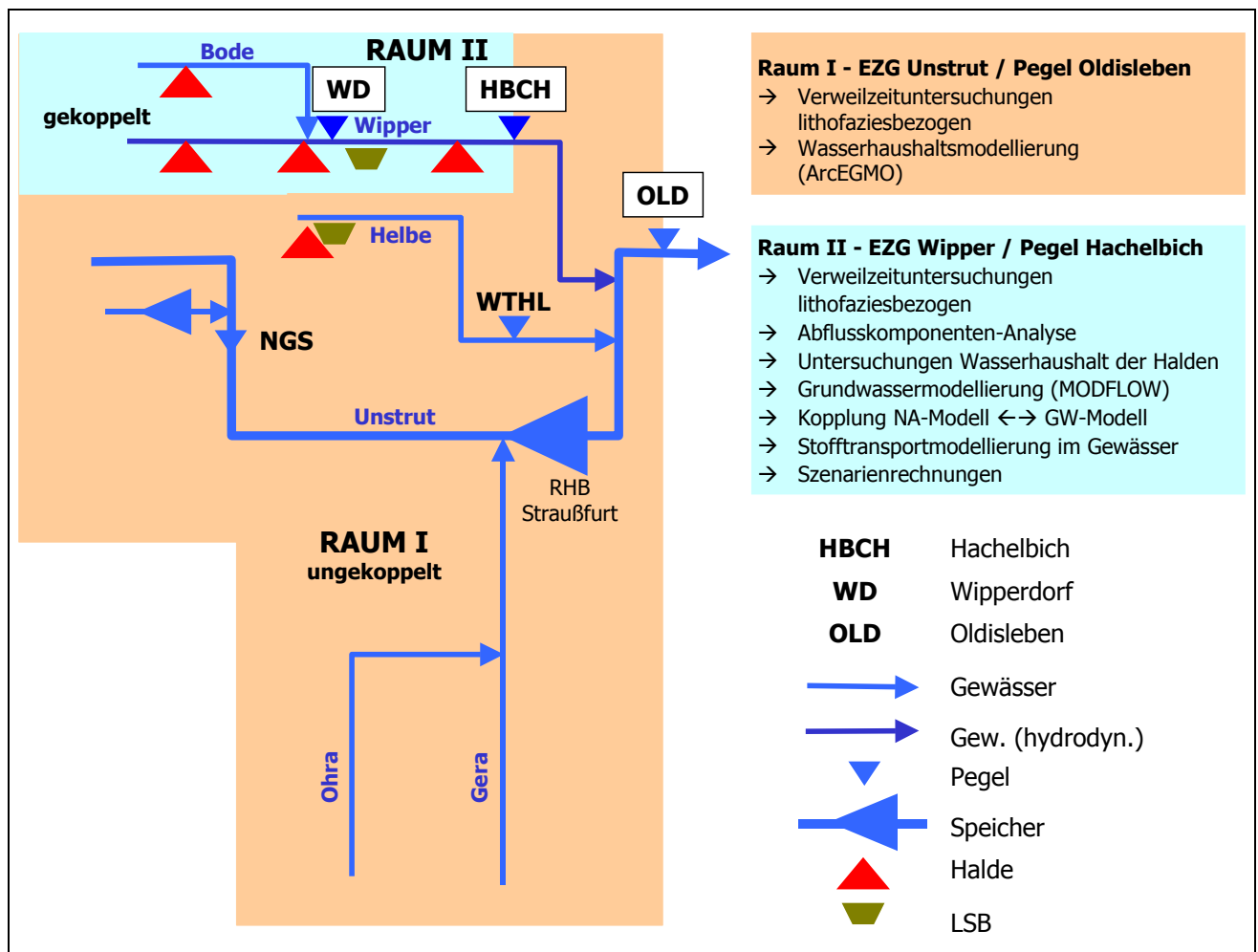


Abbildung 13: Schematische Darstellung der Untersuchungsräume mit Bearbeitungsinhalten

Im Folgenden werden die wesentlichen methodischen Bearbeitungsansätze in den Untersuchungsräumen beschrieben, detaillierte Beschreibungen der Methodiken sind in den anschließenden Kapiteln zu den Gebietsuntersuchungen und Modellierungen zu finden.

3.2 Untersuchungsraum I – Einzugsgebiet bis Pegel Oldisleben

Innerhalb des Gesamtgebietes der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben (4.174 km²) erfolgte die Simulation in einer geringeren räumlichen Auflösung zur Abschätzung der realen räumlichen Verteilung der Salzbelastung des Gewässers (Verdünnungseffekte) bzgl. Einträgen aus Punktquellen bzw. Nebenflüssen.

In diesem Betrachtungsmaßstab wurden außerdem Untersuchungen zu mittleren Verweilzeiten des Niederschlagswassers in der ungesättigten Zone und zum Verweilzeitregime des Grundwassers für ausgewählte, gut voneinander abgrenzbare und in sich geologisch homogene Teilgebiete durchgeführt.

3.2.1 Untersuchungen zum Weg-Zeit-Verhalten und Verweilzeitbestimmungen

Zur hydrogeologisch differenzierten Bestimmung der Grundwasserneubildung und der mittleren Verweilzeit des Grundwassers kamen im Raum I (EZG Unstrut / Oldisleben) zwei Methoden zum Einsatz:

- Abflusskomponentenaufteilung mittels DIFGA → GWN;
- Verweilzeitbestimmung mittels Wasserstoffisotop Tritium und Modellkombination AKWA-M/ISOFLOW/MULTIS.

Im Folgenden werden die angewandten Verfahren bzw. Modelle näher erläutert.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Kap. 4.1.

3.2.2 Niederschlags-Abfluss-Modellierung

Die Niederschlags-Abflussmodellierung im Untersuchungsraum I erfolgte mit dem Programmsystem ArcEGMO (PFÜTZNER *et al.*, 2002)

Die Datengrundlage für die NA-Modellierung musste dazu flächendeckend für das Untersuchungsgebiet in einer für das GIS aufbereiteten Form zur Verfügung stehen und den besonderen Anforderungen der mesoskaligen Modellierung genügen. Die oft punktuell erhobenen Daten waren dazu je nach Modellanforderung zu regionalisieren. In Tabelle 5 sind die für die Modellierungsarbeiten im Untersuchungsgebiet verwendeten räumlichen Grundlagenkarten im Überblick zusammengestellt.

Tabelle 5: Überblick über die für den Untersuchungsraum vorhandenen räumlichen Grundlagenkarten

Karte	Beschreibung	Quelle	Räuml. Auflösung
Landnutzung	CORINE	Statistisches Bundesamt Wiesbaden	500 x 500m
	CIR- Biotoptypenkartierung	TLUG (Befliegung 1993)	
Bodentypen	Bodenübersichtskarte (BUEK100; für Teile des EZG in Sachsen-Anhalt BUEK1000)	TLUG	Polygon 1:100 000 1:1 000 000
	DHM	Basis: vektorisierte Höhen- folie der TK 25 (für Teile des EZG in Sachsen-Anhalt: 30° Globaldatensatz [1000 x 1000m])	TLUG Polygon DHM 20
Grundwasser- flurabstände		WASY GmbH	250 x 250 m
Teileinzugsgebiete	oberirdische Einzugs- gebiete, entsprechend des DHM 25 korrigiert	TLUG	1:25 000
Fließgewässer	entsprechend des DHM 25 korrigiert	TLUG	1:25 000
Talsperren, Kläranla- gen, etc.	Punktkarten z.T. mit Bewirt- schaftungsplänen bzw. Aus- stoßmengen	TLUG	

Die oben beschriebenen Basisdaten waren die Grundlage für die Erstellung des GIS-Datenmodells, das die Basis für die hydrologische Modellierung bildet. Das Datenmodell besteht aus verschiedenen thematischen Ebenen (Covern), die sämtliche, für die hydrologische Modellierung benötigten Daten enthalten:

- Teileinzugsgebiete TEZG,
- Fließgewässersystem FGW.

Ziel der Datenaufbereitung ist die Verschneidung aller von dem Modellsystem benötigten räumlichen Daten zu Polygonen mit homogenen hydrologischen Eigenschaften. Diese Elementarflächen bilden in ArcEGMO die kleinsten Modellierungseinheiten als Verschneidung von Boden-, Landnutzungs-, Gefälle- und Grundwasserflurabstandskarten. Die Aufbereitung der GIS-Daten ist in KLÖCKING *et al.* (2002) detailliert beschrieben.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit hoher zeitlicher Auflösung werden darüber hinaus räumlich verteilte dynamische Werte für den Niederschlag und die Verdunstung benötigt. Bei einem Simulationszeitraum von 20 Jahren und einer Zeitschrittweite der Berechnungen von einem Tag ist es sinnvoll, diese Größen dynamisch, flächendetailliert zu generieren. Ein Überblick der zur Verfügung stehenden Zeitreihendaten ist in Tabelle 6 gegeben.

Tabelle 6: Überblick über die verfügbaren Messreihen für die NA-Modellierung

Messreihe	Beschreibung	Quelle
Durchfluss- und Wasserstandsmessungen	tägl. Pegelmesswerte (48 Stationen)	TLUG
Witterungsdaten	tägl. Niederschlagswerte (134 Stationen)	DWD
	tägl. Klimadaten (43 Stationen)	PIK Szenario-Analysen
Steuerregime der Talsperren, Wasserentnahmen bzw. -einleitungen	Bewirtschaftungspläne (3 Speicher) Kläranlagen (Betriebe)	TLUG

Landnutzung und Topographie

Um den Anforderungen der mesoskaligen Modellierung gerecht zu werden und da die CIR-Biotoptypenkartierung in ihrer feinen Aufschlüsselung der einzelnen Biotope für mesoskalige Modellierungen nicht geeignet ist, musste eine Aggregation zu einer verarbeitbaren Anzahl von Landnutzungsklassen erfolgen. Diese Klassifizierung erfolgte auf der Grundlage folgender Attribute der Ausgangskarte:

- Biotop/Nutzung
- Art/Ausprägung
- Bedeckung
- Sonderstandorte

Für die Berücksichtigung der Geländemorphologie stand ein digitales Höhenmodell von Thüringen (Raster-DHM, 20 m) zur Verfügung. Das DHM weist für den Untersuchungsraum maximale Geländehöhen von ca. 975 m ü. NN aus. Um später aus dem Höhenmodell weitere Geodaten für die hydrologische Modellierung ableiten zu können (besonders im Hinblick auf die Beschreibung lateraler Prozesse in ArcEGMO), wurden den Elementarflächen auf der Basis des DHM Hangneigungen in Form von 6 Gefälleklassen zugewiesen.

Boden und Grundwasserflurabstand

Als digitale Datenbasis stand die **Boden**übersichtskarte der Thüringer Landesanstalt für Geologie Weimar (TLUG) im Maßstab 1: 100.000 (BÜK100) zur Verfügung. Dieser Karte wurden Leitbodenprofile durch die TLUG zugeordnet. Mit dem Bearbeitungsstand 5/2001 deckt die BÜK100 das gesamte Untersuchungsgebiet bis auf Teile im ehemaligen Landkreis Artern und in Sachsen-Anhalt ab. Diesen Flächen wurden die Bodeninformation der BÜK1000 (Bodendatenbasis für die makroskaligen Untersuchungen im Deutschen Einzugsgebiet der Elbe) zugeordnet. Da das Simulationsmodell ArcEGMO zur Zeit nur ein Bodenprofil pro Flächenelement verarbeiten kann, wurde jeder Bodenkontur das Leitbodenprofil mit dem höchsten Flächenanteil zugeordnet, wenn es mehrere Profile gab. So wurden den im Gebiet ausgewiesenen BGE insgesamt 30 Leitbodenprofile zugeordnet.

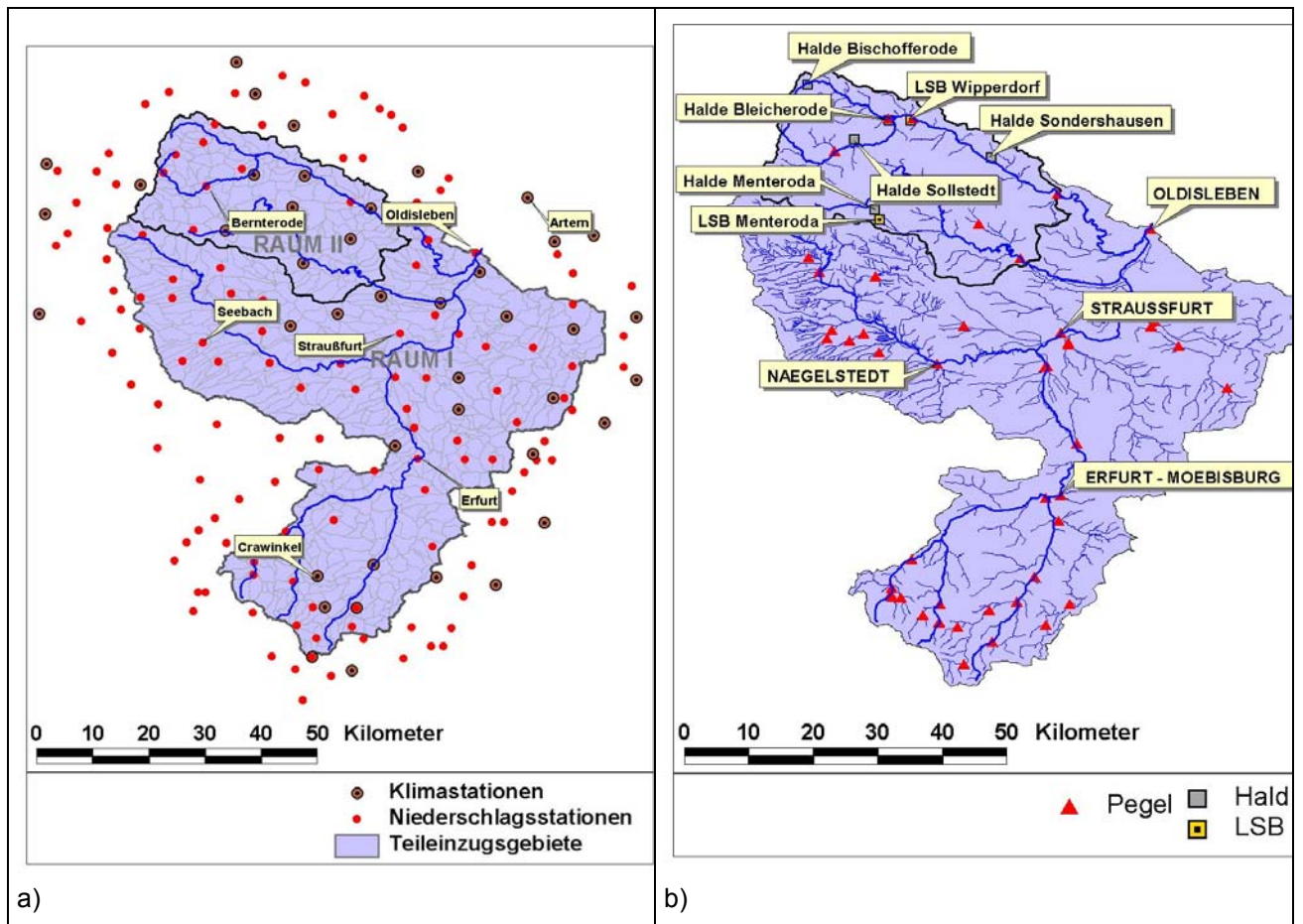
Informationen über den mittleren **Grundwasserflurabstand** stellten für den Untersuchungsraum I eine weitere wesentliche Eingangsinformationen bei der hydrologischen Modellierung dar. Da hierzu im Rahmen des Projektes keine gesonderten Untersuchungen vorgenommen wurden, wurde dafür aus einem niedrig aufgelösten Isohypsenplan für die Geländehöhen (M 1:200.000) und für die Grundwasseroberfläche (M 1:500.000) mit Hilfe eines GIS eine deckungsgleiche Rasterkarte der Gelände- und der Grundwasseroberfläche (250 x 250 m) erzeugt. Anschließend wurde als Differenz aus beiden Karten ein mittlerer Grundwasserflurabstand für jedes Element berechnet. Die Informationen der digitalen Karte weisen jedoch große Bereiche mit fehlenden Grundwasserflurabständen auf.

Meteorologische und hydrologische Daten

Die meteorologischen Verhältnisse gelten als wesentliche Triebkraft hydrologischer Prozesse und spielen bei der Berechnung von Wasserhaushaltsgrößen eine entscheidende Rolle. Für die Anwendung des Modells ArcEGMO auf Tagesschrittbasis sind meteorologische Zeitreihen mit einer entsprechenden Auflösung notwendig.

Hochaufgelöste Wasserhaushaltsberechnungen (zeitlich und räumlich) verlangen eine möglichst große Dichte an Klima- und Niederschlagsstationen, um zu belastbaren Aussagen bzgl. der berechneten Wasserhaushaltsgrößen zu kommen. Die Verteilung der ausgewählten 134 Niederschlagsstationen und 43 Klimastationen ist in der Abbildung 14a dargestellt (s. a. Tabelle 6). Dabei wurden auch außerhalb des Untersuchungsraumes befindliche Stationen herangezogen, was den Anforderungen des für die räumliche Interpolation aller Klimavariablen verwendeten Interpolationsverfahrens Rechnung trägt.

Für die Validierung des Modells bzgl. des Durchflussregimes im Fließgewässer standen zudem Pegelmesswerte von insgesamt 48 Stationen zur Verfügung. Die Pegel der zur Verfügung stehenden täglichen Messwerte sind in Abbildung 14b räumlich dargestellt.



a) ... Niederschlagsstationen; b) ... Gewässerpegel

Abbildung 14: Einbezogene Klima- und Niederschlagsstationen und Gewässerpegel

3.3 Untersuchungen und Modellansätze in Raum II – Teileinzugsgebiete Wipper/Bode und Helbe

Der Untersuchungsraum II setzt sich aus den TEZG Hachelbich/Wipper und Wasserthaleben/Helbe zusammen. Die Grundwassermodellierung und Modellkopplung wird innerhalb des Raumes II in dem TEZG Hachelbich/Wipper vorgenommen. Die Reduzierung auf diesen Teilraum liegt zum einen in der Dichte der Punktquellen in diesem Raum (Halden und Laugenstapelbecken) begründet, zum andern sind die hydrogeologischen Verhältnisse im TEZG Wasserthaleben/Helbe derart kompliziert, dass eine Beschränkung auf den Raum des TEZG Hachelbich/Wipper vorgenommen werden musste. Zudem ist im Süden dieses Gebietes die unterirdische Einzugsgebietsgrenze weit in Richtung TEZG Helbe verschoben.

Der Raum II wird bezüglich der *Verweilzeituntersuchungen* analog zum Raum I untersucht. Die damit gewonnenen, grundlegenden Aussagen zum Grundwasserabfluss- und Verweilzeitenregime wurden für das Einzugsgebiet der Wipper/Pegel Wipperdorf, dem Kerngebiet der durch Salzhalden-beeinflussten Region, um eine ereignisbezogene Direktabflussseparation auf der Basis des Sauerstoff-18-Isotops vertieft. Diese bildet die schnellste Abflusskomponente bei einem Starkregen-Hochwasser-Ereignis. Die Quantifizierung dieser Komponente liefert eine optimale Ergänzung zur Tritiummethode, um für eine wesentliche Schnittstelle im zukünftigen Salzlast-Management-Tool,

den Auslass des Laugenstapelbeckens Wipperdorf, direkte Steuergrößen bzw. Parametrisierungsmöglichkeiten ableiten zu können.

Als Grundlage für die Modellierungsarbeiten wurden weiterhin **hydrochemische Untersuchungen** an Fließgewässern und Grundwasser vorgenommen. Diese dienten vor allem dazu, punktuell bestehende Lücken in der räumlichen Verteilung der vorliegenden hydrochemischen Daten zu schließen. Die hydrochemischen Untersuchungen wurden außerdem um **tomographische Leitfähigkeitsmessungen** im Untergrund (exemplarisch vor allem im Abstrom der Halde Bleicherode) ergänzt.

Im Teilraum Wipper/Bode und Helbe wurden detaillierte **Niederschlags-Abfluss-Simulationen** mit dem Programm ArcEGMO als direkter Input für das dort zu überarbeitende Salzzlaststeuerungsprogramm durchgeführt.

Im Teileinzugsgebiet der Wipper/Bode bis zum Pegel Hachelbich wurde die **Grundwassermodellierung** vorgenommen und das **gekoppelte Flussgebietsmodell** getestet (s. Abbildung 13, S. 39).

3.3.1 Isotopenhydrologische Untersuchungen

Um ein komplexes Bild von den Wasserbewegungen auf der Landoberfläche und im Untergrund zu erhalten, reichen die im Raum I durchgeführten GWN- und Verweilzeitbestimmungen nicht aus. Zwei ergänzende, isotopenhydrologische Methoden werden für das TEZG Wipperdorf der Wipper (entspricht Raum II) angewendet. Beide Methoden beruhen auf der Messung von Konzentrationsschwankungen des im Wasserkreislauf vorkommenden Sauerstoffisotops ^{18}O . Das stabile Umweltisotop ^{18}O stellt einen idealen, natürlichen Tracer dar.

Die ^{18}O -Gehalte im Niederschlagswasser zeigen aufgrund temperaturabhängiger Fraktionierungseffekte prinzipiell einen sinusförmigen Jahresgang mit höheren Konzentrationen im Sommer und niedrigeren im Winter. Die Isotopengehalte in Niederschlägen können jedoch von Ereignis zu Ereignis stark variieren. Die Grundwässer besitzen wegen ihrer Zusammensetzung aus vielen Niederschlagsereignissen mehr oder weniger gleich bleibende Isotopengehalte. Diese Zusammenhänge lassen sich nutzen

- für die Direktabflusseparation bei einzelnen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen und
- zur Gesamtaltersdatierung des Abflusses,

die im folgenden erläutert werden.

Die Vorgehensweise und die Ergebnisse sind in Kapitel 4.2.1 ausgeführt.

3.3.2 Hydrochemische Untersuchungen und Tomographische Messungen

Die **hydrochemischen Untersuchungen** im Untersuchungsraum II hatten eine hydrochemische Systemanalyse mit dem Ziel der Abgrenzung geogener von anthropogenen Salzeinträgen in die Fließgewässer zum Inhalt.

Leitfähigkeitsmessungen

Entscheidend für die Ermittlung geogener und anthropogener Salzeinträgen in die Wipper ist die Lokalisierung von Zuflüssen, die sowohl oberflächliche Abflüsse als auch Grundwasserzutritte sein können. Dazu erfolgten wiederholte Längsprofilaufnahmen der Leitfähigkeit in der Wipper (an gut zugänglichen Stellen und Brücken zwischen Wipperdorf und Hachelbich). Zur näheren Charakterisierung der dabei ermittelten Salzwasserzutrittsbereiche (z. B. nördlicher Salzwasserzutritt stromunterhalb des Wehrs Stockhausen) wurden Durchflussmengenmessungen realisiert. Insgesamt

wurde an 22 Messpunkten Leitfähigkeitsprofilaufnahmen durchgeführt. In Tabelle 7 sind die Profilstandorte aufgeführt.

Tabelle 7: Messpunkte Längsprofilaufnahmen der Leitfähigkeit zwischen den Pegeln Wipperdorf und Hachelbich

Messstelle	Rechtswert	Hochwert
Brücke vor Pegel Wipperdorf	4406056	5702759
Brücke bei Kinderode	4408656	5701364
Brücke bei Nohra	4409494	5701204
Brücke bei Wollersleben	4411075	5700986
Brücke bei Wolframshausen	4412377	5700454
Brücke Kleinfurra "Rüxlebener Zoll"	4413528	5698799
Brücke Großfurra, Bahnhof	4416751	5696642
Fußgängerbrücke Sondershausen-Stockhausen (FGB)	4419989	5694694
Fußgängerbrücke Sondershausen Park (FGB)	4421276	5693981
Brücke Sondershausen, Puschkin-Promenade	4422194	5693376
Brücke Sondershausen-Jecha, Steingraben	4423154	5692710
Brücke Sondershausen- Berka	4425550	5691212
Brücke Hachelbich Müserschacht	4427288	5690979
Brücke Pegel Hachelbich	4428516	5690818

Neben der Erfassung der Durchflüsse an den beiden bestehenden Durchflussmessstellen Pegel Wipperdorf und Pegel Hachelbich erfolgte an drei weiteren Messstellen (Großfurra, Berka, Kleinfurra) mit beobachteter signifikanter Zunahme der Leitfähigkeit eine Bestimmung des Durchflusses. Ergänzend dazu wurden einmalige kombinierte Gewässeraufnahmen mit Messung der Leitfähigkeit und des Durchflusses an der Bode und der Wipper (oberhalb Wipperdorf) durchgeführt. Diese Messungen dienen der weiteren Lokalisierung unterirdischer Salzzutritte in die Gewässer.

Tomografische Untersuchungen

Im Umfeld der Halde Bleicherode wurde bereits 1996 das geophysikalische Verfahren der geoelektrischen Widerstandstomografie eingesetzt. Es wurden insgesamt 9 Profile, zum Teil im Bereich vorhandener Grundwassermessstellen aufgenommen und darauf basierend 9 zweidimensionale Tiefenschnitte mit einer Erkundungstiefe bis 100 m erstellt, die der räumlichen Erfassung der von der Halde ausgehenden Versalzung im Aquifer dienen. Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden 2003 insgesamt fünf geoelektrische Tomographie-Profile im Umfeld der Halde Bleicherode aufgenommen. Auf Grund der höchst möglichen Auslage vor Ort wurden Erkundungstiefen zwischen 55 und 80 m Tiefe erreicht. Die Lage der Tomographischen Profile sowie eine Ergebnisbeschreibung der Messungen sind in K-UTEK (2005) dokumentiert.

Die Auswertung der Tomographie-Messungen im Zusammenhang mit der Grundwasserversalzung im Abstrom der Halde Bleicherode in Kap. 5.4, S. 91 beschrieben.

3.3.3 Niederschlags-Abfluss-Modellierung und Modellweiterentwicklungen

Im Untersuchungsraum II (Teileinzugsgebiet Wipper/Bode und Helbe) wurden die Niederschlags-Abflussmodellierungen in einer höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung mit dem Focus der gekoppelten Modellierung im Einzugsgebiet Wipper/Bode vorgenommen. Die Datengrundlagen

hinsichtlich der Klimadaten entsprachen den Modellierungen im Untersuchungsraum I (s. Kap. 3.2.2).

Der wesentliche Unterschied zur NA-Modellierung im Untersuchungsraum I, in dem auf Teilgebietsebene gearbeitet wurde, bestand darin, dass im Untersuchungsraum II auf Elementarflächenebene modelliert wurde. Als Elementarflächen (EFL) werden orthogonale Polygone bezeichnet, die in ihrer Rasterweite bereits auf die Grid-Größe des Grundwassermodells zugeschnitten sind (s. Kap. 6.1.5, S. 112).

Sowohl für die Detailmodellierung als auch für die Kopplung war die Abstimmung der Modellierungszeiträume von großer Bedeutung. Auf Grund der teils inhomogenen Datenlage zu dynamischen Daten mussten die Einzelprogramme ihre Kalibrierungen an unterschiedlichen Zeiträumen vornehmen. Nach Auswertung der vorliegenden Daten und unter Berücksichtigung der hydrologisch-hydrochemischen Situation in Folge des zurückgehenden Bergbaus wurde mit den in Tabelle 8 aufgeführten Modellierungszeiträumen gerechnet.

Tabelle 8: Modellierungszeiträume

Zeitraum	Zielstellung	Modell
01.11.1980 – 30.10.2000	Abfluss-Analyse	DIFGA
01.01.1995 – 31.12.2000	Kalibrierung	NA-Modell
01.01.2001 – 31.12.2003	Validierung	NA-Modell
01.11.1994 – 31.10.2003	instationäre Kalibrierung	GW-Modell
01.11.1994 – 31.10.2003	Gekoppelte Modellierung	NA-Modell / GW-Modell

3.3.4 Grundwassermodellierung

Die Grundwassermodellierung wird innerhalb des Raumes II in dem TEZG Hachelbich/Wipper vorgenommen. Die Abbildung 15 zeigt das Gebiet der Grundwassermodellierung.

Die Reduzierung auf diesen Teilraum liegt zum einen in der Dichte der Punktquellen in diesem Raum (Halden und Laugenstapelbecken) begründet, zum andern sind die hydrogeologischen Verhältnisse im TEZG Wasserthaleben/Helbe derart kompliziert, dass eine Beschränkung auf den Raum des TEZG Hachelbich/Wipper vorgenommen werden musste. Außerdem ist im Süden dieses Gebietes die unterirdische Einzugsgebietsgrenze weit in Richtung TEZG Helbe verschoben.

Die Modellierung des Grundwassers erfolgt mit dem Programmsystem MODFLOW. Dabei handelt es sich um ein modular aufgebautes Finite-Differenzen-Modell (HARBAUGH *et al.* 2000). Die **Diskretisierung** des Modells wird anhand orthogonal zueinander stehender Zeilen (Rows), Spalten (Columns) und Schichten (Layers) vorgenommen. Die Knoten der Zellen liegen jeweils im Zellenmittelpunkt. Die Kopplung des Niederschlags-Abfluss-Modell ArcEGMO (PFÜTZNER, 2002) mit einem Grundwassermodell wurde dafür konzipiert. Dieses Programm wurde gewählt, da ein Programm zur 3D-Simulation von Festgesteinsgrundwasserleitern unter Zugrundelegung der Auswahlkriterien für das Grundwassermodell (open source code für Modellkopplung, Pre- und Postprocessing, umfangreiche Erfahrungswerte, breiter Anwenderkreis und somit Übertragbarkeit / Anwendbarkeit der methodischen Ergebnisse des Projektes) nicht verfügbar ist.

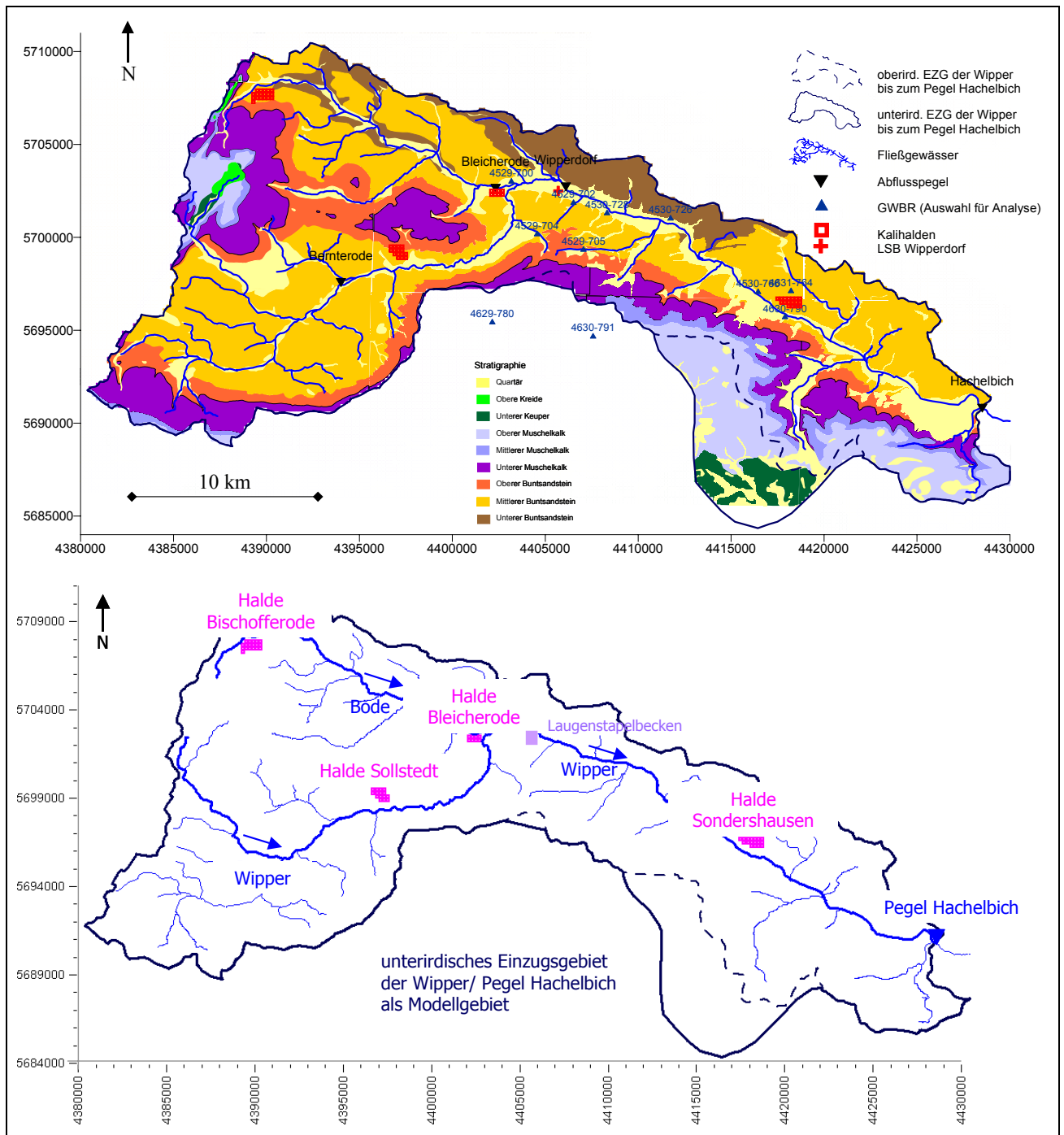


Abbildung 15: Untersuchungsraum II – Gebiet der Grundwassermodellierung (oben: Geologie; unten: Fließgewässernetz)

Die **Diskretisierung** des Modells wird anhand orthogonal zueinander stehender Zeilen (Rows), Spalten (Columns) und Schichten (Layers) vorgenommen. Die Knoten der Zellen liegen jeweils im Zellenmittelpunkt. Das Prinzip der Modell-Diskretisierung ist in Abbildung 16 dargestellt.

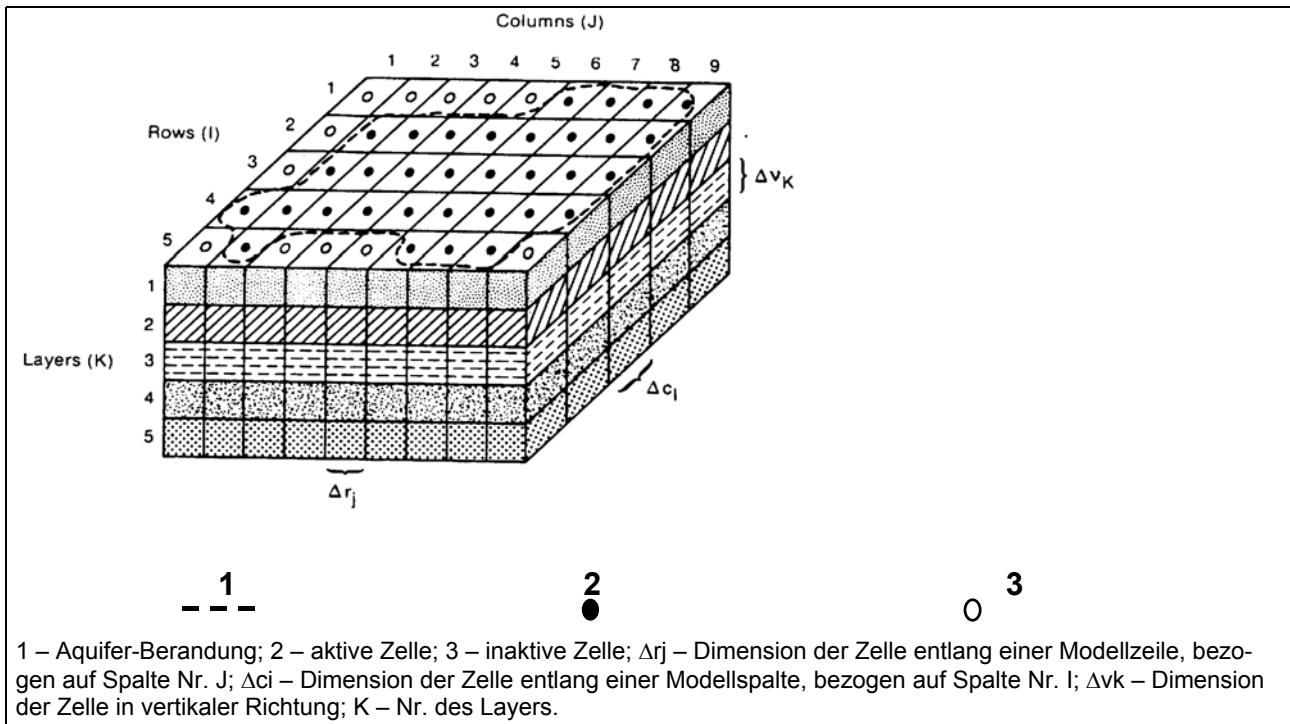


Abbildung 16: Modelldiskretisierung im Programm MODFLOW (aus McDONALD & HARBAUGH, 1988)

Ausgehend von der allgemeinen DARCY-Gleichung (1)

$$Q = k_f \cdot \frac{\Delta h}{l} \cdot A \quad (1)$$

- Q ... Wassermenge (L^3/t)
- k_f ... Durchlässigkeitsbeiwert (L/t)
- Δh ... Änderung der Standrohrspiegelhöhe (L)
- l ... Fließweglänge (L)
- A ... Fließquerschnitt (L^2)

wird in einem Übergang von einer Modellzelle zu nächsten (s. Abbildung 17) das Darcy-Gesetz in der folgenden Form abgebildet:

$$q_{i,j-1/2,k} = k_{i,j-1/2,k} \cdot \Delta c_i \cdot \Delta v_k \cdot \frac{(h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k})}{\Delta r_{j-1/2}} \quad (2)$$

- $q_{i,j-1/2,k}$... Volumenstrom von Zelle i, j-1, k in Zelle i, j, k
- $k_{i,j-1/2,k}$... hydraulischer Widerstand zwischen den Zellknoten i, j, k und i, j-1 und k
- $h_{i,j,k}$... Standrohrspiegelhöhe in Zelle i, j, k
- $h_{i,j-1,k}$... Standrohrspiegelhöhe in Zelle i, j-1, k

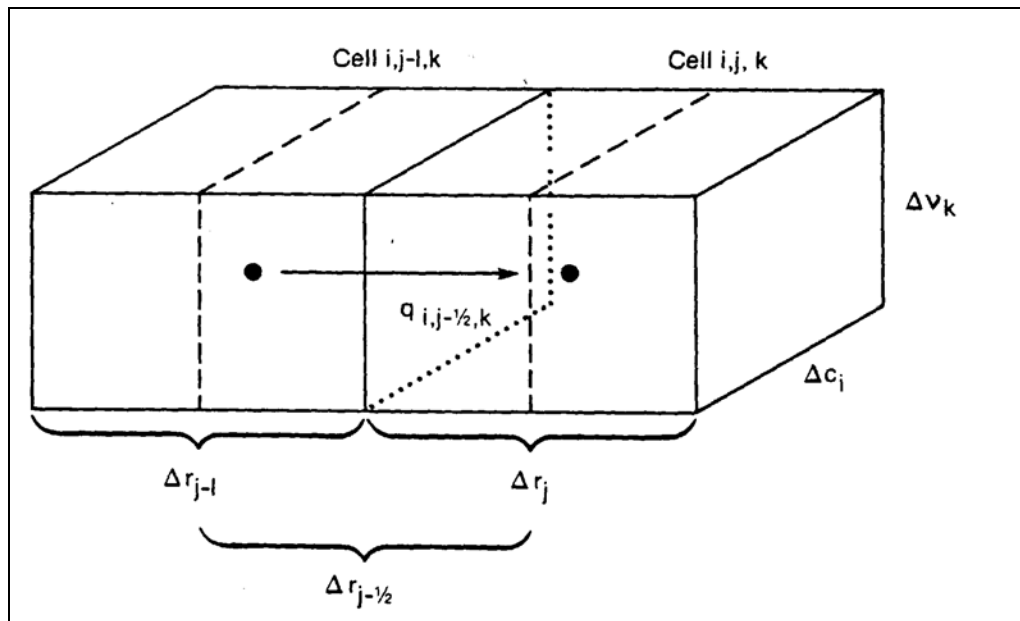


Abbildung 17: Strömung in die Zelle i,j,k von der Zelle $i,j-1,k$ im Finite-Differenzen-Modell MODFLOW (aus MCDONALD & HARBAUGH, 1988)

Wesentlich für die Beschreibung des Strömungsfeldes sind weiterhin die **Randbedingungen**. Grundsätzlich werden für die Lösung der Strömungsgleichung drei Randbedingungen unterschieden.

Randbedingung 1. Art: Das Potential ϕ ist auf der Berandung in Abhängigkeit von Ort und Zeit bekannt. Typisch dafür sind Wasserstände von Gewässern oder Brunnen.

Randbedingung 2. Art: Der Potentialgradient $\frac{\partial \phi}{\partial x}$ oder der über den Rand fließende spezifische Volumenstrom q sind als Funktion von Ort und Zeit bekannt.

Randbedingung 3. Art: Das Potential ϕ ist in Abhängigkeit von Ort und Zeit bekannt, es existiert zwischen dem Strömungsfeld und dem Rand jedoch ein zusätzlicher Widerstand. Typischer Fall dafür die Kolmation eines Gewässerbettes.

Für die Fragestellungen der Modellkopplung sind vor allem die Abbildung der **Fließgewässer** und der **GW-Neubildung** in dem Programmsystem MOFLOW von Bedeutung.

Die konzeptionelle Darstellung der Strömung zwischen Fließgewässer mit einer kolmatierten Schicht (River Package) und Aquifer zeigt die Abbildung 18. Je nach Potentialdifferenz zwischen der Gewässeroberfläche und dem Grundwasser in der Zelle unterhalb des Gewässers kommt es nach Gleichung (5.3) zu einer Exfiltration aus dem Aquifer in das Gewässer ($Q_{RIV} < 0$) oder zu einer Infiltration des Gewässers in den Aquifer ($Q_{RIV} > 0$).

$$Q_{RIV} = C_{RIV} \cdot (H_{RIV} - h_{i,j,k}) \quad (3)$$

mit

$$C_{RIV} = \frac{K \cdot L \cdot W}{M} \quad (4)$$

- Q_{RIV} – Volumenstrom der Interaktion zwischen Gewässer und Aquifer
- H_{RIV} – Wasserspiegelhöhe im Gewässer
- $h_{i,j,k}$ – Standrohrspiegelhöhe in der Zelle i, j, k
- K – hydraulischer Widerstand des Gewässerbettes (Kolmationsschicht)
- L – Länge des Gewässerabschnittes in der Zelle i, j, k
- W – Breite des Gewässerabschnittes in der Zelle i, j, k
- M – Mächtigkeit der Kolmationsschicht im Gewässerabschnitt der Zelle i, j, k

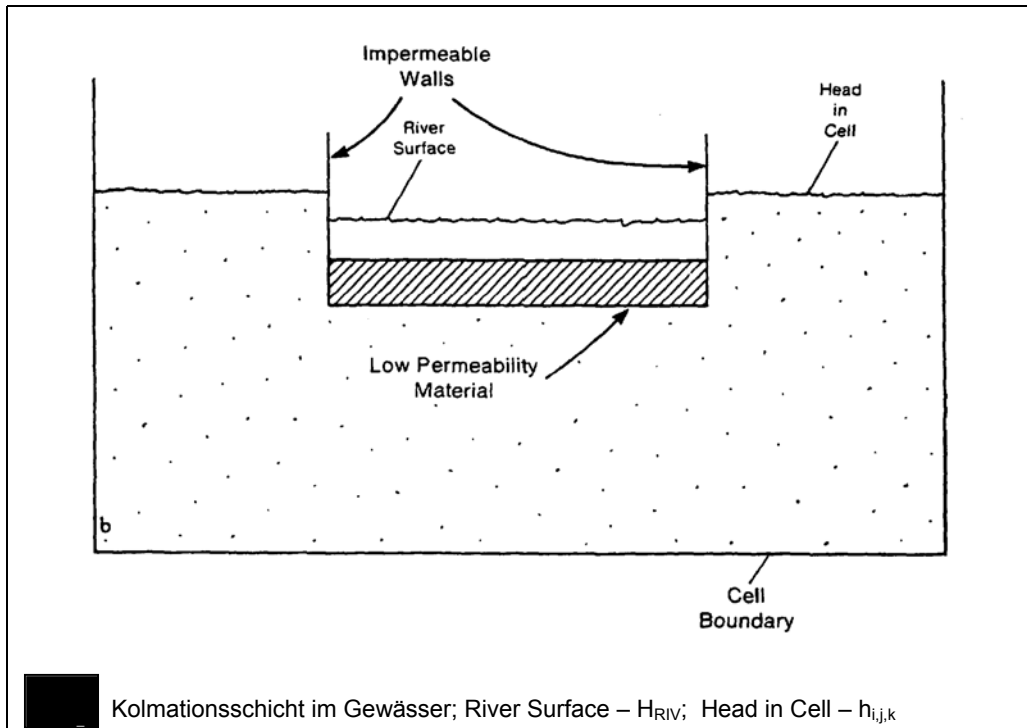


Abbildung 18: Abbildung der eines Gewässers im Programmsystem MODFLOW (aus McDONALD & HARBAUGH, 1988)

Die **Grundwasserneubildung** (Recharge) wird aus externen Abschätzungen (zumeist in Form langjähriger Mittelwerte) in dem Modell als flächenhafte Speisung des Aquifers vorgegeben und wird nach folgender Gleichung weiterverarbeitet:

$$Q_{Ri,j} = I_{i,j} \cdot A_{i,j} \quad (5)$$

- $Q_{Ri,j}$ Volumenstrom durch Grundwasserneubildung in die Zelle i,j (L^3/t)
- $I_{i,j}$ Neubildungsrate in der Zelle i,j (L/t)
- $A_{i,j}$ Fläche der Zelle i,j (L^2)

Ziel der Modellkopplung ist es, die Parameter der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlagsabflussmodell zeit- und flächendifferenziert zu übernehmen (s. Kap. 6.1, S. 110).

Der Aufbau des Strukturmodells, ausgehend von den geologischen Verhältnissen im Untersuchungsraum II wird in Kap. 7.2 (s. S. 127ff) beschrieben.

3.3.5 Modellkopplungen

Ein wesentlicher Schwerpunkt der Arbeiten zur Erstellung eines Management-Tools zur Steuerung bergbaubedingter, salinärer Einträge war die Kopplung des NA-Modells ArcEGMO (PFÜTZNER, 2002) mit dem Grundwassermodell auf der Basis des Programmsystems MODFLOW (HARBAUGH, *et al.*, 2000) im Untersuchungsraum II.

Die Kopplung erfolgte mit Hilfe der Übergabegrößen Grundwasserneubildung und Wasserstände des Gewässers und Flusswasserstand. Die Kopplung der Modelle erfolgte dabei zweistufig.

In einer *ersten Kopplungsstufe* wurde durch eine offline-Schnittstelle die Möglichkeit der instationären Kalibrierung des Grundwassermodells mit den flächendifferenzierten Monatssummen der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlagsabfluss-Modell geschaffen. Neben der stark verbesserten Kalibrierung (Speichervermögen, Grundwasserinfiltration/-exfiltration) war die Anpassung des Grundwassermodells an die Kopplungsgröße möglich.

In der *zweiten Kopplungsstufe* erfolgte die Einbeziehung der Wasserstände (Grundwasser und Fließgewässer) als Übergabeparameter. Es kommt zu einer zeitschrittweisen Übergabe der Flusswasserstände und Grundwasserneubildung vom NA-Modell an das Grundwassermodell und eine Übergabe der Grundwasserzuflüsse ins Fließgewässer sowie der Grundwasserstände vom GW-Modell an das NA-Modell.

Die Modellkopplung setzt eine Kalibrierung der Einzelmodelle voraus. Für das Grundwassermodell war deshalb nach dem Aufbau des Strukturmodells zunächst eine Stationäre Kalibrierung erforderlich. Parallel dazu wurde das NA-Modell an den Abflussganglinien der Pegel Wipperdorf und Hachelbich geeicht, wofür mittlere Grundwasserflurabstände aus der in Kap. 4.2.3 (s. S. 72) beschriebenen Gebietsrecherche genutzt wurden.

Die Instationäre Kalibrierung des Grundwassermodells erfolgte als ‚Kopplungsstufe 1‘ mit den durch das NA-Modell ausgewiesenen dynamischen, flächenbezogenen Grundwasserneubildungswerten. Als Anfangsbedingungen der instationären Rechnungen wurden das Ergebnis der stationären Kalibrierung (Zustand 01.11.1994) angesetzt. Eine generelles Ablaufschema der vorbereitenden Arbeiten zur Kopplung an den Einzelmodellen zeigt die Abbildung 19.

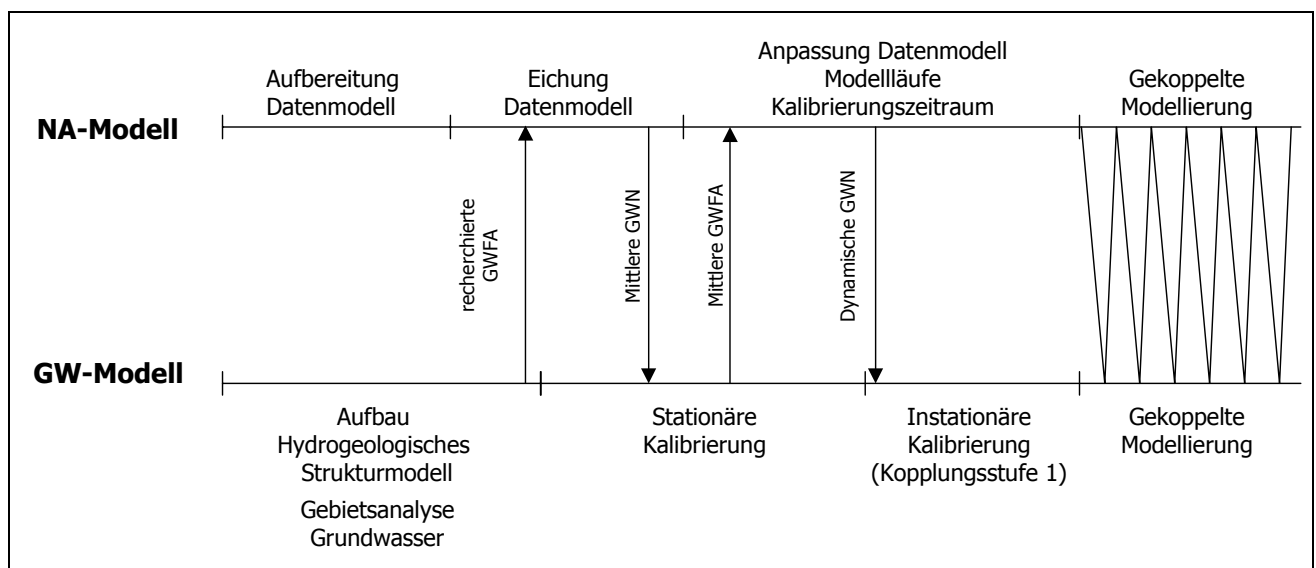


Abbildung 19: Generelles Ablaufschema der Modellkopplung (bis ‚Kopplungsstufe 1‘)

Parallel zu den gebietsbezogenen Arbeiten an den Einzelmodellen wurde die programmtechnische Umsetzung der Modellkopplung vorgenommen. Als Programmiersprache für das Kopplungstool kam Python zum Einsatz. Diese objektorientierte Sprache zeichnet sich durch hohe Dynamik und flexible Datenstrukturen aus, Vorzüge, die für die zu bearbeitende Fragestellung genutzt wurden.

Das Kapitel 6 beschreibt sowohl die modelltechnische Umsetzung der Kopplung (Kap. 6.1) als auch die programmtechnische Realisierung (Kap. 6.2).

Ergebnisse der gekoppelten Modellrechnungen sowie weitergehende generelle Erfahrungen zur Problematik von Modellkopplungen befinden sich im Kapitel 9.

3.4 Untersuchungsraum III – Punktquellen

Vertiefende hydrologische Untersuchungen an den Haldenstandorten wurden durchgeführt, um die von den Rückstandshalden ausgehenden diffusen Stoffeinträge bei der Modellierung berücksichtigen zu können.

Die Salzhalden weisen hydrologisch gesehen extreme Besonderheiten und Unterschiede gegenüber natürlichen Einzugsgebieten auf. Langjährige hydrologische Beobachtungen bzw. Erfahrungen liegen nicht vor. Die Entstehung und z.T. die gegenwärtigen Veränderungen sind ausschließlich anthropogen bedingt. Das erfordert ein umfassendes und komplexes Herangehen an die Untersuchung der hydrologischen Prozesse in den Halden und in ihrem Umfeld.

Konzeptionell wurden zwei Aufgabenbereiche unterschieden: zum einen die haldeninternen Prozesse, die zu einem kontaminierenden Output führen und zum anderen das Verhalten dieses Outputs im Untergrund bzw. Abstrombereich der Halde(n). Schwerpunkte der Untersuchungen waren:

- die Quantifizierung von Wasserströmen in und unter der Halde und
- die Bestimmung der Verweilzeiten, Abstandsgeschwindigkeiten und Austauschraten in und unterhalb der Halde

Untersuchungen zu hydrologischen Prozessen innerhalb der Salzhalden stellte sich im Verlauf des Projektes als nicht relevant heraus.

4 Gebietsanalyse Wasserhaushalt

4.1 Analysen im Untersuchungsraum I

4.1.1 Abflusskomponentenaufteilung mittels DIFGA

Mit dem Differenzganglinienanalyseverfahren DIFGA (SCHWARZE, 1992) erfolgt rechnergestützt die Aufteilung des Gebietsabflusses eines EZG in mehrere Komponenten und deren Zuordnung zu unterschiedlichen Herkunftsräumen. Die Abbildung 20 veranschaulicht die Aufteilung der Wasserflüsse mit DIFGA. Vier Abflusskomponenten werden unterschieden:

- schneller Direktabfluss RD1, QD1
- verzögerter Direktabfluss RD2, QD2
- kurzfristiger Grundwasserabfluss RG1, QG1
- langfristiger Grundwasserabfluss RG2, QG2.

Mit R werden dabei die Zuflüsse zum Gebietspeicher (Abflussbildung) und mit Q die Abgaben aus dem Speicher in das Gewässernetz (Abflusskonzentration) bezeichnet. Die beiden ersten Komponenten sind schnelle Abflusskomponenten und die beiden letzten Abflüsse sind langsame Abflusskomponenten. Eine genaue Beschreibung dieser vier Teilabflüsse enthält DYCK & PESCHKE (1995).

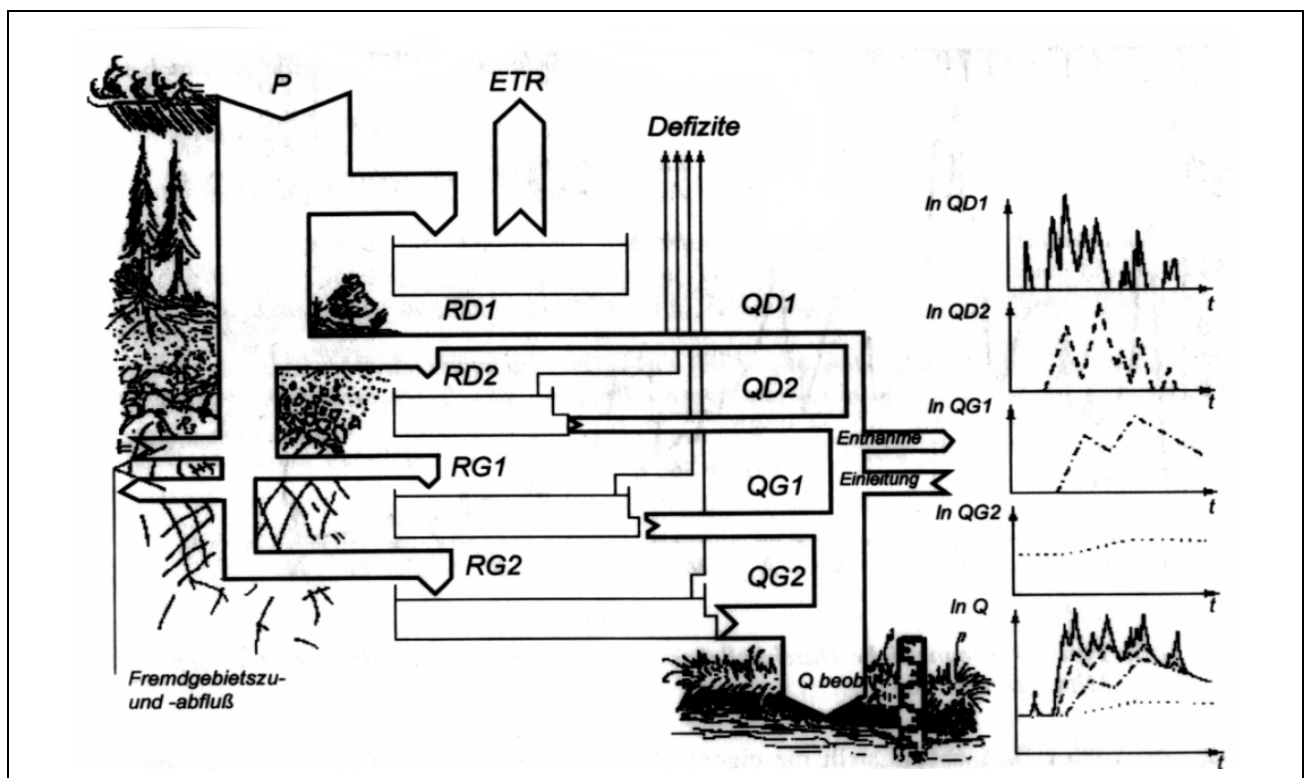


Abbildung 20: Schema des Differenzganglinienverfahrens DIFGA aus SCHWARZE *et al.* (1991)

Für die Arbeit mit DIFGA stellt das Lithofazieskonzept eine wesentliche Grundlage dar. Das Lithofazieskonzept wurde im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogramms „Regionalisierung in der Hydrologie“ entwickelt. Das Lithofazieskonzept geht vom dominanten Einfluss geologischer Eigenschaften auf den Grundwasserabfluss aus. Aus langjährigen Beobachtungsreihen des Durchflusses ($\Delta t = 1d$) werden in DIFGA mit einer Separationsvorschrift die Abflusskomponenten kontinuierlich abgetrennt. Bei der Separation des Durchflusses wird mit der stabilsten, am wenigsten schwankenden Abflusskomponente QG2, begonnen. Anschließend wird eine Differenzganglinie DGL1 ($\ln Q -$

In QG2) ermittelt und die Komponente QG1 von der DGL1 abgetrennt. Demnach setzt sich der Gesamtabfluss Q zum Zeitpunkt t aus den drei Komponenten QD, QG1 und QG2 zusammen:

$$Q(t) = QD(t) + QG1(t) + QG2(t) \quad (6)$$

QD ist dabei eine Mischkomponente, welche als Rest nach der Abtrennung von QG2 und QG1 noch verbleibt. QD umfasst den Oberflächenabfluss (QD1) sowie schnelle, bodeninnere Abflüsse (Interflow, Makroporenabfluss – QD2). QG1 lässt sich in Festgesteinseinzugsgebieten relativ schnell entwässerbaren Teilsystemen (Zersatz am Übergang Boden zu Anstehendem, Zerrüttungszonen, Karst etc.) zuordnen. QG2 ist in Trockenperioden die einzige noch vorhandene Komponente und entstammt dem Kluft- und/oder Porengrundwasserleiter des Einzugsgebietes. Die mittlere jährliche GWN in mm/a kann letztendlich der mittleren jährlichen Durchflusssumme für QG2 gleichgesetzt und somit bei geringem Daten- und Bearbeitungsaufwand bestimmt werden. (SCHWARZE *et al.* in KLEEGERG *et al.* (HRSG.), 1999) Eine ausführliche Beschreibung der Methodik findet sich darüber hinaus in TUD (2005).

4.1.2 Verweilzeitbestimmung des verzögerten Grundwasserabflusses

Zur Bestimmung der mittleren Verweildauern und Umsatzräume der mit DIFGA ermittelten langsamen Grundwasserflusskomponenten (QG2) kommt eine tracerhydrologische Methode zum Einsatz, bei der das Umweltisotop Tritium (^3H) beobachtet wird. Die Eignung von Tritium für die Altersdatierung langsamer Abflusskomponenten ($2a < T_M < 100a$) ist auf den kurzen, extrem hohen Eintrag infolge der oberirdischen Kernwaffentests in den 50er Jahren und den nachfolgenden, exponentiellen Rückgang zurück zu führen („Bombentritium“). Mit einem inversen Vorgehen wird aus bekannten Inputwasserflüssen $Q_{in}(t)$ mit der Tracerkonzentration $C_{in}(t)$ und bekannter Outputkonzentration $C_{out}(t)$ auf die Systemeigenschaften T_M und V_m rückgeschlossen (SCHWARZE 1998). Die mittlere Verweildauer T_m bezeichnet (nach GABRIEL *et al.* 1989) das Mittel aller Fließwege der betrachteten Abflusskomponente und ist nicht mit ihrer mittleren Abstandsgeschwindigkeit gleichzusetzen! Definiert ist T_M als

$$T_M = \frac{V_m}{Q} \quad (7)$$

mit dem Volumen des frei beweglichen (mobilen) Wassers im System V_m und der Ausflussrate Q . Sie ergibt sich als Anpassungsparameter in sogenannten Lumped-Parameter-Modellen, die zur Interpretation von Umweltisotopendaten entwickelt wurden (ZUBER *et al.* 1986). Die Anpassung erfolgt durch Lösung des inversen Problems, d.h. durch die Untersuchung des Übertragungsverhaltens des GW-Fließsystems zwischen Isotopeneintrag (Inputfunktion) und dem Output, den Tritiumkonzentrationen im Grundwasser bzw. dessen oberirdischen Abfluss.

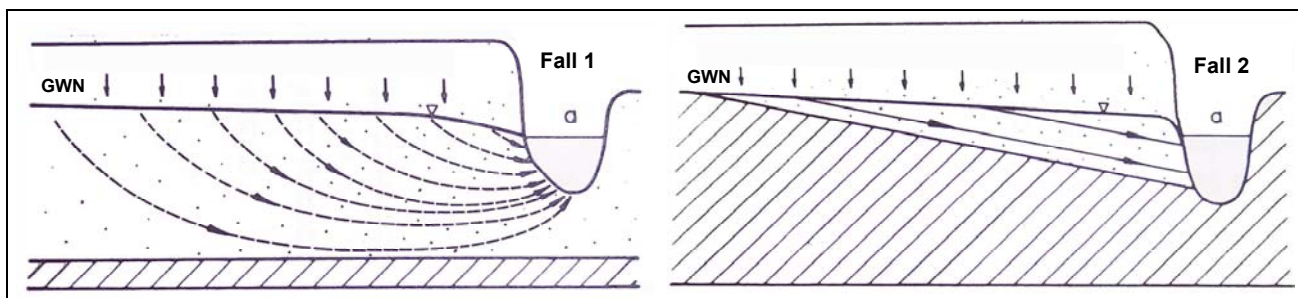


Abbildung 21: Schematisierte, durch Lumped-Parameter-Modelle abgebildete Fließzustände in Grundwasserleitern; (a) bei Beprobung im Vorfluter Verweilzeitbestimmung mit Exponentialmodell (Fall 1) bzw. Linearmodell (Fall 2); nach MALOSZEWSKI & ZUBER (1982); überarbeitet

Vorteil der Lumped-Parameter-Modelle ist, dass der natürliche Grundwasserleiter (GWL) mit meist nur aufwendig bestimmbar Parametern durch einen Modell-GWL mit definierten Eigenschaften und wenigen Modellparametern ersetzt wird. Um der Vielfalt der hydrogeologischen Verhältnisse gerecht zu werden, steht eine Reihe von verschiedenen Lumped-Parameter-Modellen zur Auswahl. Genannt seien hier nur zwei der Grundmodelle: Exponential- und Linearmodell, die für natürliche Flusseinzugsgebiete häufig in Frage kommen. Abbildung 21 zeigt schematisch die Strömungsverhältnisse von 2 Grundwasserleitern, die den genannten Fließmodellen entsprechen.

4.1.3 Regionalisierung

Die Grundwasserneubildung und die mittlere Verweilzeit T_M werden mit den beschriebenen Methoden für möglichst viele TEZG im Raum I ermittelt. Für die restlichen Flächen werden analoge Aussagen durch Regionalisierung bezüglich der dominantesten Einflussfaktoren gewonnen. Die deutlichste Sensitivität beider Parameter besteht in Bezug auf den Gebietsniederschlag und die Lithofaziesseinheit, wie es die Untersuchungen von SCHWARZE et al. (1998) zeigen. Der Raum I bzw. das EZG Unstrut/Oldisleben ist hydrogeologisch wie morphologisch relativ einfach strukturiert (wenige, in sich homogene Lithofaziesseinheiten, klimatisch geringe Bandbreite). Außerdem liegen für die vorkommenden Lithofaziesseinheiten und Klimaregionen auch Ergebnisse aus anderen Gebieten vor. Aus dem breiten Spektrum von Einzelanalysen wird eine regionale Übertragungsfunktion ermittelt und damit die Grundwasserneubildung und die mittlere Verweilzeit auch für die restlichen Flächen im Raum I abgeleitet.

Für die hydrologisch unbeobachteten Gebieten wird GIS-gestützt in Abhängigkeit von der hydrogeologischen Einheit der Erwartungswert des Parameters bestimmt. In einem zweiten Schritt wird dann regel- und fallbasiert innerhalb der Schwankungsbreite der wahrscheinlichste Bereich des Parameters festgelegt. Je nach Menge und Güte der zur Verfügung stehenden Informationen (geohydraulische Kennwerte) und Fälle (dem jeweiligen Untersuchungsgebiet ähnliche mit DIFGA bzw. Tracer untersuchte Gebiete) kann dabei die Spannweite mehr oder minder eingengt werden.

4.1.4 Ergebnisse

Voraussetzung für die nach Kap. 3.2.1 anzuwendenden Methoden der Abflusskomponenten- und Verweilzeitanalyse ist eine hydrologisch-geologische Einzugsgebietsanalyse. Dazu wurden alle im Raum I abgrenzbaren Teileinzugsgebiete (TEZG) nach folgenden Kriterien untersucht und zur weiteren Bearbeitung ausgewählt (s. Abbildung 22):

- Repräsentierung der im Raum I und II dominierenden hydrogeologischen Einheiten (Lithofazies),
- Hydrogeologische Homogenität,
- Unbeeinflusster Wasserhaushalt (ohne Talsperren, Rückhaltebecken, Überleitungen o.ä.),
- Hydrologische Abgrenzbarkeit, d.h. eine Durchflussmessstelle mit bekanntem bzw. abgrenzbarem Einzugsgebiet repräsentiert den Gesamtabfluss,
- Ausreichende zeitliche Auflösung ($\Delta t=1d$) und Länge der Beobachtungsreihe des Gebietsabflusses (mind. 10 Jahre).

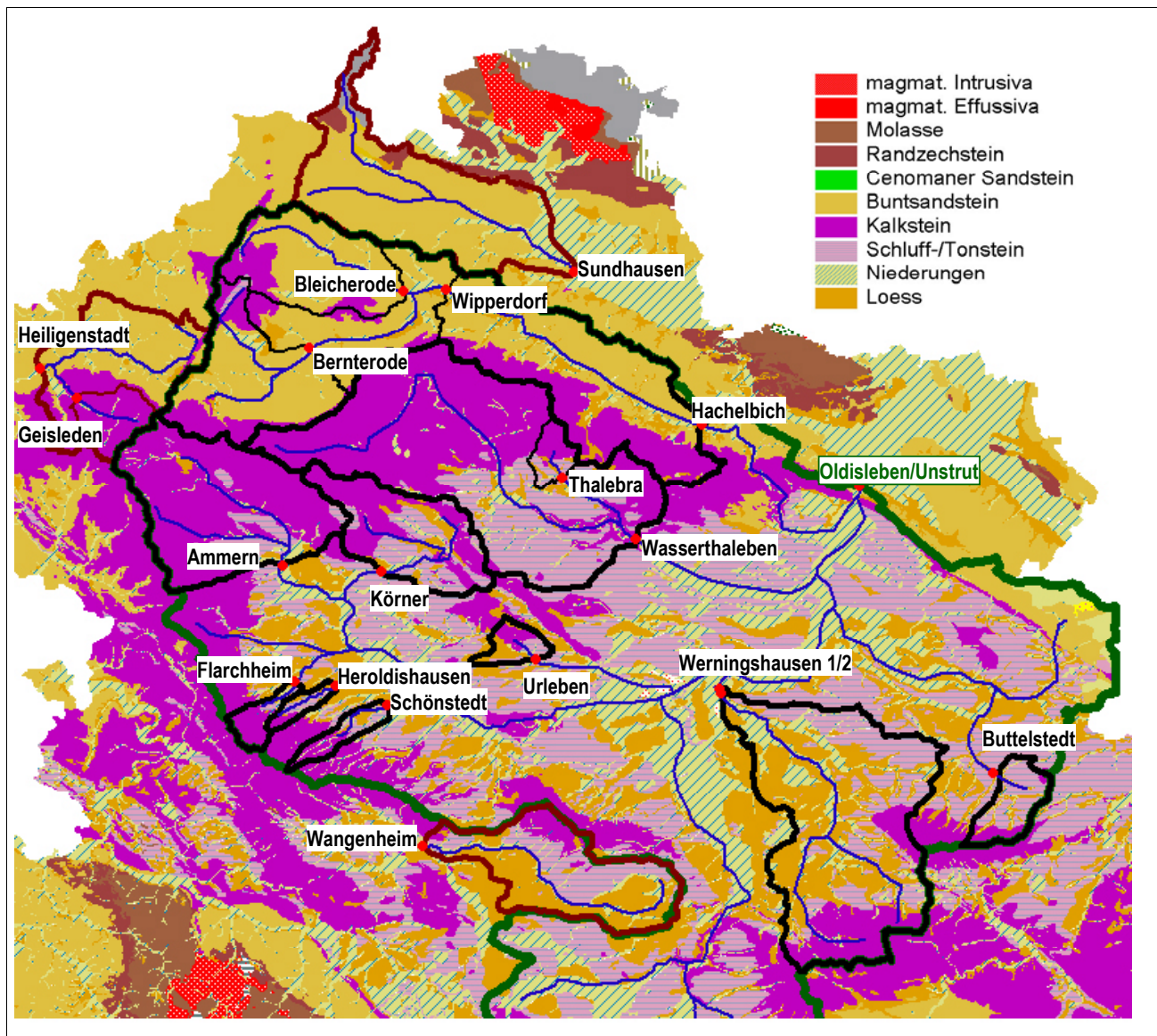


Abbildung 22: Lithofazies und ausgewählte TEZG im Raum I

Als Grundlage diente die digitale „Karte der hydrogeologischen Einheiten (Lithofazies)“ des Thüringer Landesamtes für Umwelt und Geologie, die auf den Arbeiten von TLU (1996) basiert, ergänzende geologische Karten (GK 25 und 400) sowie die Thüringer Pegelkarte. Das Ergebnis ist in Tabelle 9 zusammengefasst.

Das Flussgebiet der Wipper mit den TEZG Bleicherode, Bernterode, Wipperdorf und Hachelbich wird demnach als vom Buntsandstein dominiert angesehen. In den Auen und mittleren Lagen stehen die Schichten des Mittleren und oberen Buntsandsteines mit tonigen Zwischenlagen bzw. –folgen an. Die höheren Lagen bedeckt Kalkstein. Der im EZG Wipper kleinräumig die Höhenzüge bedeckende Kalkstein bildet südlich des Dün als 200-300 m mächtige Schicht den breiten Rand des zentralen Thüringer Beckens. Dieser verschwindet bald unter den Schluff- und Tonsteinen des Keupers. Als letzte wesentliche Lithofazies überlagern quartäre und tertiäre Löss-Ablagerungen und die Lockergesteinsfüllungen der Talstrukturen (Niederungen) die Keuper-Schichten.

Tabelle 9 Flächenanteile hydrogeologischer Einheiten im EZG Unstrut/Oldisleben (Quelle: „Grundwasser in Thüringen“ 1996)

Hydrogeol. Einheit (Lithofazies)	Code	Fläche in km ²	Anteile
magmat. Intrusiva	41	131.6	3.20%
magmat. Effusiva	42	5.6	0.10%
Molasse	60	58.8	1.40%
Randzechstein	71	1.8	0.04%
Kreidesandstein	81	2.6	0.06%
Buntsandstein	82	435.8	10.50%
Kalkstein	90	1165.1	27.90%
Schluff-/Tonstein	100	997.3	23.90%
Niederungen	203	732	17.50%

Tabelle 10: Bearbeitungsziele für die ausgewählten TEZG (Raum I)

TEG / PEGEL	Fluss	Fläche in km ²	LITHOFAZIES (dominierend)	Bestimmung von	
				GWN	Alter
Flussgebiet Unstrut / Pegel Oldisleben					
Bleicherode	Bode	104.2	Buntsandstein	X	X
Bernterode	Wipper	120.5	Buntsandstein	X	X
Wipperdorf	Wipper	317.8	Buntsandstein	X	X
Hachelbich	Wipper	523.9	Buntsandstein	X	X
Ammern	Unstrut	182.7	Kalkstein	X	X
Körner	Notter	99.5	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Flarchheim	Cammerbach	15.5	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Heroldishausen	Suthbach	9.7	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Schönstedt	Orlbach	16.7	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Thalebra	Sumpfbach	15.4	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Wasserthaleben	Helbe	374.3	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Urleben	Singerbach	16.7	Schluff-&Tonstein/Löss	X	X
Buttelstedt	Scherkonde	32.6	Schluff-&Tonstein/Löss	X	
Werningshausen	Gramme	293.5	Schluff-&Tonstein/Löss	X	
Andere Flussgebiete					
Sundhausen	Helme	200.6	Buntsandstein	X	X
Heiligenstadt	Leine	140.8	Buntsandstein	X	X
Geisleden	Geislede	30.1	Kalkstein	X	X
Wangenheim	Nesse (Werra)	127.0	Schluff-&Tonstein/Löss	X	
Gesamtfläche TEG		2034	Anzahl TEG	18	15

Insgesamt wurden 18 kleine bis mittlere TEZG im nordwestlichen Teil des Raumes I und benachbarten Flussgebieten gefunden (s. Tabelle 10). Eine auf den Gesamttraum des Thüringer Beckens ausgedehnte Ansprache anderer Flussgebiete brachte keine weiteren, passenden EZG dazu.

Für drei TEZG wurden die Bearbeitungsziele um die Altersdatierung reduziert. Die Lage dieser Pegel hätte den logistischen Aufwand zur erforderlichen Beprobung unverhältnismäßig erhöht.

Ergebnisse der Abflusskomponentenaufteilung mittels DIFGA

Für alle TEZG wurde DIFGA auf einen einheitlichen Zeitraum, 11/1980-10/2000, angewendet. Die Festlegung orientierte sich an den eingehenden Niederschlagsreihen, die vom Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK) im Rahmen der Verbundprojektarbeit aufbereitet wurden. Die Daten basieren auf Messwerten (Tagessummen) der Klima- und Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD), deren Messfehler nach RICHTER (1995) mit einem Faktor von +10% korrigiert wurde. Die Übertragung der punktuellen Messwerte erfolgte unter Berücksichtigung ihrer Lage entfernungs- und höhenabhängig auf sogenannte Elementarflächen (ELF). Das sind kleine Flächen, die durch Verschneiden von topografischer, Landnutzungs- und Bodenkarten entstehen und hydrologisch quasihomogen reagieren (PFÜTZNER ET AL. 1998). Da DIFGA jeweils nur eine Niederschlagsreihe für ein EG verarbeitet, wurden aus den ELF-Werten Gebietmittel für sogenannte Regionen zur Verfügung gestellt. Diese haben die Größenordnung eines mittleren EZG, 100 bis 200 km², und ihre Grenzen decken sich weitgehend mit denen der vorhandenen TEZG bzw. Fließgewässerabschnitte. Für die vier TEZG außerhalb des Raumes I geschah die Gebietsmittelbildung nach der Isohyetenmethode ebenfalls auf der Basis von DWD-Stationen.

In der Gesamtheit der analysierten Gebiete lassen sich die Lithofaziesseinheiten gut differenzieren. Die ermittelten Rückgangskonstanten GG1 und CG2 erweitern die bisher bekannten Spannweiten. Ursachen dafür können regional-geologische Besonderheiten sein, wie z.B. die Kalksteinformationen in den Buntsandsteingebieten sowie die Kalkstein- und Lössanteile in den Schluff- und Tonsteingebieten. Der Parameter $SG1_{grenz}$ wird in Abhängigkeit von der Aufteilung des GW-Abflusses in die schnelle und langsame Komponente (QG1 bzw. QG2) berechnet. Er kann als Obergrenze des drainablen Porenvolumens des schnellen GW-Abflussspeichers verstanden werden und damit bei verkarstungsfähigen Lithofazies als proportional zum Auslaugungsgrad. Darauf hin deutet auch ein Zusammenhang zwischen der Größe von $SG1_{grenz}$ und dem Anteil potentiell verkarsteten Kalksteins. Letzterer liegt im EG der Wipper bei 20-30%, im EG Heiligenstadt/Leine bei 39%, während Sundhausen keinen Kalkstein aufweist und das EG Geisleden über 90%.

Klimatische Größen wie der Niederschlag (P) haben in erster Linie einen quantitativen Einfluss auf das Abflussverhalten, z.B. auf die mittlere Höhe des Gesamtabflusses (Q). Unterschiede hinsichtlich der Niederschlagsabhängigkeit lassen sich auf grund der engen Niederschlagsbereiche in den einzelnen Lithofaziesgruppen nicht ohne weiteres ableiten. Der Einfluss der geohydraulischen Eigenschaften der Gebiete äußert sich dagegen stärker im qualitativen Abflussverhalten, der Aufteilung der Abflusskomponenten.

Tabelle 11: Ergebnisse der Abflusskomponentenaufteilung mit DIFGA

TEG / Pegel	Fluss	Lithofazies	P	QG2	QG1	QD	Q	Rest	CG1	CG2	SG1 _{grenz}
				[mm/a]					[d]		[mm]
Sundhausen	Helme	Buntsandstein	795	84	112	71	265	529	9	590	8.0
Hachelbich	Wipper	Buntsandstein (teilw. Kalkstein hangend)	759	83	98	31	213	547	16	570	13.0
Wipperdorf	Wipper		804	95	122	40	258	547	13	540	14.0
Bernterode	Wipper		809	113	116	33	262	547	16	590	14.0
Bleicherode	Bode		810	82	151	48	283	529	11	470	24.0
Heiligenstadt	Leine		848	96	181	43	319	528	15	630	23.0
Geisleden	Geislede (L.)		Kalkstein	850	124	222	35	378	470	20	190
Ammern	Unstrut	820		127	89	52	270	551	11	190	6.0
Thalebra	Sumpfbach	Schluff-&Tonstein/Löss auf Kalkstein	634	53	49	32	135	499	8	250	4.0
Wasserthaleben	Helbe		684	41	56	15	111	573	15	200	10.0
Körner	Notter		677	53	39	26	117	560	10	200	3.0
Heroldishausen	Suthbach		718	59	71	76	205	513	8	270	9.0
Schönstedt	Orlbach		733	29	35	27	91	642	8	230	6.0
Wangenheim	Nesse (W.)		595	17	43	14	74	521	14	210	13.0
Urleben	Singerbach		576	42	55	15	111	465	13	230	12.0
Werningshausen	Gramme		596	39	40	12	91	505	14	210	3.0

Abbildung 23 zeigt die Ganglinie des Vertreters der Buntsandstein- Lithofazies im Raum I. Das abgebildete Abflussjahr 1997 ist als relativ trocken einzustufen, so dass der Gesamtabfluss Q am Ende ausschließlich aus der langsamsten Ablusskomponente besteht.

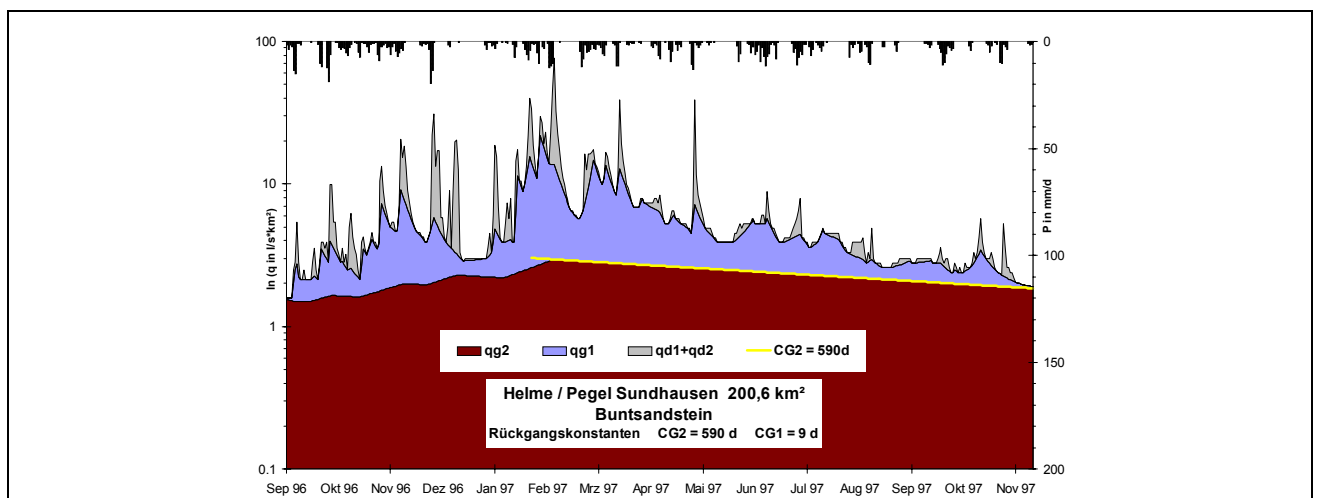


Abbildung 23: Typische Abflussganglinien eines Pegels mit buntsandsteingeprägtem Einzugsgebiet

Die Analyse der einzelnen TEZG bildete die Voraussetzung dafür, regional gültige, lithofaziestypische Grundwasserspendenschlüssel zu bestimmen.

Regionalisierung

Die Regionalisierung erfolgte für die relevanten Lithofaziesseinheiten Kalkstein, Buntsandstein, Löss sowie Schluff- /Tonstein. Für die Bestimmung der GWN in den nicht mit DIFGA bearbeiteten Gebieten wurde im ersten Schritt anhand einer möglichst großen Anzahl bekannter Gebiete die Abhängigkeit von der wichtigen Einflussgröße, dem Niederschlag, quantifiziert. Dafür wurden Abflusskomponentenanalysen anderer, vergleichbarer Gebiete hinzugezogen: DIFGA-Analysen der TU Dresden, GWN-Bestimmungen von KRAFT & SCHRÄBER (1982) und Literaturrecherchen von HAUPT (1996). Das Spektrum der damit vorliegenden mittleren GWN-Raten wurde um die QG2-Werte der eingehend untersuchten Gebiete erweitert. Für die entstehenden Mengen wurden Mittelwerte und Vertrauensgrenzen bestimmt (s. Abbildung 24).

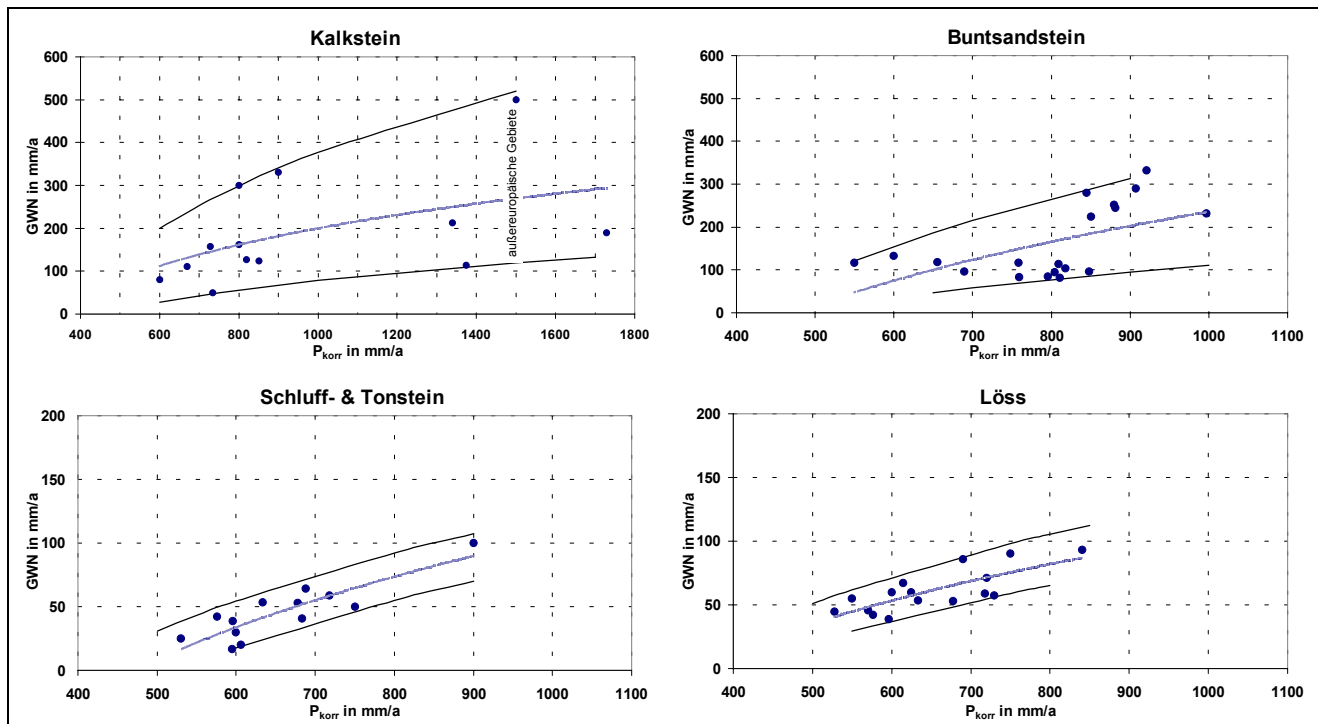


Abbildung 24: Mittlere jährliche GWN ausgewählter Lithofaziesseinheiten

Ein gutes Beispiel liefert die Ableitung der GWN-Schlüsselkurve für die Buntsandstein-Gebiete. Die DIFGA-Ergebnisse der Wipper-TEZG (s. Abbildung 25) markieren die untere Konfidenzgrenze (Punkte mit Ring). Das erklärt sich neben der geringen tektonischen Beanspruchung auch durch das schnelle Abfließen der Sickerwässer im Kalkstein, die sich aufgrund der Durchlässigkeitsdifferenz am Übergang zum Buntsandstein stauen und als Schichtquellen zu tage treten, ohne den Buntsandstein-Aquifer aufzufüllen.

Die DIFGA-Ergebnisse haben in Fällen, wo die angestrebte lithofazielle Homogenität der einzelnen TEZG nicht gegeben ist, integrativen Charakter. D.h. die Abflusscharakteristiken der beteiligten Lithofazies überlagern sich und führen zu Abweichungen von den Erwartungswerten. Im Vergleich mit anderen analysierten Gebieten lassen sich, wie gezeigt, solche Ursachen aber erkennen und regionaltypische Mittelwerte oder Parameter ableiten. In analoger Weise wurden auch für die anderen drei Lithofaziesseinheiten typische Schlüsselkurven bestimmt. Bei Schluff- & Tonstein und Löss konnten anhand der Zusatzdaten von den in Tabelle 10 als Mischgebiete klassifizierten TEZG Wangenheim und Wasserthaleben eindeutig der Lithofazies Schluff- & Tonstein zugeordnet werden.

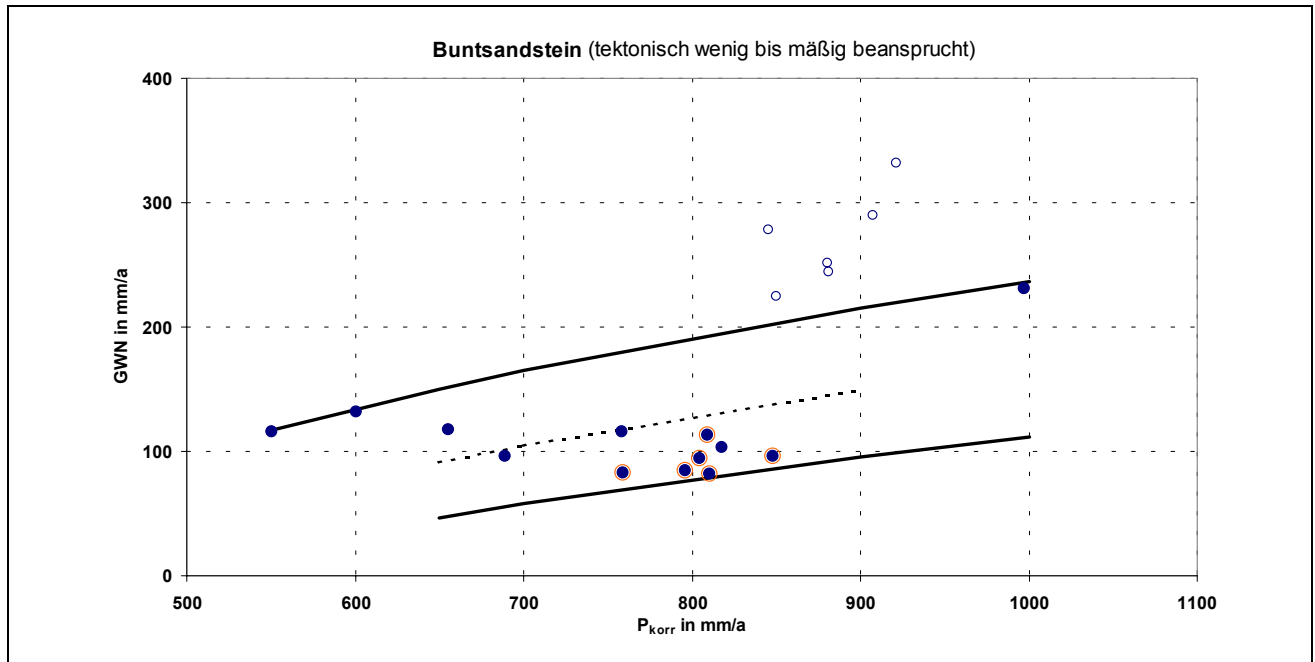


Abbildung 25: Mittlere jährliche GWN und Unstrut-spezifische Schlüsselkurve

In Abbildung 27 sind u.a. alle Schlüsselkurven (z.T. aus SCHWARZE & DRÖGE 1998) für die gültigen Niederschlagsbereiche dargestellt. Sie ermöglichten schließlich, GIS-gestützt die mittlere jährliche GWN unter Berücksichtigung der Niederschlags- und Lithofaziesverteilungen flächendeckend zu bestimmen.

Ergebnisse der Verweilzeitbestimmung des verzögerten GW-Abflusses

Die Arbeiten zur Bestimmung der mittleren Verweilzeit der langsamen GW-Abflusskomponente lassen sich in zwei Schwerpunkte untergliedern:

- die Ermittlung der gebietsspezifischen GW-Input-Funktion für Tritium und
- die inverse Berechnung der Verweilzeit mit einem mathematischen Fließmodell, das die hydrogeologischen Verhältnisse im Gebiet optimal beschreibt.

In TUD (2005) werden die Arbeitsschritte am Bsp. des Einzugsgebietes der Wipper/Pegel Hachelbich exemplarisch beschrieben. Mit Ausnahme des Einzugsgebietes Flarchheim/Cammerbach (fehlerhafte Durchflussdaten, s.o.) wurde bei allen weiteren in Tabelle 10 aufgeführten TEZG analog vorgegangen.

Die Ergebnisse der Isotopentransportmodellierung sind Zeitreihen von monatlichen Mittelwerten des Isotopengehaltes der Tiefenversickerung Q_{Perk} . Die aus der Bodenzone versickernden Wassermengen werden als Grundwasserneubildung aufgefasst. Nach den Modellkonzepten von DIFGA und AKWA-M teilt sich diese aber auf in die Zuflüsse zum schnell und langsam ausfließenden GW-Speicherraum:

$$Q_{Perk} = RG1 + RG2 \quad (8)$$

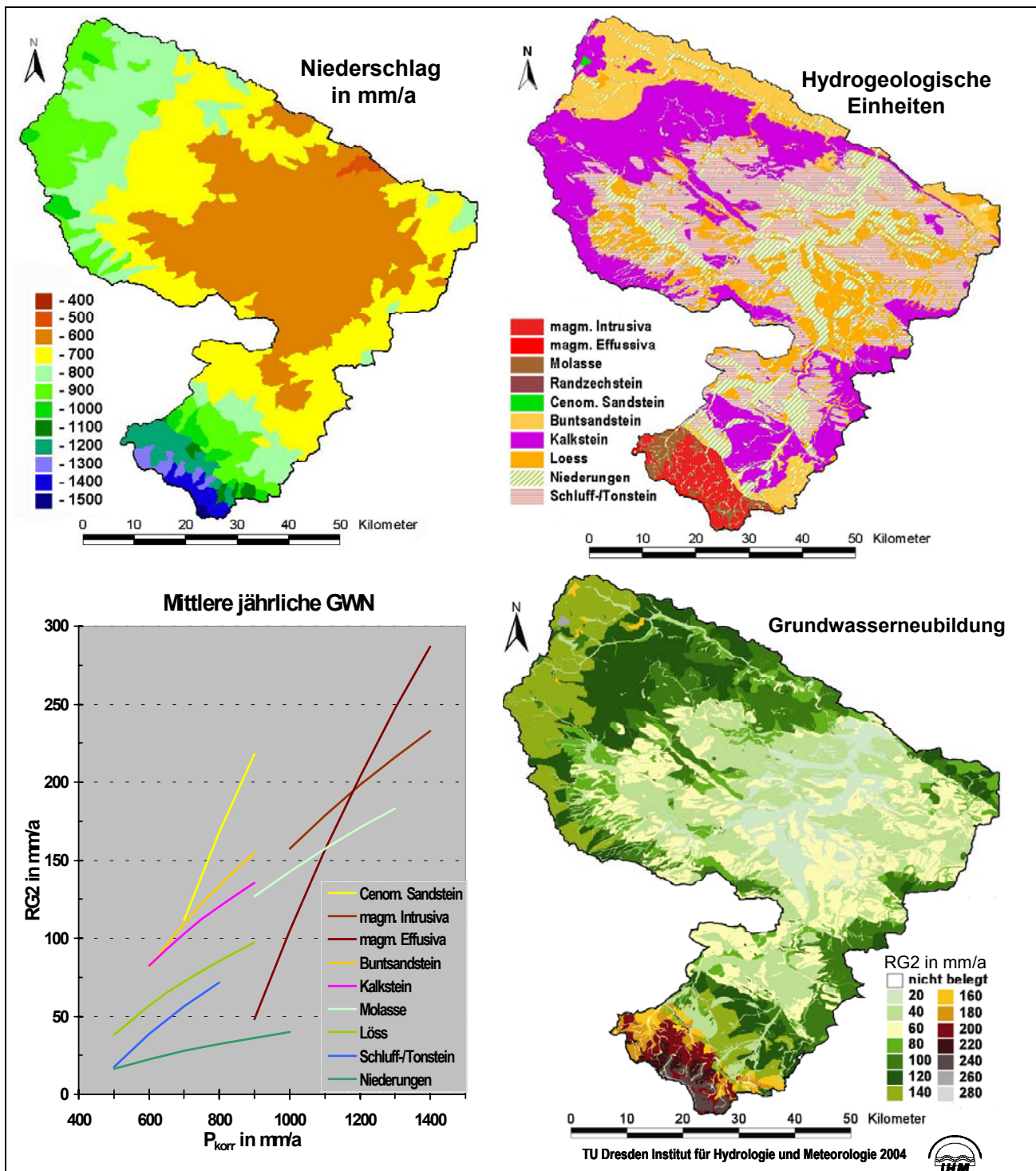


Abbildung 27: Regional gültige Eingangsgrößen, Schlüsselkurven und Ergebnis der flächendeckenden Ermittlung der GWN im Einzugsgebiet Unstrut/Oldisleben

Die Bestimmung der Verweilzeit der langsamen GW-Abflusskomponente verlangt die ausschließliche Betrachtung der Zuflüsse zum Speicherglied des langsamen GW-Abflusses (RG2), weil die mittlere Verweilzeit sonst falsch berechnet wird. Deshalb wurden die vom Isotopentransportmodell ISOFLOW ausgegebenen $Input_{Q_{perk}}$ -Funktionen nachträglich anhand der AKWA-M-Simulationsergebnisse für RG2 gefiltert.

Beide Funktionen, beispielhaft für das EZG Hachelbich/Wipper in Abbildung 29 dargestellt, ergeben einen zeitlich verzögerten und diskretisierten sowie in der Konzentration gedämpften GW-Input. Der Tritiumeintrag zum langsam ausfließenden GW-Speicherraum ist sowohl in der Konzentration als auch hinsichtlich der Eintragszeiträume signifikant geringer als der Gesamteintrag in das Gebiet aus dem Niederschlag, was bei Vergleichsrechnungen zu deutlich kürzeren wie auch plausibleren mittleren Verweilzeiten führte. Bemerkenswert ist der geringe Tritiumeintrag in das Grundwasser zum Zeitpunkt der höchsten Niederschlagskonzentrationen (1962-1964). Durch Jahresniederschlagssummen weit unter dem Durchschnitt verringerte sich in diesen Jahren die Grundwasserneubildung extrem bzw. fand nicht statt.

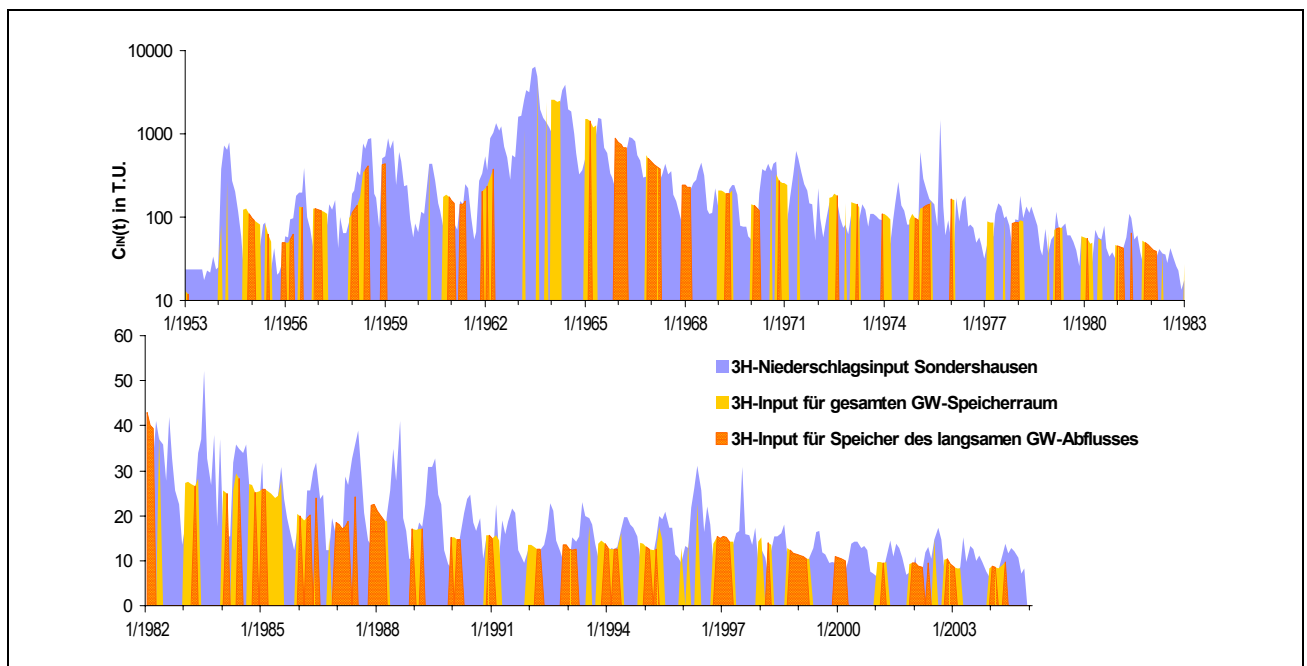


Abbildung 29: Mittlere Tritiuminput-Funktionen für das Einzugsgebiet Hachelbich/Wipper

Zur inversen Bestimmung der Verweilzeit T_M standen innerhalb des verwendeten Programmes MULTIS (RICHTER & SZYMCZAK, 1991) verschiedene Fließmodelle zur Auswahl. Bezogen auf das Einzugsgebiet wurde von einer nahezu flächendeckenden Grundwasserneubildung ausgegangen. Da das auf alle untersuchten Gebiete zutrifft und eine Vergleichbarkeit gegeben sein sollte, wurde ausschließlich das Exponentialmodell (EM) genutzt.

Plausibilitätsbetrachtungen und der Vergleich mit anderen Untersuchungen (SCHWARZE, 2004) führten zur begründeten Auswahl jeweils einer Lösung pro Teileinzugsgebiet, die in Tabelle 12 zusammengestellt sind. So sind die insgesamt recht langen mittleren Verweilzeiten darauf zurückzuführen, dass es sich beim Thüringer Becken um eine relativ niederschlagsarme Region handelt, woraus allgemein relativ niedrige Umsatzraten in den GW-Leitern und damit entsprechend lange Verweildauern (siehe Definition der mittleren Verweilzeit in Kap. 4.2) resultieren. Dieser Effekt nimmt noch zu für die durch Schluff-/Tonstein zum Teil abgedeckten und damit in ihrer Verkarstungs- und Leitfähigkeit wesentlich eingeschränkten Kalksteingebiete, bei denen der Anteil an RG2 (GWN) nochmals verringert ist.

Tabelle 12: Mittlere Verweilzeiten des verzögerten GW-Abflusses QG2

Lithofaziesgruppe	TEG/PEGEL	Fluss	Mittlere Verweilzeit (a)
Buntsandstein, teilw. hang. Kalkstein	Sundhausen	Helme	28.5
	Hachelbich	Wipper	25.5
	Wipperdorf	Wipper	26
	Bernterode	Wipper	26
	Bleicherode	Bode	27
	Heiligenstadt	Leine	24
Kalkstein (mäßig bis stark verkarstet)	Geisleden	Geislede	23
	Ammern	Unstrut	26
Kalkstein (gering bis mäßig verkarstet), teilw. unter Schluff-/Tonstein oder Löss	Heroldishausen	Suthbach	113
	Körner	Notter	103
	Thalebra	Sumpfbach	56
	Wasserthaleben	Helbe	94
	Urleben	Singerbach	69
	Schönstedt	Orlbach	128

Die ähnlichen Ergebnisse für die reinen Kalkstein- und die Buntsandsteingebiete würden zu dem Schluss führen, dass beide Formationen im Verweilzeitverhalten sehr ähneln. Nach gegenwärtigem Wissensstand gilt das als unplausibel, es weist eher darauf hin, dass die differenzierte Modellierung der Wasserflüsse mit AKWA-M bei den vorliegenden hydrogeologischen Bedingungen, speziell von Karstgebieten, auf Grenzen trifft. Dagegen erscheint das Überwiegen hoher Verweilzeiten bei weniger verkarstetem und zum Teil abgedecktem Kalkstein sehr plausibel.

Die weitergehende Darstellung der Verweilzeitverteilungsfunktion und ihrer Summenlinie wird in TUD (2005) näher beschrieben.

4.2 Analyse der Abflusscharakteristik im Untersuchungsraum II

Die Wipper ist mit einem mittleren Abfluss $MQ = 3.27 \text{ m}^3/\text{s}$ ein relativ kleiner Vorfluter, wobei die Wasserführung am Pegel Hachelbich stark schwanken. Die Hauptzahlen für den maßgeblichen Pegel Hachelbich (Zeitraum 1962-2002): $MNQ = 0.955 \text{ m}^3/\text{s}$, $MHQ = 30.1 \text{ m}^3/\text{s}$ (TLUG, 2003). Die Durchflussganglinien der beiden für die Modellierung relevanten Hauptvorfluter Wipper und Bode sind in Abbildung 30a dargestellt. Die Abbildung 30b zeigt die Unterschreitungsdauerlinien der Wipper am Pegel Hachelbich. Neben der starken Schwankung der Wasserführung sind im Weiteren die häufigen Niedrigwasserführungen zu berücksichtigen, die, bezogen auf das Jahr, an 45% der Tage unter $2 \text{ m}^3/\text{s}$ auftreten (s. a. SCHÜRER & KULBE, 1997, S. 15). Der Durchflussbereich $\leq 2 \text{ m}^3/\text{s}$ ist aufgrund der bestehenden hohen diffusen Belastung als maßgeblich für die folgenden Auswertungen zur Qualifizierung und Quantifizierung der nichtsteuerbaren Salzbelastung anzusehen.

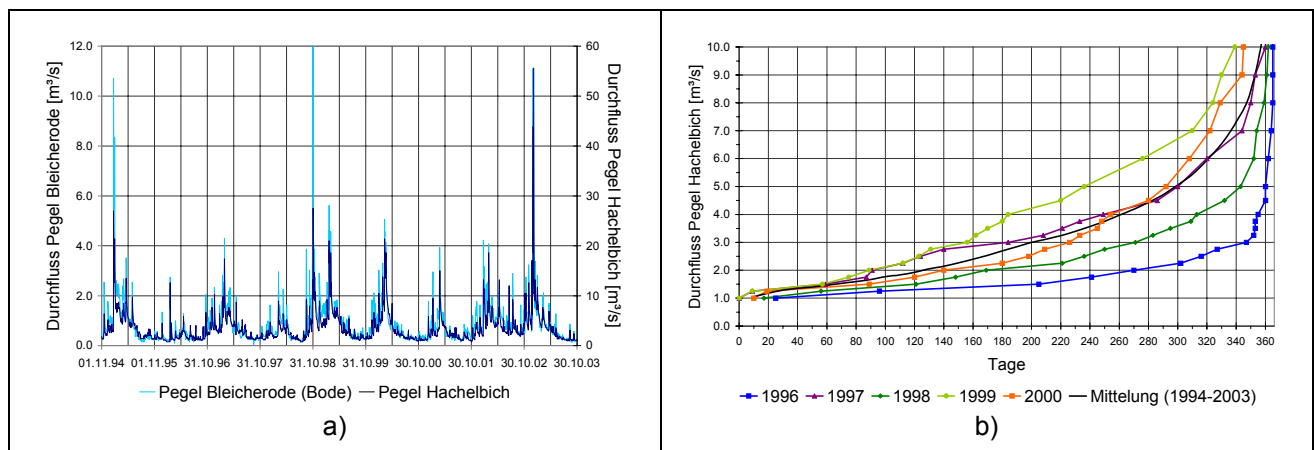


Abbildung 30: Durchflussmessungen (1994-2003):
 a) Durchflussganglinien Pegel Bleicherode (Bode) und Pegel Hachelbich;
 b) Unterschreitungsdauerlinien Pegel Hachelbich

Aus diesem Grunde wurden im Untersuchungsraum spezielle hydrologische Untersuchungen zu den Abflussanteilen bei Niedrig- und Hochwasser vorgenommen.

Ziel der Abflussanteil-Untersuchungen im Untersuchungsraum II war, die Anteile QD, QD1 und QD2 (s. Kap. 4.1.1, S. 53) bei Hochwasser zu erfassen, da für den Laugenabstoß vorrangig die Hochwasserwellen genutzt werden. Für die Modellkopplung sind die Abflussanteile QD1 und QG1 vor allem für die Entwicklung des Transferzonenmodells (s. Kap. 7.3, s. S. 134) von Bedeutung.

Die Analyse der Abflusscharakteristik erfolgte analog zu den hydrologischen Untersuchungen im Untersuchungsraum I, mit dem Focus auf die Ermittlung von Datengrundlagen für die gekoppelte Modellierung sowie auf die Auswertungen zum Salzeintrag in die Gewässer.

4.2.1 Hydrologische Untersuchungen

Bestimmung des Direktabflussanteils bei einzelnen Niederschlags-Hochwasser-Ereignissen

Für die grenzwertorientierte Steuerung salinärer Einleitungen als Ziel des Gesamtprojektes ist es von Bedeutung, die Größe von potentiell nicht oder wenig versalzten Abflussanteilen zu kennen. Die nicht steuerbare Salzbelastung im Flussgebiet Wipper stammt aus geogenen Quellen oder anthropogen bedingten Versickerungen. Es wurde davon ausgegangen, dass nur oberflächlich ober oberflächennah, also „echt“ direkt abfließende Niederschlagswässer salinar kaum oder nicht belastet im Vorfluter ankommen. Herkömmliche Verfahren zur Direktabflussbestimmung gehen von einer hauptsächlich durch Oberflächenabfluss hervorgerufenen Abflusserhöhung bei Niederschlags- oder Schneeschmelzereignissen aus und überschätzen damit den Anteil an Direktabfluss (KÖRNER *et al.* 1986). Dagegen belegen alle bisher durchgeführten Abflusstrennungen auf Isotopenbasis (HERMANN & STICHLER, 1980, KÖRNER, 1986, KUTZ 1993, SCHWARZE *et al.* 1995 u.a.), dass bei Hochwasserabfluss kaum mehr als 40% „Ereignis“-Wasser sind. Der überwiegende Anteil wird durch schon im Untergrund befindliches, „indirekt“ zufließendes Wasser ausgemacht, das durch die infiltrierenden Niederschläge und den damit erhöhten hydrostatischen Druck aus dem Aquifer gepresst wird (siehe auch MOSER & RAUERT 1980). Inwieweit das auch auf die Abflussverhältnisse im Raum II zutrifft, sollte untersucht werden.

Für eine Direktabflussseparation bei einzelnen Hochwasserereignissen ist ein deutlicher Unterschied zwischen dem Isotopengehalt im Niederschlags- oder „Ereigniswasser“ und dem vorher im Vorfluter fließenden Wasser, dem „Vor-Ereignis-Wasser“, erforderlich. Wird vorausgesetzt, dass

der Vorereignisabfluss Q_{IND} (bestehend aus Grund- und evtl. Bodenwasserabfluss) während des Ereignisses seinen $\delta^{18}O$ -Gehalt ($\delta^{18}O_{IND}$) beibehält, lassen sich Gehaltsveränderungen im Gesamtabfluss (Q mit $\delta^{18}O_Q$) auf den Anteil direkt zufließenden Niederschlagswassers (Q_D mit $\delta^{18}O_P$) zurückführen, wenn man annehmen kann, dass der Gesamtabfluss nur aus der direkten und indirekten Komponente besteht. Das trifft mit hoher Sicherheit auf Abflusserhöhungen zu, die in trockenen abflussarmen Perioden durch Starkregenereignisse ausgelöst werden. Dann kann durch ein einfaches Zwei-Komponenten-Mischungsmodell der Anteil des Regenwassers am Gesamtabfluss, Q_D/Q , bestimmt werden:

$$Q_D/Q = (\delta^{18}O_G - \delta^{18}O_{IND}) / (\delta^{18}O_P - \delta^{18}O_{IND}) \quad (9)$$

Das Verfahren wurde für das TEZG Wipperfurth/Wipper angewendet, in dem sich das Stapelbecken Wipperfurth befindet. Von Juni 2002 bis August 2004 wurden dazu eine Reihe von N-A-Ereignissen aufgezeichnet und beprobt. Ziel der Messungen war die Bestimmung des Ereigniswasseranteils, also des direkt in der Hochwasserwelle abfließenden Niederschlagswassers. Der recht trockene Witterungsverlauf der Sommer 2003 und 2004 führte dazu, dass überwiegend kleine Hochwässer mit Vorereignisdurchflüssen im Niedrigwasserbereich (unter $2\text{ m}^3/\text{s}$) und Scheitelwerten wenig über dem mittleren Durchfluss ($2,3\text{--}5\text{ m}^3/\text{s}$) Bereich auftraten. An einem am 5. – 7.5.2004 gefallenen Niederschlag mit hohen ^{18}O -Konzentrationen, betrug der gewichtete $\delta^{18}O$ -Wert des Regens $-11,1\text{ ‰}$. Der $\delta^{18}O$ -Gehalt im Abfluss sank während des Ereignisses vorübergehend von $-8,80\text{ ‰}$ auf $-9,85\text{ ‰}$. Zu diesem Zeitpunkt der größten Abweichung des $\delta^{18}O$ -Gehaltes vom Vorereignisgehalt betrug der Direktabflussanteil 45% des gemessenen Durchflusses. Bezogen auf die gesamte vom 6.-13.5.04 angefallene Abflussmenge $V(Q)$ ergab sich somit ein Anteil von 20% direkt abgeflossenen Niederschlagswassers. Für die weiteren N-A-Ereignisse wurden analoge Ergebnisse bei enger Korrelation (84%) zum Scheitelabflusswert ermittelt (Abbildung 31 untere Kurve). Entsprechend der unteren Trendlinie in Abbildung 31 lässt sich für das Einzugsgebiet der Wipper/Pegel Wipperfurth der Anteil des direkt abfließenden Niederschlagswassers $V(QD)_{HW}$ an der Gesamtabflussmenge $V(Q)_{HW}$ kleiner HW-Ereignisse aus der Höhe des Scheiteldurchflusses Q_{SHW} ableiten. Niederschlagsanteile, die nahezu unverzögert und ohne Zwischenspeicherung die Vorfluter erreichen, können somit nur von direkt an das Gewässersystem angeschlossen versiegelten, gesättigten oder Wasser-Flächen stammen. Sie werden von DYCK/PESCHKE (1995) dem Oberflächen- oder schnellen Direktabfluss ($QD1$) zugeordnet und sind mit dem mittels ^{18}O -Isotop separierten Direktabfluss gleich zu setzen.

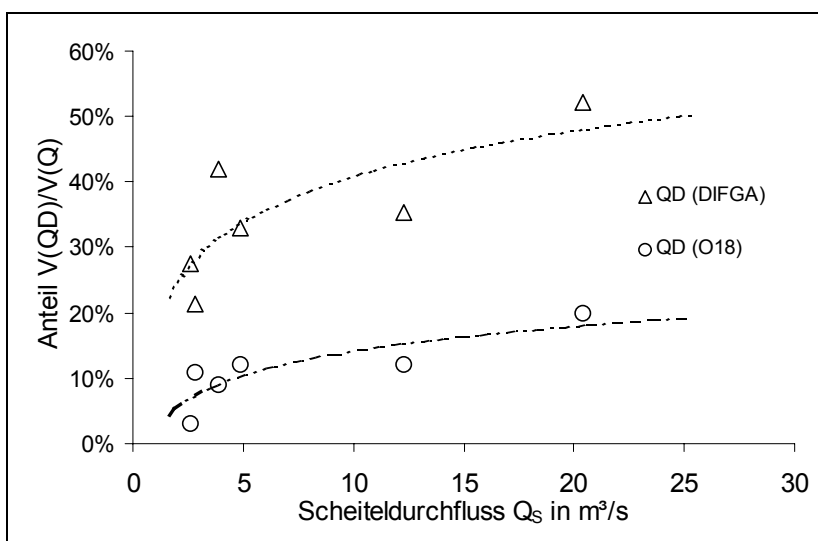


Abbildung 31: Direktabflussanteile ausgewerteter Hochwasserereignisse und Trendlinien

Als weitere, aber leicht verzögerte Direktabflusskomponente nennen DYCK/PESCHKE (1995) den Zwischen- oder hypodermischen Abfluss (QD2), der als oberflächennaher, bodeninnerer lateraler Abfluss bei geschichteten Böden und Bodensättigung entsteht. Beide Komponenten sind nach SCHWARZE (1992) in dem aus DIFGA-Analysen hervor gehenden Direktabflussanteil QD enthalten, der für die mittels ^{18}O -Isotop separierten HW-Ereignisse ebenfalls in Abbildung 31 dargestellt ist. Bei allen betrachteten HW-Ereignissen ist der mit DIFGA bestimmte QD-Anteil um ein mehrfaches größer gegenüber den Ergebnissen aus der ^{18}O -Separation. Die Differenz wird dem hypodermischen Abfluss QD2 zugeschrieben. Somit kann durch die Kombination der zwei Separationsmethoden auch der Anteil des verzögerten Direktabflusses ermittelt werden, der für die betrachteten Ereignisse im Mittel ca. 3 mal größer ist als der schnelle Direktabfluss QD1. In Tabelle 13 sind die Ergebnisse zu den Abflussanteilen zusammengestellt. Daraus wird die Dominanz des Zwischenabflusses im Gebiet deutlich, auf die im Zuge der Modellkopplung besonderer Augenmerk zu legen ist.

Tabelle 13: Ergebnisse der Direktabflussseparation mit ^{18}O -Isotop

Lfd. Nr.	HW-Zeitraum	Niederschlags- summe* im HW- Zeitraum (Gebietsmittel) [mm]	HW-Kennwerte		Vol.-Anteile der Direktabfluss- komponenten am HW-Ereignis	
			Q _s [m ³ /s]	V(Q) [10 ³ m ³]	QD1 _{HW}	QD2 _{HW} **
1	12.-16. Aug. 02	22,8	12,3	1765	12%	23%
2	10.-12. Juni 03	13,8	3,9	213	9%	33%
3	23.-24. April 04	12,5	2,6	225	3%	24%
4	1.-2. Mai 04	22,7	4,9	293	12%	21%
5	5.-13. Mai 04	60,9	20,4	4690	20%	32%
6	17.-18. Juni 04	10,0	2,8	194	10%	10%

* Entspricht nicht der HW-auslösenden Niederschlagsmenge

** Indirekte Bestimmung durch Vergleich mit QD-Anteil aus DIFGA

Verweilzeitdatierung des Gesamtabflusses mittels ^{18}O -Isotop

Mit der „ ^{18}O -Separationsmethode“ konnte der Direktabflussanteil QD weiter unterteilt werden in QD1 und QD2, womit für QD1 auch die mittlere Verweilzeit definiert ist: $T_M = 0\text{a}$. Als weitere isotopenhydrologische Methode ermöglichte die „ ^3H -Datierung“ auf Tritiumbasis die Bestimmung der mittleren Verweilzeit des langsamen Grundwasserabflusses. Damit war das Weg-Zeit-Verhalten der schnellsten und der langsamsten Abflusskomponente durch voneinander unabhängige Methoden charakterisiert.

Als unbekannte Parameter des Abflussregimes verblieben die mittleren Verweilzeiten des verzögerten Direktabflusses QD2 und des schnellen Grundwasserabflusses QG1. Diese ließen sich nicht separat, sondern nur als gemeinsame Größe beider Komponenten bestimmen (Schema in Abbildung 32). Dazu wurden beide Komponenten zum hypodermischen oder Zwischenabfluss QH zusammengefasst, dessen mittlere Verweilzeit entsprechend der bekannten Anteile und Verweilzeiten der anderen Abflusskomponenten invers aus der mittleren Verweilzeit des Gesamtabflusses berechnet wurde.

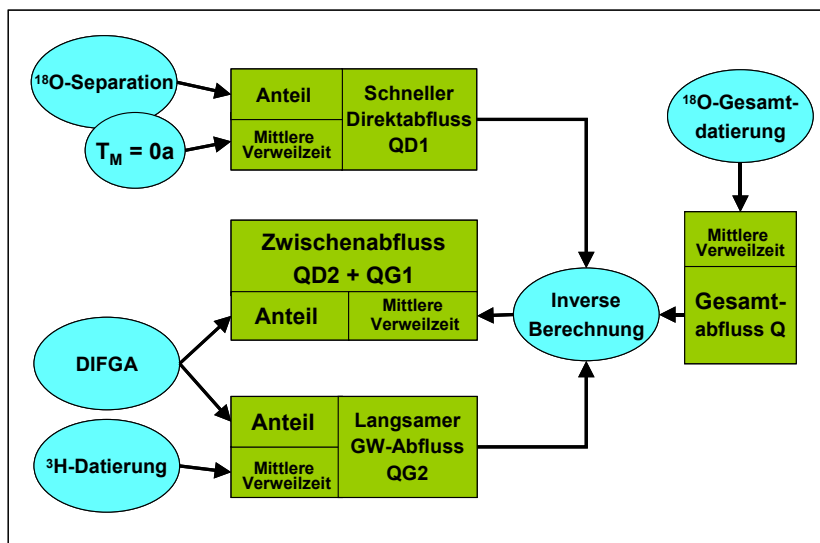


Abbildung 32: Kombination der isotohydrologischen Untersuchungen zur Analyse des Abflussregimes

Zur Verweilzeitbestimmung des Gesamtabflusses wurde ebenfalls das Umweltisotop Sauerstoff-18 genutzt. Mit den bekannten Inputwasserflüssen $Q_{in}(t)$ mit der Tracerkonzentration $C_{in}(t)$ und die Outputkonzentration $C_{out}(t)$, in diesem Fall die mittleren monatlichen $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte des Niederschlages und des Abflusses eines Einzugsgebietes, wurde mit einem inversen Vorgehen auf die Systemeigenschaft T_M , die mittlere Verweilzeit, rückgeschlossen (SCHWARZE, 1998). Die Auswertung erfolgte analog den Arbeiten zur Bestimmung der mittleren Verweilzeit des langsamen Grundwasserabflusses auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Fließmodelle, so genannter Lumped-Parameter-Modelle innerhalb des Programms MULTIS. Nähere Ausführungen dazu erfolgten bereits in Kap. 4.1.

Zur Bestimmung der mittleren $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte des Niederschlages und des Abflusses des Einzugsgebietes Wipper/Wipperdorf wurde das gesamte Niederschlagswasser der Messstelle Sondershausen (Betriebsgelände KUTEC) jeweils für einen Monat gesammelt und daraus eine volumenproportionale Mischprobe gewonnen. Der Durchfluss wurde am Pegel Wipperdorf in regelmäßigen Abständen von 2-3 Tagen manuell beprobt und aus den Proben eines Monats in Abhängigkeit vom Durchfluss eine gewichtete Mischprobe hergestellt. Die Reihe der Inputwerte wurde mit angepassten Werten der Isotopenmessstelle Leipzig des Umweltforschungszentrums Halle-Leipzig bis 1986 verlängert. Als Modell wurde auch in diesem Fall das Exponentialmodell verwendet, womit sich für eine *mittlere* Verweilzeit von 3 Jahren die beste Anpassung ergab. Auch wenn diese Größe aus der Beprobung des Gesamtabflusses hervorging, sind darin jedoch nicht die Verweildauern aller Abflusskomponenten vereint. Auf Grund der großen Beprobungsintervalle kann einerseits der Anteil des schnellen Direktabflusses nicht enthalten sein, da er nur kurzzeitig bei Hochwasserscheitelabflüssen auftritt und nur in erkennbaren Ausnahmefällen mit beprobt wird. Andererseits werden die langsamen und geringfügigen Änderungen der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte tieferer Speicheräume nicht wahrgenommen. Das bedeutet insgesamt, dass der länger verweilende Grundwasserabfluss nur zum Teil in die Verweilzeitbestimmung des Gesamtabflusses eingeht und der schnelle Direktabfluss QD1 nicht berücksichtigt wird. Unter Berücksichtigung bekannter Verweilzeitverteilungsfunktionen (s. TUD 2005) konnte das Weg-Zeit-Verhalten des mittleren jährlichen Abflusses für das Einzugsgebiet der Wipper bis zum Pegel Wipperdorf folgendermaßen dargestellt werden:

Tabelle 14: Abflusskomponenten und mittlere Verweilzeiten im EZG Wipperdorf/Wipper

Abflusskomponente		Abflussanteil	Mittlere Verweilzeit
Schneller Direktabfluss	QD 1	7 %	< 1 d
Verzögerter Direktabfluss	QD 2	9 %	1,9 a
Schneller Grundwasserabfluss	QG 1	47 %	26 a
Verzögerter Grundwasserabfluss	QG 2	37 %	26 a

Um die Ergebnisse entsprechend der Modellierungszeitschritte (Tages- und Monatszeitschritte) anwendbar zu machen, wurden in einem weiteren Schritt die Abflussseparationen mittels DIFGA auf Monatswerte disaggregiert (Abbildung 33). Der allgemein geringe Direktabflusses QD ist zu erkennen; lediglich bei Starkregenereignissen kann er kurzzeitig insgesamt mehr als 50% des Gesamtabflusses betragen. Die größte Abflusskomponente stellt der sog. schnelle Grundwasser-Abfluss QG1 dar; er wird in Festgesteinseinzugsgebieten kurzfristig verzögerten Grundwasserabflüssen (Zersatz am Übergang Boden zu Anstehendem, Zerrüttungszonen, Karst etc.) zugeordnet. Der Grundwasserabfluss (QG2) als langsamste Abflusskomponente entspricht dem Basisabfluss als stark verzögerte und gedämpfte Reaktion des Grundwassersystems auf Niederschläge. Er liegt am Pegel Hachelbich in der Größenordnung von 1 ... 2 m³/s und stellt gerade in den häufigen Niedrigwasserzeiten die dominierende Abflusskomponente dar.

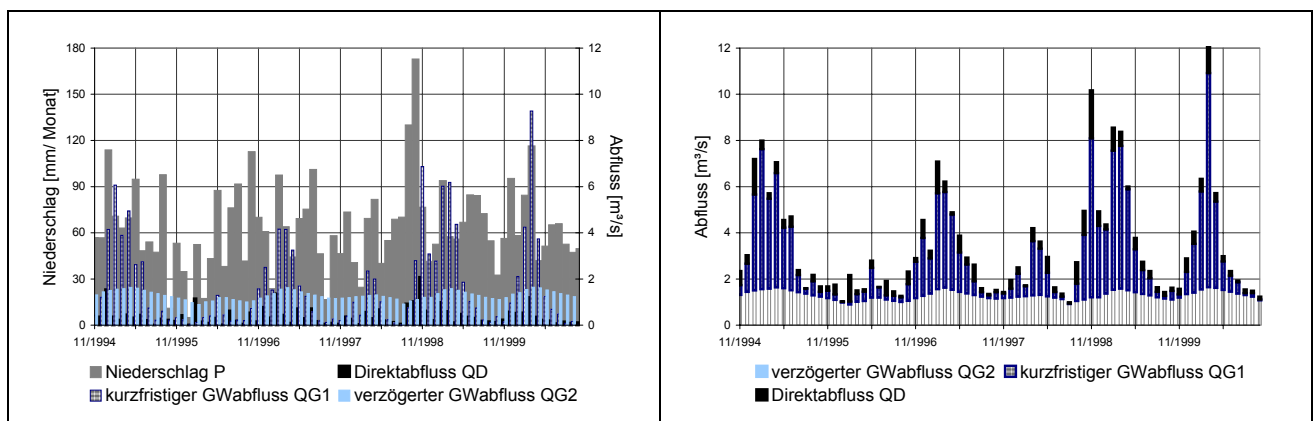


Abbildung 33: Einzugsgebietsniederschlag und Abflussanteile der DIFGA-Analysen (Pegel Hachelbich)

4.2.2 Grundwasserganglinienanalyse und Grundwasserabfluss

Für die instationäre Kalibrierung eines Grundwassermodells ist die Analyse des zeitlichen Verlaufs des Grundwassergangs unabdingbar, um die Dynamik des Grundwassers im hydrogeologischen System erfassen und im Grundwassermodell adäquat abbilden zu können.

Dazu wurden im unterirdischen Einzugsgebiet der Wipper/Bode zunächst Grundwassermessstellen mit langen Datenreihen (Datenbestand des SUA Sondershausen) ausgewertet. Danach erfolgte eine Klassifizierung nach der hydrogeologischen Position. Hier sind vor allem Messstellen in den Entlastungsgebieten von denen in den Speisungsgebieten zu unterscheiden. Weiterhin wurden die

Messstellen entsprechend ihrer Zuordnung zu den Grundwasserleitern und der Grundwasserflurabstände ausgewertet.

Die Grundwasserstände in der Nähe der Fließgewässer unterliegen den Wechselbeziehungen zwischen Grundwasserneubildung und Infiltrations- bzw. Exfiltrationsprozessen. Für die Messstellen in Fließgewässernähe zeigt die Abbildung 34 die Korrelation zwischen Grundwassergang und Durchflüssen an den Pegeln Wipperdorf und Hachelbich. Entsprechend der Nähe zum Vorfluter ergibt sich eine enge Korrelation zwischen dem Grundwassergang und den Durchflüssen. Diese Verhältnisse sind charakteristisch für Entlastungsgebiete, in denen eine ungehinderte Kommunikation zwischen Grundwasserleiter und Vorfluter besteht.

Um diese auch im Verlauf des Vorfluters zu lokalisieren wurden die Ergebnisse der kombinierten Durchfluss- / Leitfähigkeitsmessungen entlang der Gewässer Bode und Wipper herangezogen.

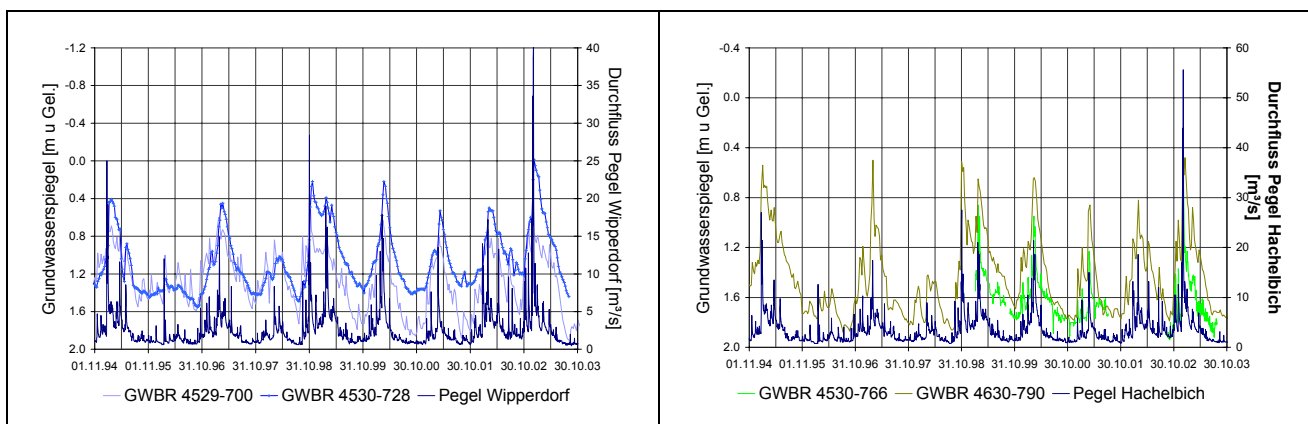
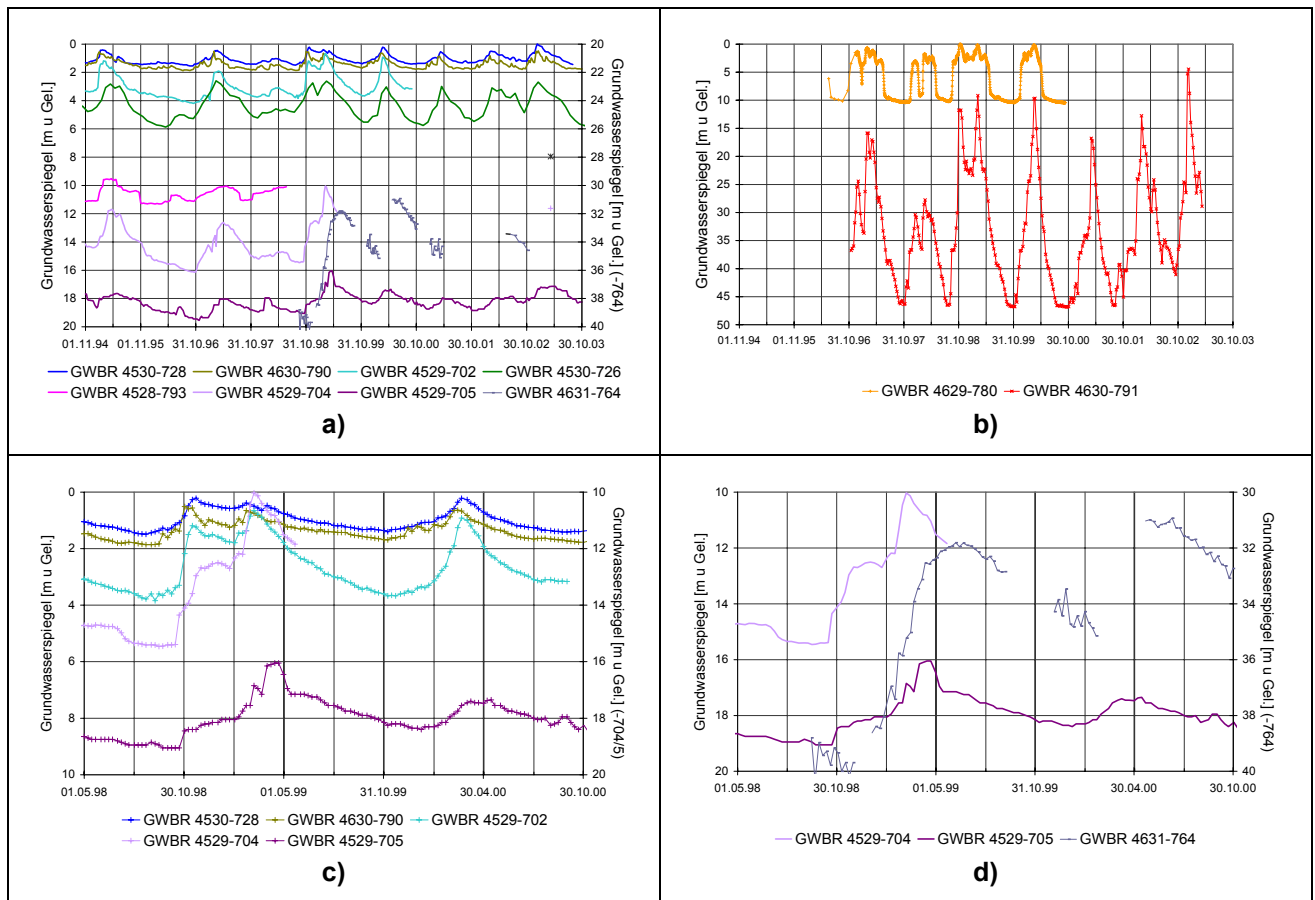


Abbildung 34: Gegenüberstellung flussnaher Grundwasserbeobachtungsmessstellen zu den Durchflussganglinien der Pegel Wipperdorf und Hachelbich

Die Ganglinienanalyse für die Speisungsgebiete hatte zum einen das Ziel, die Grundwasserdynamik in den Grundwasserleitern des Buntsandsteins und des Muschelkalks zu erfassen, zum anderen sollten durch den Vergleich der Ganglinien unterschiedlicher Teufenlagen Verzögerungseffekte im vertikalen Wassertransport ermittelt werden. Die Abbildung 35 zeigt die Ganglinien verschiedener Grundwassermessstellen im Buntsandstein und im unteren Muschelkalk, geordnet nach dem Grundwasserflurabstand. Die Abbildung 35c und d zeigen als Detaildarstellung aus Abbildung 35a die Versickerungsverzögerung im Buntsandstein. Es ist zu erkennen, dass die sich Ganglinien bei Flurabstandsdifferenzen von mehr als 20 m mit einer Verzögerung von bis zu 3 Monaten in die Tiefe durchpausen. Verglichen dazu sind die Zeiträume im unteren Muschelkalk (s. Abbildung 35b) mit einer Verzögerungszeit von maximal 1 Monat wesentlich kürzer.

Dies begründet sich aus den Gesteinseigenschaften des Buntsandsteins und des Muschelkalks, wovon letzterer als kompetenteres Gestein stärker zu bruchbedingten Klüften und neigt, die den vertikalen Wassertransport stark beschleunigen.

Die Auswertung der Grundwasserganglinien konnte in Verbindung mit den Ergebnissen aus den DIFGA-Analysen zu weiterreichenden Aussagen der unterirdischen Abflussverhältnisse zwischen den Speisungs- und den Entlastungsgebieten beitragen.

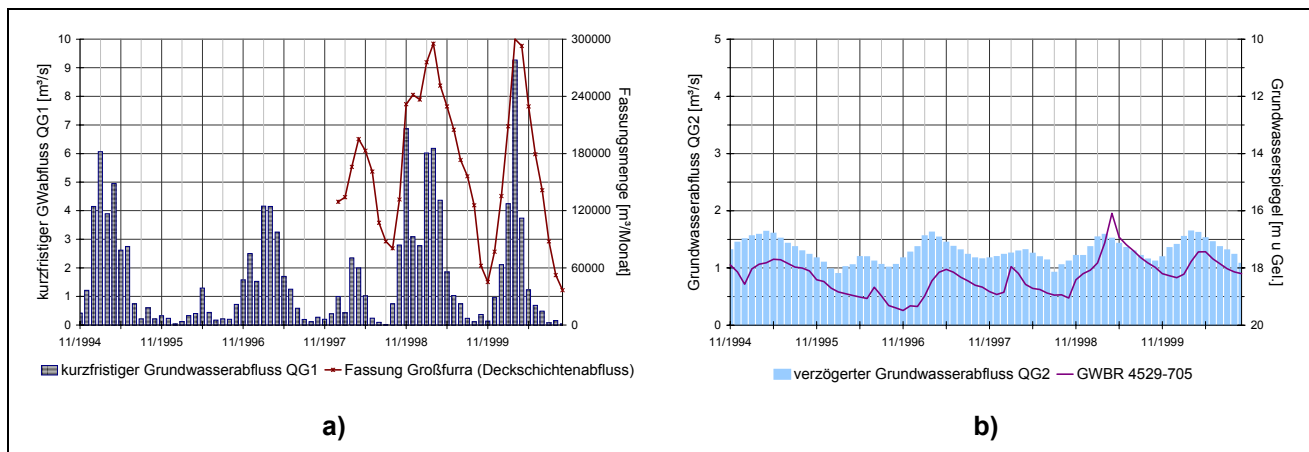


a) Buntsandstein, b) Unterer Muschelkalk; c) und d) Buntsandstein, Detaildarstellungen zur Versickerungsverzögerung aus a)

Abbildung 35: Grundwasserganglinien im Hauptgrundwasserleiter Buntsandstein und im Unteren Muschelkalk

Dazu wurden die in Kap. 4.1 ausgewiesenen DIFGA-Analysen auf Monatswerte disaggregiert. Diese Monatswerte wurden den Grundwasserganglinien der entsprechenden hydrogeologischen Einheiten gegenübergestellt. In Abbildung 36a) wird der kurzfristig reagierende Abfluss QG1 der DIFGA-Analysen mit den Fassungskmengen der Fassungsanlage Großfurra (eine kombinierte Brunnen- und Quelfassung, die vor allem Grundwasser aus dem Unterem Muschelkalk und Deckschichtenabfluss aus dem Buntsandstein erfasst) verglichen. Es zeigt sich eine weitgehende Übereinstimmung der Abflussdynamik. Damit wird zum einen die Zuordnung des Muschelkalk-Abflusses zum sog. QG1 im DIFGA bestätigt, zum anderen folgt für die Modellierung und die Modellkopplung daraus, dass die an Schichtquellen austretenden Wässer des Muschelkalks nicht als Grundwasserneubildung (im Sinne des QG2) wirksam werden.

Die Abbildung 36b) stützt diese Aussagen durch den Vergleich des QG2 (Monatswerte der DIFGA-Analyse) mit der Grundwasserganglinie einer Messstelle im Buntsandstein.



a) QG1 –hypodermischer Abflussanteil b) QG2 –Basisabfluss qgw

Abbildung 36: Zuordnung der Grundwasserabflusskomponenten der DIFGA-Analysen zur weiteren Modellverifizierung

4.2.3 Auswertung der regionalen Grundwasserdynamik

Für das Untersuchungsgebiet existierte zu Beginn des Projektes kein durchgängiger Grundwasserisohypsenplan. Die aus Altunterlagen vorhandenen Grundwasserisohypsenpläne deckten weder das Untersuchungsgebiet vollständig ab, noch passten sie in den Überschneidungsbereichen zusammen. Der Zeitbezug variiert von Mitte der 70er Jahre bis Ende der 90er Jahre. In diesem Zusammenhang ist der starke Unterschied zwischen den Wasserförderungsverhältnissen zu Zeiten der Kaliindustrie (sehr hoher Wasserbedarf für Industrie und auch Bevölkerung; oft mit Überbeanspruchung der Grundwasserleiter) und dem jetzigem Grundwasserbedarf (kaum noch Industrie und allgemein gesunkener Wasserbedarf; größtenteils Fernwasserversorgung) zu berücksichtigen. Zur Erstellung eines einheitlichen Grundwasserisohypsenplans für das Wipperfgebiet wurden deshalb noch die mittleren Grundwasserstände der Messstellen des Staatlichen Messnetzes (TLUG) sowie im Ergebnisbericht Bleicherode (SCHMIDT, 1976) aufgeführte Altdaten mit weitestgehend unbeanspruchtem Grundwasserverhältnissen (Messungen der Ruhewasserspiegel vor Hauptzeit der Kaliindustrie) miteinbezogen. Die staatlichen Grundwassermessstellen sind aufgrund ihrer räumlichen Verteilung und der meist geringen Endteufe nicht geeignet, um allein auf dieser Datenbasis einen Grundwasserisohypsenplan zu erstellen. Das Ergebnis der Synopse der vorliegenden Altunterlagen ist in Abbildung 37 dargestellt. Dieser Plan war Grundlage für die Festlegung der Anfangsbedingungen zur Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells.

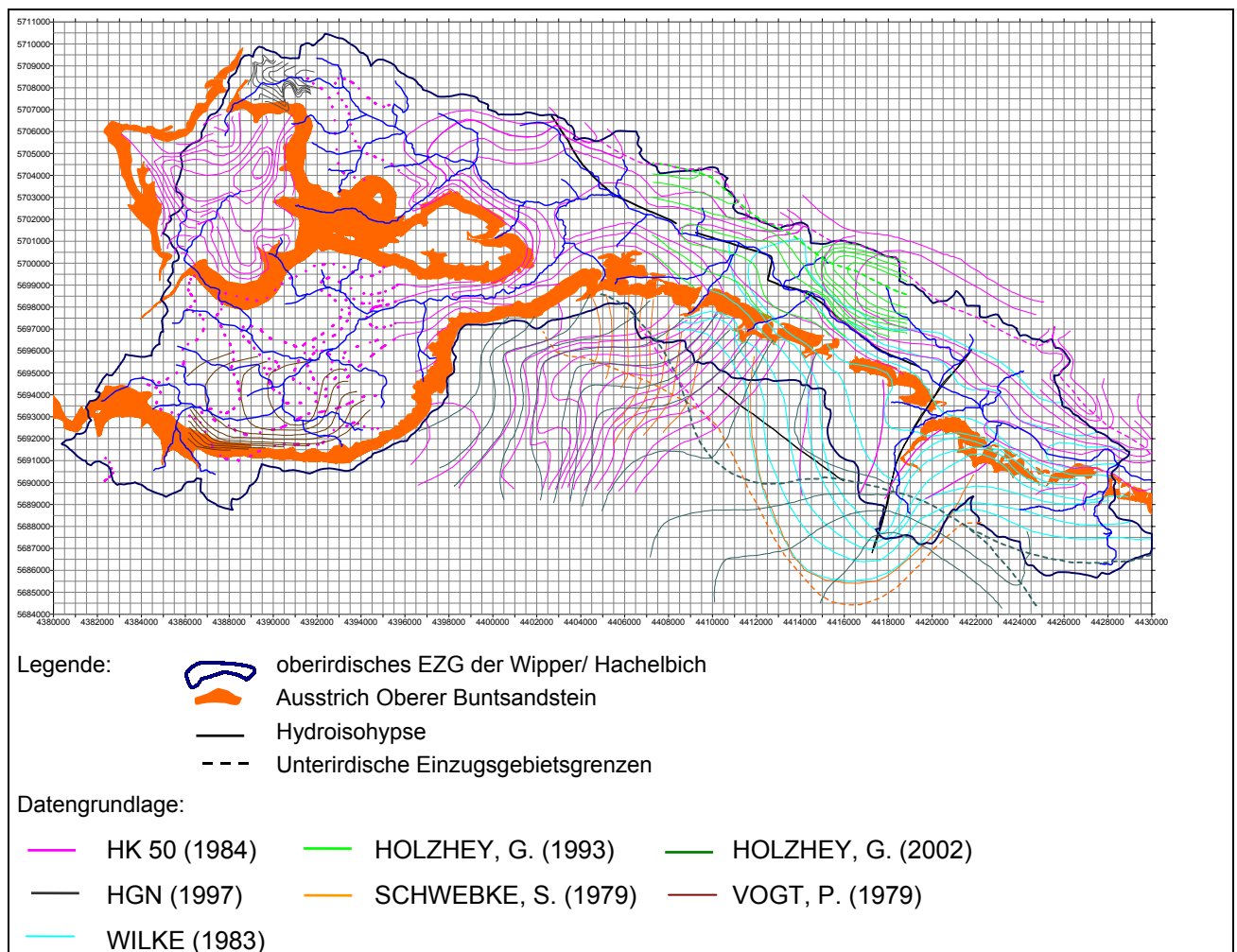


Abbildung 37: Synoptische Zusammenstellung der vorhandenen Grundwasserisohypsenpläne im TG 2

Generell ist die Grundwasserfließrichtung im Hauptgrundwasserleiter zum Vorfluter gerichtet. Der Leinefelder und Holunger Graben sind senkrecht zu ihrer Erstreckung als wasserundurchlässig anzusehen (hydrodynamische Grenze). Im Gebiet der Bleicheröder Berge ist trotz der Muldenstruktur des Mittleren Buntsandsteins eine unterirdische Wasserscheide ausgebildet (Teilung in zwei unterirdische Einzugsgebiete). Im Verlauf der Nordgrenze pendelt die unterirdische Wasserscheide um die oberirdische Einzugsgebietsgrenze, so dass die beiden Einzugsgebiete ungefähr gleichgesetzt werden können, da keine genaue Abgrenzung vorliegt (SCHMIDT, 1976). Im Südwesten des Untersuchungsgebietes (Dün) entspricht die oberirdische der unterirdischen Wasserscheide (TREFFURT, 1982).

Im Südosten wird ein vergrößertes unterirdisches Einzugsgebiet gegenüber dem Nährgebiet des Hauptgrundwasserleiters aufgrund verschiedener Beobachtungen vermutet, die nur dadurch erklärt werden können, dass der Mittlere Buntsandstein durch versickernde Muschelkalkwässer aus einem größeren unterirdischen Einzugsbereich gespeist wird (Entlastungsgebiet Sondershausen-Großfurra-Hainrode; stark schüttende Quellen im Bebratal). Dabei ist die Kreuzung von rheinischen und herzynen Störungselementen von besonderer Bedeutung. Zur Abgrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes gibt es aber keine einheitliche Vorstellung, sondern vielmehr stark unterschiedliche Auffassungen der Autoren (SCHMIDT, 1976; SCHWEBKE, 1979; WILKE, 1983; HK 50, 1984a; HOLZHEY, 2003). Dies liegt vor allem in der geringen Anzahl von Grundwasseraufschlüssen begründet. Deshalb wurde zur Festlegung der Modellgrenzen des Untersuchungsraumes II die vorhandenen Iso-

hypsenspläne mit Informationen zu vermuteten Störungszonen, Informationen zu den Quellen (Lage und Schüttungsverhalten) sowie diversen Grundwasserstandsdaten ergänzt. Es ist aber immer zu beachten, dass die südöstliche Modellabgrenzung und somit auch die Abbildung der Grundwasserdynamik in diesem Bereich mit den vorhandenen Informationen nicht exakt möglich ist (Abbildung 38).

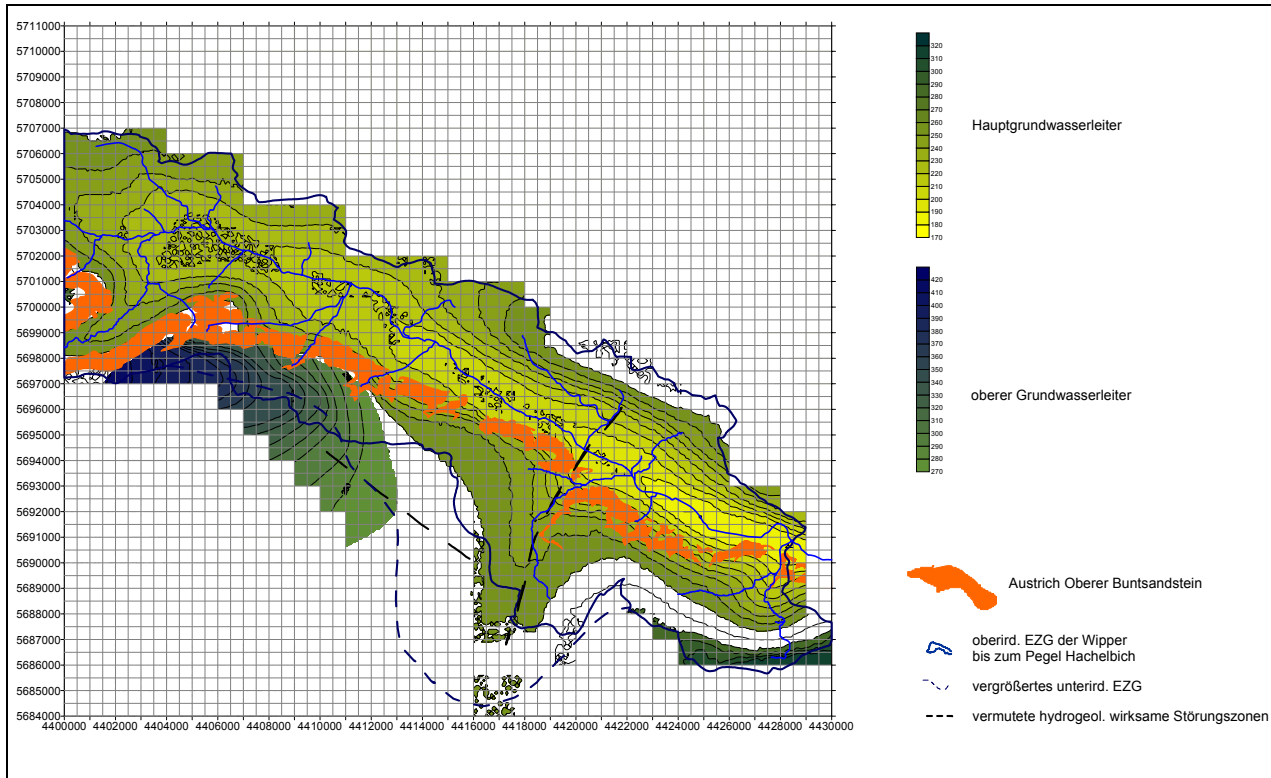


Abbildung 38: Synoptischer Grundwasserisohypsenplan für den Untersuchungsraum II (Ausschnitt Ostteil)

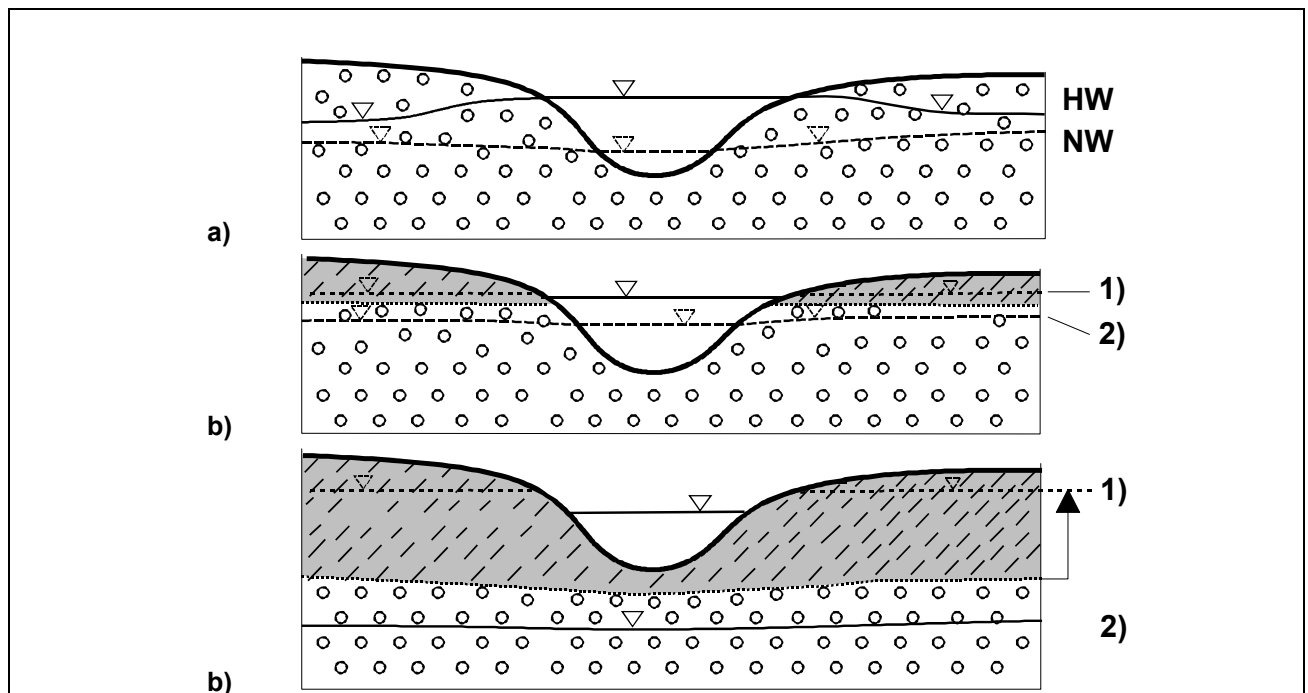
Es wurde ein einheitlicher Grundwasserisohypsenplan für den Hauptgrundwasserleiter (Quartär, Mittlerer und Unterer Buntsandstein) erstellt, der die unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen (zumeist oberirdisches Einzugsgebiet, relevante Abweichung nur im Südosten) und die generelle Grundwasserdynamik enthält (s. Abbildung 37). Im Südosten des Untersuchungsgebietes (Hainleite) wurde zusätzlich ein oberer Grundwasserleiter (Muschelkalk) sowie dessen Übertrittsbereich in den Hauptgrundwasserleiter definiert (s. Abbildung 38). In den übrigen Muschelkalkhochflächen (Ohmgebirge, Dün, Bleicheröder Berge) wird kein separater oberer Grundwasserleiter betrachtet; das Grundwasser tritt zumeist über Quellen an der Grenze zum Röt aus bzw. versickert langsam in den Hauptgrundwasserleiter.

Das Modellgebiet für die Grundwassermodellierung entspricht somit dem Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich (524 km²) zuzüglich dem vergrößerten unterirdischen Einzugsgebiet im Südosten (ca. 44 km²).

4.2.4 Ermittlung der Grundwasseranbindung an Vorfluter

Von entscheidender Bedeutung für die gekoppelte Modellierung ist weiterhin die hydrogeologische Analyse der Anbindung des Grundwassers an die Vorfluter, da der Flusswasserstand (für die Modellrandbedingung river im Grundwassermodell) einerseits und der Grundwasserzustrom (langsame Abflusskomponente im NA-Modell) andererseits die entscheidenden Übergabegrößen bei der Modellkopplung sind.

Grundsätzlich sind dazu die in Abbildung 39 dargestellten Fälle zu unterscheiden.



HW - Hochwasser; **NW** - Niedrigwasser;

1) – gespanntes Grundwasser mit Druckspiegelhöhe; **2)** – ungespanntes Grundwasser

Abbildung 39: Grundfälle der Interaktion zwischen Gewässer und Grundwasser in einer Flussaue (SOMMER, 2001)

Aus diesem Grund – und auf Grund der aus Altunterlagen unzureichenden Datenlage – musste im Rahmen der Gebietsanalyse diese Fragestellung durch zusätzliche Geländeuntersuchungen geklärt werden.

Dazu wurden die Ergebnisse der Stichtags-Durchfluss- und Leitfähigkeits-Profilmessungen entlang der in die Grundwassermodellierung einbezogenen Hauptgewässer genutzt. Im Zuge der Geländeuntersuchungen wurden auch die Kolmationsverhältnisse der relevanten Fließgewässer eingeschätzt.

Außerdem waren für die detaillierten Durchflusssimulationen mit dem NA-Modell die Profile der modellierten Gewässer aufzunehmen, bzw. zu bewerten. Auf die diesbezüglich differenzierte Datenlage wird in Kap. 7.1 hingewiesen.

Im Ergebnis der Untersuchungen konnten die Gewässerabschnitte ausgewiesen werden, die eine unmittelbare Anbindung des Grundwassers aufwiesen. Außerdem konnten durch die Aufnahmen auch Störungszonen, die teilweise eine zusätzliche Salzfracht in die Gewässer eintragen, lokalisiert werden. Das Ergebnis der Aufnahme und deren modelltechnische Einbindung in das Grundwassermodell ist in Abbildung 97 (s. S. 154) dargestellt.

4.3 Einträge aus Punktquellen

Die Ergebnisse der Tritiumprobenahmen werden in der folgenden Tabelle 15 für alle Proben zusammengefasst.

Tabelle 15: Übersicht über die Proben der Feldmessungen am 02.10.02 und 16.07.03 im Haldenumfeld Bischoffferode mit Messergebnissen der Tritiumgehaltsbestimmungen

Probenahmestelle	Bezeichnung	1.Probenahme am 02.10.02		2.Probenahme am 16.07.03	
		Salzkonzentration	Durchfluss [l/s]	Messbefund Tritium [T.U.]	Messbefund Tritium [T.U.]
Bode oberhalb Mündung Fischbach	B,oh	gering	8 - 10	10,2 ± 0,7	10,3 ± 0,6
Bode oberhalb Mündung Hausbach	B,uh	mittel	18,5 (minus 2,5)	10,3 ± 0,7	9,5 ± 0,6
Fischbach vor Mündung in Bode	Fi	leicht erhöht	3	9,9 ± 0,7	9,5 ± 0,6
Grundwasser - Anstrom; Entnahmetiefe: 12 m u. GOK	GWBR-P5-12	leicht erhöht	-	11,7 ± 0,7	-
GW Abstrom ET: 4,4 m unter GOK	GWBR-P8-4,4	hoch	-	10,6 ± 0,7	-
GW Abstrom ET: 10 m unter GOK	GWBR-P8-10	hoch	-	10,0 ± 0,7	-
Haldenlösung Ostseite	HL-BIS-25	hoch	0,64	10,6 ± 0,7	9,9 ± 0,6
Haldenlösung Westseite	HL-BIS-26	hoch	0,1	10,9 ± 0,7	9,8 ± 0,6
Haldenlösung Westseite	HL-BIS-28	hoch	0,18	11,0 ± 0,7	9,4 ± 0,6
Haldenlösg. Zufluss Sammelbecken	HL-Sammel	hoch	10	9,1 ± 0,6	8,7 ± 0,6
Bode Lattenpegel	Bode Lpegel	gering	-	-	10,5 ± 0,6

Die Tritiumkonzentrationswerte der Haldenwässer liegen im Wertebereich der Konzentrationen im Niederschlag. Geht man von einer Speicherung und Mischung der Niederschläge in der Halde aus, so lässt sich zur Verweilzeitbestimmung das Exponentialmodell (s. Kap. 4.1.1) anwenden und es ergibt sich eine mittlere Verweilzeit von ca. einem Jahr. Unterstellt man aufgrund Eigenschaften des Haldenmaterials eine Dominanz der Lösungshohlräume und eine verringerte Speicherfähigkeit der Porenmatrix, ist ein Linearmodell adäquat. Die sich damit ergebende mittlere Verweilzeit beträgt 3,5 Jahre. Beide Ergebnisse zeigen eine gleich gute Anpassung der simulierten an die gemessenen Tritiumkonzentrationen in der Haldenlösung (Output in Abbildung 38). Die wenigen Outputmesswerte lassen an dieser Stelle aber keine eindeutige Interpretation zu. Ein abgesichertes Ergebnis ist nur bei Erweiterung bzw. Verlängerung der Messwertreihe zu leisten.

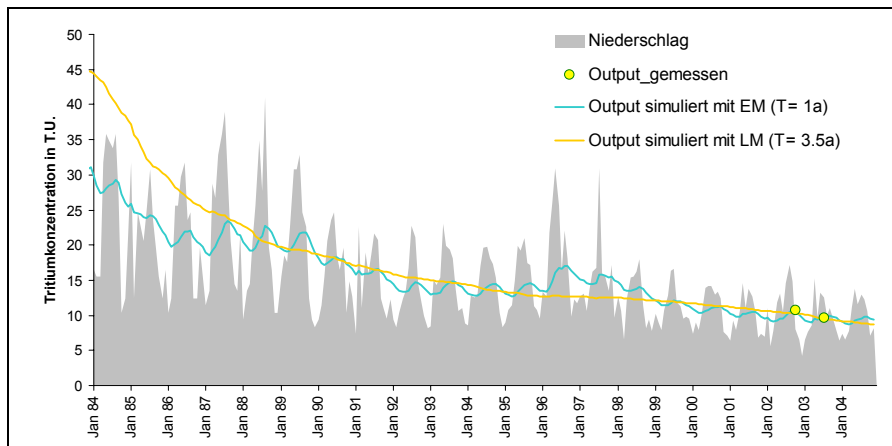


Abbildung 38: Gemessene und berechnete Tritiumkonzentration an der Halde Bischofferode

Die Speicher- und Umsatzräume im Haldeninneren sind mit ca. 1 %, bezogen auf das Haldengesamtvolumen, als klein einzuschätzen. Die austretenden Haldenwässer sind im Wesentlichen nicht als alte Wässer, sondern als relativ gering verzögerte Ereigniswässer anzunehmen. Neben diesen gering verzögerten Ereigniswässern existiert nur ein geringer Anteil älteren Wassers (Überjahresspeicherung) aus Speicherräumen im Haldeninneren.

Bezüglich der Versalzungsproblematik spielt die mittlere Verweilzeit in der Halde allerdings nur eine untergeordnete Rolle. Sie dient als Systemkennwert zur Beurteilung von Konzentrationsänderungen bei Stofftransportprozessen. Im Fall der Salz-Rückstandshalden bleiben die Konzentrationen des interessierenden Stoffes aber konstant. Der Input, der Niederschlag, ist vollkommen frei von Salzen, während der Output, die GWN, praktisch immer salzgesättigt die Halde verlässt. Der Austrag von Salzlösung aus der Halde verändert sich nur in der Menge entsprechend der Einflussfaktoren (Niederschlag, Abdeckung), nicht bzw. vernachlässigbar gering in der Konzentration! Die Aufenthaltszeit des Niederschlagswassers in der Halde reicht in jedem Fall zur vollen Aufsättigung, was die annähernd konstante Salz-Konzentration der Austrittslösungen zur Folge hat.

Es kann also nicht von einem Abklingen der Kontamination durch Auswaschung ausgegangen werden, da auftreffende Niederschläge nicht zu einer Verdünnung der Salzlauge des Haldeninneren führen, sondern selbst aufgesättigt werden. Ob die austretende Salzlauge jünger oder älter ist (Verweilzeit), spielt für die Beeinflussung der Umwelt keine Rolle.

5 Gebietsanalyse Salz

5.1 Gewässerversalzung im Modellraum 2

Die gebietspezifische *geogene* Grundwasserbeschaffenheit lässt sich nach SCHMIDT (1976) wie folgt charakterisieren (mit Typisierung der Wasserbeschaffenheit nach SCHUKAREV):

Muschelkalk

Ca-HCO₃-Typ aufgrund petrografischer Ausbildung und der Niederschlagsabhängigkeit seiner Quellen; Leitfähigkeit zw. 400 – 500 µS/cm

Oberer Buntsandstein (Röt):

Ca-SO₄-Typ aufgrund der petrografischen Ausbildung der Salinarrötfolge; Leitfähigkeit zw. 800 – 1700 µS/cm

Mittlerer Buntsandstein:

allgemein Leitfähigkeit 400 - 700 µS/cm (Ca, Mg, SO₄, HCO₃), GH: 10-20 °dH; rötbeeinflusste Wässer durch deutliche Zunahme von Ca und SO₄ (Leitfähigkeit 800 µS/cm - 1700) und hoher Gesamthärte gekennzeichnet

Unterer Buntsandstein/ Bernburg-Folge:

wie Mittlerer Buntsandstein, keine hydrochemische Trennung

Unterer Buntsandstein/ Calvörde-Folge:

Fasergipsschnüre sind hydrochemisch bestimmend, Ca-SO₄-Typ

bei **Zechsteinbeeinflussung** des Mittleren und Unteren Buntsandsteines starke Erhöhung der Leitfähigkeit durch hohen Anteil Chlorid, Natrium und Sulfat, Na-Ca-Cl-SO₄-Typ, Leitfähigkeit >> 2000 µS/cm

Der Chemismus des Buntsandsteinwässers wird im Wesentlichen von den Bindemitteln der jeweiligen Sandsteinlage bestimmt (HECHT, 1995).

Ebenso sind die Störungszonen, die das Wippereinzugsgebiet durchziehen, sowohl für die Hydrodynamik als auch für die Hydrochemie von Bedeutung. Im Gebiet zwischen Bernterode (westlich der Halde Sollstedt) und Sondershausen ist die hydrochemische Wirkung der Wippertalstörung sowie Bereiche starker tektonischer Beanspruchung (z.B. Raum Bleicherode) verfolgbar. Im Bereich der Halden kommt es somit zumeist zur Vermischung bzw. Addition geogener und anthropogener Versalzungerscheinungen (SCHMIDT, 1976; HAUTHAL, 1992). Die Lage der Süßwasser-Salzwasser-Grenze ist regional nicht eindeutig fixierbar. Sie liegt je nach lokaler Situation zwischen 175 und 200 mNN (SCHMIDT, 1976).

Direkt vom *anthropogenen* Salzeintrag beeinträchtigte Fließgewässer sind die Wipper und die Bode. Die Bode fließt an der Halde Bischofferode und vor der Mündung in die Wipper links an der Halde Bleicherode vorbei. Die Wipper fungiert als Vorfluter für die Halden Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen. Der Abstoß des Laugenstapelbeckens erfolgt in die Wipper.

Die Historie der Salzeinträge durch Laugenabstoß und die damit verbundene Salzlaststeuerung wird in Kap. 2.4 (s. S. 33) beschrieben.

Gegenwärtig müssen nur noch Haldensickerwässer entsorgt werden, wobei ein Großteil der noch verbleibenden Abwässer in die Grube zurückgeleitet wird (Spülversatz). Daher nimmt der an die Vorfluter gesteuert abgegebene Salzlösungsanteil seit einigen Jahren rapide ab. Entlastend für das Vorflutersystem wirken sich ebenfalls die Sanierung und gegebenenfalls die Neukonzeption umfassender Haldenlösungssysteme an den Rückstandshalden aus. Die unkontrolliert oder diffus den Vorflutern zutretenden Haldenabwässer können damit verringert werden und fallen durch deren

Fassung und Versatz in die Grube dem Flusssystem nicht zur Last. Nur bei starken oder langanhaltenden Niederschlägen und einer zu weit gehenden Verdünnung der Salzlösung kann kein Grubenversatz erfolgen und die sogenannte „dünne Lauge“ wird in die Laugenstapelbecken (z.B. Becken Wipperfurth) abgegeben (s. Abbildung 39).

Aufgrund dieser zahlreichen Einflussgrößen ist jedoch kein direkter Zusammenhang der Chloridkonzentration mit der Wasserführung gegeben, wie sie in (SCHÜRER & KULBE, 1997) postuliert wurde. Die Abbildung 39 zeigt den zeitlichen Verlauf der Chloridkonzentrationen und –frachten. Auf Grund der Informationen zum Laugenabstoß konnte der „gesteuerte“ und „ungesteuerte“ Frachtanteil separiert werden. Allein auf Grund des ungesteuerten Frachtanteils wurden bisher Konzentrationen bis zu 2 gCl/l erreicht (Abbildung 40a), die sich aufgrund von Haldensanierungsmaßnahmen auf max. 1,5 g/l reduzierten. Die Abbildung 40b zeigt, dass der ungesteuerte Frachtanteil der derzeit maßgebende ist, da der Laugenabstoß aus dem Becken Wipperfurth zur Zeit gering ist.

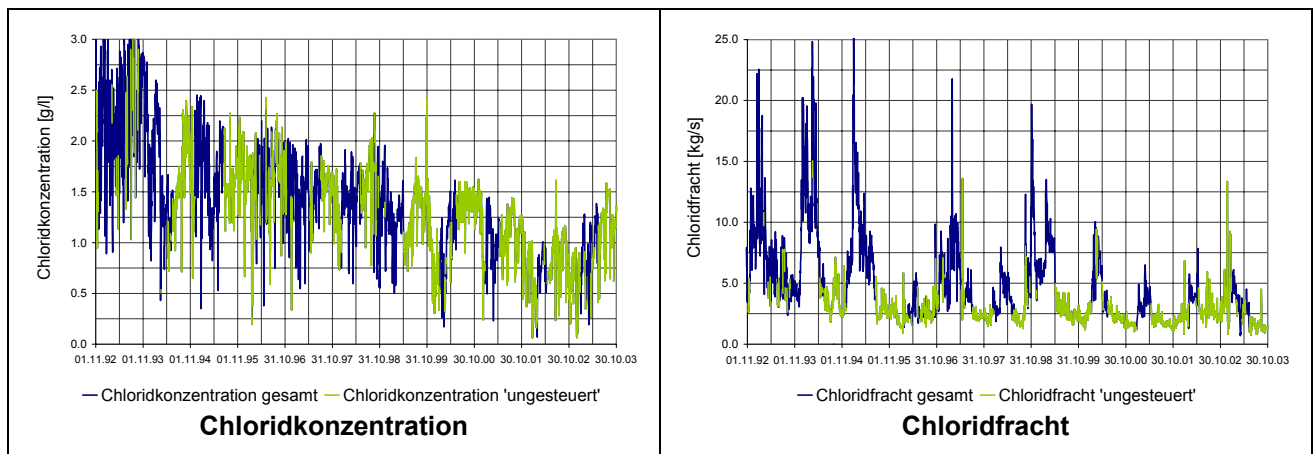


Abbildung 39: Chloridkonzentrationen bzw. –frachten am Steuerpegel Hachelbich (11/1992-10/2003)

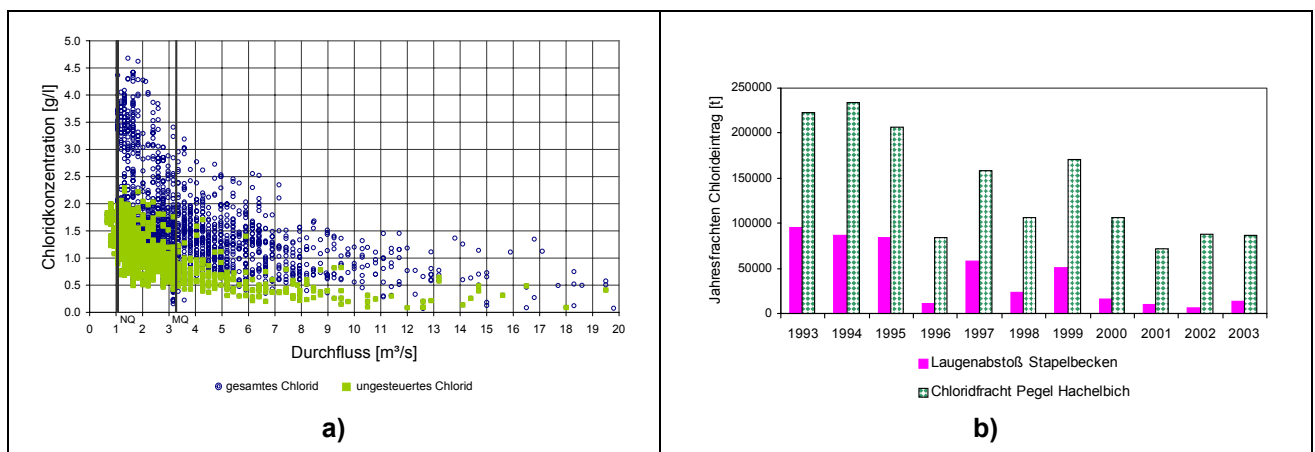
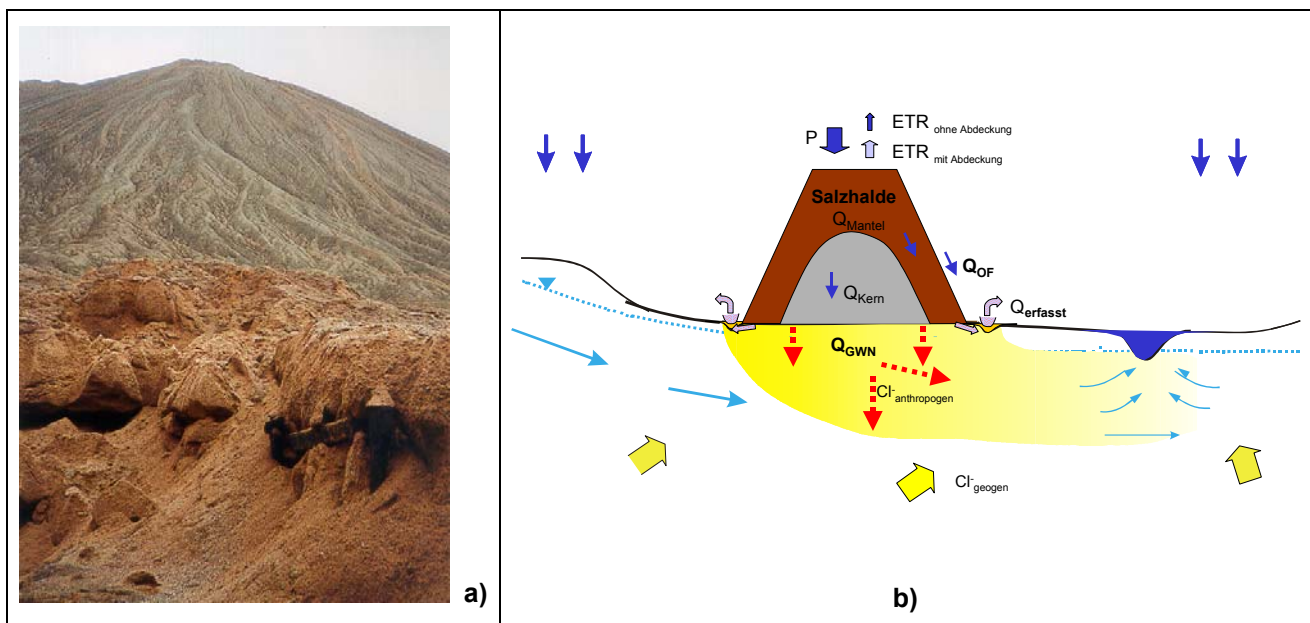


Abbildung 40: Zusammensetzung der Chloridbelastung am Steuerpegel Hachelbich
 a) Darstellung der Chlorid-Konzentration in Abhängigkeit von der Wasserführung
 b) Jahresfrachten am Pegel Hachelbich mit Frachtanteilen durch den Laugenabstoß

5.2 Kalihalden – Bergbauende und Haldensanierung

Seit der Stilllegung des Kalibergbaus zu Beginn der 1990er Jahre ist eine produktionsbedingte Salzfrachtbelastung der Vorfluter nicht mehr gegeben. Eine Ballungssituation besteht im Wippenreinzugsgebiet nunmehr vor allem durch die vier Kalirückstandshalden in Bischofferode, Sollstedt, Bleicherode und Sondershausen. Die Kalihalden wurden ohne Untergrundabdichtung auf gut durchlässige Schichten des Buntsandsteins aufgeschüttet. Die Haldenstandorte sind direkt an den Vorflutern Bode und Wipper gelegen. Das an den Halden sich neubildende Grundwasser bzw. Sickerwasser wird entweder in Form der Haldenlösungen als schneller, oberflächennaher Direktabfluss oder als schneller Sicker- und Grundwasserabfluss über die Auesedimente und Deckschichten mit diffuser Entlastung in den Vorfluter oder in Form von langsamem, tiefem Grundwasserabfluss in den Hauptgrundwasserleiter Buntsandstein abflusswirksam. Es gelangen somit stark belastete Haldensickerwässer in den Grundwasserleiter und mehr oder weniger verzögert als diffuser Zutritt in die Vorfluter Bode und Wipper. Durch Abdeckungsmaßnahmen und den Ausbau der Fassungssysteme wird versucht, die Sickerwassermengen zu verringern und einen möglichst hohen Anteil zu fassen, um damit die Gesamtchloridbelastung und insbesondere die Eintragungsspitzen in die Vorfluter zu verringern. Die gefassten Haldensickerwässer werden den Laugenstapelbecken (Sondershausen und vor allem Wipperdorf) zugeführt, um sie dann gesteuert in die Wipper abgeben zu können.



a) Oberflächenstruktur - Beispiel Halde Bischofferode;
b) Schema zum Wasserhaushalt der Kalihalden im Untersuchungsgebiet

Abbildung 41: Komplexe Haldensysteme

Der Salzaustrag ins Grundwasser bzw. die diffuse Entlastung in die Vorfluter war zu Produktionszeiten relativ gering, da durch die stetige Überschüttung mit frischem Material die Erosion der Haldenoberfläche meist nur kurze Zeit wirken konnte (LÜCKE, 1997). Die ständige Überlagerung des anfangs locker geschütteten Abraums führte zu Prozessen der Rekristallisation der Salze und chemischen Umwandlungen, also zu einer Verhärtung und Verbackung des Komponentengemischs, wodurch sich drei verschiedene Bereiche ausbildeten: Kern, Mantel und Lockerschicht.

Die Salzauswaschung findet v.a. in der Haldenoberschicht statt, d.h. der Großteil des Niederschlags wird als hypodermischer Haldenabfluss in der Lockerschicht und Mantelzone abgeleitet, da Direkt-

bzw. Oberflächenabfluss nur bei Starkregenereignissen oder Schneeschmelze entsteht und der Haldenkern als Stauer fungiert. Der hypodermische Abfluss in der Haldenlockerschicht ist als relativ schneller, gegenüber dem Oberflächenabfluss nur leicht verzögerter und mit diesem eng gekoppelter Abfluss in den oberen Dezimetern der stark porösen Lockerschicht zu charakterisieren. Dieser Abflussanteil ist vor allem bzgl. der Erosions- und Löseerscheinungen relevant. Der hypodermische Abfluss im Haldenmantel bzw. verzögerte Abfluss aus den Mantelhohlräumen wird als größte Abflusskomponente des Haldenkörpers angenommen, da der Niederschlag zumeist aufgrund der großen Porosität von den Lockerschichten in die Mantelschichten versickert. Durch Gravitation kommt es zum langsamen Leerlaufen der Poren des Haldenmantels. Insgesamt kann von einem relativ schnell reagierenden Wasserhaushalt der Kalihalden ausgegangen werden. Die Niederschlagsereignisse werden nur mäßig lange verzögert, es kommt zu keiner Verzerrung der Ereignisabläufe beim Durchtritt durch die Halde (s.a. SCHMIDT, 2003).

Über der Kern-Stauerzone bildet sich eine teilweise gesättigte Speicherzone im Mantelbereich aus, die eindringendes Niederschlagswasser zwischenspeichert und somit einen ständigen Lösungsausstritt aus der Kalihalde auch über längere Trockenzeiten hinweg bewirkt.

Durch fehlende Haldenbasisabdichtungen und einen durchlässigen Untergrund aus Buntsandsteinzersatz und Lockergesteinen kann nur ein Teil der anfallenden Sickerlösungen in den neu angelegten Haldenlösungsfassungssystemen abgeleitet werden. Meist ist dies der oberflächige (bei Starkniederschlägen und Schneeschmelzen) und der beschriebene oberflächennahe Anteil. Ein Großteil versickert diffus und unkontrolliert in das Grundwasser und entlastet teilweise weiter in die nahegelegenen Vorfluter. Der haldenunterseitig aus dem Kern- und Mantelbereich ständig erfolgende Sickerlösungsausstritt kann überhaupt nicht gefasst werden.

Die Aufenthaltszeit der Niederschlagswässer in der Halde reicht immer aus, um das Wasser durch Salzlösungsprozesse vollständig aufzusättigen, d.h. es treten immer gesättigte Salzlösungen aus.

Im Rahmen des Projektes wurden Tritiummessungen zur Verweilzeitbestimmung der Salzlösungen im Haldenkörper am Standort Bischofferode durchgeführt (s. Kap. 4.3). Aus der großen Ähnlichkeit der ermittelten Tritiumkonzentrationen in den Haldensickerwässern zum Tritiuminput des Niederschlages lässt sich eine relativ geringe Wasserspeichergröße der Halde ableiten. Im Vergleich zum natürlichen Buntsandstein-Grundwasserleiter sind die Verweilzeiten im Haldenkörper als geringer einzustufen (SCHMIDT, 2003). Die austretenden Haldensickerwässer sind immer salzgesättigt und der Austrag von Salzlösung verringert sich nur in der Menge entsprechend der Einflussfaktoren (Niederschlag, Haldenabdeckung, Fassung). Deshalb hat die Verweilzeitbestimmung in den Kalihalden eigentlich bzgl. der Umweltgefährdung bzw. Dekontaminationsbetrachtung keine Bedeutung, da es nicht zu einem Abklingen der Kontamination im Haldenkörper durch Auswaschung kommt. Die versickernden Niederschläge führen nicht zu einer Verdünnung der Salzlauge des Haldeninneren sondern werden selbst aufgesättigt; ob die austretende Salzlauge älter oder jünger ist (Verweilzeit), ist irrelevant.

Um die Auswaschung durch den Niederschlag zu mindern, wird seit mehreren Jahren an einer Optimierung der Haldenabdeckung mit verschiedenen speicherfähigen Materialien (Erdaushub, Bau-schutt, Kompost usw.) geforscht. Zusätzlich soll der Verdunstungsanteil der Niederschläge durch eine dichte, wasserzehrende Vegetation und den damit verbundenen hohen Transpirationsleistungen erhöht werden. Auf diese Weise wird eine „biologische Versiegelung“ des Salzkörpers erreicht (s. SCHMELSKY & HOFMANN, 2000). In den Lysimeterversuchen auf der Rückstandshalde Bleicherode zur Untersuchung der Wirksamkeit von Rekultivierungsschichten hinsichtlich des Wasserrückhaltevermögens erfolgte die Schichtenanordnung analog dem Aufbau der Kalihalden: Salzkern (verfestigter Rückstand) und abgelaugtes Lockermaterial. Der Salzkern wurde am Haldenkörper gewonnen. Entsprechend der Fragestellung wurden verschiedene Überdeckungsvarianten eingebaut und die Lysimeter teilweise bepflanzt (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP, 2000). In der

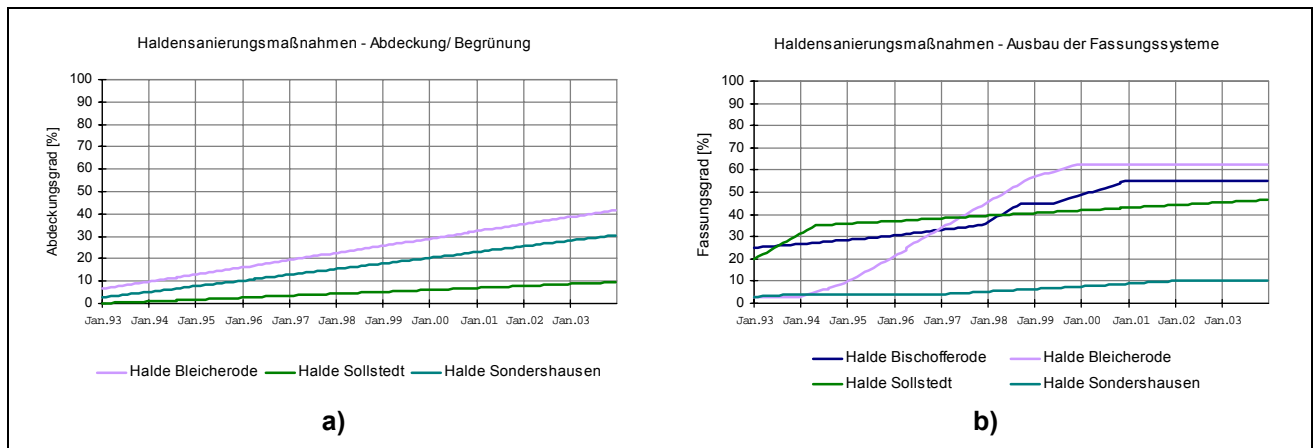
Abbildung 43a sind ausgewählte Ergebnisse der umfangreichen Untersuchungen zur Reduzierung des Sickerlösungsanteils am Niederschlagsinput dargestellt (Datensatz K-UTEC, 2002). Lysimeter 1 diente dabei als Nullvariante, d.h. entspricht dem Zustand einer unbedeckten Halde. Das Abflussmittel beträgt ca. 80%. Im Lysimeter 2 mit 1m Erdaushub versickerten im Mittel ca. 20-30% des Niederschlags. Die geringsten Sickerwassermengen wurden im Lysimeter 3 bestimmt, das mit 0.8m Erdaushub, unterlagert von 0.5m Bauschutt, abgedeckt war. Mit den Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass speicherfähige Erdbaustoffschichten von 0.8 – 1.0m und eine ausreichende Begrünung die Niederschlagsversickerung auf 10-20% des Gesamtniederschlags reduzieren können. Ohne die Verwendung von speicherfähigen Stoffen in der Deckschicht ist trotz einer Vegetationsdecke allerdings keine wirksame Versickerungsminderung erreicht worden. Deutlich erkennbar ist die starke klimatologische Abhängigkeit der Versickerungsraten (LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP, 2000).

Eine Problematik der einzelnen, erprobten Begrünungskonzepte liegt in der Standsicherheit der Schichten auf den steilen Böschungen der Halde. Mit Überschüttungen oder Anschüttungen an den Halden ist diesem Problem entgegenzuwirken. Überschüttung bedeutet dabei das böschungsparelle Schütten von Erdstoffen über die Böschungsschulter auf die Böschungfläche ohne maschinelle Verdichtung. Anschüttung meint den horizontalen Aufbau von unten nach oben nach den Erdbauregeln und mit maschineller Verdichtung. Durch den oft fehlenden Raum um die Haldenkörper erweisen sich Anschüttungen häufig als nicht praktikierbar. Deshalb wurden einige Untersuchungen zu geringmächtigen Abdeckungsschichten sowie zu Begrünungsverfahren durchgeführt und dann auch entsprechend an den Kalihalden umgesetzt (s. SCHMELSKY & HOFMANN, 2000).

Die Halde Bischofferode als volumenbezogen größte Kalihalde des Südharzreviers wurde nicht abgedeckt, besteht also noch im ursprünglichen Schüttzustand (s.a. Tabelle 17 S. 105). Alle anderen Halden wurden seit Einstellung der Produktion mit verschiedenen Abdeckungen versehen. Dabei werden Sanierungsziele zum Umweltschutz zeitgleich verbunden mit der Nutzung der Halden als Deponieflächen durch Entsorgungs- und Verwertungsfirmer. Die bisherigen Abdeckungsfortschritte sind in Abbildung 42a dargestellt. Die aktuellen Abdeckungsgrade betragen ca. 30 – 40 % (Halde Sondershausen bzw. Halde Bleicherode); an der Halde Sollstedt wurden erst ca. 10% der Haldenfläche abgedeckt. Aufgrund der Steilhänge und des Vorlandmangels sind die maximalen Abdeckungsgrade begrenzt; es können aber ca. 80 bis 88 % (Halde Sollstedt bzw. Halde Bleicherode) sowie 98.6 % an der Halde Sondershausen erreicht werden. Es ist also keine 100%ige, vollständige Abdeckung der Kalihalden möglich. Genauso wenig ist eine völlige biologische Versiegelung umsetzbar, da es immer zur Niederschlagsversickerung und somit Lösungsaustritten kommen wird. Dies ist bei den weiteren Sickerwassereintragsbetrachtungen, Verweilzeituntersuchungen im Haldeuntergrund, Szenarien etc. zu berücksichtigen.

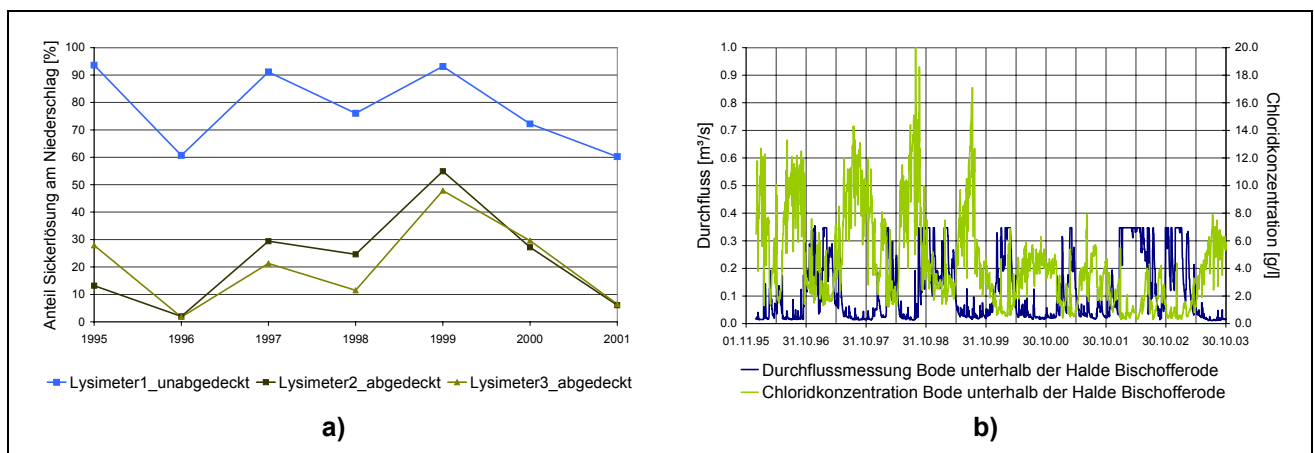
Zur Fassung der oberflächlich abfließenden, hochkonzentrierten Salzlösungen wurden sogenannte Haldenlösungsfassungssysteme, d.h. um die Halde führende meist offene, teils auch mit Betonhalbschalen versehene Gräben in Erdbauweise angelegt. Diese konnten aber nicht die Ausbildung einer Versalzungszone im unterliegenden Grundwasserleiter bzw. die Belastung der haldennahen Vorfluter verhindern, da sie nur den oberflächlich und oberflächennahen abfließenden Teil der Haldensickerwässer erfassen. Da die Gräben veraltet waren und oft nicht den gesamten Haldenbereich umfassten, erfolgte nach Beendigung der Abraumaufschüttung die Sanierung und teilweise auch die Neukonzeption der Fassungssysteme bis in das Jahr 2001. Trotz der Ausbaumaßnahmen weisen die Haldenlösungsfassungssysteme heute teilweise deutliche Mängel auf und sind in ihrer Wirkung bzgl. der Reduzierung der Menge an versickernden Haldenlösungen sehr unterschiedlich zu bewerten. Durch die Fassung der oberflächennahen Haldensickerwässer sollen vor allem Spitzenbelastungen durch Starkregenereignisse und Schneeschmelzen verhindert und somit eine Verringerung und Vergleichmäßigung der Salzkonzentration im Vorfluter bewirkt werden, was zur Wiederherstellung

eines guten ökologischen Zustandes unabdingbar ist. Die erreichten Fassungsgrade an den vier Kalihalden sind in Abbildung 42b dargestellt. Während am Standort Sonderhausen nur ca. 10% der Haldensickerwässer gefasst werden, wurden an den drei übrigen Kalihalden Fassungsgrade von 47 – 63% erreicht, die auch eine deutliche Reduzierung der Chloridbelastung in Grund- und Fließgewässer bewirken (s. Abbildung 43b).



a) Zunahme des Abdeckungsgrads; b) Ausbau der Fassungsssysteme

Abbildung 42: Durchgeführte Haldensanierungsmaßnahmen an den 4 Kalihalden im Wipper-Einzugsgebiet



a) Abdeckung der Haldenkörper – Reduzierung der Sickerlösungen (Ergebnisse der Lysimeterversuche an der Halde Bleicherode); b) Ausbau der Fassungsssysteme – deutliche Abnahme der Chloridkonzentration im Vorfluter Bode unterhalb der Halde Bischofferode ab 2000 mit Fertigstellung des neuen Fassungs-systems

Abbildung 43: Wirkung der Haldensanierungsmaßnahmen

Die Erhöhung der Verdunstungsleistung durch eine gut entwickelte Vegetation und der Rückhalt des Niederschlages in den Auflageschichten führt zu einem Rückgang der für den Salzlöseprozess zur Verfügung stehenden Wassermengen. Damit bildet sich weniger Haldensickerwasser, was sich neben der Verringerung der Lösungsaustritte auch reduzierend auf die Menge an gefasster und bisher gesteuert abgegebener Salzlösung auswirkt. Dem Problem wird somit am Ort seiner Entstehung entgegengewirkt. Durch die gleichzeitig starke Erhöhung des Fassungsgrades durch z.T. völlig neu-konzipierte Fassungs-systeme steigt aber in relevantem Maße die Menge an gefassten Haldensickerwässern zumal die Abdeckung ein stetig zunehmender Prozess ist, der erst seit den letzten Jahren und vor allem zukünftig eine spürbare Verringerung des Sickerlösungsanteil am Niederschlagsinput bewirkt. Im Betrachtungszeitraum kommt es somit zu einer Überlagerung der Sanierungsmaßnahmen an den Kalihalden. Im Hinblick auf die Bewertung der Abnahme der Chloridbe-

lastung am Steuerpegel Hachelbich ist des weiteren zu beachten, dass derzeit ein Großteil der gefassten Sickerwässer zur Grubenflutung als Spülversatz verwendet wird, so dass die Abstoßmengen sehr gering sind. Zukünftig werden mit Beendigung der Bergwerksverwahrung durch Spülversatz die Abstoßmengen wieder in relevantem Maße steigen, da es trotz eventuell weiter durchgeführter Abdeckungsmaßnahmen (der Ausbau der Fassungssysteme ist beendet) zu erheblichen Sickerwasserbildungen verbunden mit einer hohen Fassungs- und somit Abstoßmenge an den Kalihalden kommt (s. Szenarienanalyse in Kapitel 11).

Die gefassten Haldensickerwässer verbundenen mit dem gesteuerten Abstoß aus dem Laugenstapelbecken führen zu einer relevanten Belastung der Wipper. In erheblichem Maße geschieht dies aber vor allem auch durch die sogenannten ungesteuerten Chlorideinträge, die sich sowohl aus dem anthropogen bedingten Anteil durch diffuse Vorflutzutritte von nicht fassbaren Sickerwässern unterhalb der Kalihalden ergeben als auch geogen bedingt sind. Die ungesteuerten Chloridzutritte im Wipper-Einzugsgebiet stellen eine ganz wichtige Störgröße für das Salzlaststeuerungssystem dar, die bisher weder bezüglich der Eintragsmengen noch der Eintragspfade noch des Eintragsverhaltens erfasst ist. Neben der Prozesserfassung des Wasserhaushaltes an Kalihalden und der allgemeinen Bewertung zur Wirkung der Sanierungsmaßnahmen (s.o.) sind vor allem die Lösungsaustritte unter den Halden zu quantifizieren und aus diesen quasi-salzgesättigten Neubildungsmengen die Chloridfrachten bzw. Direkteinträge zu bestimmen. Neben den anthropogenen Chlorideinträgen sind die geogene Eintragsquellen zu erfassen. Das Wipper-Einzugsgebiet ist durch starke Grundwasserversalzung gekennzeichnet, die immer wieder in hydrogeologischen Untersuchungsberichten dokumentiert sind. Genaue Lokalisierungen und Prozessbeschreibungen der Exfiltration in die chloridbelasteten Grundwässer in die Vorfluter kommt, sind bisher jedoch nur wenig erfolgt. Teilweise wird eine Überlagerung mit den Haldeneinträgen vermutet.

In den folgenden Kapiteln wird zur Erfassung der ungesteuerten Salzfrachten die Ermittlung der Grundwasserneubildung unter den Halden durchgeführt (Kap. 5.3), die sich durch diese Sickerwassereinträge ergebende Grundwasserversalzung dargestellt (Kap. 5.4), die diffusen Vorflutzutritte ermittelt und der Chlorideintrag berechnet (Kap. 5.5). Bezüglich der geogen bedingten Versalzung werden die Ergebnisse der durchgeführten Gelände- und Anlayseuntersuchungen zur Quantifizierung und Zuweisung der geogenen Chloridzutritte in die Vorfluter vorgestellt (Kap. 5.6).

5.3 Ermittlung der Grundwasserneubildung unter den Halden

Zur Erfassung des Chlorideintrages durch Haldensickerwässer in die Grund- und Fließgewässer muss die Neubildungsmenge unter den Haldenkörpern bestimmt werden. Die Grundwasserneubildung aus einer Salz-Rückstandshalde ist gegenüber der des umgebenden Einzugsgebietes stark erhöht, weil:

- Die fast völlig fehlende Vegetation auf der Haldenoberfläche nicht zur Verdunstung (aus Interzeption und Transpiration) beitragen kann. Zudem stellen die Halden sehr exponierte Standorte dar. Typisch für unabgedeckte Salzhalden sind Verdunstungsraten von 15-20%. Vergleichsweise liegen diese für die umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen im Wipper-Einzugsgebiet bei ca. 60% (TLUG, 2002).
- Die leichte Wasserlöslichkeit des hauptsächlichen Haldenbestandteiles NaCl zur Ausbildung bevorzugter Fließwege führt, die das Niederschlagswasser sehr schnell abführen und damit Speicherungs- und Evaporationsprozesse in kleinen Größenordnungen halten.
- Die Haldenzusammensetzung u.U. einen hygroskopischen Wassergewinn bewirkt, der als zusätzlicher Input in der Wasserbilanz wirkt.
- Während der Produktion und in den ersten Jahren nach dem Ende der Aufhaldungen die den

Rückständen anhaftende Restfeuchtigkeit (produktionsbedingte Haftlauge) als relevanter zusätzlicher Wasserinput für die Haldenwasserbilanz in Erscheinung tritt.

Die Grundwasserneubildung unter den Kalihalden weist keinen ausgeprägten Jahresgang auf, da neben der starken Klimaabhängigkeit auch die durchgeführten Sanierungsmaßnahmen sowie die Transformations-, Speicher- und Abflussvorgänge in den Haldensystemen ein sehr komplexes Wirkungsgeflecht bilden.

Für die Bestimmung der Grundwasserneubildung an den Kalihalden wurde ein Bilanzmodell als sinnvoll erachtet. Den Wasserhaushalt mit einer modellgestützten Simulation nachzuvollziehen, ist äußerst schwierig. Der stark heterogene und kaum zu verallgemeinernde oder gar nachzubildende Aufbau und Prozessablauf in den Kalihalden gestattet nicht die Anwendung konventioneller Wasserhaushaltsmodelle für Mittelgebirgs-Einzugsgebiete (wie z.B. AKWA-M) oder anderer verfügbarer, teils haldenspezifischer Modelle (z.B. BOWAHALD). Sowohl die unzureichende Datengrundlage als auch die Parametrisierungsanforderungen in den Wasserhaushaltsmodellen erlauben keine aussagekräftigen Modellierungsergebnisse (SCHMIDT, 2003).

Im Rahmen des Projektes sollte mit Hilfe von Tritiumkonzentrationswerten von Haldensickerlösungen und des Grundwassers vor und nach der Haldeneinwirkung auch eine inverse Bestimmung des Tiefen-Grundwasserneubildungs-Stromes unter der Halde durchgeführt werden. Es konnte aber keine plausible Berechnung zur inversen Abschätzung des Haldensickerstromes erfolgen, da die Tritiumwerte zu eng beieinander lagen (TUD, 2005).

Bei der Bilanzierung werden speisende und zehrende Wasserhaushaltsgrößen gegenübergestellt. Daraus wird die nicht direkt messbare Grundwasserneubildung als Restglied bestimmt. Der allgemeinen Definition folgend, ist die Grundwasserneubildung jene Sickerwassermenge, die die Grundwasseroberfläche erreicht (DYCK & PESCHKE, 1995). In den folgenden Untersuchungen wird die an der Haldensole austretende und nicht gefasste Wassermenge als Grundwasserneubildung (Gesamt-GWN) bezeichnet. Die Grundwasserneubildung fließt dem oberen Grundwasserspeicher mit dem schnellen Basisabfluss (RG1) zu. Von dort kann das Sickerwasser in tiefere Grundwasserhorizonte vordringen und als „echte“ Grundwasserneubildung den langsamen Basisabfluss des Grundwasserleiters (RG2) speisen. Oder es kommt zu einem oberflächennahen Abfluss mit diffuser Entlastung in den Vorfluter.

Da die Kali-Rückstandshalde Bischofferode nach Aufhaldungsende 1993 nicht abgedeckt wurde und somit den quasi-stationären „Urzustand“ darstellt sowie die günstigste Datenlage und gute Mess- und Beprobungsmöglichkeiten aufwies, wurde an dieser Halde zunächst die generelle Entwicklung einer hydrologischen Prozessvorstellung zu den Rückstandshalden vollzogen (s. Abbildung 44). Es wurde eine sehr detaillierte Bilanz unter Verwendung zahlreicher real gemessener Teilgrößen aufgestellt (z.B. höheraufgelöste Datenreihen zur im Fassungsssystem aufgefangenen Haldenlösung, Angaben zu mitgefassten Grundwasseranteilen, eine reale Einschätzung zu diffus austretenden Haldensickerwässern über die Frachtbilanz im Vorfluter, Haftlaugenabschätzung etc.). Da derartige Daten nicht an allen Halden in genügend hoher Auflösung verfügbar waren, kam es darüber hinaus zur Entwicklung einer vereinfachten Bilanz zur Grundwasserneubildungsberechnung, die sich mehr auf prozentuale Anteile und Entwicklungen stützt (Fassungsgrad, Abdeckung, etc.) sowie Szenariorechnungen bezüglich klimatischer Bedingungen und Sanierungsmaßnahmen ermöglicht. Es werden die standortspezifischen Faktoren Haldenklima, Abdeckungsmaßnahmen, Fassungsausbau, Haftlaugenwirkung und Grundwasserzustrom berücksichtigt. Diese vereinfachte Bilanzierung konnte an allen vier Kalihalden im Wipper-Einzugsgebiet durchgeführt werden und ist übertragbar auch auf andere Standorte.

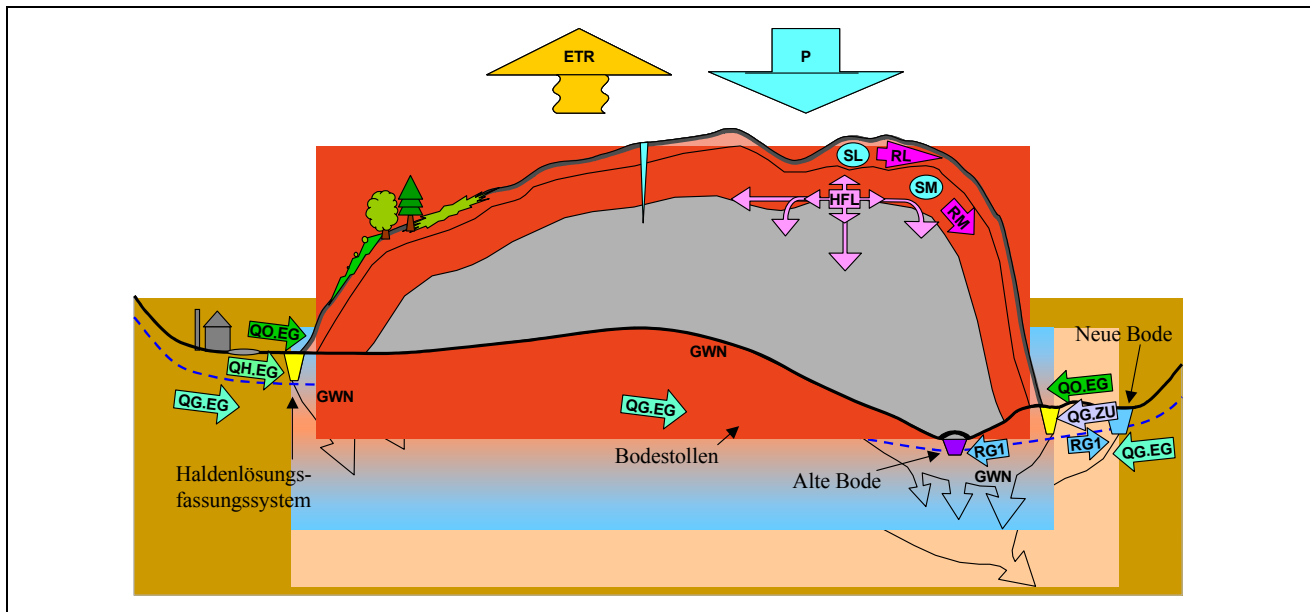


Abbildung 44: Prozessbild zur Wasserhaushaltsbilanzierung an der Kalihalde Bischofferode (SCHMIDT, 2003)

Die detaillierte Beschreibung der beiden Bilanzierungsvarianten sowie eine Sensitivitätsanalyse zu den Einflussgrößen im Bilanzmodell sind in SCHMIDT (2003) bzw. TUD (2005) ausführlich dargestellt.

Abbildung 45 enthält das vereinfachte Bilanzmodell zur Ermittlung der Grundwasserneubildung unter Kalihalden. Als Zeitschrittweite für die Grundwasserneubildung wurde ein Monat gewählt. Zum einen ist eine möglichst hohe zeitliche Auflösung erforderlich, um die stark niederschlagsabhängigen Haldenlösungsaustritte und vor allem die Chlorideinträge in die Vorfluter abzubilden, zum anderen erlauben die komplexen Haldenprozesse sowie die Datengrundlage eine sinnvolle zeitliche Auflösung von max. 1 Monat. Für die Entwicklung der Grundwasserneubildung und Bewertung der Sanierungsmaßnahmen erwies sich die Jahresbetrachtung als aussagekräftig.

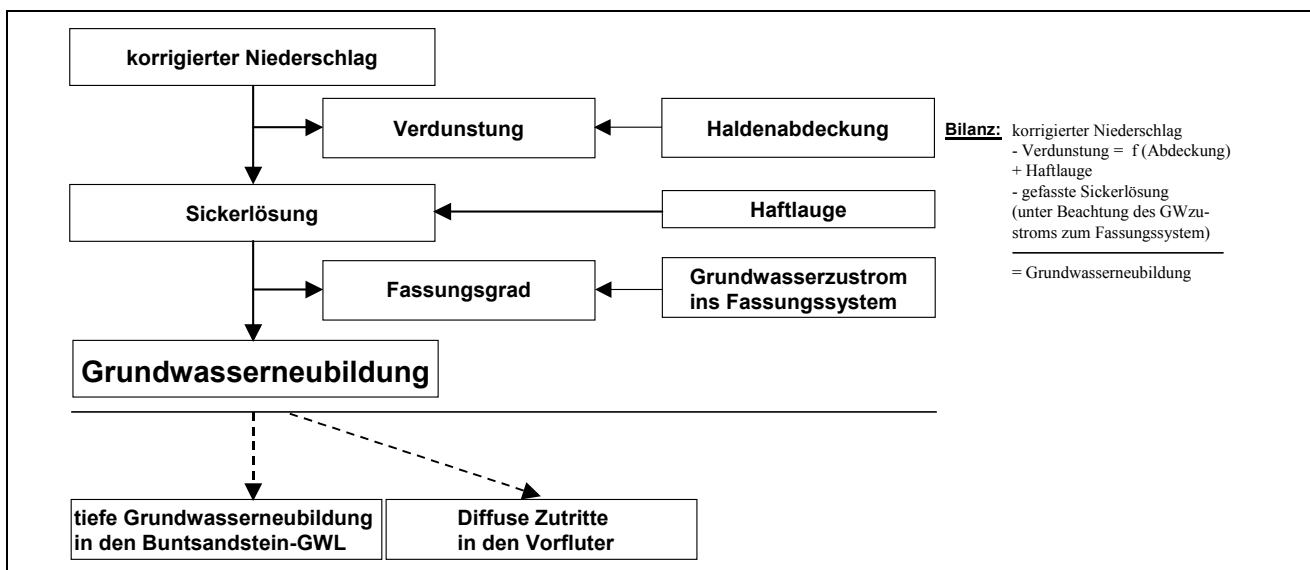


Abbildung 45: Bilanzmodell zur Berechnung der Grundwasserneubildung unter den Kalihalden

Das sich unter den Halden neubildende Grundwasser besteht im Wesentlichen aus dem Niederschlagsinput. Die Niederschlagswerte standen als Tageswerte oder Monatssummen je Halde zur Verfügung bzw. wurden aus den umliegenden DWD-Niederschlagsstationen ermittelt (Halde Sollstedt). Die Niederschläge wurden mit 10 % Zuschlag korrigiert.

Ein nicht natürlicher, sondern durch den Produktionsprozess verursachter Wasserinput in den Haldenwasserhaushalt ist das im Rückstand befindliche Wasser. Die den Rückständen anhaftende Restfeuchtigkeit wird als Haftlauge (HFL) bezeichnet. Das in den Haldenkörper eingetretene Niederschlagswasser wurde mit dem gravitativ ablösbaren Haftlaugeanteil des Rückstandes vermischt und um diesen vermehrt. Als Wasserzugangsgröße ist die Haftlauge nur bis wenige Jahre nach der Werkstilllegung relevant, da seitdem kein neuer Rückstand und damit keine Haftlauge zur Ablagerung kam. Anfangs konnte der Haftlaugeanteil beachtliche Ausmaße von ca. 40-45 % vom Gesamtumsatz des Haldenwasserhaushaltes annehmen und stellte damit eine wesentliche abflussbildende Wasserinputgröße dar. Der Anteil der Haftlauge in der Sickerlösung wurde aus dem Verlauf der Magnesiumchlorid-Konzentration ($MgCl_2$) im Haldenabwasser abgeleitet. Das Magnesiumchlorid ist das am leichtesten lösliche Salz des Rückstandes, das im Haldenabwasser nachweisbare $MgCl_2$ stammt im wesentlichen aus der Haftlauge. Für die Halde Bischofferode wurde auf diese Weise ermittelt, dass sich nach ca. 3 Jahren die wirksame Haftlauge halbiert und nach ca. 7 Jahren auf < 10% vom Ursprungswert verringert hat. Der Haftlaugeanteil weist ein exponentielles Abklingverhalten auf. Dieses Verhalten konnte auch auf die anderen Halden übertragen werden. Dabei wurde je Haldenstandort das letzte Aufhaldungsjahr als 100%-Basis zugrundegelegt.

Die Verdunstung von der Halde stellt eine wesentliche Zehrgröße dar, die unmittelbar auf den zur tatsächlichen Salzlösungsbildung zur Verfügung stehenden Wasserinput einwirkt. An den Kalihalde wurde unterschieden in die Verdunstung von der nackten und von der bereits bedeckten Haldenoberfläche. Für beide Flächenanteile wurden die Verdunstungsmengen unter Berücksichtigung der Abdeckungsfortschritte gesondert bestimmt und monatspezifisch zugeteilt. Zur Abschätzung des Verdunstungsanteils auf den Halden kamen die Messwerte der Lysimeterversuche auf der Halde Bleicherode zur Anwendung (Datensatz KUTEC, 2002). Mit Hilfe der unterschiedlich gefüllten Lysimeter (s.a. Kapitel 5.2) ließ sich die reale Evapotranspiration für verschiedene Haldenabdeckungen bzw. die ungedeckten Haldenflächen ermitteln. Von der Möglichkeit der Bestimmung der Verdunstung über die einschlägig bekannten Gleichungen zur potentiellen Evapotranspiration (PENMAN, HAUDE etc.) wurde abgesehen, da hierfür die notwendigen Eingangsdaten und Parameter nicht an allen Halden zur Verfügung standen und außerdem das reale Verdunstungsverhalten des Haldenmaterials aufgrund der starken Abweichung von einem Boden damit nicht abgebildet wird. Die Problematik bei der Verwendung von Lysimeterwerten ist die Speicherung bestimmter Wassermengen im Lysimeter und das besondere Verhalten des Haldenmaterials (Hygroskopie). Infolge dessen können in manchen Monaten negative Verdunstungen auftreten, teilweise ist der Sickerwasseraustritt eines Monats viel höher als die Niederschlagssumme der vorangegangenen Monate. Um diesen Effekten zu begegnen, wurde nicht die real im jeweiligen Monat beobachtete (fehlerbehaftete) Verdunstung in die Bilanzierung eingebaut sondern aus der 7-jährigen Monatswertreihe der Verdunstung für jeden Monat eine mittlere Verdunstung ermittelt, um so eine Übertragbarkeit auf andere Zeiträume zu ermöglichen. Dadurch konnten auch speicherbedingte Schwankungen ausgeglichen werden. Zur weiteren Verallgemeinerungsfähigkeit wurden die gewonnenen mittleren Monatsverdunstungen nicht direkt übernommen, sondern es wurde ein typischer Jahresgang der monatlichen Verdunstungsanteile gebildet. Dabei dienten als Orientierung die in DYCK & PESCHKE (1995, S. 206, Tafel 11.4.) zur Verdunstungsermittlung über Brache/Sand getroffenen Annahmen. Die vorgenommene „Gleichschaltung“ der Verdunstungswerte bewirkt zwar in gewissem Rahmen einen Informationsverlust, jedoch wurde davon ausgegangen, dass die Variabilität der Verdunstung innerhalb eines Jahres sehr eng an die Temperaturkurve gekoppelt ist und dementspre-

chend eine gewisse Gleichmäßigkeit über viele Beobachtungsjahre hinweg gegeben ist. Außerdem dienten die mittleren Monatswerte der realen Lysimetermessungen immer als authentische Vergleichsgröße bei der Bestimmung eines standardisierten Jahresgangs der realen Evapotranspiration (ETR). Die Übertragung der ETR-Werte der Lysimeterauswertungen für die Wasserhaushaltsbilanzierung an den Kalihalden kann in zwei Varianten erfolgen:

- Die ETR wird als echter „mm-Wert“ übertragen: Der Einfluss von Niederschlags-Unterschieden wird nicht berücksichtigt; an jeder Halde wird der gleiche Verdunstungswert angesetzt. Diese Übertragung ist gerechtfertigt, wenn das Energieangebot (Temperatur) der limitierende Faktor für die Verdunstungsmenge ist.
- Die ETR wird in „% vom Niederschlag“ übertragen: D.h., bei mehr Wasserangebot kann mehr verdunsten sofern genügend Verdunstungsenergie vorhanden ist. Dies ist gerechtfertigt, wenn das Wasserangebot der limitierende Faktor für die Verdunstungsmenge ist.

Im Untersuchungsraum erfolgte die Übertragung der ETR-Werte in % vom jeweiligen Halden-Niederschlag. Zur Ermittlung der gefassten und somit nicht Neubildungswirksamen Sickerwässer wurde der Fassungsgrad definiert (s. Abbildung 45). Aufgrund unzureichender Datenlage konnte bis auf den Standort Bischofferode nicht auf die realen Fassungen zurückgegriffen werden. Mit den detaillierten Daten an der Halde Bischofferode wurde der Haftlaugenanteil im Fassungs-wasser (s.o.) sowie der Grundwasserzugang zum Fassungs-system bestimmt. Zur Berechnung des Fassungsgrades im Bilanzmodell wurden durch die Interpolation zwischen den als Jahreswerte vorliegenden Fassungen unter Berücksichtigung von „Meilensteinen“ im Fassungs-ausbau sowie durch die Gegenüberstellung mit den Wasserinputmengen monatliche Werte des Fassungsgrades je Haldenstandort erzeugt. Zu den vorher abziehenden mitgefassten Grundwasseranteilen lagen gro-be Angaben von den Haldenbetreibern vor (s. Tabelle 17, S. 105).

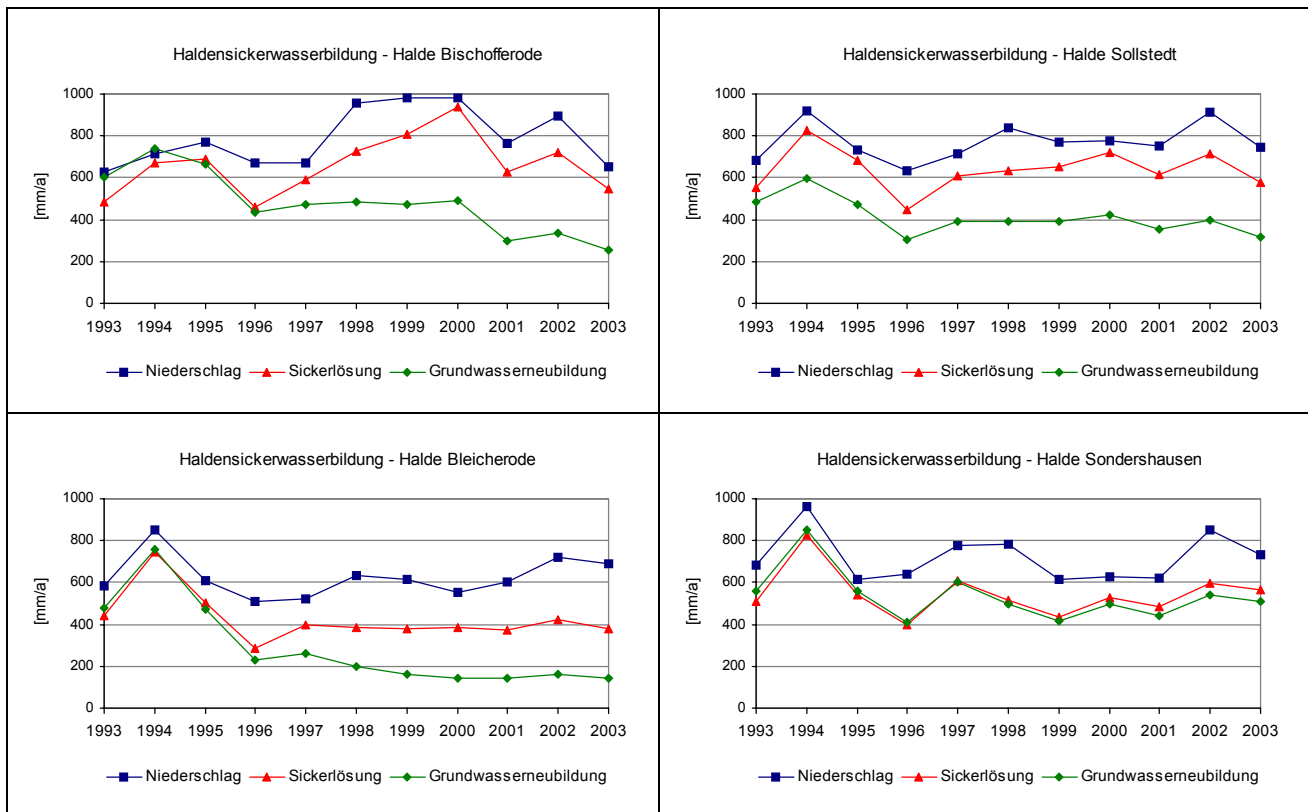


Abbildung 46: Gegenüberstellung der mit dem Bilanzansatz ermittelten Grundwasserneubildungen: Aufzeigen der hohen Neubildungsmengen sowie der Wirkung der Sanierungsmaßnahmen

In der Abbildung 46 wurden die Ergebnisse der Grundwasserneubildungs-Berechnungen an den vier Rückstandshalden in Form von Jahressummenwerten gegenübergestellt. Deutlich erkennbar sind die in Verlauf und je Halde stark variierenden Niederschläge als maßgebende Inputgröße sowie die aufgrund der verschiedenen Sanierungsmaßnahmen sehr unterschiedlichen, aber insgesamt stark erhöhten Neubildungsmengen gegenüber dem umgebenden Buntsandstein-Grundwasserleiter mit einer mittleren Grundwasserneubildung von ca. 70-75 mm/a (Mittelwert 1993-2001, DIFGA-Analysen für das Einzugsgebiet der Bode/ Pegel Bleicherode). An allen Haldenstandorten konnten die Grundwasserneubildungen reduziert werden, weil Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Teilweise existierten schon Fassungs-systeme. Trotzdem betragen die unter den Kalihalden austretenden, salzgesättigten Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungen mit 200-500 mm/a immer noch das 3-6fache gegenüber den natürlichen Bedingungen im Untersuchungsraum. Durch die Unterscheidung in Sickerlösung und Grundwasserneubildung in Verbindung mit den in der Abbildung 47 dargestellten Anteilen am Niederschlagsinput lässt sich die Wirkung der Sanierungsmaßnahmen Haldenabdeckung und Ausbau der Fassungs-systeme getrennt erfassen und bewerten. Die Sickerlösung ist die um die Verdunstung reduzierte infiltrierende Niederschlagsmenge. Auf den abgedeckten Haldenflächen ist die Verdunstung wesentlich höher. Je größer der Anteil an abgedeckten Haldenflächen ist, umso höher ist die Verdunstungsleistung der Gesamthalde und umso geringer die Niederschlagsinfiltration. Bei der Grundwasserneubildungsbestimmung, d.h. der Menge sich neubildender Sickerwässer unter den Kalihalden, wirkt sich der Fassungs-grad aus, d.h. wieviel von der Sickerlösung gefasst werden kann und somit nicht im Haldenuntergrund versickert. Bis Mitte der 90er Jahre ist der zusätzliche Input durch die Haftlaugen zu beachten, v.a. am zuletzt stillgelegten Standort Bischofferode, wo die Grundwasserneubildungen aufgrund der hohen Haftlaugenmengen teilweise über dem Niederschlagsinput liegen.

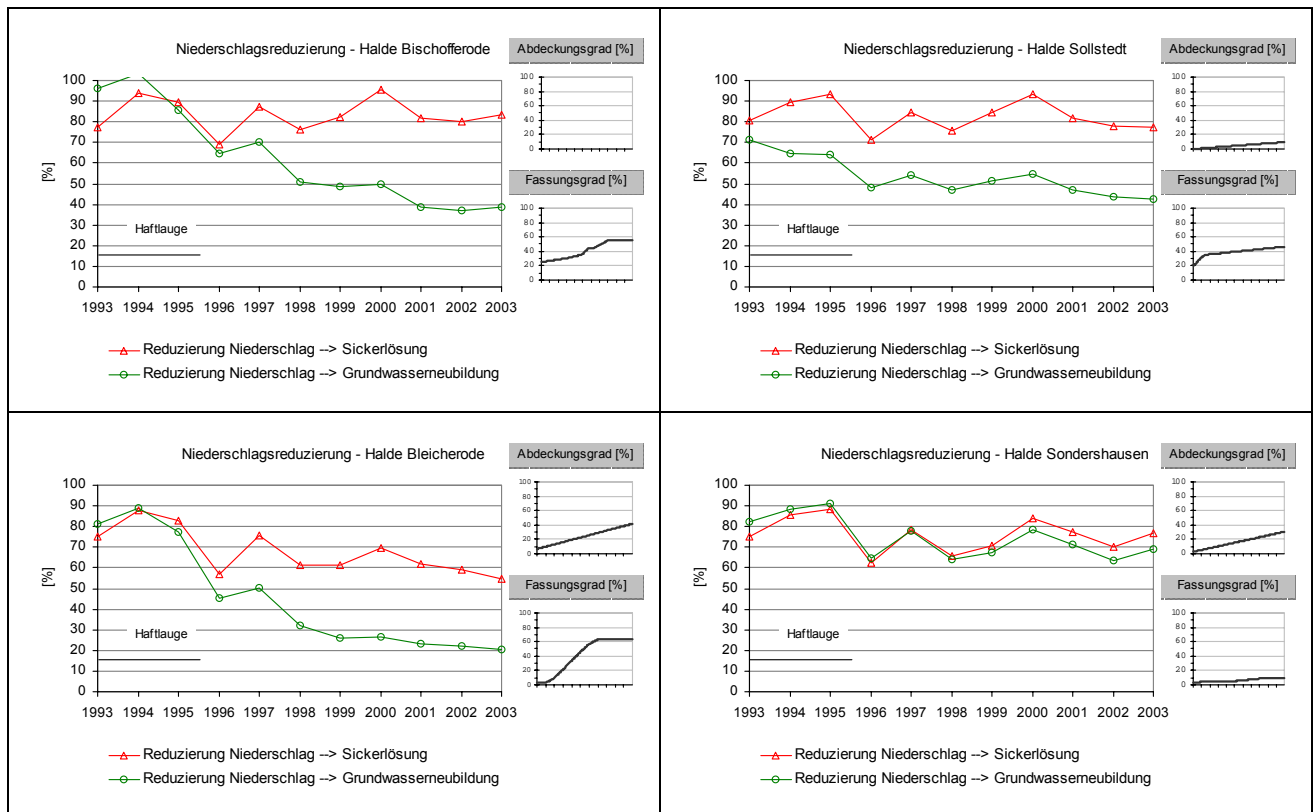


Abbildung 47: Darstellung der erreichten Inputreduzierungen der Versickerung an den vier Haldenstandorten in Abhängigkeit vom Niederschlag und den durchgeführten Sanierungsmaßnahmen

An unabgedeckten, nur mit Rückstandsmaterial befüllten Lysimetern wurden Versickerungsraten von ca. 80% ermittelt (s.a. Abbildung 43/a, S. 83). Die Sickerlösungsanteile der unabgedeckten bzw. nahezu unabgedeckten Kalihalden Bischofferode bzw. Sollstedt und Sondershausen liegen in ähnlicher Größenordnung.

Durch den Neubau bzw. Ausbau der Fassungssysteme an den Halden Bischofferode (im Endzustand Fassungsgrad ca. 55%) und Sollstedt (im Endzustand Fassungsgrad ca. 47%) konnte eine Reduzierung der Niederschlagsversickerung auf ca. 40-50 % verbunden mit Grundwasserneubildungsmengen von ca. 300-400 mm/a erreicht werden. Die zwar immer noch sehr hohen, aber stark verringerten Haldensickerwasserbildungen unter den Kalihalden wirken sich auch deutlich bzgl. der Chloridbelastung in Grund- und Fließgewässer aus. In der Abbildung 43/b (s. S.83) ist z.B. die Abnahme der Chloridkonzentration in der Bode unterhalb der Halde Bischofferode durch die Fertigstellung des neu konzipierten Fassungssystems 2000/2001 dargestellt.

Durch die Abdeckung der Kalihalden ist eine weitere Reduzierung der Niederschlagsinfiltration möglich. An der Halde Bleicherode wurde durch umfangreiche Abdeckungsmaßnahmen (s. Abbildung 48) zusammen mit einem hohen Wirkungsgrad des Fassungssystems eine Verringerung des Grundwasserneubildungsmengen auf ca. 170–200 mm/a erreicht. Der (derzeitige) Abdeckungsgrad von ca. 40% bewirkt eine relevant erhöhte Verdunstungsleistung der Halde und spiegelt sich in einem Sickerlösungsanteil am Niederschlag von ca. 50-60% wieder. Zusammen mit einem Fassungsgrad von 63% ergeben sich Versickerungsraten von nur noch 20-25%.

Am Haldenstandort Sondershausen lässt sich aufgrund des nur sehr geringen Wirkungsgrades der Fassungssysteme (max. 10%) zum einen sehr gut der Zustand einer nahezu unsanierten Kalihalde mit einer extremen Neubildungsmenge von salzigen Sickerwässern von ca. 500 mm/a erfassen. Die Versickerungsrate beträgt 70-80%. Zum anderen kann die alleinige Wirkung der Haldenabdeckungsmaßnahmen auf die Reduzierung des Sickerlösungsanteils und somit der Grundwasserneubildung vor allem zukünftig sehr gut nachvollzogen werden. In Zusammenhang mit der Betrachtung der Halde Bleicherode lässt sich eine relevante Wirksamkeit der Haldenabdeckungen mit dem Ergebnis einer spürbaren Verringerung der Sickerlösungsmenge erst ab einem Abdeckungsgrad von ca. 30% erzielen. Dieser Abdeckungsfortschritt wurde an der Halde Bleicherode ca. 2000/2001 erreicht. An der Halde Sondershausen werden nun auch ab dem Jahr 2003 die Abdeckungsmaßnahmen in abnehmenden Sickerlösungs- und somit Grundwasserneubildungsmengen resultieren.

Aus der Gegenüberstellung von Jahres- zu Monatswerten in der Abbildung 51a wird deutlich, dass nicht nur der allgemeine Abnahmetrend der Grundwasserneubildung ein wichtiges Beurteilungskriterium der Sanierungsmaßnahmen an den Kalihalden darstellt sondern vor allem auch die Dämpfung der Neubildungsspitzen. Der Vergleich der Entwicklung der Lösungsaustritte unter der Halde Bleicherode mit der Halde Sondershausen zeigt, dass durch den hohen Sanierungsgrad und vor allem die zunehmende Abdeckung der Bleicheröder Kalihalde ein gleichmäßiger und auf wesentlich geringerem Niveau erfolgender Sickerwassereintrag erreichbar ist. Der bislang erzielte, noch zu geringe und damit noch nicht wirksame Abdeckungsfortschritt an der Kalihalde Sondershausen zusammen mit dem geringen Fassungsgrad an diesem Standort resultiert in einer extrem hohen und vor allem auch stark niederschlags- bzw. witterungsabhängigen Grundwasserneubildung unter der Halde.

Sowohl die Neubildungsmengen als auch ihr Bildungsverhalten sind maßgebend bzgl. der Chloridfrachteinträge und der resultierenden Chloridkonzentrationen in den Vorflutern. Im Folgenden werden die Auswirkungen der hohen, salzgesättigten Haldensickerwasserbildungen in Grund- und Fließgewässer untersucht. Zielstellung ist dabei vor allem die Ermittlung des Eintragsverhaltens und der Eintragsstellen der oberflächenah abströmenden und diffus in die angrenzenden Vorfluter entlastenden Anteile an den Grundwasser- bzw. Sickerwasserneubildungen (Direkteinträge).



Abbildung 48: Haldenabdeckung – Beispiel Halde Bleicherode 1990 & 2002 (Abdeckungsgrad ca. 40%)

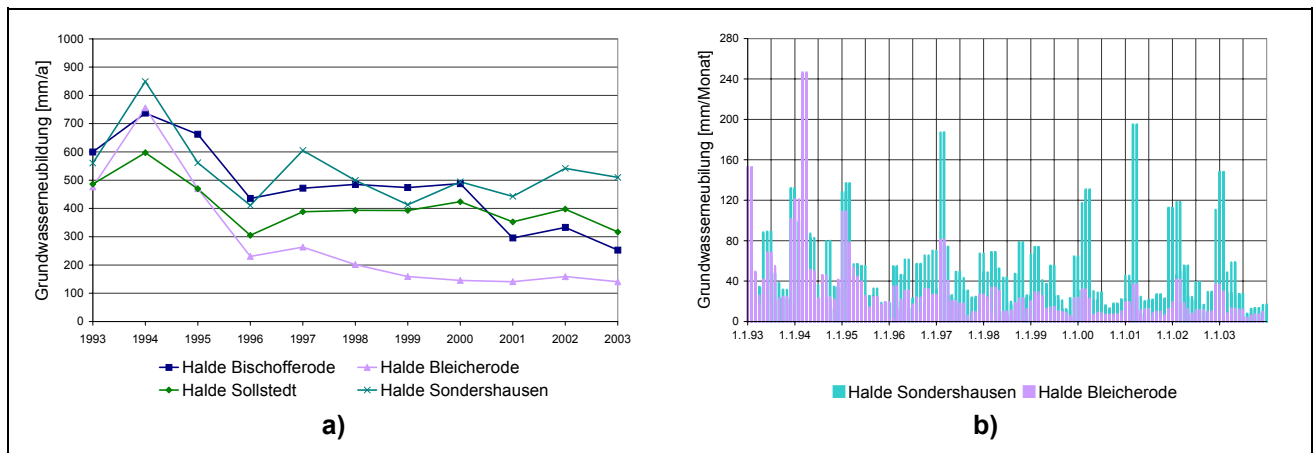


Abbildung 49: Gegenüberstellung der Jahres- und Monatsmittelwerte der Haldengrundwasserneubildungen: a) Genereller Abnahmetrend im Untersuchungszeitraum durch die Wirkung der Sanierungsmaßnahmen (Jahreswerbetrachtung); b) Dämpfung der Niederschlagsabhängigkeit der Grundwasserneubildung durch die Sanierungsmaßnahmen (Monatswerbetrachtung; Bsp. Halden Sonderhausen und Bleicherode)

5.4 Erfassung der Grundwasserversalzung im Haldenabstrom

Allgemeine Charakteristik

Entscheidend für die Ausbildung der Versalzungszonen an den Kalihalden ist die Durchlässigkeit des Haldenuntergrundes, da die Halden im Wippereinzugsgebiet ohne Untergrundabdichtung auf den insgesamt recht gut durchlässigen Buntsandstein-Aquifer bzw. Lockergesteinssedimente aufgeschüttet wurden. Die holozänen und pleistozänen Sedimente der Talauen haben aufgrund ihrer geringen Verbreitung und Mächtigkeit zwar keine hydrogeologische Bedeutung, sind jedoch bezüglich der Stoffausbreitung im Abstrom der Kalihalden relevant, da sie zum Teil sehr permeable Fließwege für die Haldenlösungen bilden. Zusammen mit den sandigen Verwitterungsschichten des unterlagernden Buntsandsteins stellen sie einen guten Porengrundwasserleiter dar. Die Ausbildung bevorzugter Migrationsbahnen in den Lockergesteinen der Flusstäler bewirkt eine schnellere und weitere Ausbreitung der Salzfahne, aber auch eine raschere Verdünnung in diesen oberflächennahen Grundwasserleiterschichten durch den Zustrom unversalzener Wässer aus dem umgebenden Einzugsgebiet. Da dieser Porengrundwasserleiter häufig mit dem Mittleren Buntsandstein in hydraulischer

scher Verbindung steht, gelangen auf diesem Weg auch Haldensickerwässer in den Hauptgrundwasserleiter. Aufgrund der mittleren bis relativ hohen Wasserdurchlässigkeiten von $k_f = 10^{-4} - 10^{-8}$ m/s können eindringende haldenbürtige Salzwässer nahezu ungehindert eine Versalzungsfront im Lockergestein und im Kluftgrundwasserleiter des Liegenden ausbilden. Mit geophysikalischen Messungen konnte die Relevanz der Klüftung festgestellt werden, wonach die flächenhafte Ausdehnung der Versalzungszone mit der Tiefe zunimmt. Dies entspricht dem durch kurze Klüfte und Schichtflächen im Detail treppenartig erfolgenden Abstieg salzbelasteter und damit aufgrund der höheren Dichte schwerer Wässer in den tieferen Untergrund (ERCOSPLAN, 1997). In Zusammenhang mit der Mächtigkeit der gut wasserführenden Schichten des Mittleren Buntsandsteins sowie den oberen Folgen des Unteren Buntsandsteins kann eine Tiefenreichweite der Versalzungsfronten bis ca. 100 m angenommen werden. Aufgrund der hohen Dichte der Salzfahne und der geringeren Durchlässigkeiten im tieferen Buntsandsteingrundwasserleiter ist die horizontale Ausbreitungsgeschwindigkeit vermutlich als gering anzusehen. Nach Erfahrungswerten an anderen Haldenstandorten (z.B. Kalistandort Zielitz bei Magdeburg) kann für den tieferen Grundwasserleiter Buntsandstein mit einer Fließgeschwindigkeit der unterirdischen Salzfront von ca. 30-50 m/a gerechnet werden (TLUG, 2002). KIRSCH (1975) nimmt allerdings allgemein schon wesentlich geringere Fließgeschwindigkeiten der Buntsandsteinwässer von nur 1 bis 5 m/a an; noch geringere Werte ergeben sich nach DIETRICH (1972), der eine Abhängigkeit zwischen der Gesamtmineralisation und dem Wasseraustausch für das Thüringer Becken erstellte (s. Tabelle 15, zitiert in THORMEIER ET AL., 1989).

Tabelle 15: Fließgeschwindigkeiten im Buntsandstein in Abhängigkeit von der Gesamtmineralisation

Zone	Fließgeschwindigkeit	Gesamtmineralisation
unbehinderter Wasseraustausch	> 10 m/a	< 5 g/l
behinderter Wasseraustausch	10 – 0.5 m/a	5 - 50 g/l
erschwerter Wasseraustausch	0.5 – 0.05 m/a	50 – 250 g/l
stark erschwerter bis fehlender Wasseraustausch	< 0.05 m/a	> 250 g/l

Im Rahmen des Projektes war die Bestimmung von Verweilzeiten, Austauschraten und Abstandsgeschwindigkeiten im Haldenuntergrund bzw. -abstrom mit Hilfe von Tritiummessungen zur Abschätzung des Fortschreitens der Haldenfahnen ausbreitung sowie zur Bestimmung der zeitlichen Restwirksamkeit der Salzkontaminationen im Falle der Beendigung von Lösungsaustritten angedacht. Aufgrund der oben zitierten insgesamt doch recht gering anzunehmenden Abstandsgeschwindigkeiten im Buntsandstein wäre für eine sinnvolle bzw. auswertbare Versuchsdurchführung für die „2-Bohrlochmethode“ eine Anordnung von zwei Grundwassermessstellen mit einem geringem Abstand von etwa 50 m in Grundwasserströmungsrichtung notwendig gewesen. Diese Bedingungen sind im Untersuchungsraum leider nicht gegeben.

Die Verweilzeit der Salzkontamination wird definiert als die Zeit, bis das gesamte Wasser unter der Halde nach Beendigung des Sickerwasserzutritts erneuert ist und somit alle Salzbestandteile herausgewaschen sind. Dadurch, dass die Grundwasserneubildung unter den Kalihalden aber kaum hundertprozentig zu unterbinden ist, kann nicht von einer Dauer bis zur Salzfreiheit des Grundwasserleiters gesprochen werden, zumal die schweren Haldensickerwässer bereits sehr tief in die unteren Grundwasserleiterschichten abgesunken sind. Vielmehr geht es darum, den weiteren Salzeintrag möglichst zu minimieren und vor allem im oberen Grundwasserleiterbereich eine weitere Ausbreitung der Salzfahne zu verhindern und die Salzfracht in die Vorfluter zu minimieren.

Entscheidend für die Auswaschung/ Aussüßung der Sickerwässer im oberflächennahen Grundwasserleiter ist neben der Reduzierung der Sickerwasserzutritte durch geeignete Sanierungsmaßnahmen

vor allem die Menge und Geschwindigkeit zuströmenden unversalzenen Grundwassers in Bezug zum beteiligten Umsatzraum im Haldenuntergrund sowie die Entlastungsrate in die Vorfluter. Neben den die Wasserflüsse betreffenden Einflussgrößen spielen die Grundwasserleitereigenschaften eine wichtige Rolle bzgl. der Dekontaminierungsintensität und Ausbreitung/ Fortbewegung der Haldensalzfläden (s.o.). In SCHMIDT (2003) wurde unter Berücksichtigung der genannten Einflussgrößen für den Standort Bischofferode überschlägig eine Verweilzeit von ca. 50 – 150 Jahren ermittelt.

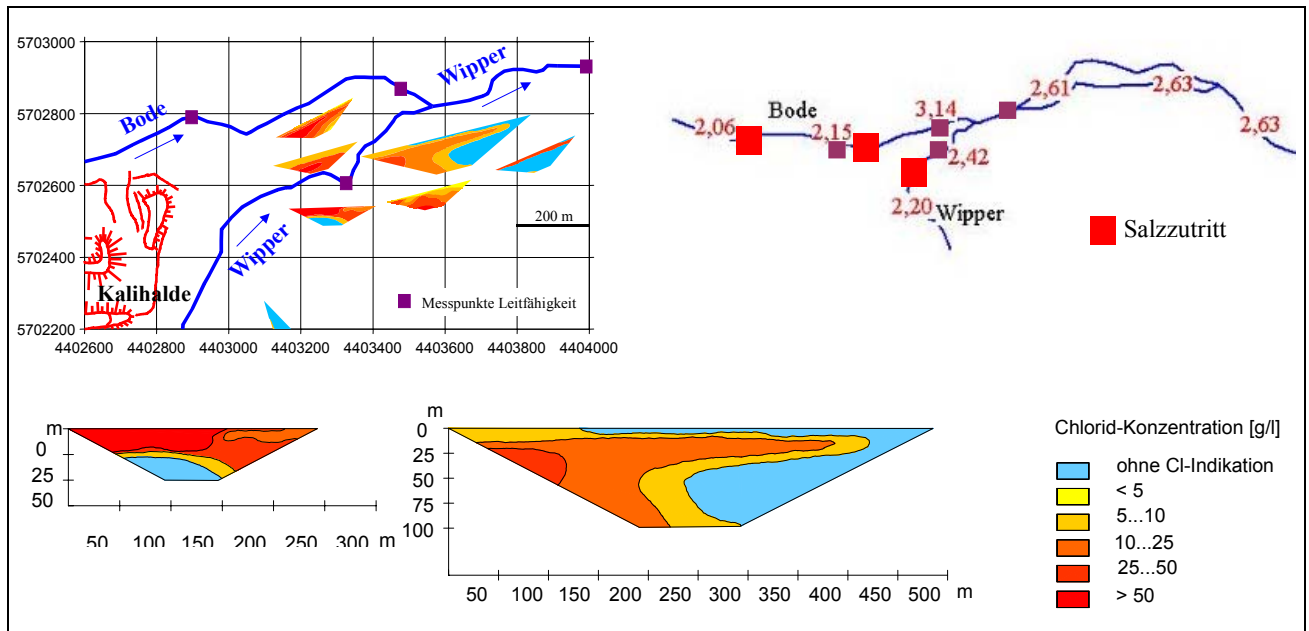


Abbildung 50: Grundlagen für die Entwicklung einer Vorstellung zur horizontalen und vertikalen Ausbreitung der Salzflade an der Halde Bleicherode (Tomografieschnitte sowie Leitfähigkeitsmessungen [mS/cm] in den Vorflutern

Eine weitere Methode zur Erfassung der Ausbreitung der Grundwasserversalzung an Kalihalde stellen tomografische Messungen dar, die an der Halde Bleicherode von der Kali- Umwelttechnik GmbH 1997 (K-UTEC, 1997) und 2003 im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurden. Die Tomografie ist eine relativ neuartige Verfahrensvariante der Geoelektrik, die Elemente der Tiefensonndierung (VES) mit der Geoelektrischen Kartierung kombiniert. Durch die Messung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit poröser Gesteine sind Rückschlüsse auf die horizontale und vertikale Erstreckung der Salzflade möglich, indem Leitfähigkeitsänderungen als Indikator für den Salzgehalt dienen. Die Gesteinsleitfähigkeit wird maßgeblich von der Porosität und der Wassersättigung, aber auch von der elektrischen Leitfähigkeit des Porenfluids bestimmt, weshalb sich bei voll gesättigten Gesteinen eine lineare Beziehung der Leitfähigkeit des Fluids und der des Gesteins ableiten lässt, die wiederum Rückschlüsse auf den Salzgehalt des Porenfluids zulässt (K-UTEC, 1997). Zur Interpretation der Messdaten sind Kenntnisse des geologischen Aufbaus erforderlich, da die Gesteinsleitfähigkeit sowohl stofflichen (insbesondere vom Tongehalt beeinflusst) als auch strukturellen (durch Schichtenfolge bzw. Lagerungsverhältnisse etc. bestimmten) Einflüssen unterliegt. Dabei sind vor allem Toneinlagerungen zu beachten, da die Leitfähigkeiten stark tonhaltiger Gesteine mit denen tonfreier, aber salzwasserhaltiger Gesteine aufgrund der physikalischen Eigenschaften der Tonminerale teilweise übereinstimmen können (HGN, 1999). Zur Erschließung des geologischen Aufbaus werden Referenzmessungen in nicht versalzener Umgebung angefertigt. Zudem fließen Daten vorhandener Untergundaufschlüsse (Tiefenlage der Schichtgrenzen, Lithologie, Grundwasserleitfähigkeit) in die Modellkalibrierung mit ein. Die Umsetzung der geoelektrischen

Messdaten in ein Chlorid-Tiefen-Modell erfolgt mittels mathematischer Modellierungsalgorithmen, wobei der Salzgehalt wie in Abbildung 50 dargestellt in sechs Stufen unterteilt wurde. Die maximale Salzstufe von $> 50\text{g/l}$ beinhaltet dabei die quasi-salzgesättigten Haldensickerwässer mit einem Salzgehalt von über 150g/l . Bei der Bewertung der Konzentrationsangaben sind die aufgeführten hohen Datenanforderungen und vielfältigen Interpretationsunsicherheiten zu beachten.

Im Folgenden werden die Ergebnisse an den Halden Bleicherode, Sondershausen und Bischofferode exemplarisch dargestellt.

Halde Bleicherode

Die Kalihalde Bleicherode wurde in das Mündungsdreieck von Bode und Wipper aufgeschüttet. Sie befindet sich im Ausstrichgebiet des Mittleren Buntsandsteins, der hier ca. 30 m mächtig ist. Es bestehen enge hydraulische Verbindungen in der Vertikalen bis in den Unteren Buntsandstein; während der Teufarbeiten der Schächte traten starke Wasserzuflüsse in den oberen 115 m unter Flur auf. Die salinaren Schichtenfolgen des Zechsteins setzen bei ca. 380 m unter Flur ein (K-UTEC, 1995). Der Standort Bleicherode ist durch gute bis sehr gute Wasserwegsamkeiten mit $k_f = 10^{-4} - 10^{-6} \text{ m/s}$ im Haldenuntergrund und unmittelbarem Abstrombereich gekennzeichnet (SCHLEGELMILCH, 1991).

Die oberen Buntsandsteinschichten werden v.a. durch grobkörnige Sandsteine gebildet (Basissandstein des Mittleren Buntsandsteins, die auflagernden Verwitterungsschichten sowie die quartären Lockersedimente in den Talauen bilden mit $\geq 5\text{m}$ Mächtigkeit sehr gut grundwasserleitende Horizonte aus. Bemerkenswert ist, dass die Verlängerung der von Südosten her immer schwächer in Erscheinung tretenden Wippertalstörung den Standort unterquert (K-UTEC, 1995). Im Zusammenhang mit geogen bedingten Versalzungserscheinungen von Altbrunnen sowie z.T. extrem hohen Ergiebigkeiten bei diversen Pumpversuchen werden noch weitere, sich kreuzende Störungszonen im Raum Bleicherode vermutet (SCHMIDT, 1976). Durch die tomografischen Untersuchungen konnte der Aufstieg versalzener Tiefenwässer im Haldenabstrom nachgewiesen werden. Durch die Leitfähigkeits-Durchfluss-Profilaufnahmen entlang der Bode und teilweise auch Wipper wurden im Raum Bleicherode mehrere Zutrittsbereiche salzhaltiger Grundwässer aufgrund vertikaler Wasserbewegungen im Zuge von Störungs- und Zerrüttungszonen erfasst. Die Überlagerung anthropogener und geogener Versalzung sowie deren Unterscheidung wird im Kapitel 5.6 dokumentiert. Die Erfassung der Versalzungseinflüsse ist vor allem bzgl. der Quantifizierung Chloridfrachten relevant. Im den weiteren Ausführungen ist zu beachten, dass sich die Salzfanne im Abstrom der Halde Bleicherode aus den austretenden Haldensickerwässern sowie dem unterlagernden Aufstieg von Tiefenwässern zusammensetzt (s. Abbildung 50).

Für die Gewinnung einer räumlichen Vorstellung der Salzfanne sowie der Chloridverteilung innerhalb derselben erfolgte in mehreren Tiefen (1-3m, d.h. oberflächennah, 10m, 40m und 100m) die grafische Anfertigung von Horizontalschnitten durch die vertikalen Tomografieaufnahmen wie in Abbildung 51 dargestellt. Die Auswertung beider Tomografieuntersuchungen ermöglicht die Erfassung der zeitlichen Entwicklung und damit der Wirksamkeit der Haldenabdeckung.

Die hauptsächliche Ausbreitungsrichtung der Salzfanne ist Ost bis Südost - gemäß dem östlich ausgerichteten Verlauf der Grundwasserisohypsen sowie dem Einfallen der Festgesteinsschichten in südlicher Richtung. Für das Jahr 1997 ergibt sich ein salzbelasteter Haldenabstrom, der bis in über 1000m Entfernung vom Haldenrand vorgedrungen ist und mit zunehmender Entfernung rasch in Tiefen des Aquifers über 100m unter Flur absinkt, was grafisch durch den ausgefransten Rand angedeutet wurde (ZIMMERMANN, 2004). Die Darstellung der Salzausbreitung wurde durch Angaben aus (SCHLEGELMILCH, 1991) zu Leitfähigkeitsveränderungen in der Bode am nördlichen Haldenrand ergänzt, die in diesem Bereich einen Salzzustrom in die Bode belegen. In einer Tiefe von 10m bildet sich eine weitere Migrationsbahn des Salzwassers in Richtung Bode aus.

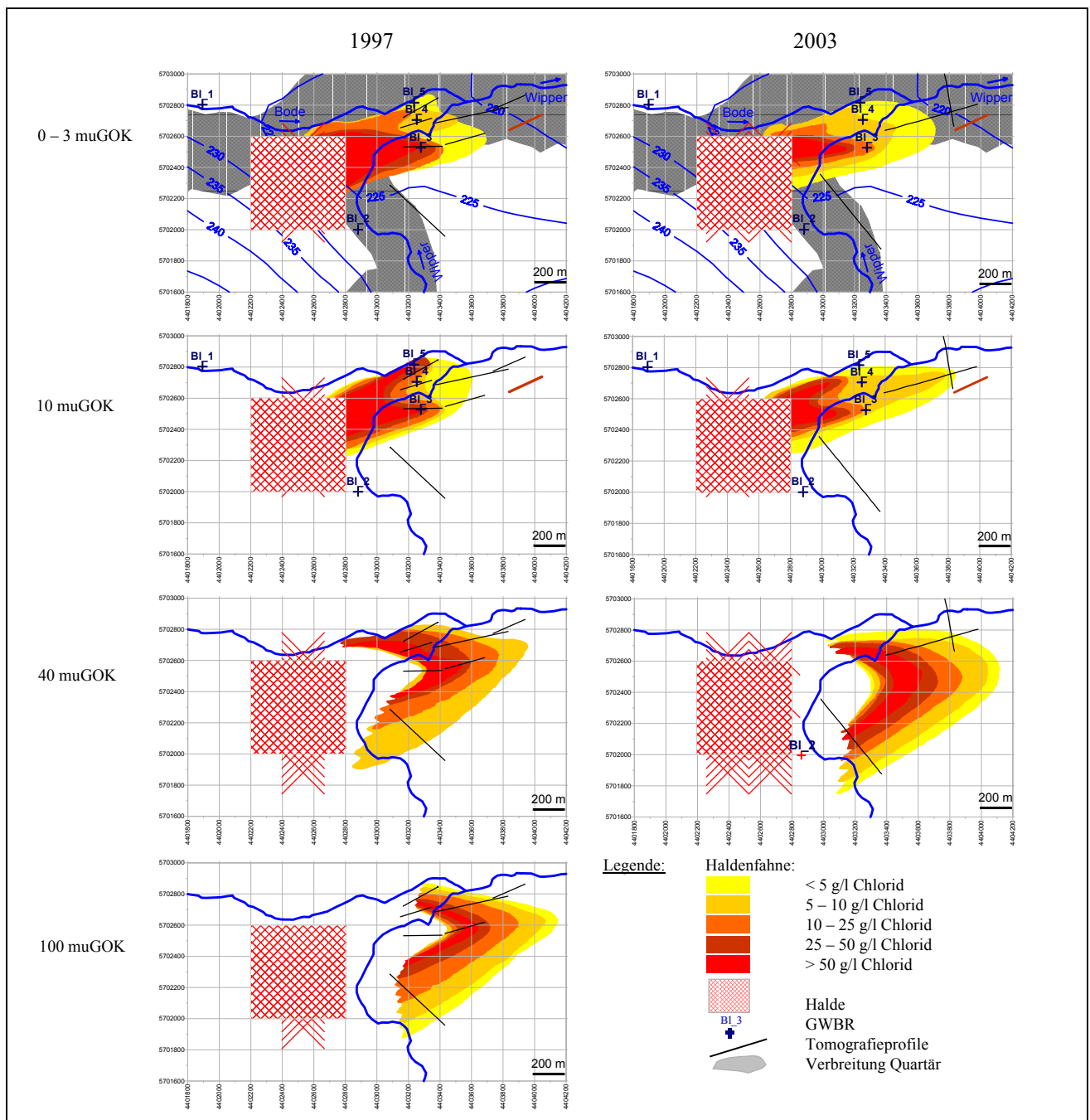


Abbildung 51: Darstellung der räumlichen Ausbreitung und zeitlichen Entwicklung der Salzfanne im Abstrom der Halde Bleicherode (aus ZIMMERMAN, 2004)

Dass es an dieser Stelle zu einem weiteren Eintrag salzbelasteter Grundwässer in die Bode kommt, wurde mit den 2004 im Rahmen des Projektes durchgeführten Leitfähigkeitsmessungen nachgewiesen. Mit diesen Messungen konnte auch der in den Tomografieauswertungen sich andeutende Chlорideintrag in die Wipper direkt östlich der Halde nachgewiesen werden (s. Abbildung 50). Bei der Bewertungen der Versalzung der Fließgewässer ist die geringere Wasserführung der Bode zu berücksichtigen.

Die ermittelten Übertrittsbereiche salzbelasteter Grundwässer in die Fließgewässer bilden zusammen mit den quantifizierten Chloridfrachten (s. Kap. 5.5) eine wichtige Grundlage für die Stofftransportmodellierung.

Aus dem Vergleich der ermittelten Salzfahne mit den Chloridmessungen in den Grundwasserbeobachtungsrohren (GWBR) im Abstrombereich geht hervor, dass über die GWBR nur die Erfassung des oberflächennahen Salzabstroms möglich ist, was die geringen Salzkonzentrationen von maximal 12g/l begründet (BL_4 & 5, Endteufe max. 15m). Der konstante Salzgehalt von etwa 70g/l an dem relativ nahe am Haldenfuß gelegenen Brunnen Bl_2 (Endteufe 50m) weist auf einen schmalen, extrem belasteten Versalzungsbereich im unmittelbaren Haldenumfeld hin.

Über die tomografischen Messdaten ist es möglich, die Aussüßung, d.h. eine Minderung des Salzgehalts durch zutretendes Süßwasser im oberflächennahen Bereich und damit die Wirksamkeit der Haldensanierung aufzeigen. Der aufgrund der guten Durchlässigkeiten im Haldenuntergrund nahezu ungehindert stattfindende Austritt von Salzlösungen aus dem Haldenkörper konnte durch die Kombination von Abdeckungs- bzw. Begrünungsmaßnahmen zur Verringerung der Auswaschung und Sickerlösungsbildung sowie durch den Ausbau des Fassungs-systems maßgeblich reduziert werden. Der nur noch zu ca. 40% versickernde Niederschlag bewirkt eine Reduzierung der Sickerwasserneubildung von über 500 mm/a auf derzeit 150-200 mm/a (s.a Kapitel 5.3). Da jedoch nur die Menge, nicht aber der Salzgehalt der austretenden Sickerwässer reduziert werden kann, bleibt eine dünne, tief versalzene Kernzone der Salzfahne bestehen. Hinsichtlich des Salzeintrags in die Fließgewässer wird sich die weitere Zunahme des Abdeckungsgrades in Form eines auf geringem Niveau und durch die starke Dämpfung und Reduzierung des Niederschlagsinputs sich einstellenden relativ konstanten Chlorideintragswert auswirken (s.a. Abbildung 49/b bzgl. der wesentlich geringeren und gedämpfteren Sickerwasserneubildung gegenüber der Halde Sondershausen während des Sanierungszeitraum sowie Kapitel 11). Für den Tiefenbereich ist ein weiteres Absinken der Salzfahne verbunden mit einer Zunahme der flächigen Ausbreitung vorauszusehen (ZIMMERMANN, 2004). Aus der Gegenüberstellung der Tomografiemessungen von 1997 und 2003 lässt sich ein Fortschreiten der Haldenfahne von ca. 30-40 m/a ableiten. Bezüglich der Übertragbarkeit auf andere Haldenstandorte ist aber die sehr hohe Wasserwegsamkeit des Buntsandsteingrundwasserleiters im Abstrom der Halde Bleicherode zu berücksichtigen.

Halde Bischofferode

An der Halde Bischofferode folgt der relevante Grundwasserabfluss der Morphologie und ist sowohl von Norden als auch von Süden her auf den natürlichen Bodelauf als Hauptentlastungsgebiet orientiert. Dem neuen, künstlich angelegten Bodelauf kommt hydraulisch gesehen nur eine untergeordnete Bedeutung. Im Bereich des Bodetals erfolgt der Abfluss nach Osten. Ein Großteil des Niederschlags und dementsprechend auch der Haldensickerwässer fließt über die Auesedimente (Kies, teilweise mit Schwemmlöß, Auelehmüberdeckung) und oberen Deckschichten des Buntsandsteins der Bode zu. Die Zersatzzone, in welcher das Festgestein zu einem wechselnd schluffig/tonigen Fein- bis Mittelsand zerfällt, ist ca. 3-4 m mächtig (K-UTEC, 1995). Die insgesamt ca. 5m mächtigen Lockergesteinsschichten in der Talaue stellen aufgrund ihrer guten Durchlässigkeit einen bevorzugten Transitweg für anströmende Wässer dar (ERCOSPLAN, 1997).

In der Abbildung 53/a ist ein Übersichtsplan mit den Messpunkten des Haldenstandortes Bischofferode enthalten. Es ist von einem schmalen Versalzungsbereich rund um die Halde auszugehen, dessen Flächenerstreckung zum Fließgewässer hin stark zunimmt. Die hauptsächliche Ausbreitungsrichtung der Sickerwässer belegen sowohl die gemessenen Chloridkonzentrationen an den Grundwassermessstellen am östlichen Haldenrand (P6, P8, P9), die zum Fließgewässer hin ansteigen (s. Abbildung 52/b) als auch die geoelektrischen Sondierungen im Haldenumfeld. Diese zeigen einen Aufstieg salinärer Wässer etwa 500m östlich der Halde an der Bode, sowie eine anschließende starke Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit von 250 bis 50 mS/cm auf <15 mS/cm, was einen Salzzustrom in die Bode auch stromabwärts der Vorflutermessstelle indiziert (HGN, 1999; s. Abbildung

53/b). Den schmalen Versalzungsbereich entlang des weiteren Laufs der Bode belegen sowohl die Beeinflussung der ca. 1,3 km östlich der Halde gelegenen Grundwassermessstelle P1 (s. Abbildung 52/b) sowie die im Frühjahr 2003 durchgeführten Leitfähigkeits-Durchfluss-Profilaufnahmen in der Bode. Demnach erfolgt die Ausbreitung und der Vorflutzutritt salzhaltiger Sickerwässer bis zu ca. 3 km abstromig der Halde Bischofferode (FINK, 2003). Der hauptsächliche Sickerwassereintrag wird aber über die Vorflutmessstelle erfasst.

Den standortrelevanten Hauptgrundwasserleiter stellt der Mittlere Buntsandstein dar. Die Mächtigkeit beträgt im Raum Bischofferode ca. 50-80 m. Die anstehenden Buntsandsteinschichten sind zwar relativ tonreich ausgebildet, weisen aber eine gute Klüftung auf (K-UTEK, 1995). In Abhängigkeit von der petrografischen Ausbildung sind Durchlässigkeitsbeiwerte von $k_f = 10^{-5}$ bis 10^{-8} m/s für den Haldenuntergrund bzw. Abstrombereich anzunehmen. Die Lockergesteinssedimente bilden mit dem Klüftgrundwasserleiter zusammen eine hydraulische Einheit. Mit dem Übergang zum Unteren Buntsandstein verringert sich die Klüftigkeit der Gesteine bei ansteigendem Feinkornanteil, was eine deutlich verringerte Durchlässigkeit mit sich bringt. Es wird aber angenommen, dass bis in den Unteren Buntsandstein eine klüftgebundene hydraulische Verbindung existiert. Die maximale Tiefe der Salzfahnausdehnung ist bisher noch nicht bestimmt worden, wird aber mit möglicherweise > 80 m angenommen. Als Ergebnis der geophysikalischen Sondierungen im Haldenost- und Nordteil wurde eine Mächtigkeit des hochsalinaren Grundwasserleiterhorizonts von mindestens 30m nachgewiesen. Die Beeinflussung des Grundwasserleiters infolge der Versickerung der sich unter der Halde neubildenden, stark versalzten Wässer ist durch Absinken in größere Tiefen nach Norden auch jenseits der Bode festzustellen (HGN, 1999).

Mit den Grundwassermessstellen an der Kalihalde Bischofferode ist trotz einer Endteufe von maximal 20 – 25 m eine gute Erfassung des maßgebenden oberflächennahen, direkten Salzabstroms mit diffuser Entlastung in die Bode möglich. Es besteht ein guter hydraulischer Kontakt zwischen Grundwasser und Vorfluter (s. Abbildung 52/a).

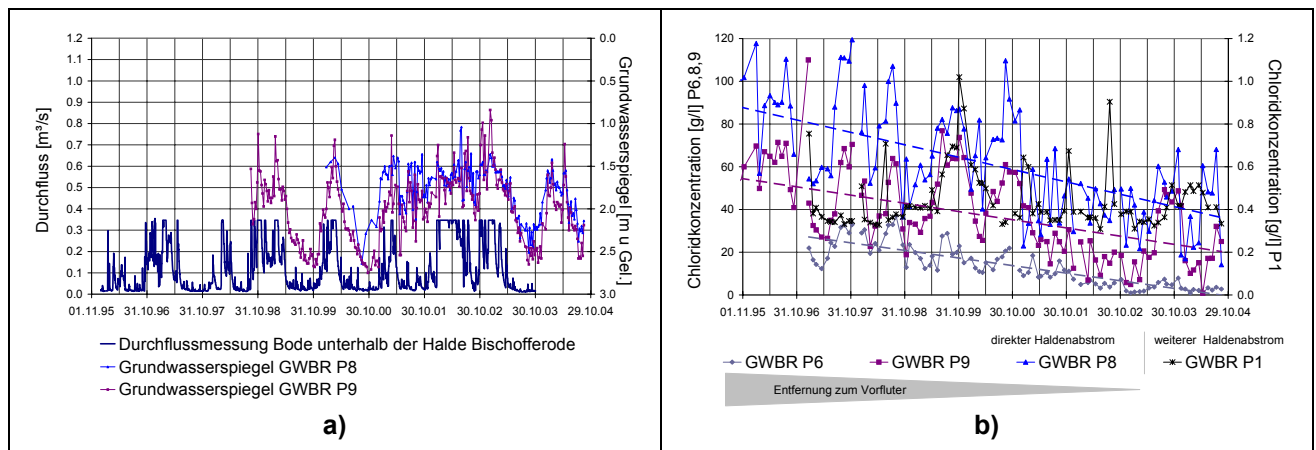


Abbildung 52: Grundwassermessstellen im Abstrom der Halde Bischofferode:
 a) Hydraulischer Kontakt mit dem Vorfluter Bode (Durchfluss – Grundwasserspiegel);
 b) Chloridkonzentrationen (direkter Abstrom P6, P8, P9 & weiterer Abstrom P 1)

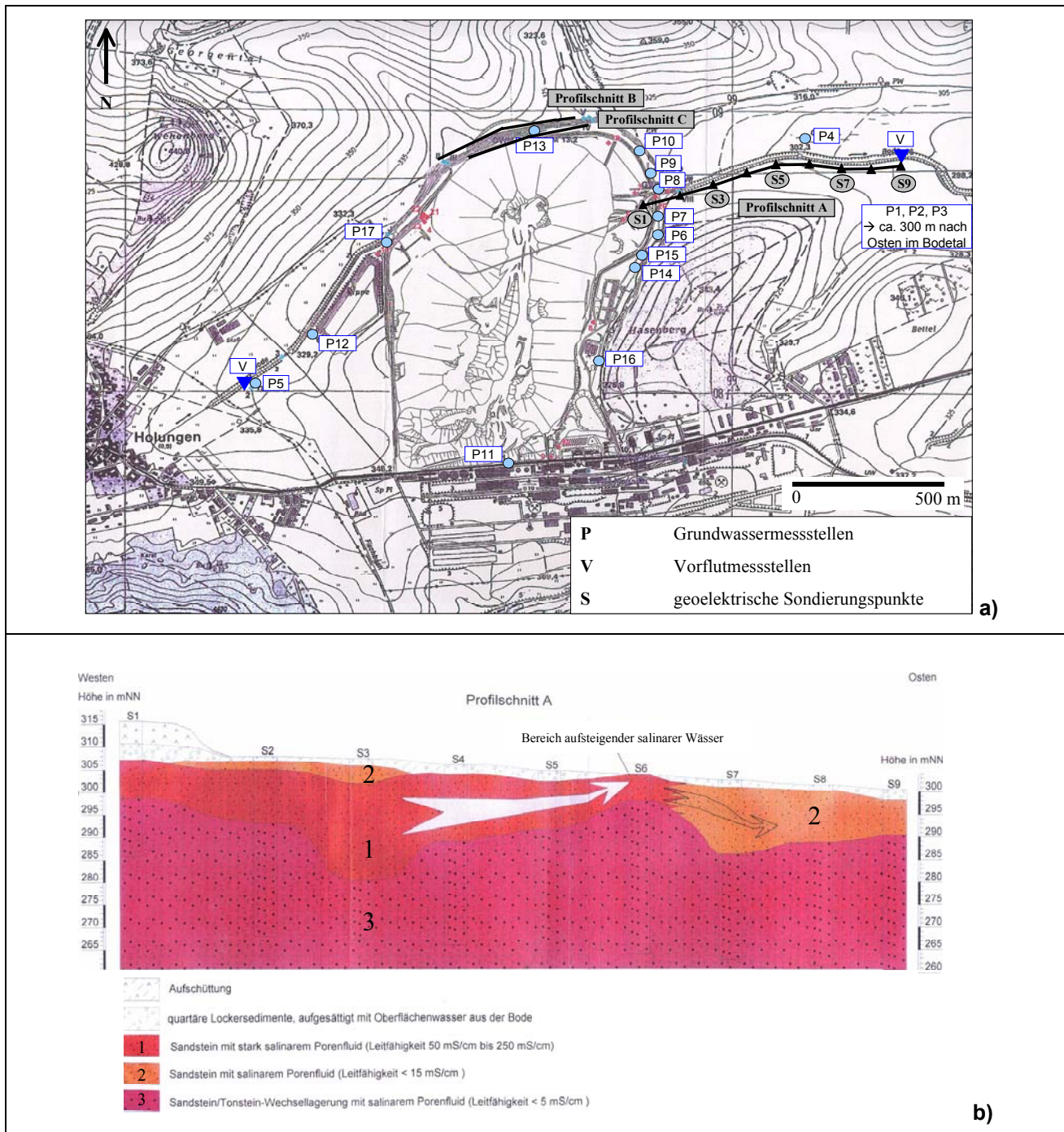


Abbildung 53: Messpunktübersicht und geoelektrische Sondierungsergebnisse der Halde Bischofferode:
 a) Lageplan mit den Grundwasser- und Vorflutermessstellen sowie geoelektrischen Sondierungspunkten (nach HGN, 1999; bearbeitet);
 b) Ergebnis des Profilschnitts A im Haldenabstrom entlang des Bodetals zur Grundwasserleiter- versalzung und Salzwasserzutritt in den Vorfluter (aus HGN, 1999)

Der aufgrund des umfangreichen Ausbaus des Haldenfassungssystems verminderte Sickerwasser- austrag bewirkt eine im oberflächennahen Grundwasser deutlich sichtbare Reduzierung der Salzbe- lastung in Form der Abnahme der Chloridkonzentration (v.a. 1999-2000 mit Fertigstellung des Fas- sungsausbaus) und somit auch eine Verringerung des Chlorideintrags in die Bode. Durch aus dem

Haldenumfeld zuströmendes Süßwasser kommt es zusätzlich zu einer Verdünnung des mengenmäßig zwar verringerten, aber immer quasi-salzgesättigten Sickerlösungsaustritts in den oberen Grundwasserleiterbereich.

Da keine weiteren Sanierungsmaßnahmen an der Halde Bischofferode erfolgen werden (der Fassungs- ausbau ist beendet; es ist keine Abdeckung geplant), kommt es zu einer Art Gleichgewichtszustand zwischen Sickerlösungsaustritt und Aussüßung, der ab 2000/2001 an den nun um ein verringertes Versalzungslevel schwankenden Chloridkonzentrationen im Grundwasser und in der Bode erkennbar ist (s. Abbildung 52/b bzw. s.a. Abbildung 43/b). Der erreichte Fassungsgrad bewirkt eine vergleichsweise starke Dämpfung der zuvor beobachteten extremen Eintragungsspitzen in Grund- und Oberflächenwasser sowie eine deutliche Reduzierung des Versalzungsgrades. Aufgrund der fehlenden Abdeckungsschicht wird der Sickerwassereintrag aber nun nicht weiter abnehmen und immer relativ stark niederschlagsabhängig sein (s.a. Kapitel 11).

Halde Sondershausen

An der Halde Sondershausen erfolgt ein Südwest bis Süd gerichteter Grundwasserabstrom aus dem Haldenbereich zum Wippertal (s. Abbildung 54/a). Dies spiegelt sich auch in den Chloridkonzentrationen der zwischen Halde und Vorfluter gelegenen Grundwassermessstellen (GWBR) bzgl. der Sickerlösungs- ausbreitung im oberflächennahen Grundwasserbereich wieder. Die GWBR G 1.2 (Endteufe 10 m) befindet sich im direkten Haldenabstrombereich, während die etwas weiter östlich gelegene GWBR G 1.3 (Endteufe 10 m) mit den etwas niedrigeren Chloridwerten eher den Randbereich der Salzfahne erfasst. Die GWBR G 1.4 (Endteufe ca. 30 m) weist nur noch Chloridwerte von < 1 g/l auf (s. Abbildung 54/b). Den südwestlichen Haldenabstrom belegen auch die Flussprofil- aufnahmen in der Wipper (s. Abbildung 54/c): Zwischen den GWBR G 1.5 und G 1.2 kommt es zu einem erheblichen Anstieg der Chloridkonzentration durch diffusen Eintrag der Haldensickerwässer.

Aufgrund des niedrigen Haldenabdeckungsanteils sowie des sehr geringen Fassungsgrades (max. 10%) weist die Kalihalde Sondershausen mit ca. 400-500 mm/a eine extrem hohe Grundwasser- bzw. Sickerwasserneubildungsrate auf. Die kaum vorhandene Reduzierung und Dämpfung des Niederschlagsinputs bewirkt die hohe und stark niederschlags- bzw. neubildungsabhängige Grundwasser- versalzung und Chloridfracht in die Wipper. Weder in den Chloridkonzentrationen im Grundwasser noch in den Chlorideinträgen ist eine relevante Abnahme des Versalzungszustandes erkennbar (s. Abbildung 52b bzw. s.a. Abbildung 49b).

Neben der diffusen Entlastung über den oberflächennahen Grundwasserabstrom bestehen in Zusammenhang mit der Wippertalstörung Voraussetzungen für das teufenwärtige Eindringen von Haldenlösungen auf Klufthohlräumen in das unterlagernde Festgestein: In Schürfen hangabwärts des Haldenfußes wurden Kluftabstände von weniger als 1m bei Öffnungsweiten bis zu 1 cm gemessen. Durch die starke Klüftung sowie die zahlreichen Wechsellagerungen von Sandstein- und Ton- schichten im Festgesteinsgrundwasserleiter wird eine verstärkt treppenartig erfolgende Salzausbreitung sowie ein äußerst unregelmäßiger Grenzbereich der Salzfahne vermutet. (K-UTEC, 1995). Dadurch sind sowohl Aussagen zu maximalen Teufe als auch zum flächenhaften Vordringen der Salzfahne nicht möglich. Die Tiefenversickerung und -ausbreitung ist mit den vorhandenen Grundwassermessstellen nicht erfassbar. Die extreme Schwankungsbreite zwischen 0 und 120 g/l Chlorid in der GWBR G 1.2 lässt aber schlussfolgern, dass diese 10 m tiefe GWBR im Bereich der Oberkante der Haldensalzfahne steht, d.h. es zu einem raschen tieferen Absinken der schweren Haldensickerwässer bedingt auch durch die Hanglage kommt.

Der hohe Klüftungsgrad im Raum Sondershausen und auch schon im Bereich des Haldenabstroms führt zur Überlagerung mit geogen bedingten Versalzungserscheinungen, da die Wippertalaue als Druckentlastungszone wirkt und das Aufsteigen von Zechsteinwässern durch den Unteren und Mittleren Buntsandstein in die Talschotter und damit in den Vorfluter ermöglicht. (s. Abbildung

54a) mit Angaben zur Lage der Süß-Salzwasser-Grenze). Beim Aufdringen vermischt sich die Salzsole mit dem Grundwasser und verliert dadurch die hohe Konzentration (ALBRECHT, 1969). Der Chlorideintrag in die Wipper ist aber deutlich erfassbar und somit lokalisierbar (s. Abbildung 54c). Die Salzwassergrenze liegt im Bereich des Tiefenwasseraufstiegs bei < 10 m unter Gelände (s. Abbildung 54a). Eine genaue Abgrenzung zwischen Haldensickerwassereintrag und geogen bedingtem Chlorideintrag in die Wipper ist aber nicht möglich, da sich durch eine Analyse der Ionenverhältnisse bereits in der GWBR G 1.3 im östlichen Randbereich der Haldensalzflanke ein Einfluss aufsteigender Zechsteinwässer nachweisen lässt (s. Ionenanalyse in Kapitel 5.6). Aufgrund der beträchtlichen geogenen und anthropogenen Versalzungseinflüsse von Grund- und Fließgewässer im Raum Sondershausen sollten weitere Maßnahmen zur Sanierung der Haldenstandortes erfolgen: Sowohl die Senkung des erheblichen Anteils an haldenbürtiger Chloridfracht in die Wipper als auch vor allem die Dämpfung der niederschlagsinduzierten, extremen Eintragungsspitzen können dadurch erreicht werden (s.a. Kapitel 11).

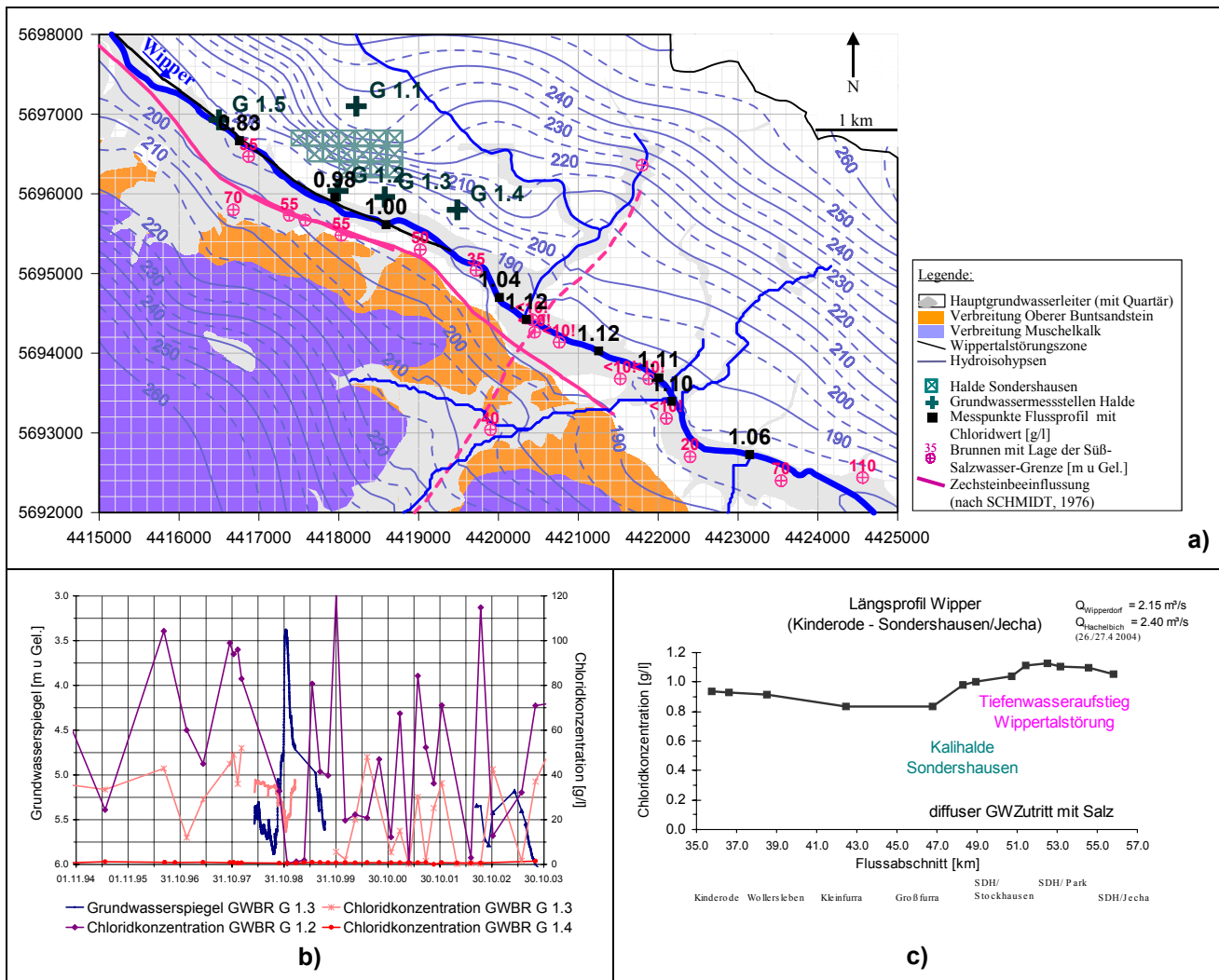


Abbildung 54: Grund- und Fließgewässerversalzung im Bereich der Halde Sondershausen:
 a) Übersichtskarte zum Haldenstandort und Messpunkten;
 b) Grundwassermessstellen im Haldenabstrom; c) Chloridprofil der Wipper

5.5 Ermittlung der Haldensickerwassereinträge in die Vorfluter

Zur Bilanzierung der Chloridfrachteinträge der Kalihalden in die Vorfluter lagen nur am Standort Bischofferode sehr gute Daten aus Vorflutmessungen oberstromig und unterstromig der Kalihalde vor. An den anderen Haldenstandorten existierten entweder gar keine entsprechenden Messeinrichtungen (Halde Sondershausen) bzw. erfassten sie nicht vollständig den Haldensickerwasserzutrittsbereich (Halde Sollstedt) oder es kam zur Überlagerung mit geogenen Chlorideinträgen im Bilanzierungsraum (Halde Bleicherode). Zudem wiesen die Daten oft Unstimmigkeiten auf und waren unvollständig (sowohl hinsichtlich der Durchflussmessungen als auch der Chloridkonzentrationen). Um dennoch die Chlorideinträge je Kalihalde zu bestimmen und vor allem auch die Wirkung der Haldensanierungsmaßnahmen sowie den Einfluss standortspezifischer klimatologischer und hydrogeologischer Gegebenheiten zu berücksichtigen, wurde ein Berechnungsansatz auf der Basis der Grundwasserneubildungsmengen unter den Halden gewählt. Dieser Ansatz beruht auf der Bestimmung des sogenannten diffusen Anteils der Grundwasserneubildung sowie der Abbildung der Ausübungswirkung des umgebenden Grundwassers im oberflächennahen Abstrombereich der Kalihalden. D.h. es wurde aus den vorgestellten Untersuchungsergebnissen zur Grundwasserversalzung im Haldenabstrom (s. Kapitel 5.4) eine Aufteilung der berechneten Grundwasserneubildungsmengen unmittelbar unter den Haldenkörpern (s. Kapitel 5.3)

- in einen „echten“ Neubildungsanteil zur Versickerung in den Buntsandstein-Grundwasserleiter
 - sowie einen oberflächennah abfließenden Anteil mit diffuser Entlastung in den Vorfluter
- abgeleitet. Die Sickerlösungsaustritte unter der Kalihalden sind immer salzgesättigt (s. Kapitel 5.2), die diffusen Zutritte weisen wenn auch hohe, aber weitaus geringere Chloridkonzentrationen auf. Diese gilt es zu erfassen. Dazu wurden die Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser im Abstrom der Halde Bischofferode mit den gemessenen Chlorideinträgen im Vorfluter Bode sowie der berechneten Grundwasserneubildung unter der Halde gegenübergestellt (s. Abbildung 55). Es ist zu erkennen, dass zu Neubildungszeiten die Chloridkonzentrationen im Grundwasser sinken, d.h. es durch den hohen Zustrom von Grundwasser aus dem umgebendem Einzugsgebiet zu einer Verdünnung der oberflächennah abfließenden Sickerwässer kommt. Zu diesen Zeiten sind zwar die haldenbürtigen Grundwasserzutritte in den Vorfluter hoch, der relativ schnell abfließende oberflächennahe Haldenabfluss wird aber vor der diffusen Entlastung ausgewaschen. Zu neubildungsarmen Zeiten sind demzufolge die Chloridkonzentrationen im Grundwasser hoch, da ja immer salzgesättigte Sickerwässer unter der Halde austreten, es aber zu keiner wirksamen Auswaschung kommt. Jedoch ist der diffuse Haldensickerwasseranteil auch geringer. Aufgrund des ständigen Lösungsaustritts unter den Halden auch bei längeren Trockenperioden, kommt es auch zu einem ständigen Chlorideintrag in die Vorfluter. Die Wirkung der Ausbaumaßnahmen des Fassungssystems an der Halde Bischofferode zeigt sich gleichermaßen in der Verringerung und Dämpfung der Grundwasserneubildung, der Chloridbelastung des oberflächennahen Grundwassers im Haldenabstrom sowie in den Chlorideinträgen in die Bode. Die Chlorideinträge schwanken analog der Grundwasserneubildungen unter den Halden.

Aus diesen Prozessbetrachtungen zusammen mit der sehr guten Datenlage am Standort Bischofferode wurde eine Funktion zur Berechnung der Haldendirekteinträge aus dem diffusen Anteil der Haldengrundwasserneubildung ermittelt, die auf der Gleichsetzung der Chloridkonzentration im oberflächennahen Grundwasserabstrom mit der Konzentration der diffus in den Vorfluter entlastenden Sickerwässer beruht (s. Abbildung 56a). Somit wird die im oberflächennahen Grundwasser auf den schnellen, nahezu unverzögerten diffusen Anteil des Haldensickerwasserabstroms wirkende Aussüßung über die Chloridkonzentrationen des Grundwassers erfasst. In Bischofferode konnte dieser Ansatz mit den gemessenen Frachten in der Bode verifiziert werden (s. Abbildung 55a und Abbildung 56b).

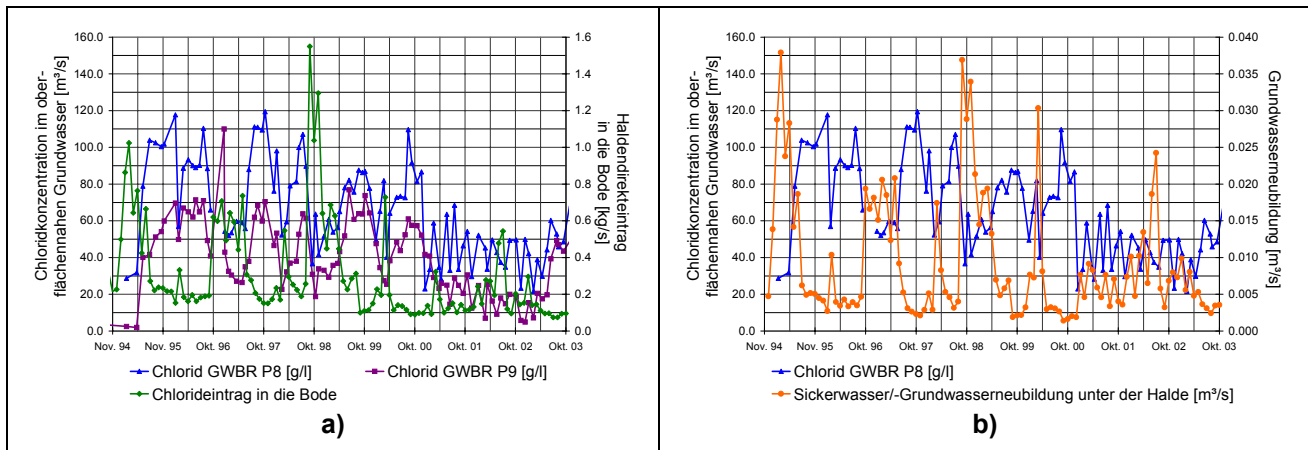


Abbildung 55: Gegenüberstellung der Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser im Abstrom der Halde Bischofferode mit den gemessenen Chlorideinträgen im Vorfluter Bode (a) und der berechneten Grundwasserneubildung (b)

An den anderen Kalihaldenstandorten im Untersuchungsgebiet lagen weder die Grundwassermesswerte in dieser Verwertbarkeitsgüte vor (Messstellenstandorte, Durchführung Monitoring) noch existierten analoge Vorflutmessreihen zur vollständigen, stimmigen Bilanzierung der Chloridfrachten. Deshalb wurde der beschriebene Ansatz zur Berechnung der Haldendirekteinträge aus der Haldengrundwasserneubildung aufgestellt und verwendet. Zu den Zeitfenstern bzw. in den Gebietsabschnitten, wo eine Frachtenbilanzierung möglich war, zeigt sich, dass dieser Ansatz sehr plausible Ergebnisse ermöglicht und somit die Haldenchlorideinträge in die Vorfluter über die „Auswaschungsfunktion“ des diffusen Anteils der Grundwasserneubildung abgeschätzt werden können. Eine Besonderheit ergab sich an der Halde Bleicherode, wo zwar die Ausfüllung der Haldenfahne im weiteren Abstrombereich zu beobachten ist (s.a. Kapitel 5.4), aber der Eintrag der Haldensickerwässer in die Vorfluter Wipper und Bode ohne vorherige Auswaschung im oberflächennahen Grundwasser sondern direkt unterhalb des Haldenkörpers und somit hochkonzentriert erfolgt (s.a. Abbildung 50 und Abbildung 51). Es wurde eine Chloridkonzentration der diffusen Sickerwasserzutritte von 120 g/l angenommen.

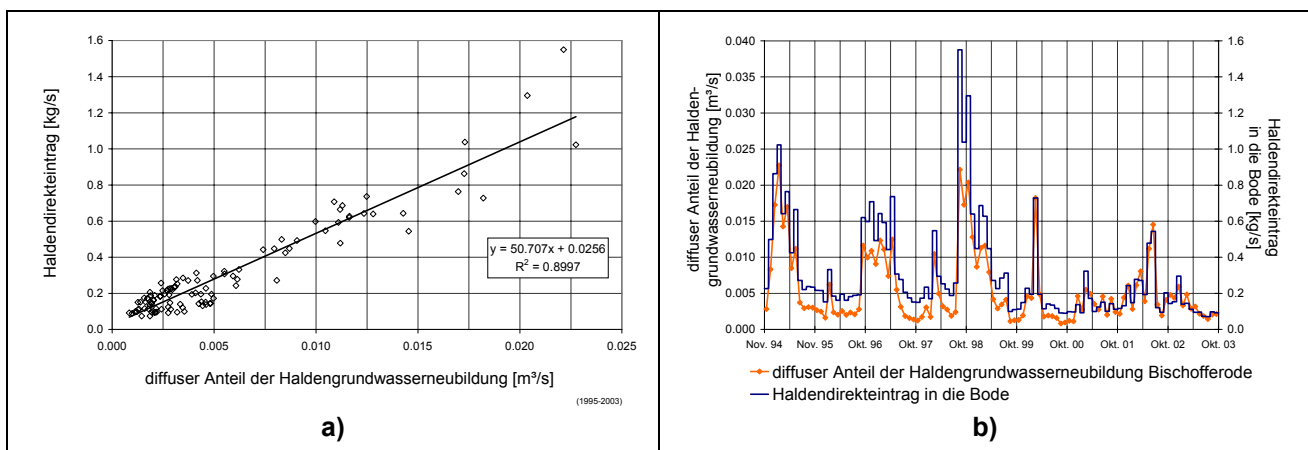


Abbildung 56: Ermittlung der Haldendirekteinträge in die Vorfluter:
 a) Funktion zur Berechnung der Haldendirekteinträge aus dem diffusen Anteil der Haldengrundwasserneubildung (basierend auf den Untersuchungen an der Halde Bischofferode)
 b) Gegenüberstellung der Haldengrundwasserneubildung mit den berechneten Direkteinträgen an der Halde Bischofferode

Durch diesen Berechnungsansatz konnte eine sehr gute Übereinstimmung der Chloridfrachten der Haldengrundwasserneubildung mit den vorhandenen Messwerten erzielt werden.

Die Abbildung 57 enthält ein zusammenfassendes Bearbeitungsschema der in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Vorgehensweise zur Ermittlung der letztendlichen Zielgröße „Chlorideintrag in den Vorfluter“. Der Berechnungsansatz ist übertragbar und in gewissem Umfang auch prognosefähig. Denn neben der Erfassung des Ist-Zustandes ist ja vor allem auch die Szenarienanalyse zur Untersuchung der Auswirkungen der Haldensanierungsmaßnahmen relevant.

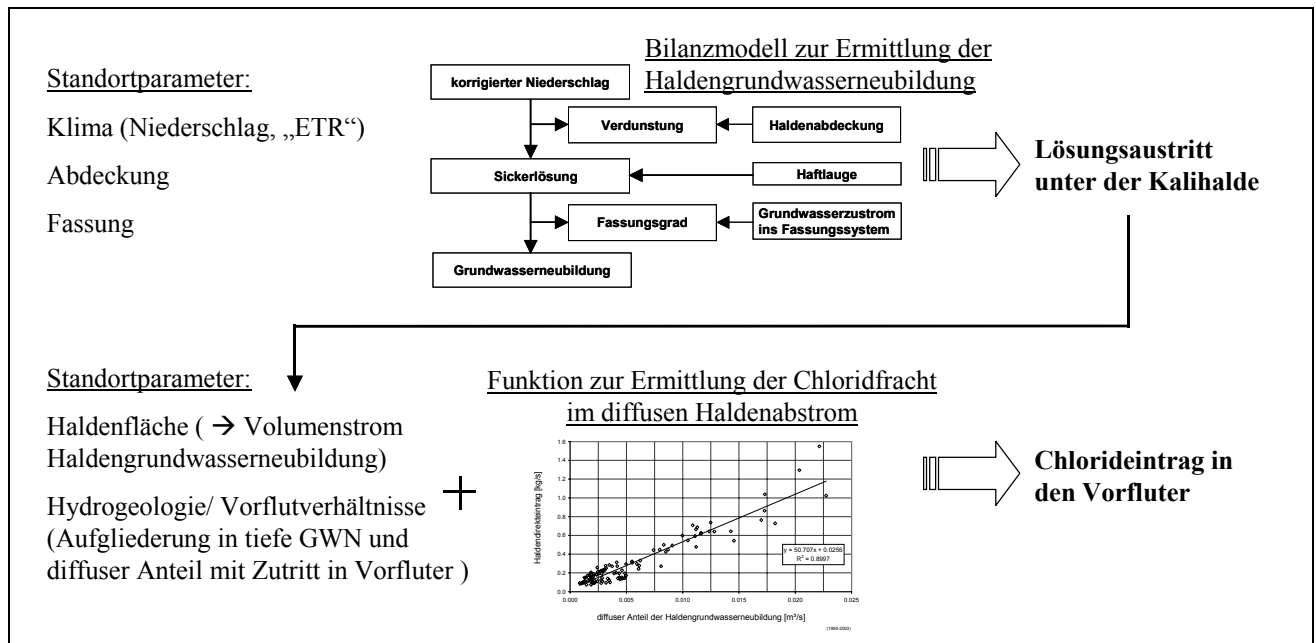


Abbildung 57: Bearbeitungsschema zur Ermittlung der Chlorideinträge in die Vorfluter aus Kalihalden

Die Bestimmung des diffusen Anteils der Grundwasserneubildung mit Vorflutentlastung konnte am Haldenstandort Bischofferode aufgrund der vielen hydrogeologischen und geophysikalischen Untersuchungsergebnisse sowie der Möglichkeit der Verifizierung des Ermittlungsansatzes mit den gemessenen Frachten relativ sicher durchgeführt werden. Der bzgl. der Chloridfrachten zu berücksichtigende diffuse Anteil der Lösungsaustritte unter der Kalihalde beträgt 40%. Somit versickern 60 % der salzgesättigten Neubildungsmengen als sogenannte tiefe Grundwasserneubildung im Buntsandstein-Grundwasserleiter. Die Aufteilung in tiefe Grundwasserneubildung und diffusen Anteil mit Zutritt in den Vorfluter an den anderen Haldenstandorten konnte nur abgeschätzt werden. Durch das Zusammentragen vieler diverser Einzelinformationen konnten aber relativ begründete Annahmen diesbezüglich getroffen werden. Am Standort Bleicherode und Sonderhausen wird ein ähnlichen Aufteilungsverhältnis der Neubildungsanteile wie in Bischofferode angenommen, d.h. ca. 30-35 % tiefe Grundwasserneubildung, ca. 65-70 % diffuser Abstrom und Entlastung in die Vorfluter. An der Halde Sollstedt muss in Zusammenhang mit der speziellen Problematik des hangparallelen Grundwasserabstroms entlang von Karströhren und des Austritts der Haldensickerwässer in Quellen davon ausgegangen werden, dass ca. 90% der Haldengrundwasserneubildung entweder über diesen Ausbreitungsweg bzw. den oberflächennahen Abstrom mit diffuser Entlastung unterhalb der Halde in den Vorfluter Wipper gelangen.

Die Sickerlösungsaustritte unter der Kalihalden sind immer salzgesättigt. Aber wenn es zu einer Reduzierung der Sickerlösungsmengen durch die Sanierungsmaßnahmen bzw. in Abhängigkeit von den klimatologischen Bedingungen kommt, führt dies auch zu einer Verringerung der Salzfrachten in die Vorfluter. Die jährlichen, durchschnittlichen Chloridfrachten lagen nach Aufhaldungsende zu

Beginn der 90er Jahre bei ca. 0.5 – 0.6 kg/s (s. Abbildung 58b). Teilweise waren schon Fassungs-systeme vorhandenen bzw. Haldenteilflächen abgedeckt, der zusätzliche Haftlaugeneintrag ist zu berücksichtigen. Durch die diversen Sanierungsmaßnahmen an allen Haldenstandorten konnten diese hohen Chloridfrachten reduziert werden: an den Halden Sollstedt und Sondershausen bis auf ca. 0.3 – 0.4 kg/s, an der Halde Bischofferode bis auf ca. 0.2 - 0.3 kg/s, an der Halde Bleicherode sogar bis auf ca. 0.15 kg/s. Neben dieser Analyse der durchschnittlichen Chloridfrachtentwicklung ist zur Bewertung der Wirkung der Sanierungsmaßnahmen vor allem der monatliche Verlauf relevant. Die Halde Sonderhausen kann dazu als Vergleichsgrundlage angesehen werden, denn das Fassungs-system ist kaum wirksam (10% Fassungsgrad) und die vorgenommenen Abdeckungsarbeiten bis zum Jahr 2003 kommen noch nicht so recht zur Wirkung. Die Lösungsaustritte unter der Halde sowie die Chloridfrachten in den Vorfluter sind im Vergleich am höchsten (s. Abbildung 58). Die Haldenchlorideinträge sind zudem vor allem nahezu ungedämpft hinsichtlich des Niederschlagsinputs (Niederschlag oder Schneeschmelze). Demgegenüber kann aufgrund des hohen Fassungsgrades an der unabgedeckten Halde Bischofferode ein Großteil der Sickerwässer gefasst werden und somit signifikant die Chlorideinträge in den Vorfluter gesenkt werden. Die Chloridfrachten schwanken nicht so stark wie bei der nahezu unsanierten Halde Sonderhausen, es kommt aber teilweise zu recht hohen Eintragungsspitzen. An der Halde Bleicherode zeigt sich nun vor allem die ausgleichende Wirkung der Abdeckschichten auf die Sickerwasserbildung. Zusammen mit einem sehr gut wirksamen Fassungs-system werden an dieser Halde die geringsten und ausgeglichensten Neubildungs- und auch Frachtmengen erreicht (s. Abbildung 59). Am Standort Sollstedt ist trotz eines gut ausgebauten Fassungs-system mit hohen Chloridfrachten zu rechnen, da der Anteil der Halden-Grundwasserneubildungsmengen, die dem Vorfluter (über Quellen) zusickern bzw. zufließen, sehr hoch ist (nur ca. 10 % tiefe Grundwasserneubildung unter der Halde).

Somit resultiert die Komplexität der Haldensysteme und Haldenstandorte sehr unterschiedlichen Chlorideintragsverhalten und –frachten. Bezüglich der Vorflutbelastung ist neben der Reduzierung dieser Haldenfrachten vor allem auch deren Vergleichmäßigung anzustreben. Dies ist im Prinzip nur durch eine Kombination der beiden Sanierungsverfahren Abdeckung und Fassung möglich, wie es am Standort Bleicherode sehr deutlich aufgezeigt werden kann. Da die Ausbauarbeiten zu den Fassungs-systemen beendet wurden, ist nur durch das Erreichen möglichst hoher Haldenabdeckungsgrade eine weitere wirksame Reduzierung der Chlorideinträge und vor allem Dämpfung der Eintragungsspitzen möglich.

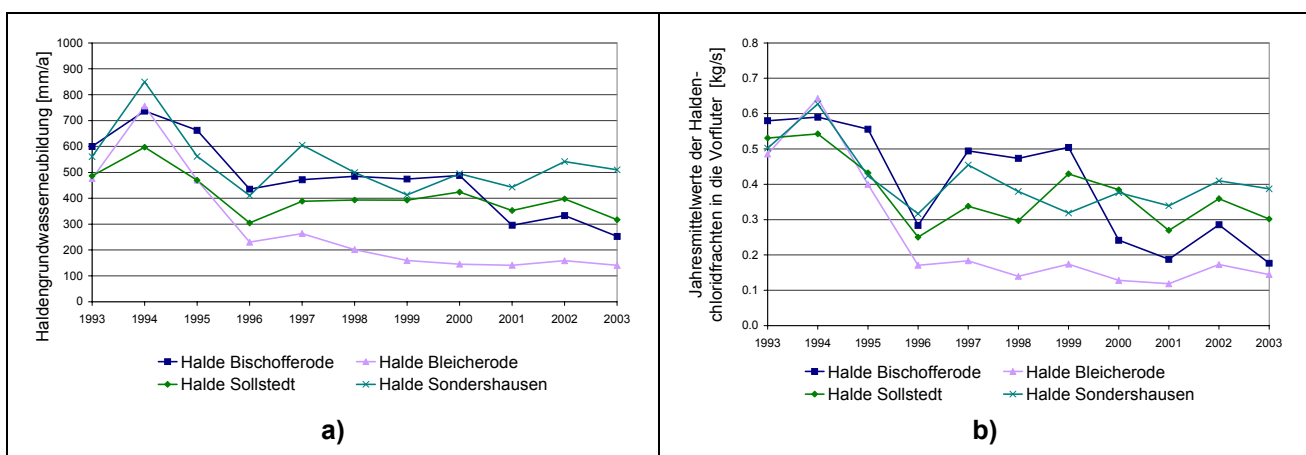


Abbildung 58: Gegenüberstellung der Jahresmittelwertergebnisse:
a) Haldengrundwasserneubildungen; b) Haldenchloridfrachten in die Vorfluter (Direkteinträge)

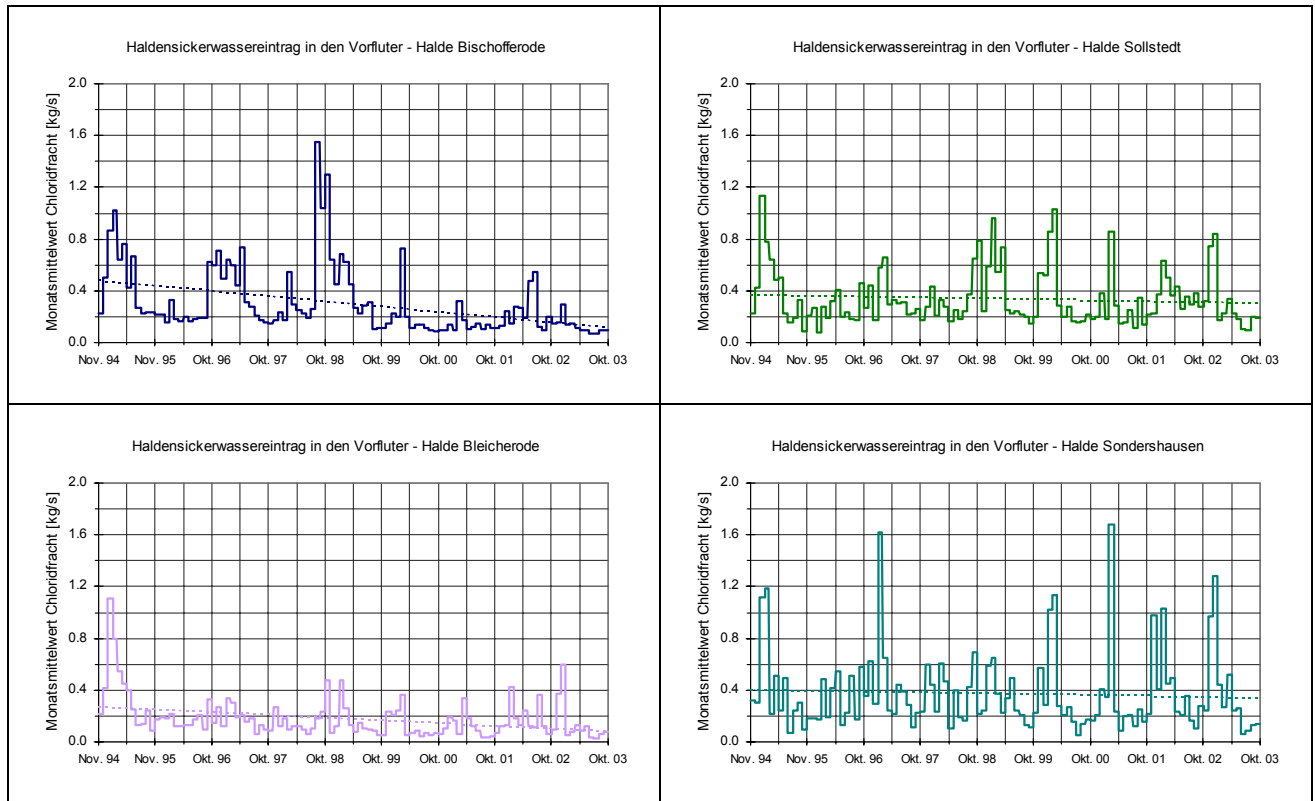


Abbildung 59: Gegenüberstellung der Monatsmittelwerte der Haldenchloridfrachten in die Vorfluter

In der folgenden Tabelle 17 wurden abschließend die Daten der Kalihalden zusammengefasst, die als Standortparameter in das Bilanzmodell zur Berechnung der Haldengrundwasserneubildungen bzw. zur Ermittlung der Haldenchlorideinträge in die Vorfluter eingingen sowie die Ergebnisse zum Vergleich der Haldeneinträge in Fassungssystem, Grundwasser und Vorfluter. Zum Ausblick auf die Szenarienrechnungen im Zusammenhang mit der Salzlaststeuerung wurden sowohl die maximal erreichbaren Abdeckungsgrade zur weiteren Reduzierung der ungesteuerten Haldensickerwasser-einträge als auch die zukünftigen abzustoßenden Laugenmengen aufgrund der Beendigung des Spülversatzes aufgeführt.

Tabelle 17: Übersichtstabelle zu den Haldenparametern

Parameter	Halde Bischofferode	Halde Bleicherode	Halde Sollstedt	Halde Sondershausen
Aufhaldungsende	1993	1990	(1990?)	1991
Fläche (ha)	73	32	60	68
Volumen	43 Mio m ³	17 Mio m ³	24 Mio m ³	17 Mio m ³
Abdeckungsgrad	-	7 → 42%	0 → 10%	3 → 30%
Fassungsgrad	25 → 55%	3 → 63%	21 → 47%	3 → 10%
Grundwasserzustrom ins Fassungssystem	40%	40%	10%	10%
Fassungsmenge (ab 2000) (m ³ /a)	ca. 380000	ca. 100000	ca. 190000	ca. 38000
Haldengrundwasserneubildung (ab 2000) (mm/a)	ca. 300	ca. 170-200	ca. 350-400	ca. 500
Diffuser Anteil mit Zutritt in Vorfluter	60%	70%	90%	65%
Chlorideintrag in den Vorfluter (ab 2000) (t/a)	ca. 5500	ca. 4500	ca. 10000	ca. 12000
maximaler Abdeckungsgrad	-	88%	80%	98%
derzeitiger Anteil Spülversatz	ca. 90-95%	ca. 40-95%	-	100%

5.6 Geogen bedingte Gewässerversalzung

Auf Grund der geologischen Bedingungen im TEZG der Wipper und Bode, mit dem aufsteigenden Zechstein, der nördlich des Einzugsgebietes auch austreicht, kommt es auch zu erheblichen geogenen Salzzutritten in die Gewässer, die bei der Bewertung der Gewässerqualität und bei der Zielstellung der Chloridlast zu berücksichtigen sind.

Das Eindringen salzbelasteter Wässer aus den unterlagernden Zechsteinsalzlagerstätten, in den Buntsandsteingrundwasserleiter wird durch den regionalen Liegendstauer, dem Bröckelschiefer verhindert. Allerdings sind stellenweise Störzonen vorhanden, an denen stark versalzene Tiefenwasser aufsteigen kann. Vor allem entlang der Wippertalstörung, die bis zum Raum Bleicherode reicht und im TEZG der Bode ist mit geogenen Zutritten zu rechnen.

Der im Gebiet im Bereich der Hochflächen ausgebildete Muschelkalk ebenso wie der Obere Buntsandstein (Röt) sind für die Salz Betrachtung hinsichtlich Chlorid nicht von Bedeutung. Die zumeist als Schicht- und Hangschuttquellen wieder austretenden Muschelkalk-/Rötwässer weisen zwar relativ hohe Leitfähigkeiten auf (bis zu 1,5 mS/cm), die jedoch vorwiegend auf Sulfate zurückzuführen sind.

Nach der Quantifizierung der anthropogenen Einträge, wie sie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben wurden, können somit – gewissermaßen als Restglied – geogene Chloridfrachten ausgewiesen werden.

Sind die anthropogenen Eintragungspunkte und –flächen bekannt, gestaltet sich die Lokalisierung der geogenen Zutritte weit schwieriger. Dazu wurde die bereits beschriebene kombinierte Durchfluss-/Leitfähigkeitsmessung entlang der Bode und Wipper mit herangezogen.

Für die Bilanzierung geogener Chloridgehalte wurde außerdem der Wipper-Pegel Bernterode (s. Abbildung 22) herangezogen (s.a. Abbildung 110c).

Die folgenden Abbildungen geben das Ergebnis der Berechnungen zum geogenen Chlorideintrag im EZG Pegel Hachelbich wieder. Es zeigt sich bereits seit ca. 1999/2000, dass auf Grund der rückgehenden Anteile an haldenbedingten Chloridfrachten der relativ konstant bleibende geogene Frachtanteil wieder an Bedeutung zunimmt. Im Raum Bleicherode liegt er bereits über dem Frachtanteil aus Haldeneinträgen; auf dem Wipperabschnitt zwischen Bleicherode und Hachelbich ist er etwa in der Größenordnung wie der Haldeneintrag. Nicht zu vernachlässigen sind hier allerdings die zusätzlichen Frachtanteile durch diffus aus dem Becken Wipperdorf austretenden Wässer.

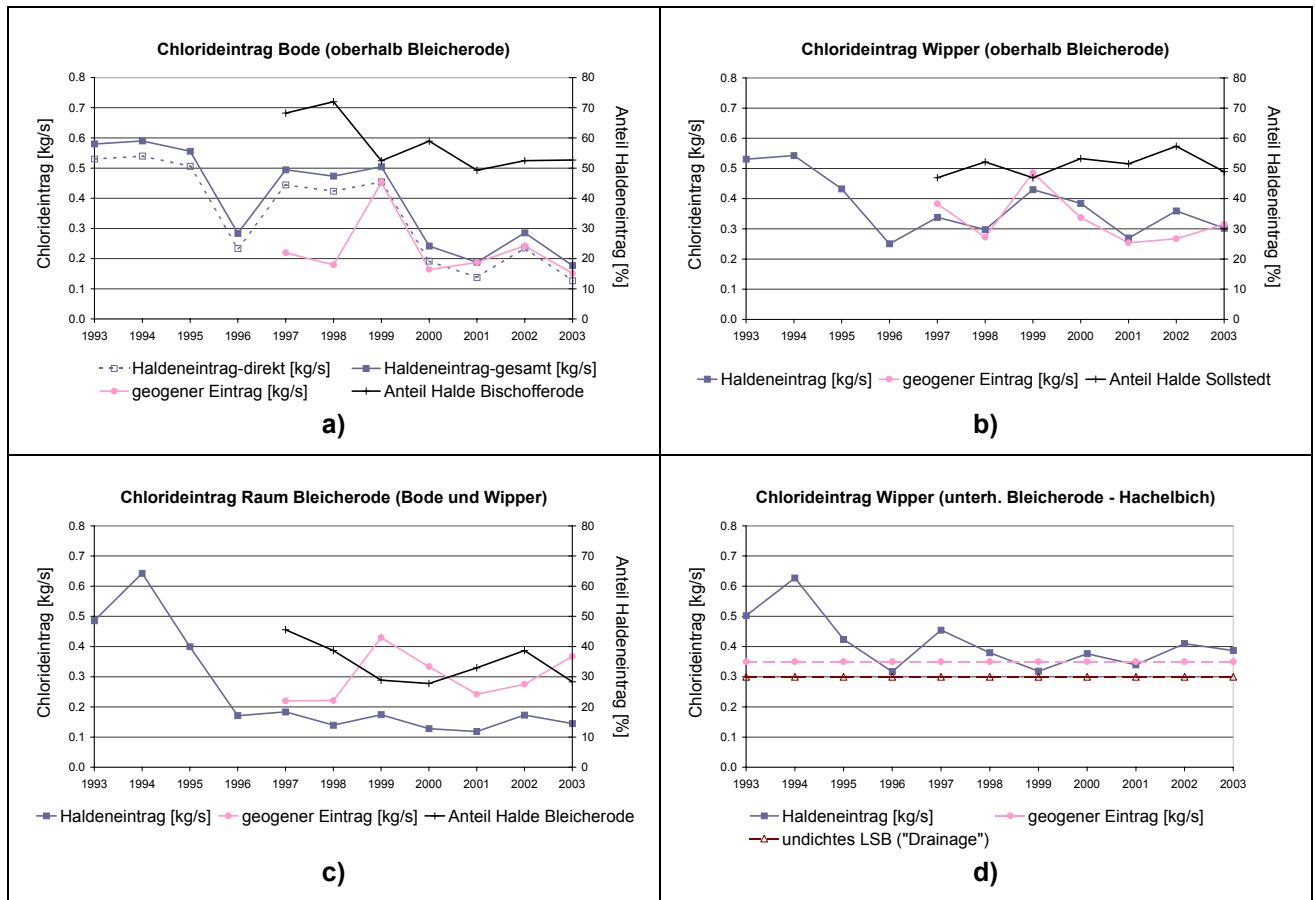


Abbildung 60: Chloridfracht-Anteile mit Ausgrenzung des geogenen Anteils
 a) Bode oberhalb Bleicherode (mit Anteil Halde Bischofferode); b) Wipper oberhalb Bleicherode (mit Anteil Halde Sollstedt); c) Raum Bleicherode (mit Anteil Halde Bleicherode); d) Wipper zwischen Bleicherode und Hachelbich

5.7 Salzlaststeuerung

Die Zielstellung und technische Realisierung der bisherigen Salzlaststeuerung ist bereits in Kap. 2.4 beschrieben. An dieser Stelle soll auf die zeitliche Entwicklung der Abstoßmengen und deren Auswirkung auf die Gewässerbeschaffenheit eingegangen werden.

Die folgende Abbildung 61 zeigt vergleichsweise die Abstoßmengen in den Jahren 1995 (Abbildung 61a) und 2003 (Abbildung 61b). Die Darstellung mit Bezug auf den Gesamtabfluss (Abbildung 61oben) lässt erkennen, wie in den Jahren unmittelbar nach Auslaufen des Bergbaus vor allem die Abflüsse über 3 m³/s genutzt werden mussten, um die notwendigen Mengen abstoßen zu können. Der darauf unmittelbare Anstieg der Konzentration im Gewässer wird an Abbildung 61a/unten deutlich. Im Jahr 2003 wurden mit wesentlich geringeren Abstoßmengen bereits geringere Abflüsse des Gewässers genutzt. Die Konzentrationen zeigen dennoch ein gleichmäßiges Niveau zwischen 0,5 und 1,5 gCl/l, was den Einfluss der ungesteuerten (anthropogenen und geogenen) Frachtanteil unterstreicht.

Die Bilanzierung der Einträge (Jahresbilanzen. s. Abbildung 62) zeigt die Abnahme der anthropogenen Chloridfracht, resultierend aus den Haldensanierungsmaßnahmen sowie dem derzeit geringen Laugenanfall und somit verringertem Abstoßbedarf aufgrund Grubenflutung/Spülversatz.

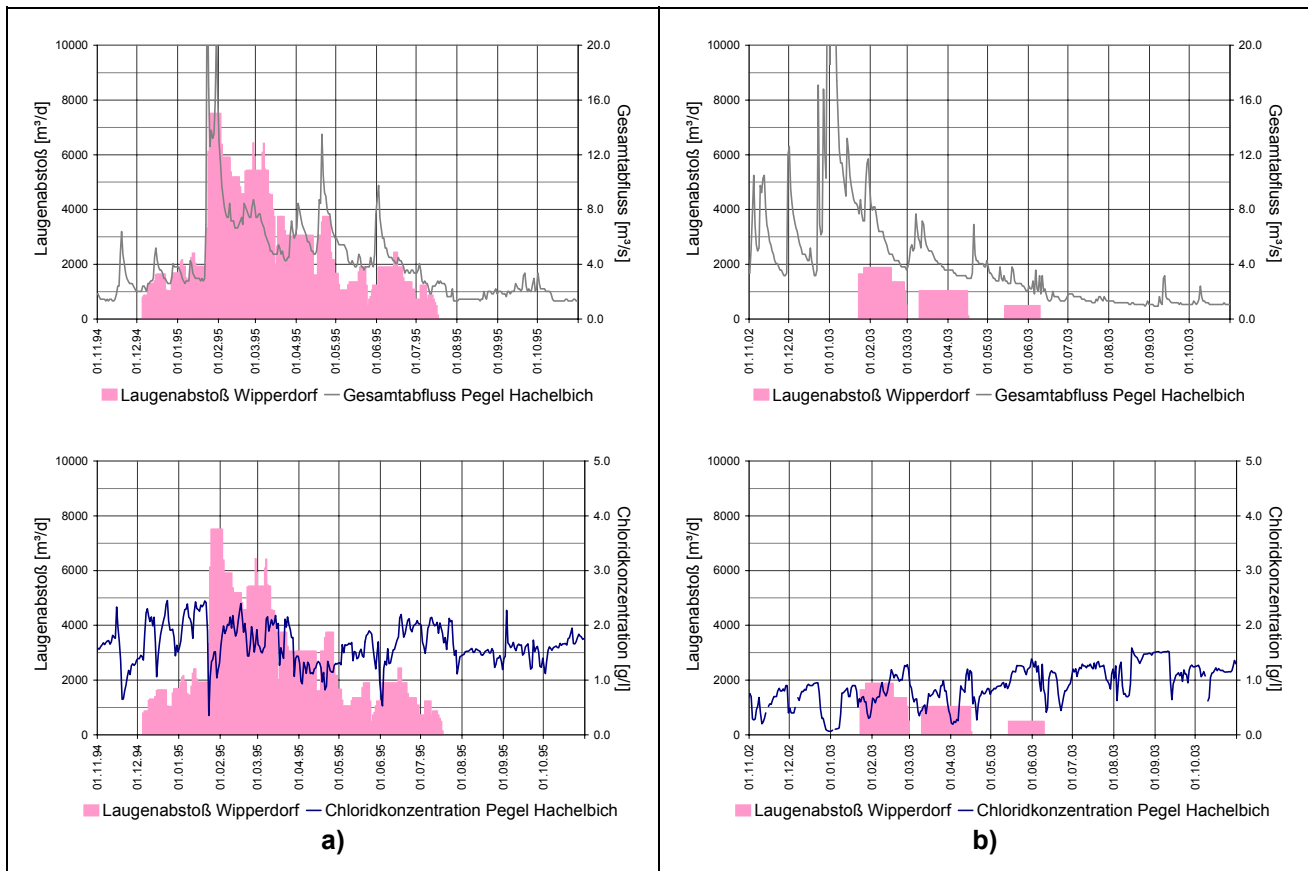


Abbildung 61: Darstellung des Laugenabstoßes aus dem Stapelbecken Wipperfors in Bezug zum Abfluss und der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich: a) 1995; b) 2003

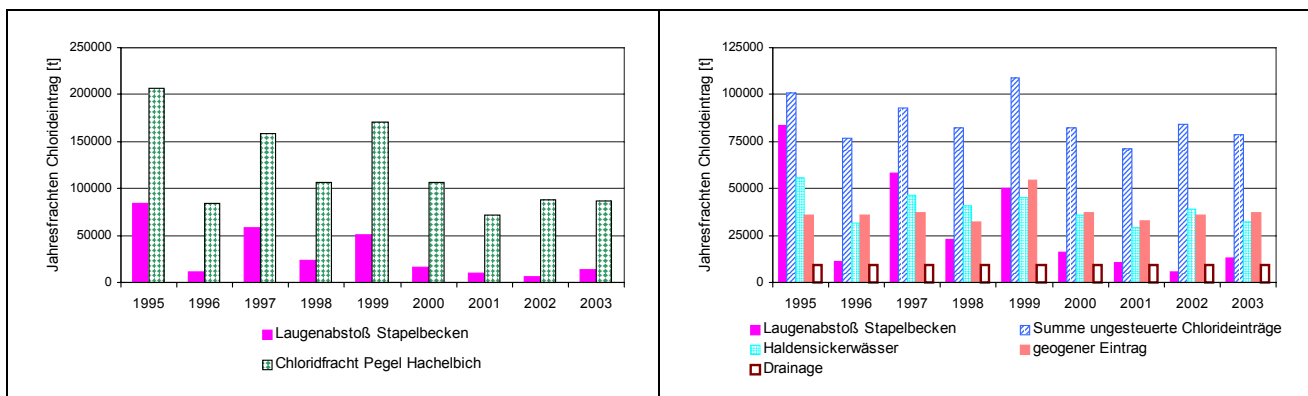


Abbildung 62: Bilanzierung der Jahresfrachten des Chlorideintrags im Einzugsgebiet Wipper/ Pegel Hachelbich (1994-2003) a) Gegenüberstellung gemessene Chloridfracht und Abstoß aus dem Laugenstapelbecken; b) Gegenüberstellung der Chlorideinträge: Abstoß aus dem Laugenstapelbecken und ungesteuerte Chlorideinträge

Die Gegenüberstellung von Chloridkonzentrationen und Abflüssen am Pegel Hachelbich in den Betrachtungszeiträumen 1993 – 1995 und 2001 - 2003 auf Tagesbasis gibt Abbildung 63 wieder. Auf Grund der bekannten Abstoßzeiten lassen sich hier nun die Zeiten des „gesteuerten“ und „ungesteuerten“ Laugenzutritts aushalten. Aus Abbildung 63b ist ersichtlich, dass derzeit der „gesteuerte“ Laugenzutritt nicht signifikant zu einer Konzentrationserhöhung des Chlorids in der Wipper

beiträgt. In beiden Zeitfenstern („gesteuert“ und „ungesteuert“) sind die Konzentrationen im Gewässer auf gleichem Niveau.

Die sich im Ergebnis der Analyse der Salzeinträge ergebenden Frachtanteile sind in Abbildung 64 dargestellt. Es gelang damit, die ungesteuerten Komponenten der Gesamtfracht am Pegel Hachelbich zu differenzieren und ihren Eintragspfaden räumlich zuzuordnen.

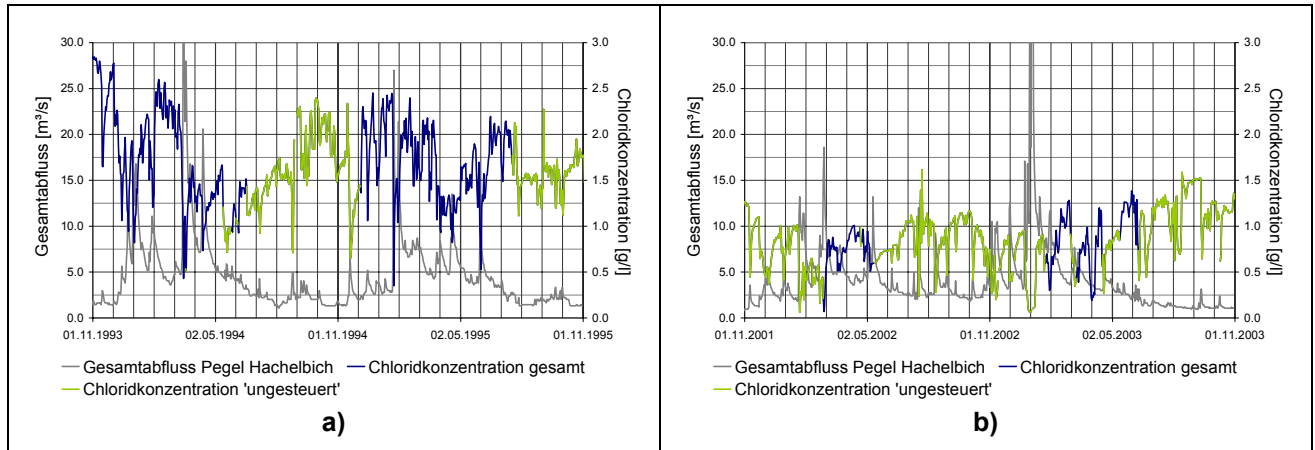


Abbildung 63: Abnahme der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich aufgrund von Haldensanierungsmaßnahmen und stark verringerter Laugenabstoßmengen durch Spülversatz
a) 11/1993-10/1995; b) 11/2001-10/2003

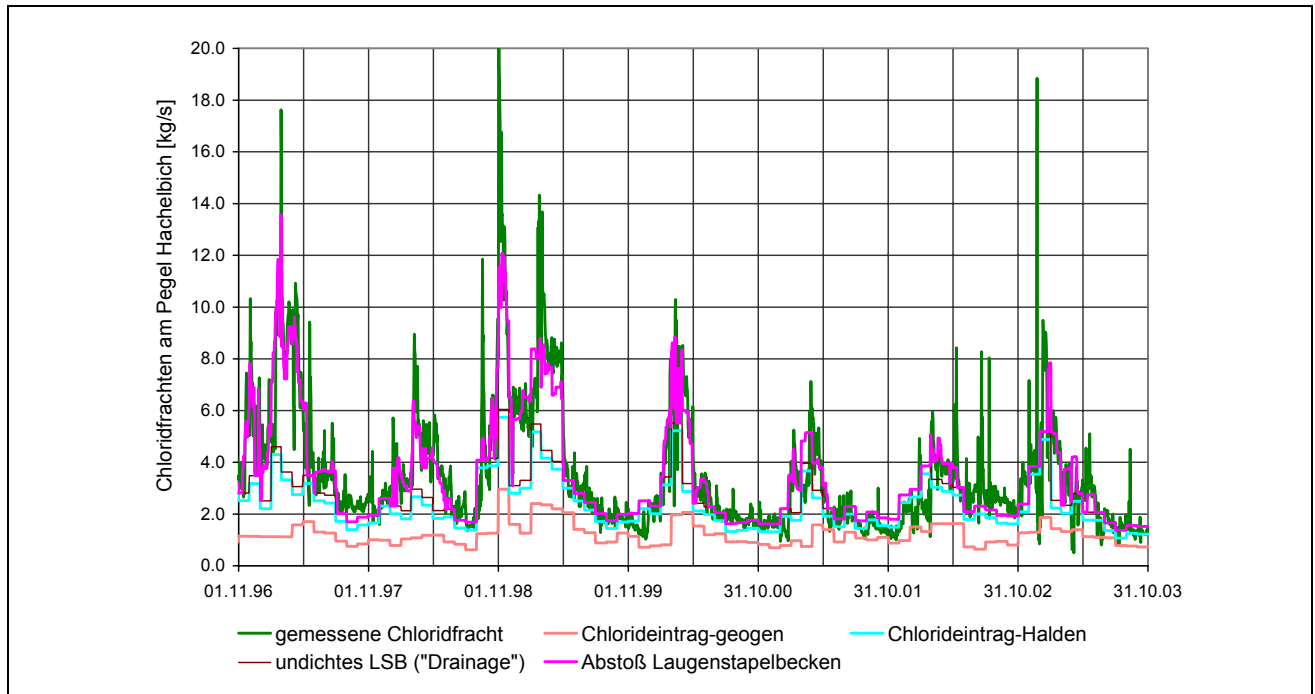


Abbildung 64: Zusammensetzung der Chloridfracht am Pegel Hachelbich

6 Modellkopplung

6.1 Modelltechnische Konzeption

6.1.1 Genesteter Modellraumansatz

Das gekoppelte Flussgebietsmodell wurde im Teileinzugsgebiet der Wipper bis zum Pegel Hachelbich (Modellraum 2) entwickelt und getestet. Mit der Einzugsgebietsgröße von 568 km² erreicht dabei die Grundwassermodellierung und vor allem der mit der Modellkopplung verbundene Anspruch der hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung von Kopplungsgrößen zu verbesserten Prozessfassung gegenüber den separaten Modellrechnungen die Grenzen. Für den Gesamttraum I (Pegel Oldisleben, 4.174 km²) wurde die Grundwassermodellierung bzw. gekoppelte Flussgebietsmodellierung nicht vorgesehen. Sowohl Parametrisierbarkeit als auch die Bewertung und Handhabung des Modells sprachen hier von vorn herein dagegen. Außerdem gelangen die wesentlichen salinaren Stoffeinträge über die Wipper in die Unstrut.

Im Modellraum 1 wird deshalb die Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung mit vereinfachten Modellansätzen und disaggregierten Flächeneinheiten durchgeführt. Die beiden unterschiedlich detaillierten Teilprozessmodelle werden zu einem Gesamtmodell verknüpft.

6.1.2 Offenes Modellsystem, Modellkomponenten

Das Flussgebietsmodell besteht aus der Kopplung des GIS-basierten Niederschlags-Abflussmodells ArcEGMO (PFÜTZNER, 2002) mit dem Finite-Differenzen-Grundwassermodell MODFLOW (HARBAUGH ET AL., 2000). Die zu koppelnden Modelle wurden als eigenständige Programme gehalten. Der Datenaustausch erfolgt über definierte Schnittstellen für festgelegte Kopplungsgrößen in abgestimmte Raumeinheiten und vorzugegebenen Zeitintervallen. Im Unterschied zu anderen Ansätzen zur Modellkopplung, die zumeist auf einem geschlossenem Systemmodell basieren, ist dieses offene System in seinen Komponenten austausch- und erweiterungsfähig. Die Anwendbarkeit des gekoppelten Flussgebietsmodells auf andere Flussgebiete ist gegeben.

ArcEGMO ist ein multiskalig anwendbares Modellierungssystem zur flächengenauen Beschreibung der hydrologischen Teilprozesse in Flusseinzugsgebieten. Es wurde gemeinsam vom BAH Berlin und dem PIK Potsdam entwickelt. Je nach Aufgabenstellung können unterschiedlich detaillierte Teilprozessmodelle zu einem Gesamtmodell verknüpft werden, wobei für die Simulation der einzelnen vertikalen und lateralen Prozesse unterschiedliche, polygonbasierte Raumdiskretisierungen genutzt werden. Da sämtliche für die hydrologische Modellierung relevanten Daten, die Datenflüsse und die Ergebnisse raumbezogen sind, erfolgt deren Organisation und Verwaltung ebenso wie die Modellparametermittlung unter Einbeziehung von GIS-Informationen. Bei den zur Teilprozessbeschreibung einsetzbaren Modulen handelt es sich fast ausschließlich um physikalisch basierte, konzeptionelle Modellansätze, die für eine Vielzahl von Aufgabenstellungen angemessen sind und eine ausreichende Beschreibung liefern.

Zur dreidimensionalen Modellierung der gesättigten Strömung wird die Software MODFLOW des US Geological Survey (USGS) eingesetzt. Die numerische Lösung der partiellen Differentialgleichungen erfolgt in MODFLOW nach dem Verfahren der Finiten Differenzen. Das Verfahren der Finiten Differenzen benötigt gegenüber dem Verfahren der Finiten Elemente einen geringeren mathematischen Aufwand und liefert eine stabile numerische Lösung. Allerdings muss der Modellraum an ein regelmäßiges Diskretisierungsgitter angepasst werden. Im Hinblick auf die Modellkopplung und die weitere Nutzung bzw. Übertragbarkeit der methodischen Ergebnisse des Projektes war sowohl der frei verfügbare Programmcode als auch die weltweite Verbreitung und Anwendung bei der Wahl des Modellsystems maßgebend.

6.1.3 Diskretisierung der Modellräume

Durch den modularen Aufbau von ArcEGMO ist die Nutzung unterschiedlich detaillierter und strukturierter Teilprozessmodelle möglich, die zu einem Gesamtmodell verknüpft werden. Eine wichtige Eigenschaft des hydrologischen Modellierungssystems ist die variable Disaggregation des Einzugsgebietes in beliebige Flächeneinheiten. Durch die GIS-Verschneidung der elementaren räumlichen Eingangsinformationen entstehen die sog. Elementarflächen als kleinste Flächeneinheiten mit homogenen Eigenschaften bzgl. der Landnutzung, der Bodenparameter und der Grundwasserflurabstände. Wasserhaushaltsberechnungen auf Elementarflächenbasis stellen die im Rahmen des Modellierungsansatzes genaueste Approximation an die Realität dar, da diese Flächenuntergliederung die tatsächlich vorhandene Flächendifferenzierung des Untersuchungsgebietes am Besten widerspiegelt. Dies entspricht der Vorgehensweise im Modellraum 2. Aufgrund der Anforderungen bzgl. der Modellkopplung von ArcEGMO mit dem Grundwassermodell MODFLOW sind flächendetaillierte Prozessbetrachtungen der Wasserhaushaltskomponenten unumgänglich. Für die durchzuführenden Untersuchungen auf der erweiterten Mesoskala im Gesamttraum 1 sind jedoch räumliche Aggregationen erforderlich, um die Anzahl der zu modellierenden Flächeneinheiten zu reduzieren. Aus Sicht der genesteten Vorgehensweise ist diese räumliche Zusammenlegung sinnvoll und notwendig, um damit die Rechenzeiten in Grenzen zu halten. Im Rahmen der Simulationsrechnungen sind die homogenen Elementarflächen zu Hydrotopen bzw. Hydrotopklassen zusammenzufassen, die bei der Modellierung als Block behandelt werden können und so eine aggregierte Modellierung auf Teileinzugsgebietsebene erlauben. Auf dieser Grundlage werden mittels unterschiedlich detaillierter Teilprozessmodelle die Simulationen des Wasserhaushaltes im Gesamttraum 1 bzw. im Wipper-Einzugsgebiet (Modellraum 2) durchgeführt (s. Kapitel 8).

MODFLOW ist ein Finite-Differenzen-Modell. Die Diskretisierung des Grundwassermodells wird anhand orthogonal zueinander stehender Zeilen, Spalten und Schichten vorgenommen. Die Knoten der Rasterelemente liegen jeweils im Zellmittelpunkt. Die Lösung der Grundwasserströmungsgleichung erfolgt als Näherungslösung an n -diskreten Orten.

Für die horizontale Diskretisierung wurde ein Raster von 200 x 200 m gewählt. Dieses Raster bildet einen guten Kompromiss zwischen der Datengrundlage, der „Handhabbarkeit“ des Modells und der Abbildung der Fließgewässer. Die vertikale Diskretisierung erfolgt über eine nach hydrogeologischen Einheiten gegliederte Schichteneinteilung. Das hydrogeologische Strukturmodell stellt eine vereinfachte bzw. zusammenfassende Erfassung der Untergrundstruktur auf Basis von stratigrafischen Einheiten und deren hydrogeologischer Relevanz im Untersuchungsraum dar. Der Aufbau von hydrogeologischen Strukturmodellen als Grundlage für numerische Grundwassermodelle ist im mesoskaligen Bereich nach wie vor mit einem hohen manuellen Aufwand verbunden.

Je nach Durchströmverhältnis und Gewässeranschluss wird zwischen aktiven, inaktiven und trockenen Zellen (grids) sowie zwischen aktiven und inaktiven Gewässerzellen (river zones) unterschieden. Die Erstellung des Grundwassermodells im Modellraum 2 ist im Kapitel 7.2 beschrieben.

6.1.4 Kopplungsgrößen

Die dem gekoppelten Flussgebietsmodell zugrunde liegenden Modellkomponenten und Kopplungsgrößen sind in der Abbildung 65 dargestellt. Die Grundwasserdynamik wird statt der stark vereinfachten Speicheransätze im Niederschlags-Abfluss-Modell nun mit dem dreidimensionalen Strömungsmodell abgebildet und ermöglicht sowohl durch die hochaufgelöste Ermittlung von Grundwasserflurabständen die verbesserte Erfassung von Sickerwasserbildungs- bzw. Zehrungsprozessen im Bereich der durchwurzelter Bodenschicht im NA-Modell als auch die Modellierung des Grundwasserabflusses. Dazu werden dem Grundwassermodell Grundwasserneubildung und Flusswasser-

spiegel als flächendeckende, zeitlich variable Randbedingungen bzw. Randbedingungsparameter vom NA-Modell übergeben.

Ein wesentliches inhaltliches Problem bei der Kopplung von Abflussbildungs- und Grundwassermodellen besteht vor allem der unterschiedlichen Definition des Begriffes "Grundwasserneubildung". In den Abflussbildungsmodellen wird hierunter zumeist die Perkolation aus der durchwurzelten Bodenschicht, in den Grundwasserströmungsmodellen jedoch die reale Speisung des Grundwasserkörpers verstanden. Deshalb müssen bei der Kopplung ebenfalls die ungesättigten Schichten unterhalb der Wurzelzone mit ihren Transport- und Transformationsprozessen beschrieben werden. Diese sogenannte Transferzone stellt die dritte Komponente in dem gekoppelten System Oberflächen- und Grundwassermodell dar.

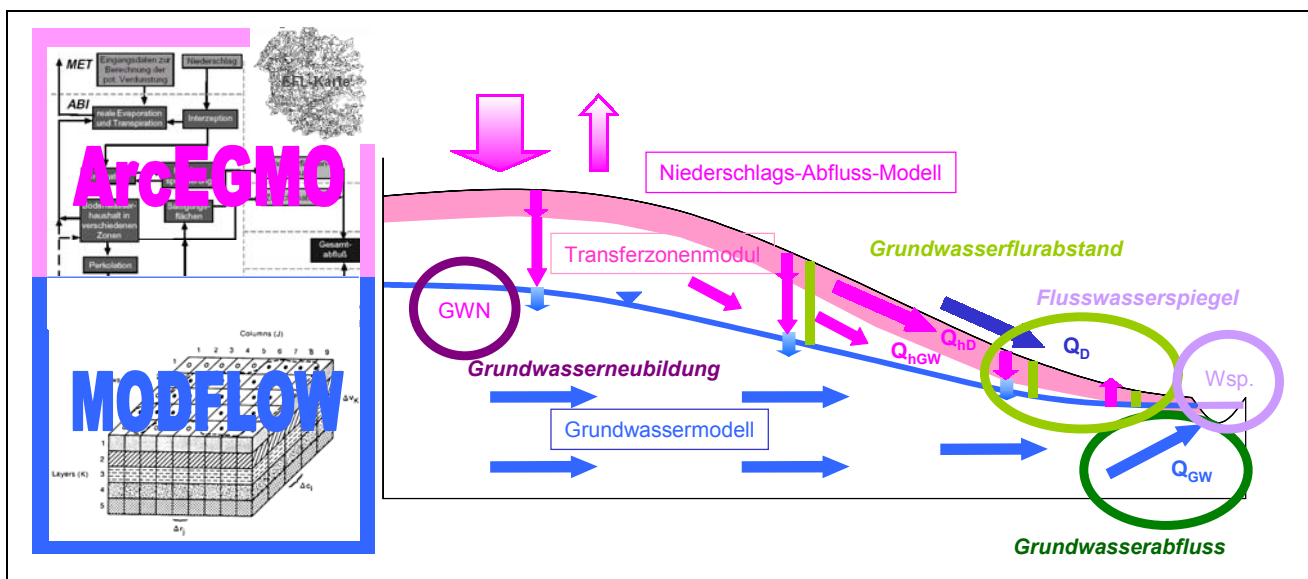


Abbildung 65: Modellkomponenten und Kopplungsgrößen

6.1.5 Räumliche Kopplung

Bei der gekoppelten Modellierung sind die unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Diskretisierungsschemata, die in den einzelnen Modellen genutzt werden, miteinander zu verbinden. Sie ergeben sich aus der unterschiedlichen räumlichen Variabilität der prozessbeeinflussenden Systemeigenschaften und der unterschiedlichen Dynamik der abzubildenden Prozesse.

Die Verknüpfung der Modellgeometrien des NA-Modells ArcEGMO mit dem MODFLOW-Grundwassermodell und der Datenaustausch wird über Raumbezüge organisiert. Die Elementarflächen (EFL) und die Gewässerabschnitte werden mit den Rasterelementen des Grundwasser-Modells verschnitten. Die Raumbezüge (grid-Ids) werden dem GIS-Datenmodell des NA-Modells übergeben. In einer Rasterfläche können mehrere Elementarflächen oder mehrere Gewässerabschnitte liegen (n,1-Relation). Bei jedem Rechenlauf der Kopplung wird die Anzahl der gekoppelten Elemente (grids) und Flussrandbedingungszellen (river zones) überprüft, damit eine eindeutige räumliche Zuweisung der Kopplungsgrößen möglich ist und keine Bilanzfehler entstehen. Mit dieser Vorgehensweise ist eine weitgehende Unabhängigkeit der räumlichen Auflösung beider Modelle voneinander gewährleistet

In der Abbildung 66 bzw. Abbildung 67a ist die im Modellraum 2 durchgeführte Verschneidung der Elementarflächen mit den Rasterelementen exemplarisch dargestellt. Das zu koppelnde Modellge-

biet entspricht dem unterirdischen Einzugsgebiet der Wipper. Das Modelleinzugsgebiet sowie das Diskretisierungsraster wurden im MODFLOW-Grundwassermodell festgelegt. Es werden nur die aktiven MODFLOW-Rasterelemente (grids) gekoppelt. Im Modellraum 2 werden für 33750 grids die Kopplungsgrößen ausgetauscht. D.h. die Grundwasserneubildung kann nur auf aktive Modellzellen übergeben werden. Dies wird vor jedem Rechenlauf in der Kopplung geprüft. Es wird für jedes Rasterelement die Summe der Grundwasserneubildungsmengen ΣQ_{GW} aus den zugeordneten Elementarflächen als Randbedingung in MODFLOW eingelesen. Zur Ermittlung des Flurabstandes für die NA-Modellierung in ArcEGMO wird der oberste Grundwasserstand h_{GW} ausgelesen. Wenn die Zelle der obersten Modellschicht trockengefallen ist, wird der Grundwasserstand der darunter liegenden Zelle ausgelesen. Die Grundwasserspiegel der Zellmittelpunkte der MODFLOW-Rasterzellen werden bilinear auf die ArcEGMO-Elemente (Elementarflächen) interpoliert. Die räumliche Zuweisung der Kopplungsgrößen wurde schematisch in der Abbildung 68 zusammengefasst.

Im NA-Modell ArcEGMO erfolgt die Durchflussberechnung für Fließgewässerabschnitte, die hierarchisch miteinander verknüpft sind (Oberlieger-Unterlieger) und durch den Landoberflächenabfluss, hypodermischen Abfluss sowie über den Grundwasserzufluss gespeist werden. Die Aufteilung der Gewässerabschnitte ergibt sich in Abhängigkeit von den Teileinzugsgebieten und Zuflüssen bzw. erfolgt bei größeren Abschnitten eine zusätzliche Teilung. Im Rahmen der Kopplung wurden nun im Modellraum 2 die Fließgewässerabschnitte mit den Flussrandbedingungszellen (river zones) des Grundwassermodells 1:1 verschnitten. D.h. die Größe eines Gewässerabschnittes ergibt sich durch die Verschneidung mit den Rasterelementen. Liegen mehrere Fließgewässerabschnitte in einer Zelle erfolgt eine längengewichtete Ermittlung bzw. Zuweisung der Kopplungsgrößen. Die Kopplung erfolgt nur an den Flüssen bzw. Flussabschnitten, wo die hydraulische Anbindung an das Grundwasser gegeben ist. Für alle anderen Gewässerabschnitte wird kein Grundwasserzufluss berechnet. Die Ermittlung der Kopplungsgrößen Flusswasserspiegel h_{FL} und Grundwasserzufluss Q_{GW} wird nur für die gekoppelten river zones durchgeführt (s. Abbildung 67b). Die Abflussmodellierung erfolgt in allen Gewässerabschnitten.

Durch die Verschneidung wird eine lagegerechte Übergabe der Kopplungsgrößen gewährleistet. Allerdings entstehen eine Vielzahl von Gewässerabschnitten bzw. Flussrandbedingungszellen und aufgrund diverser grundsätzlicher Modellanforderungen in den beiden Modellen ist trotz der Gebietsgröße eine Nachbearbeitung der automatischen Verschneidung per Hand erforderlich, die in der Umverlegung der Flussrandbedingungszellen im Grundwassermodell besteht. So benötigt ArcEGMO für die sich an die Durchflussmodellierungen anschließenden Stofftransportrechnungen eine gewisse Mindestmischungslänge. Im Grundwassermodell ergibt sich durch die pure Verschneidung eine sehr große Anzahl von Randbedingungszellen, die zum einen zu einer „Überbetonung“ dieser Randbedingung führen und somit maßgeblich die Strömungsmodellierung beeinflussen bzw. dominieren. Zum anderen kommt es zu numerisch ungünstigen Anhäufungen von Flussrandbedingungszellen aufgrund der Belegung jeweils eines ganzen Rasterelementes mit der Flussrandbedingung. Dies ist vor allem bei Flussmündungen sowie bei Flussmäandrierungen bzgl. des Diskretisierungsrasters zu beachten. Deshalb werden im Zuge der Nachbearbeitung die Flussrandbedingungszellen zusammengefasst, da teilweise Gewässerabschnitte von nur wenigen Metern aus der Verschneidung entstanden bzw. wurde versucht, durch Umverlegung eine „Klumpenbildung“ und somit sehr große Flächenbelegung mit Randbedingungszellen möglichst zu vermeiden. Dabei ist zu beachten, dass eine Flussrandbedingungszelle nur da vorgegeben werden kann, wo auch eine Verschneidung mit dem Fließgewässernetz existiert und somit die Kopplung möglich ist. Bei der Zusammenfassung der Randbedingungszellen werden die Fließgewässerslängen in der Parametrisierung der Flussrandbedingung im Grundwassermodell berücksichtigt. Die Fließgewässerslänge geht zusammen mit der Flussbreite und den Kolmationsparametern in den sogenannten Conductance-Wert in MODFLOW ein zur Modellbeschreibung des Austausches mit dem Grundwasser je river zone (s.a. Kap. 3.3.4).

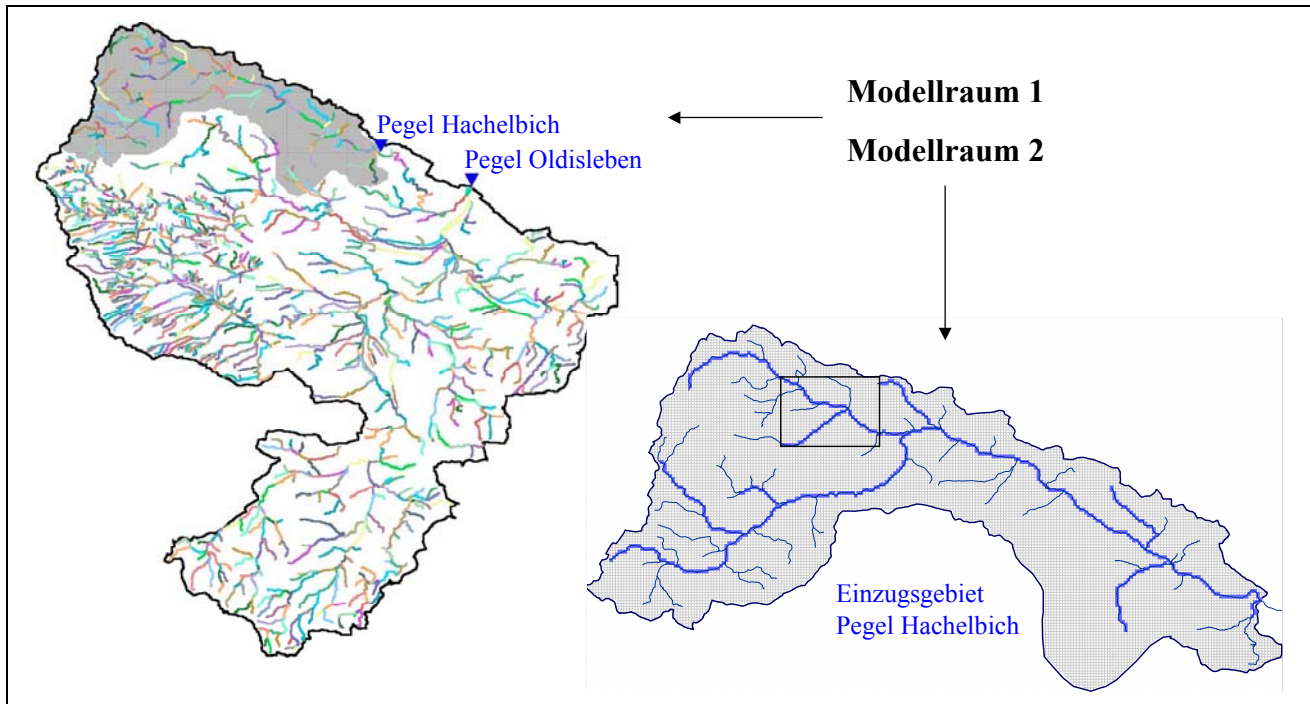


Abbildung 66: Flussgebietsmodell Unstrut/Oldisleben - Genesteter Modellansatz mit den Modellräumen 1 & 2

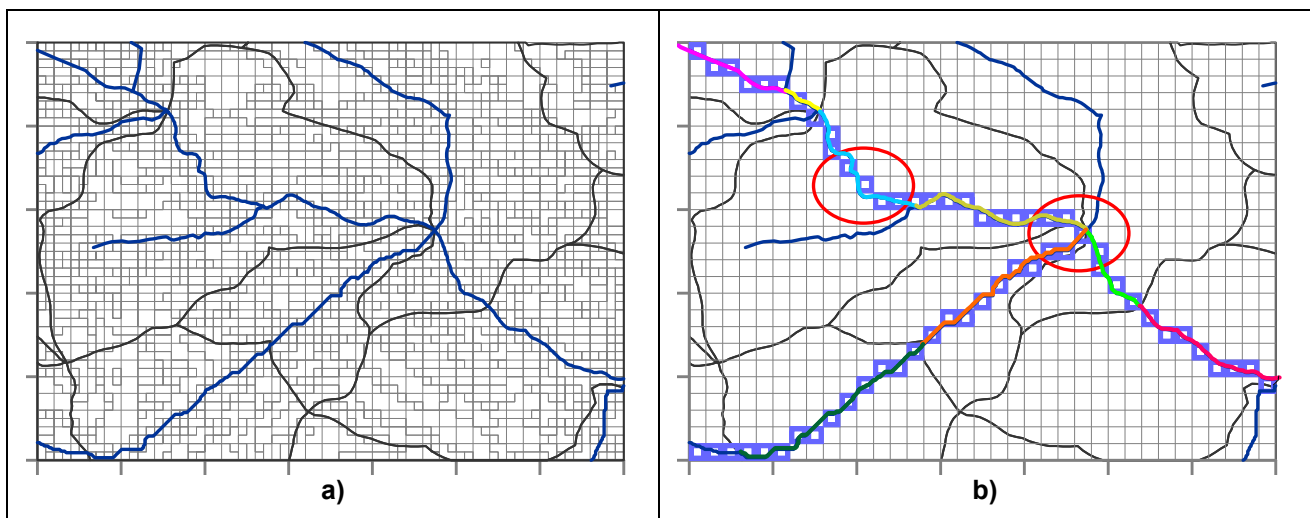


Abbildung 67: Flussgebietsmodell Unstrut/Oldisleben - Räumliche Verschneidung im Modellraum 2:
a) Elementarflächen und Rasterelemente; b) Gekoppelte Gewässerabschnitte

In der Abbildung 66 sind die ermittelten Fließgewässerabschnitte des NA-Modells für den Gesamt- raum sowie die Flussabschnitte im zu koppelnden Modellraum 2 dargestellt, für die eine hydraulische Anbindung an das Grundwasser besteht und somit der Grundwasserabfluss berechnet wird. Abbildung 67b enthält die im Preprocessing durchgeführte Verschneidung der zu koppelnden Flussabschnitte mit der beschriebenen, notwendigen Nachbearbeitung bei der Randbedingungs- zellenbelegung. Die Zerteilung der ArcEGMO-Gewässerabschnitte entsprechend der MODFLOW-Grids ist dargestellt. Im Modellraum 2 ergeben sich 502 Flussrandbedingungs- zellen bzw. river zones, die gekoppelt werden und für die somit die Wechselwirkungen zwischen Grund-

und Fließgewässer durch den Austausch des Grundwasserabflusses Q_{GW} bzw. des Flusswasserspiegels h_{FI} erfasst werden können. Das Gewässernetz umfasst insgesamt 866 hierarchisierte Gewässerabschnitte.

6.1.6 Zeitliche Kopplung

Die zeitliche Diskretisierung des Grundwassermodells ist im allgemeinen sehr verschieden von der eines Niederschlags-Abfluss-Modells. Eine prozessadäquate Abbildung im NA-Modell erfordert sehr kleine Zeitschrittweiten von Minuten (Hydraulik) bis maximal Tage (Grundwasserneubildung), während die meist stärker gedämpften Prozesse im Grundwasser Zeiddiskretisierungen zwischen Dekaden- und Monatszeitschritten zulassen.

In der Abbildung 69 ist die zeitliche Zuweisung der Kopplungsgrößen dargestellt: Zur Überbrückung der unterschiedlichen Zeitschrittweiten simulieren das NA-Modell und das GW-Modell wechselseitig. Der Datenaustausch erfolgt nach einem vorgegebenen Kopplungs-/ Austauschzeitschritt Δt_{GW} . Das NA-Modell beginnt auf Grund der höheren Dynamik der zu beschreibenden Prozesse mit der Rechnung in der dazu erforderlichen Zeitschrittweite (Δt_{NA}). Zur Übergabe an das Grundwassermodell werden je Rasterelement die Neubildungsmengen über den Kopplungszeitschritt summiert ($\Sigma Q_{GW, t_0-t_n}$). Zur Ermittlung des Randbedingungsparameters Flusswasserspiegel h_{FL, t_n} wird im NA-Modell der letzte Simulationsstand vor der Kopplung ausgewertet. Das GW-Modell berechnet anschließend mit diesen aktuellen Randbedingungen die Grundwasserströmung für die gleiche Periode Δt_{GW} und übergibt dem NA-Modell die Summe der Grundwasserzuflüsse je Gewässerzelle $\Sigma Q_{GW, t_0-t_n}$ sowie die Grundwasserstände h_{GW, t_n} als neuen Startwert für die Wasserhaushaltssimulationen $t_n \rightarrow t_{n+1}$. Diese Vorgehensweise hat eine Entkopplung von sich gegenseitig beeinflussenden Prozessen im Grund- und Oberflächenwasser für die jeweiligen Berechnungsperioden zur Folge. Die damit verbundene Phasenverschiebung zwischen beiden Modellen kann durch eine Verkürzung der Simulationsperiode vermindert werden. Dies ist insbesondere dann notwendig, wenn schnell reagierende Einzugsgebiete oder schnelle Abflusskomponenten Gegenstand der Untersuchung sind. Für die Rechnungen im Modellraum 2 wurde ein Kopplungszeitschritt $\Delta t_{GW} = 1$ Tag gewählt. Der Kopplungszeitschritt ist vor Beginn der Modellrechnungen einstellbar und bleibt dann konstant für den Simulationszeitraum.

Zeitliche Basis für die Modellberechnungen ist das Realdatum. Allerdings ist dabei zu beachten, dass gegenüber dem theoretisch frei wählbaren Rechenbeginn im Rahmen des verfügbaren Datenzeitraums in ArcEGMO im Programmsystem MODFLOW der Aufbau des Grundwassermodells zwar mit einem Datumsbezug der Parameter und Randbedingungen erfolgt, aber das Strömungsmodell an sich beim Startzeitpunkt 0 losrechnet und die Datumsbezüge dann nachträglich extern berechnet werden müssen. Somit ist in den gekoppelten Modellrechnungen der Simulationszeitraum nicht frei wählbar sondern wurde beim Aufbau des Grundwassermodells „hart“ festgelegt. Es erfolgt nach dem Einlesen der Übergabegrößen aus dem NA-Modell ArcEGMO also immer wieder ein quasi-Neustart des MODFLOW-Grundwassermodells je Kopplungszeitschritt und „Abarbeiten“ des vorgegebenen Modellierungszeitraums im Zuge der gekoppelten Modellrechnungen. Ein für die Kopplung vom Austauschzeitschritt unabhängiger Zeitbezug der Parameter und Randbedingungsdaten aus MODFLOW gewährleistet das zeitlich richtige Einlesen dieser Daten für den aktuellen Rechenlauf sowie die Zuordnung der letztendlich auf Datumsangaben beruhenden Modellrechnungen bzw. –ergebnisse. Diese relativ feste Vorgabe des Modellierungszeitraumes ist somit immer schon bei der Konzeption und dem Aufbau der Modelle zu berücksichtigen. Günstiger Nebeneffekt des ständigen Neustarts des MODFLOW-Grundwassermodells ist dabei die in gewissen Modellbereichen mögliche Umgehung der Problematik der sogenannten „dry cells“.

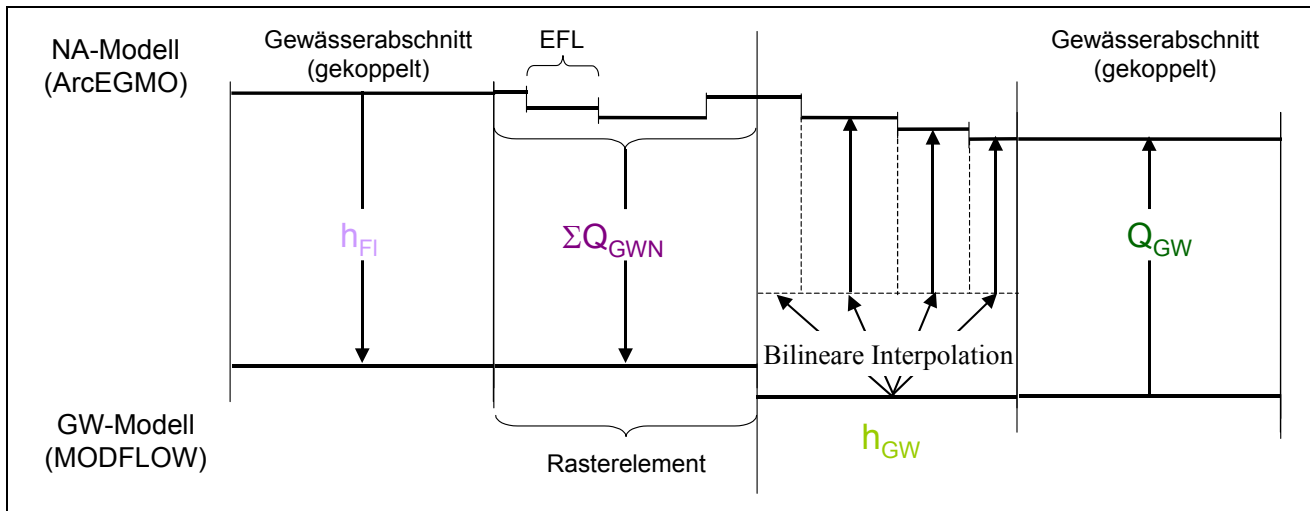


Abbildung 68: Räumliche Zuweisung der Kopplungsgrößen

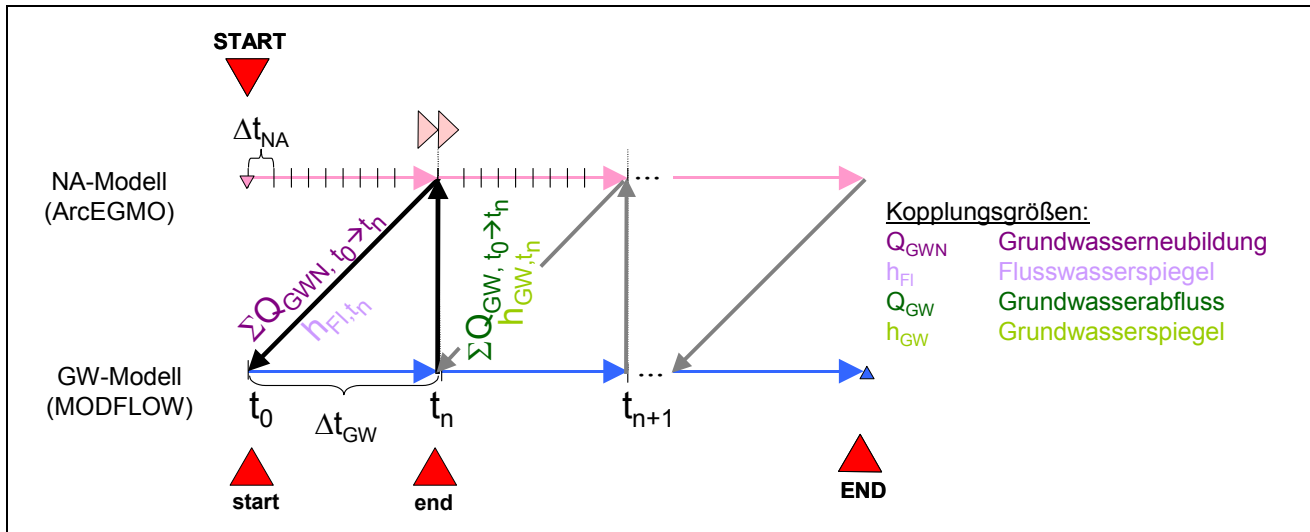


Abbildung 69: Zeitliche Zuweisung der Kopplungsgrößen

6.1.7 Modellerweiterungen

Das Finite-Differenzen-Modell MODFLOW ermittelt die Grundwasserspiegel für die Zellmittelpunkte der Rasterelemente. Zur Berücksichtigung mehrerer Elementarflächen innerhalb eines Rasterelementes sowie der Randelemente wird vor der Übergabe an ArcEGMO die Verteilung der Grundwasserspiegellhöhen durch bilineare Interpolation neu berechnet (s.a. Abbildung 68).

Durch die zeitlich und räumlich sehr hoch aufgelöste Übergabe von Grundwasserneubildungen an das Grundwassermodell besteht die Gefahr numerischer Probleme bzw. Instabilitäten aufgrund starker Schwankungen der Sickerwasserganglinie je Rasterelement bzw. dem Auftreten von Extremwerten sowie starker Differenzen des Neubildungsinputs zwischen benachbarten Rasterelementen. Es wurde ein Dämpfungsmodul entwickelt, dass durch die Bildung eines laufenden Durchschnitts über eine vorgegebene Zeit die Vergleichmäßigung der Grundwasserneubildungsrandbedingung in MODFLOW ermöglicht.

Zum Datenaustausch mit MODFLOW musste ArcEGMO um eine Schnittstelle erweitert werden, die die Deaktivierung des internen Grundwassermoduls und die lagegerechte Zuordnung von extern berechneten Grundwasserzuflüssen zum Gewässer bzw. Reinfiltrationen aus dem Gewässernetz ins Grundwasser organisiert. Bei der Erstellung eines gekoppelten Modells sind neben den für die klassische NA-Modellierung benötigten Informationen zu den Flächeneigenschaften und zum Gewässersystem weitere Informationen ins GIS-Datenmodell zu integrieren, die eine Zuordnung der Datenflüsse zwischen beiden Modellen über Raumbezüge gestatten. Im Einzelnen sind das Attribute, die für die Elementarflächen und die Gewässerabschnitte eine Zuordnung zu den Rasterelementen des Grundwassermodells gestatten.

Die Berechnung des Wasserstandes als Randbedingung für das Grundwassermodell in adäquater räumlicher und zeitlicher Auflösung war bisher in ArcEGMO nicht vorgesehen, bedingt durch den zumeist primär auf die Abflusssimulation ausgerichteten mesoskaligen Einsatz des Modells. Außerdem sind i.d.R. vermessene Gewässergeometrien entweder nicht oder nicht in ausreichender Dichte vorhanden, um den Wasserstand aus den hydraulischen Eigenschaften der Gewässerabschnitte ableiten zu können. Für die Modellkopplung mit dem Grundwassermodell MODFLOW im Modellraum 2 mussten hierfür jedoch geeignete Lösungsansätze gefunden werden (s. Kapitel 7.1).

Zur Abbildung des hohen hypodermischen Abflussanteils und teilweiser hoher Grundwasserflurabstände wurde für das Flussgebietsmodell ein Transferzonenmodul entwickelt, das im NA-Modell dem Abflussbildungsansatz unmittelbar nachgeschaltet ist und die Abtrennung des schnellen Grundwasserabflusses vom Grundwasserneubildungsterm auf der Basis von Speicherkennwerten aus gebietsbezogenen Abflussanalysen ermöglicht (s. Kapitel 7.3).

6.1.8 Bilanzierung

Für das gekoppelte Flussgebietsmodell wurde eine Gesamtbilanz erstellt. Es werden die relevanten Bilanzgrößen ausgegeben, um sie auf Plausibilität prüfen zu können. Grundlage ist folgende Bilanzgleichung:

Teilmodell	Bilanzgleichung
	0 =
Abflussbildung	+ N - ET
Gewässermodell	- GWN _A ± S _{Boden} - R _{hyp} - R _{o_Abf}
Transferzonenmodul	+ GWN _A - GWN _G ± S _{Gew} + R _{hyp} + R _{o_Gew} + Q _{ext} + Q _{GW}
Grundwassermodell	+ GWN _G ± S _{Tr} ± S _{GW} - Q _{Br} - Q _{Fl} ± Q _{Rand}

mit:

- N ...Niederschlag
- ET ...Verdunstung
- GWN_A ...Grundwasserneubildung („RG2“) im Abflussbildungsmodell
- GWN_G ...Grundwasserneubildung im Grundwassermodell als Ergebnis des Transferzonenmoduls
- S_{Boden} ...Speicheränderung im Boden und oberhalb der Bodenzone
- S_{Gew} ...Speicheränderung im Gewässermodell
- S_{Tr} ...Speicheränderung in der Transferzone
- S_{GW} ...Speicheränderung im Grundwassermodell
- R_{hyp} ...hypodermischer Abfluss („RG1“)
- R_{o_Abf} ...oberirdischer Abfluss aus Abflussbildung
- R_{o_Gew} ...oberirdischer Abfluss aus Gewässern

Q_{ext}	...externe Zuflüsse ins Gewässernetz
Q_{GW}	...Grundwasserzufluss ins Gewässer im NA-Modell (entspr. $-Q_{\text{FL}}$ im GW-Modell)
Q_{FL}	...Grundwasserabfluss ins Gewässer im GW-Modell (entspr. $-Q_{\text{GW}}$ im NA-Modell)
Q_{Br}	...Grundwasser-Entnahmen
Q_{Rand}	...Randzuflüsse/-abflüsse im Grundwassermodell

Die eingerahmten Werte müssen vom Betrag her gleich sein (Bilanzprüfungskriterium). Die Bilanzfehler der Teilmodelle werden berechnet.

6.2 Programmtechnische Umsetzung

6.2.1 Bisherige Erfahrungen

Die programmtechnische Kopplung bestehender Programme wirft eine Reihe von Problemen auf, die über den Rahmen der Entwicklung eines Simulationsmodells hinausgehen. Die Modelle sind vollständig auf die Berechnung von Ergebnissen in ihrer Problem domain ausgelegt. Informationen, die aus anderen Gebieten kommen, werden typischerweise als Randbedingungen abgebildet. Interaktionen und Rückkopplungen mit diesen Randbedingungen sind nicht vorgesehen. Simulationsprogramme haben eine Hauptzeitschleife, in der alle Prozesse abgebildet werden. Eine Interaktion mit anderen Programmen bedeutet, teilweise aus dieser Schleife auszuberechnen und die Kontrolle zeitweise an ein anders Programm zu übergeben.

In MÜLLER (2004) wurden drei bestehende Programme gekoppelt. Die dabei gesammelten Erfahrungen wurden bei der Kopplung von MODFLOW und ArcEGMO genutzt. Als Programmiersprache für die Kopplung hat sich Python als sehr gut geeignet herausgestellt, so dass sie auch hier zum Einsatz kam. Durch die hohe Dynamik und die flexiblen Datenstrukturen dieser Sprache wird die Erstellung von Verbindungsmodulen zwischen Modellen stark vereinfacht.

Die einfachste Methode Modelle zu koppeln, ist der Austausch über Eingabe- und Ausgabedateien und der Neustart von Modellen für jeden Kopplungszeitschritt. Diese Methode funktioniert für alle Modellarten und ist sehr robust und benötigt keine Änderungen am Quelltext, so dass ausführbare Programme ausreichen. Sie hat jedoch den Nachteil, dass unter Umständen viele Operation, wie insbesondere der Input der Eingabedaten, für jeden dieser Zeitschritte wiederholt werden müssen. Es kann sich ein sehr ungünstiges Verhältnis von Dateneinlesezeit und eigentlicher Rechenzeit ergeben, so dass die Gesamtmodelllaufzeit sehr stark ansteigt, obwohl die numerische Berechnung nur einen geringen Teil davon ausmacht. Andere Methoden greifen in den Quelltext ein und verändern den Programmablauf. Der Datenaustausch kann über Austauschdateien, die die zu koppelnden Programme lesen und schreiben oder über Austausch im Arbeitsspeicher erfolgen. Bei letzterem ruft ein Programm eine Subroutine oder Funktion auf, die das andere Modell einbindet. Die Daten werden über Funktionsparameter oder über gemeinsam genutzte Speicherbereiche (z.B. in FORTRAN 90 MODULE) übergeben. Für die Kopplung von MODFLOW und ArcEGMO wurden mehrere dieser Methoden kombiniert.

6.2.2 Ausgangssituation

Es wurde MODFLOW 2000 verwendet. Der Quelltext des Public Domain Programms des USGS ist unter <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/modflow2000.html> erhältlich. Die Startzeiten, also die Zeit vom Beginn des Programms bis zum Beginn der Berechnung, sind kurz. Es werden die Eingabedateien ohne weitere Prüfung gelesen und in die internen Datenstrukturen umgewandelt. Das Programm ist vollständig in Standard FORTRAN 77 geschrieben. Die Kompilierung

rung mit dem Intel Fortran Compiler gelang problemlos. Nur für die Auswertung von Kommandozeilenargumenten musste eine kompilereigene Bibliothek verwendet werden. Auf diese eventuell nötige Änderung wird bereits in Kommentaren im Quelltext verwiesen. Es stand somit eine aktuelle, lauffähige und veränderbare Version von MODFLOW zur Verfügung.

ArcEGMO ist in ANSI-C implementiert. Die Einlesealgorithmen für die Eingabedaten sind im Vergleich zu den MODFLOW-Routinen aufwendig. Es werden Eingabekontrollen und umfangreiche Interpolationen durchgeführt sowie große Mengen Daten aus dem GIS-System ArcView werden in die Modelldatenstruktur gebracht.

6.2.3 MODFLOW

Der Quelltext von MODFLOW wurde so modifiziert, dass die Eingabe und Ausgabe der für die Kopplung relevanten Daten über netcdf-Dateien (<http://www.unidata.ucar.edu/software/netcdf/>) realisiert ist. Dieses Dateiformat erlaubt die effektive, binäre Speicherung von mehrdimensionalen Arrays unabhängig von Betriebssystem und Programmiersprache. Dadurch ist ein schneller Datenaustausch möglich und die Daten liegen in einer sehr gut dokumentierten Form vor und bieten über die netcdf-Bibliothek eine einfach zu nutzende Schnittstelle. Das Lesen und Schreiben von Daten aus unterschiedlichen Programmen ist damit mit nur wenigen Bibliotheksbefehlen möglich. Der Neustart von MODFLOW mit diesen Eingabedaten ist auch für große Modelle effektiv möglich, sodass ein neuer Prozess für jeden Kopplungszeitschritt gestartet werden kann, ohne eine relevante Erhöhung der Gesamtrechenzeit zu verursachen. Vor jedem Neustart werden die Eingabedaten, die sich auf Grund der Kopplung geändert haben in die Eingabedateien geschrieben. Weiterhin werden die Modellergebnisse der Grundwasserberechnung des letzten Zeitschrittes aus den Ausgabedateien gelesen und in die Eingabedateien für den neuen Zeitschritt überführt. Da auch diese Dateien ins netcdf-Format überführt wurden, sind die Schreib- und Lesevorgänge im Vergleich zur Rechenzeit sehr kurz.

Andere Eingabedaten wie Randbedingungen und Zeitschrittweiten wurden für den jeweiligen Zeitschritt so angepasst, dass die aktuelle MODFLOW-Rechnung dem Zeitschritt entspricht. Diese Daten wurden im MODFLOW-Eingabeformat abgelegt, da es sich um relativ geringe Mengen handelt, die nicht in Arrayform vorliegen und für die die Speicherung im netcdf-Format deshalb keine Vorteile erbringen würde. Die Erstellung sowie das Lesen und Schreiben der Daten -sowohl der netcdf-Dateien als auch der MODFLOW-Eingabedateien- erfolgte mit einem neu entwickelten Modul in der Programmiersprache Python.

6.2.4 ArcEGMO

Im Gegensatz zu MODFLOW wurde ArcEGMO nicht für jeden Zeitschritt neu gestartet. Aufgrund der großen Datenmengen und ihrer Aufbereitung, die verschiedene räumliche Interpolationen von meteorologischen und anderen Daten umfasst, ist die Startphase relativ lang. Um diese Startphase nicht bei jedem Zeitschritt erneut zu berechnen, wurde ein anderer Ansatz gewählt. Es wurde eine statische Bibliothek in C erstellt, die in ArcEGMO eingebunden wurde. Diese Bibliothek stellt zwei Funktionen, `initExchange` und `exchange`, zur Verfügung. Abbildung 70 zeigt die header-Datei. Mit `initExchange` werden für die gesamte Modelzeit unveränderliche Daten an das Kopplungsmodul übergeben. Hier handelt es sich um die Reihenfolge der eindeutigen Namen (IDs) der Kopplungselemente, die für den weiteren Datenaustausch nötig sind. Dieser Austausch für jeden Kopplungszeitschritt erfolgt mit Hilfe der Funktion `exchange`. Hier werden Pointer zu Arrays mit den Werten für Grundwasserneubildung, Flusswasserstand, die an das Kopplungsmodul übergeben werden und Pointer zu Arrays für Grundwasserstand und Grundströmen zu oder von den Flüssen,

die das Kopplungsmodul mit Ergebnissen der MODFLOW-Berechnung belegt, übergeben. Weiterhin wird die Länge des zu berechnenden Zeitschritts übergeben, der für die MODFLOW-Rechnung genutzt wird. Die C-Datenstruktur `struct Bilanz` wird für die Übergabe von Bilanzgrößen aus ArcEGMO genutzt, die im Kopplungsmodul mit Bilanzgrößen von MODFLOW kombiniert werden, so dass eine Prüfung der Bilanz möglich ist (s. Kapitel 6.1.8, S. 117).

```

#ifdef __cplusplus
extern "C" {
#endif

typedef struct
{
    /*Bilanzgrößen für gesamtes gekoppeltes Gebiet in m3/DT (Bilanzgleichung)*/
    double N;          /* Niederschlag in m3/DT */
    double ET;         /* Evapotranspiration in m3/DT */
    double GWN_A;      /* Grundwasserneubild. aus Abflussbildungsmodell in m3/DT */
    double S_Boden;    /* Bodenspeicher in m3/DT */
    double S_Gew;      /* Gewässerspeicher in m3/DT */
    double R_hyp_Abf;  /* hypodermischer Abfluss im Abflussbildungsmodell in m3/DT */
    double R_hyp_Gew;  /* hypodermischer Abfluss im Gewässermodell in m3/DT*/
    double R_o_Abf;    /* oberirdischer Abfluss im Abflussbildungsmodell in m3/DT */
    double R_o_Gew;    /* oberirdischer Abfluss im Gewässermodell in m3/DT*/
    double Q_Ext;      /* externe Zuflüsse ins Gewässernetz in m3/DT */
    double Q_Gw;       /* Grundwasserfluss ins Gewässer in m3/DT */
} Bilanz;

/*
n_akt_in      Anzahl der Kopplungszellen
ids_akt       Namen der Kopplungszellen
n_gwz_in     Anzahl der gekoppelten Gewässerzellen
ids_gwz      Namen der gekoppelten Gewässerzellen
n_efl_in     Anzahl der AE-Elementarflächen
efl_ras_id   Namen der AE-Elementarflächen
x,y,z        Mittelpunktskoordinaten dieser Elementarflächen
gwst         GRUNDWASSERSTAND in m ü NN
siwa         SICKERWASSERMENGE in mm/DT
wsta         Fluss_WASSERSTAND in m ü Sohle
gwzu         GRUNDWASSERZUFLUSS zum Gewässer in [qm/s],
              Speisung mit negat. Vorzeichen
clfr         Chlorideintrag ins Gewässer als Fracht in [kg/s]
dt           Zeitschritt in Sekunden
*/

int initExchange(int n_akt_in, int *ids_akt, int n_gwz_in,
                int *ids_gwz, int n_efl_in, int *efl_ras_id,
                double *x, double *y, double *z);
int exchange(double *gwst, double *siwa, double *wsta, double *gwzu,
             double *clfr, Bilanz *balance, int dt);

#ifdef __cplusplus
}
#endif

```

Abbildung 70: header-Datei der in ArcEGMO eingebunden statischen Bibliothek

6.2.5 Kopplungsmodul

Das Kopplungsmodul ist in Python implementiert. Es ist in Form der oben beschriebenen statischen Bibliothek in ArcEGMO integriert. Das Kopplungsmodul

1. übernimmt die Daten von ArcEGMO,
2. wandelt diese in eine für MODFLOW nutzbare Form um,
3. gleichmäßig und verzögert ggf. die Grundwasserneubildung durch Bildung eines laufenden Durchschnitts über eine vorgegebene Zeit
4. führt eine MODFLOW-Rechnung für einen Zeitschritt durch,
5. liest die Ergebnisdaten von MODFLOW aus,
6. interpoliert die Grundwasserspiegel der Zellmittelpunkte der MODFLOW-Elemente auf die ArcEGMO-Elemente (bilineare Interpolation)
7. erstellt eine Gesamtbilanz und
8. gibt diese an ArcEGMO in geeigneter Weise zurück.

Die räumliche Zuordnung der Modellzellen des Grundwassermodells und der Elementarflächen ArcEGMOs erfolgt im Preprocessing. Mit Hilfe von GIS-Operationen wird diese Zuordnung erzeugt und von ArcEGMO genutzt, um auf die Grundwassermodellzellen bezogenen Informationen zu erzeugen. In einer gemeinsamen Eingabedatei im dbase-Format, die als Attributdatei für ein ArcView-Shape angelegt ist, werden die Zuordnungen der in ArcEGMO verwendeten IDs zu den Ortskoordinaten der Grundwasserzellen abgelegt. Sowohl das Kopplungsmodul als auch ArcEGMO werten diese Datei nach dem Programmstart aus, und garantieren somit, dass für die kopplungsrelevanten Daten die gleichen Werte verwendet werden.

7 Modellkomponenten – Modellaufbau & Modellentwicklungen

7.1 Modellerweiterungen und Steuerkonzept in ArcEGMO

7.1.1 Durchflussmodellierung

Ein Schwerpunkt der Entwicklungsarbeiten war die Abbildung der Abflussprozesse im Gewässer. Die Gewässerretention wurde problemadäquat für den hier zu modellierenden Maßstabsbereich über systemhydrologische Ansätze beschrieben. Zudem waren spezielle Anforderungen an das Flusslaufmodell zu stellen, wie die Berechnung des Wasserstandes als Randbedingung für das Grundwassermodell in adäquater räumlicher und zeitlicher Auflösung. Die Berechnung des Wasserstandes war bisher in ArcEGMO nicht vorgesehen, bedingt durch den zumeist primär auf die Abflusssimulation ausgerichteten mesoskaligen Einsatz des Modells. Außerdem sind i.d.R. vermessene Gewässergeometrien entweder nicht oder nicht in ausreichender Dichte vorhanden, um den Wasserstand aus den hydraulischen Eigenschaften der Gewässerabschnitte ableiten zu können. Speziell für die Modellkopplung mit dem Grundwassermodell mussten hierfür jedoch geeignete Lösungsansätze gefunden werden.

Für die Berechnung des Wasserstandes wurden die bisher verwendeten und für den mittleren Maßstabsbereich bewährten Speicher-kaskadenansätze erweitert (DYCK & PESCHKE, 1995). Die in Abhängigkeit vom Sohlgefälle und der Abschnittslänge ermittelten Speicherkonstanten K können für vermessene Gewässerabschnitte durch Funktionen ersetzt werden, die den Retentionsparameter τ nach Kalinin-Miljukov (ROSEMANN ET AL., 1970) und den Wasserstand in Abhängigkeit vom Durchfluss angeben. Zur Bestimmung des Retentionsparameters τ sind hydraulische Voruntersuchungen notwendig. Diese können mittels stationären Wasserspiegellagenermittlungen mit dem Programmpaket WSPR2002 (KNAUF, 2003) durchgeführt und über definierte Schnittstellen dem Modellsystem ArcEGMO zur Verfügung gestellt werden. Für Gewässerabschnitte, die nicht über extern ermittelte τ -Tabellen parametrisiert werden können, besteht jedoch die Möglichkeit, dies mit programminternen Verfahren durchzuführen. Dies geschieht unter Vorgabe von Regelprofilen bzw. unter der Abschätzung von Regelprofilen aus gewässerbettbildenden Abflüssen (ZELLER, 1965; DYCK, 1978).

Für die hier vorgesehenen Modellanwendungen konnten nicht für alle Gewässer die Profilgeometrien über Vermessungsunterlagen beschrieben werden. Deshalb wurde zunächst ein gekoppelter Lösungsansatz des Kalinin-Miljukov-Verfahrens mit einem einfachen Einzellinearspeicheransatz für nicht beschriebene Profilstrecken entwickelt, so dass sich durch die Vernetzung ein komplexes hydrologisches Flussnetzsystem ergab.

7.1.2 Stofftransportmodellierung im Gerinne

Für den Stofftransport wurde ein neues Modul entwickelt, welches auf verschiedenen Skalen anwendbar ist und speziell zur Beschreibung des Transportes im Fließgewässer dient. Wird ein Stoff punktuell in einen Fluss eingeleitet, so breitet er sich auf Grund von Advektion, molekularer und turbulenter Diffusion sowie Dispersion aus. Die Stoffwolke wird daher mit der Zeit immer größer, während ihre maximale Konzentration sinkt. Da es sich bei den hier betrachteten Chloriden ausschließlich um konservative Stoffe handelt, kann ein zusätzlicher Term für den Abbau vernachlässigt werden. Prinzipiell sind Abbaureaktionen durch einen Abbauterm 1. Ordnung jedoch möglich.

Der Transport von gelösten Stoffen kann somit durch die eindimensionale Advektions-Diffusions-Gleichung beschrieben werden, deren mathematische Grundlage von Taylor (RUTHERFORD, 1994; FISCHER ET AL., 1979) entwickelt wurde. Die Lösung dieser partiellen Differentialgleichung kann

auf sehr unterschiedliche Weise erfolgen. Während der Prozessstudien innerhalb dieses Projektes wurden drei Verfahren in die Modul Umgebung von ArcEGMO eingepasst. Hierzu zählen:

- ein analytisches Verfahren, bei der die Differentialgleichung unter gegebenen Voraussetzung exakt gelöst werden kann. Dieses Verfahren wird auch im Alarmmodell Rhein erfolgreich angewendet (s. ADLER ET AL., 1993);
- das ADZ-Modell (*Aggregated-Dead-Zone-Model*; WALLIS ET AL., 1989), welches die einzelnen Flussabschnitte als ein aggregiertes Kompartiment betrachtet und der betrachtete Stoff so eine zeitliche Translation erfährt;
- ein Einzellinearspeicheransatz ähnlich dem des Routingverfahrens zur Durchflusssimulation.

Alle Ansätze müssen um die Beachtung variierender Einleitungsbedingungen ergänzt werden, um so externe Einleitungen mit berücksichtigen zu können. Testrechnungen haben gezeigt, dass für die hier beschriebenen Untersuchungen das Konzept des Einzellinearspeichers als geeignetes Instrument zur Berechnung des Stofftransportes im Gewässer angesehen werden kann. Alle weiteren Untersuchungen zum Stoffhaushalt wurden daher mit Hilfe dieses Ansatzes durchgeführt.

7.1.3 Integration und Steuerung des Laugenstapelbeckens als wasserwirtschaftliche Anlage

7.1.3.1 Bewirtschaftung von Speicheranlagen mit ArcEGMO

Arbeiten zur Integration wasserwirtschaftlicher Anlagen (Speicher, Talsperren etc.) wurden für das gesamte Einzugsgebiet der Unstrut/ Pegel Oldisleben durchgeführt. Die zeitlich veränderlichen Randbedingungen wie Nutzeransprüche an den Abfluss im Unterlauf, an Entnahmen aus dem Becken oder an den Wasserstand im Becken können variabel über Zeitfunktionen in ArcEGMO vorgegeben werden. Gewässerverdunstung und Niederschlag auf der Wasseroberfläche werden berücksichtigt. Bezugsfläche ist die (mittlere) Wasserfläche, so wie sie in der Landnutzungskartierung bzw. in den Betreiberunterlagen ausgewiesen werden. Somit konnten die wichtigsten Speicheranlagen (Rückhaltebecken Straußfurt, Talsperre Großgottern und Talsperre Seebach) im Untersuchungsraum I eingebunden werden.

Auch die Abbildung des Laugenstapelbeckens in Wipperfurth kann mit diesem Ansatz durchgeführt werden. Es wurde als zusätzlicher Gewässerpunkt innerhalb des Flussnetzes ins Datenmodell aufgenommen. Es wurden spezielle Steueralgorithmen zur räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Berechnung der Gebietsabflüsse im Raum II unter Annahme unterschiedlicher Speicherbewirtschaftungs- und Prozesssteuerungsszenarien des Laugenstapelbeckens entwickelt. Da weitere vorhandene Stapelbecken eher von untergeordneter Bedeutung für den Salzeintrag in die Wipper sind, wurden diese nicht in die Steuerungsmaßnahmen einbezogen.

7.1.3.2 Steuerungskonzept für das Laugenstapelbecken Wipperfurth

Die bisherige Steuerung in Wipperfurth erfolgt nach dem computergestützten Modell “Salzlaststeuerung Wipper” (VÖLKER ET AL., 1993; SCHÜRER 1995; SCHÜRER 1997; VÖLKER 1993). Dieses leitet aus den kontinuierlich erfassten Daten der Vorfluter- und Abstoßkontrolle die vorhandenen Lasten unter Berücksichtigung der zwischen den Kontrollpegeln herrschenden Fließzeiten ab. Einzelheiten zum Modell “Salzlaststeuerung Wipper” werden in VÖLKER (1993) beschrieben und sollen hier nicht näher erläutert werden.

Ausgehend von den dort geschilderten Betrachtungen wurde versucht, dieses Steuerkonzept als separates Modul zur Steuerung eines an das Fließgewässernetz angeschlossenen Beckens in ArcEGMO zu integrieren. Die Zuflüsse zum Laugenstapelbecken Wipperfurth wurden als Ganglinie

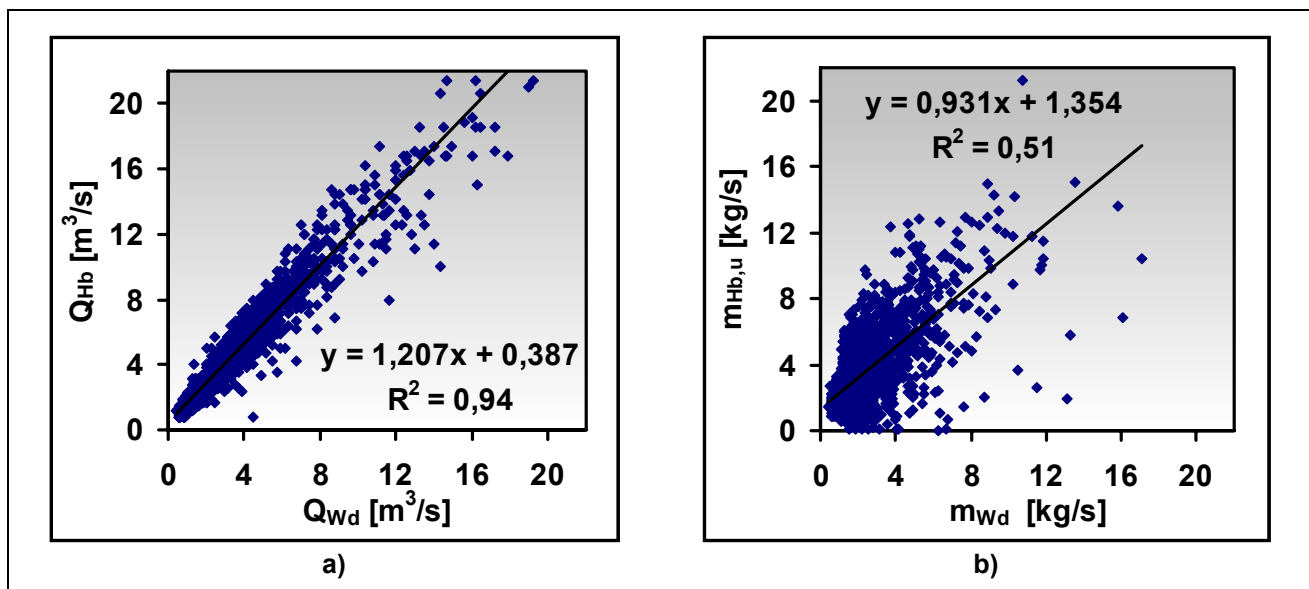
dem Modell zur Verfügung gestellt. Die zeitliche Auflösung dieser Zeitreihen lag bei Tagesschrittweite.

Ähnlich dem Berechnungsansatz für eine mögliche Steuerung nach SCHÜRER (1997), wonach sich die Laststeuerung aus den Pegelmesspunkten in Wipperfording vor dem LSB und Großfurra berechnet, wurde im Folgenden dieser Ansatz auf den Bezugspegel Hachelbich erweitert. Die wichtigsten Einflussgrößen waren hierbei:

- der Durchfluss und die Konzentration am Pegel Wipperfording,
- die nichtsteuerbaren Chlorideinträge der Wipper und der Durchfluss am Pegel Hachelbich,
- der Abstoß aus dem Becken Wipperfording,
- die Füllmenge des Beckens Wipperfording.

Durchfluss und Konzentration am Pegel Wipperfording werden auf Tagesschrittbasis aus dem Modell berechnet. Die Chloridfrachten selbst sind stark durch die Wasserführung beeinflusst. Die Angaben zum ungesteuerten Chloridlastanfall auf der gesamten Steuerstrecke können jedoch nur mit Hilfe von geeigneten Regressionsfunktionen abgeschätzt werden.

Hierbei wird zunächst die aktuelle Situation in Wipperfording (vor dem Laugenstapelbecken) erfasst. Der gemessene Durchfluss und die gemessene Chloridkonzentration dienen als Ausgangsbetrachtung für die zu berechnende Zusteuerung aus dem Becken Wipperfording. Hieraus lassen sich die Chloridfrachten in Wipperfording m_{Wd} bestimmen. Wie aus der Abbildung 72 ersichtlich ist, bestehen deutlich lineare Zusammenhänge zwischen den Wasserführungen in Wipperfording und Hachelbich ($Q_{Wd}-Q_{Hb}$), sowie ein ebenfalls näherungsweise linearer Zusammenhang zwischen den entsprechenden Chloridfrachten ($m_{Wd}-m_{Hb,u}$), wobei hier die Gesamtfracht in Wipperfording (m_{Wd}) mit der ungesteuerten Fracht in Hachelbich ($m_{Hb,u}$) in Beziehung gebracht wurde.



a) und der Chloridfracht b) (gesamt-ungesteuert) in Wipperfording und Hachelbich

Abbildung 72: Beziehungen zwischen der Wasserführung und Chloridfracht

Aus diesen Beziehungen lässt sich ableiten, wie aus der aktuellen Situation in Wipperfording auf die zu erwartende Wasserführung in Hachelbich und letztlich auch der zu erwartenden ungesteuerten Chloridfracht in Hachelbich geschlossen werden kann. Für den Durchfluss lässt sich die folgende Regressionsformel für die beiden Beobachtungspunkte feststellen:

$$Q_{Hb} = 1,20650 \cdot Q_{Wd} + 0,38742 \quad (10)$$

wobei

Q_{Hd} ... Abfluss Hachelbich (m^3/s)
 Q_{Wd} ... Abfluss Wipperdorf (m^3/s)

Die Beziehung für die ungesteuerte Chloridfracht am Pegel Hachelbich lautet:

$$m_{Hb,u} = 0,93066 \cdot m_{Wd} + 1,359369 \quad (11)$$

mit

$m_{Hb,u}$... Fracht in Hachelbich (ungesteuert) (kg/s)
 m_{Wd} ... Fracht Wipperdorf (kg/s)

Die Bestimmtheitsmaße R^2 (s. Abbildung 73) können mit 0,94 für den Abfluss und 0,51 für die Frachten als gut bzw. befriedigend ausgewiesen werden und stellen auf jeden Fall eine Verbesserung der bisherigen Steuerung dar. Wesentliche Schwachstelle der aktuellen Salzlaststeuerung ist der erwartete Chloridkonzentrationsanstieg auf der Steuerstrecke zwischen Wipperdorf und Hachelbich (SCHÜRER, 1997), da eine Beziehung zwischen der Wasserführung in Hachelbich und dem Chloridkonzentrationsanstieg nur schwer festzumachen ist.

Die potentielle Frachtsteuerung aus dem Becken Wipperdorf kann somit nach Vorgabe eines Konzentrationssteuerzieles ($c_{Hb,max}$) für den Pegel Hachelbich angegeben werden als:

$$m_{Bwd} = Q_{Hd} \cdot c_{Hb,max} - m_{Hb,u} \quad (12)$$

wobei

m_{Bwd} ... Zusteuerung aus dem Becken Wipperdorf (kg/s)
 $c_{Hb,max}$... vorzugesetztes Steuerziel (Chloridkonzentrationswert) (g/l)

Für die mengenmäßige Zusteuerung aus dem Becken Wipperdorf gilt mithin:

$$Q_{Bwd} = m_{Bwd} / c_{Bwd} \quad (13)$$

und

Q_{Bwd} ... Zusteuerung aus dem Becken Wipperdorf (m^3/s)
 c_{Bwd} ... Chloridkonzentration im Becken (g/l)

Randbedingungen für die Einhaltung des Steuerzieles unter der Vorgabe der Vergleichmäßigung der Konzentration auf der Steuerstrecke sind vor allem:

- die Beckenkapazität in Wipperdorf $V_{Bwd,max}$ von $745840 m^3$ darf nicht überschritten werden,
- ein Mindestfüllstand ($= 5\% \cdot V_{Bwd,max} = 37929 m^3$) muss eingehalten werden,
- bei Niedrigwasserperioden muss das Steuerziel ebenso einhaltbar sein,
- das Stapelvolumen muss ausreichen, den steuerbaren Chloridfrachtanteil der aktuellen Wasserführung anzupassen,
- die Kapazität des Ableitungskanals ($\sim 0,29 m^3/s$) in die Wipper kann nicht überschritten werden.

Als festgelegter, maximaler Grenzwert am Pegel Hachelbich werden derzeit $2 g Cl/l$ als realistisch eingeschätzt (SCHÜRER, 1997; MÖHRSTEDT, 2003). Dieser darf als oberster Konzentrationsgrenzwert nicht überschritten werden. Er wird auch für weitere statistische Auswertungen zur Steuerung am Becken Wipperdorf herangezogen, bspw. um Grenzwertüberschreitungen bei der Szenarienrechnung festzustellen. Dieser Grenzwert wird also als konstante Größe fest vorgegeben.

Um das Steuergeschehen am Becken Wipperdorf jedoch dynamisch an die jeweilige aktuelle Situation anpassen zu können, wird ein weiterer dynamischer Steuerparameter ($c_{Hb,max}$) eingeführt, der

die im aktuellen Berechnungsschritt zu bestimmende Zuspeisungsfracht aus dem Becken und somit das Steuerziel festlegt. Dieser Steuerparameter in Form einer einzuhaltenden Konzentrationsvorgabe ist abhängig vom Füllstand im Becken und der hydrologischen Situation im Gebiet. Er kann entsprechend den nachfolgenden Erläuterungen jedoch fortwährenden Anpassungen unterliegen.

Die Vorgehensweise bei der Abstoßsteuerung ist zunächst abhängig vom Füllstand im Becken. Generell lässt sich das Stapelbecken dazu in vier steuerbare Bereiche untergliedern (s. Abbildung 73). Innerhalb dieser Bewirtschaftungslamellen wird die Auslastung des Steuerzieles entsprechend des Beckenfüllstandes fest vorgegeben. In den sensiblen Bereichen (Bereich 2 und 4) wird die Auslastung je nach Beckenfüllstand erhöht bzw. erniedrigt um ein Beckenüberlauf bzw. ein Leerlaufen des Beckens möglichst zu verhindern. Unterhalb des Mindestfüllstandes (Bereich 1) wird die Einleitung eingestellt. Für den Bewirtschaftungsbereich 3 gelten keine weiteren Restriktionen.

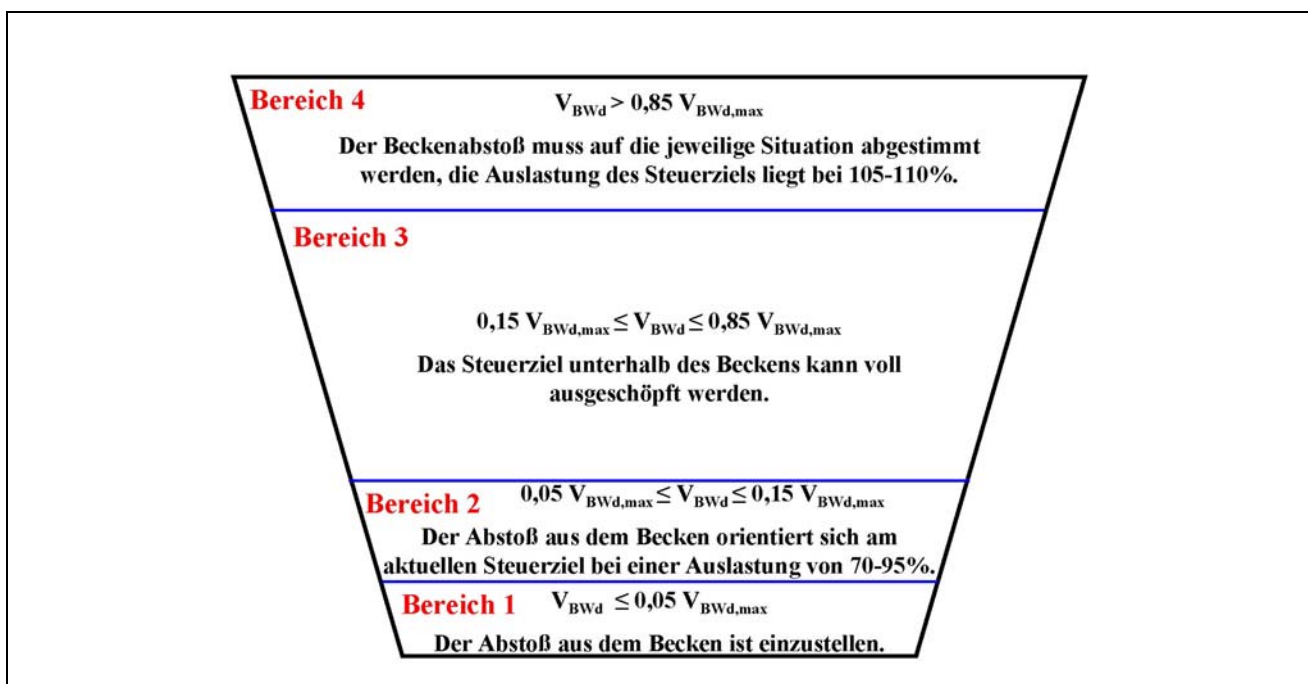


Abbildung 73: Steuerbereiche im Laugenstapelbecken Wipperdorf

Um evtl. veränderten Randbedingungen Rechnung zu tragen, kann der dynamische Steuerparameter, wie schon beschrieben, variiert bzw. angepasst werden. Hiermit wird verhindert, dass sich die Konzentrationsunterschiede im Vorfluter durch die geänderten Einleitungsbedingungen beim Übergang des Beckenfüllstandes in eine andere Bewirtschaftungslamelle zu stark ausprägen. Für die einzelnen Bewirtschaftungslamellen gilt:

1. und 2. Füllbereich

Es wird untersucht, ob der tatsächlich berechnete Chloridkonzentrationswert in Hachelbich den vorgegebenen dynamischen Steuerparameter nicht überschreitet. Geschieht dies dennoch an 60 aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb dieser Bewirtschaftungslamelle, so wird der Steuerparameter um 5% herabgesenkt. Die Auslastung des Steuerzieles liegt in diesem Bereich zwischen 70% und 95%, je nach Beckenfüllstand. Die Anpassung vollzieht sich nach linearen Gesetzmäßigkeiten.

3. Füllbereich

Innerhalb dieses Füllbereiches wird das Steuerziel voll ausgeschöpft. Um die Übergänge zu den benachbarten Füllständen bzw. Bewirtschaftungslamellen nicht zu stark ins Gewicht fallen zu lassen, welches sich ja in der Auslastung des ausschöpfbaren Steuerzieles widerspiegelt (s. Abb. xx), wird bei einem Füllstand des Beckens von $< 0,2 * VBW_{d,max}$ bzw. $> 0,8 * VBW_{d,max}$ eine lineare Anpassung des Steuerparameters vorgenommen. Ausgehend davon, welcher Füllbereich aktuell erfasst wird, wird entsprechend eine Erhöhung (100-105%) bzw. eine Absenkung (95-100%) des Steuerparameters durchgeführt.

4. Füllbereich

In diesem oberen Lamellenbereich muss unter gegebenen Umständen der Steuerparameter sehr viel schneller angepasst werden, als im unteren Lamellenbereich (Bereich 2), um ein Überlaufen des Beckens zu verhindern. Daher wird eine Anpassung des Steuerzieles schon nach 30 Tagen vorgenommen, falls an diesen direkt aufeinanderfolgenden Tagen eine Grenzwertüberschreitung festgestellt worden ist. D.h., wenn an diesen Tagen die berechnete Konzentration in Hachelbich den vorgeschriebenen aktuellen Steuerwert übersteigt, wird der Steuerparameter um 5% erhöht. Die Auslastung in diesem Bewirtschaftungsbereich wird jedoch generell erhöht und schwankt zwischen 105-110%. Auch hier wird die Auslastung linear dem Beckenfüllstand angepasst.

7.2 Aufbau des Grundwassermodells

7.2.1 Aufbau des Strukturmodells

Einen wesentlichen und im Projektverlauf zeitlich dominierenden Teil der Arbeiten zur Grundwassermodellierung stellte der Aufbau des Grundwassermodells dar. Ausgehend von den geologischen Informationen zum Untersuchungsraum II (s. Kap. 2.2.2, insbesondere Tabelle 2) mussten weitere Bohrungen und hydrogeologische Primärinformationen ausgewertet werden.

Als **Datengrundlage** für den Aufbau des hydrogeologischen Strukturmodells stand das Bohrarchiv der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie zur Verfügung. Die darin abgelegten Bohrungen sind in ihrer Aussagekraft für hydrogeologische Fragestellungen (Stratifizierung, Tiefe, Art der petrographischen Ansprache) sehr differenziert. Für das hydrogeologische Modell wurden insgesamt ca. 390 Kalibohrungen, 15 Erdöl-/Erdgasbohrungen und ca. 360 hydrogeologische Bohrungen ausgewertet. Ingenieurgeologische und Steine-/Erdenbohrungen waren auf Grund der geringen Tiefe für die Modellerstellung meist nicht verwertbar (s. Abbildung 74).

Die hydrogeologischen Bohrungen sind außerdem im HYRA-Datenspeicher der TLUG abgelegt. Sie sind im Untersuchungsgebiet zumeist flach und selten wurden alle Schichten durchteuft. Da der Datenspeicher hinsichtlich hydrogeologischer Parameter nicht vollständig war, wurde er durch umfangreiche Recherchen Hydrogeologischer Erkundungsberichte (Schriftgutarchiv der TLUG) für das Untersuchungsgebiet ergänzt.

Weiterhin wurden die folgenden Datengrundlagen in den Modellaufbau einbezogen:

- Karten des Hydrogeologischen Kartenwerkes (HYK 1 : 50.000),
- Geologische Karten für das gesamte Untersuchungsgebiet (1:25.000), (z.T. mit veraltetem Kenntnisstand),
- Erläuterungen zu den geologischen Karten,

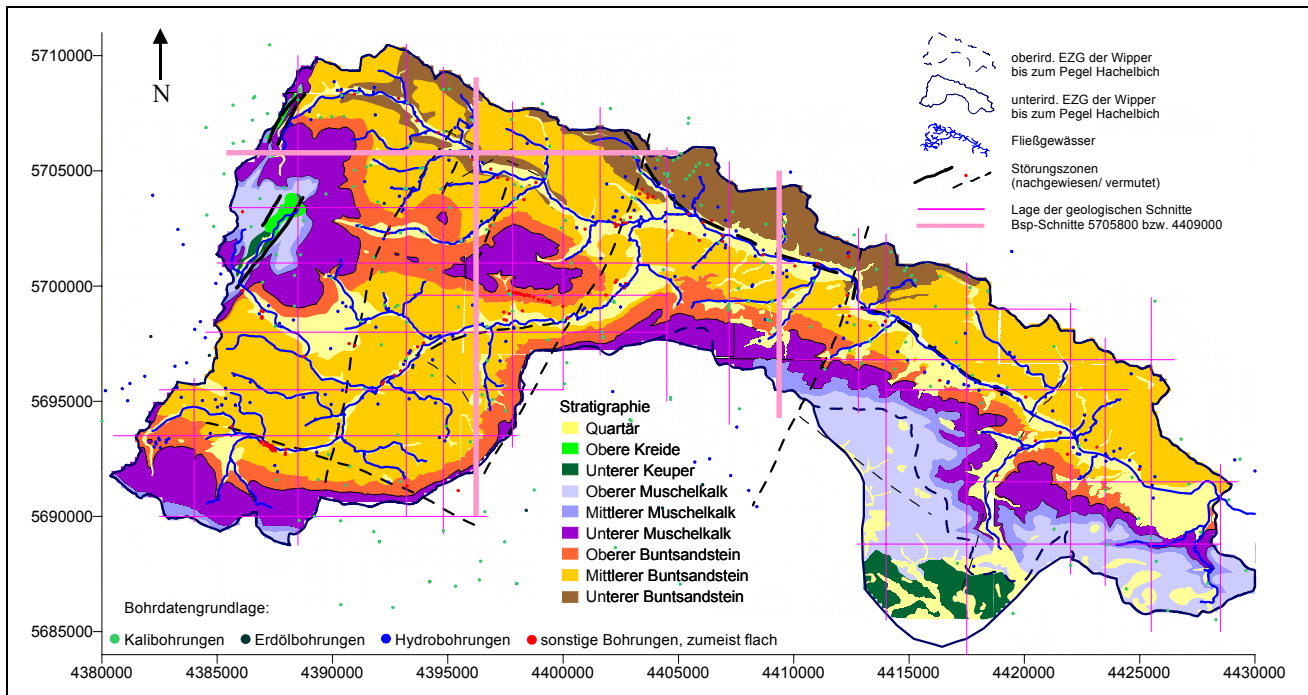


Abbildung 74: Geologische Übersichtskarte mit Bohrdatengrundlage sowie der Lage der geologischen Schnitte

- Schnittdarstellungen aus Erkundungsberichten, die aber zumeist nur eine grobe Schichtenunterteilung und gerundete Angaben aufwiesen,
- Karten mit der Unterkante des Mittleren Buntsandsteins sowie der Lage von gesicherten und vermuteten Störungszone(n) aus dem Ergebnisbericht Bleicherode (SCHMIDT, 1976),
- Geologische Beschreibungen und Karten aus diversen Hydrogeologischen Erkundungsberichten.

Da die einfache Interpolation der Bohrdaten aufgrund komplizierter geologischer Verhältnisse (zahlreiche Störungen, Mulden- und Sattelstrukturen), ungenügender Aufschlussverteilung und der oft widersprüchlichen oder fehlenden Angaben in den Bohrungen nicht realisierbar war, wurde zunächst die Erstellung eigener geologischer Schnitte notwendig. Die Überarbeitung ermöglichte eine Bewertung der Bohrungen und v.a. eine Verdichtung der Daten durch Ergänzung der Bohrprofile und Hinzufügen neuer Stützpunkte. Exemplarische Darstellungen der Schnitte zeigt die Abbildung 75.

Danach wurden vor allem in Gebieten mit nur geringer Datendichte sowie in Bereichen starker Inhomogenität der geologischen Struktur 633 Stützpunkte aus diesen geologischen Schnitten digitalisiert. So konnte eine Vorstellung von der 3D-Struktur des Gebietes als Grundlage für den Aufbau und die Bewertung des Modells entwickelt werden (s. Abbildung 76). Eine endgültige Entscheidung zur Einteilung der Modellschichten, die sich aus der Struktur und natürlich auch aus der Datengrundlage ergibt, konnte daraufhin getroffen werden. Hinsichtlich der Modellschichtenwahl war auch die beschränkte Parametrisierbarkeit zu berücksichtigen, da zumeist keine schichtbezogenen Pumpversuchsergebnisse vorliegen.

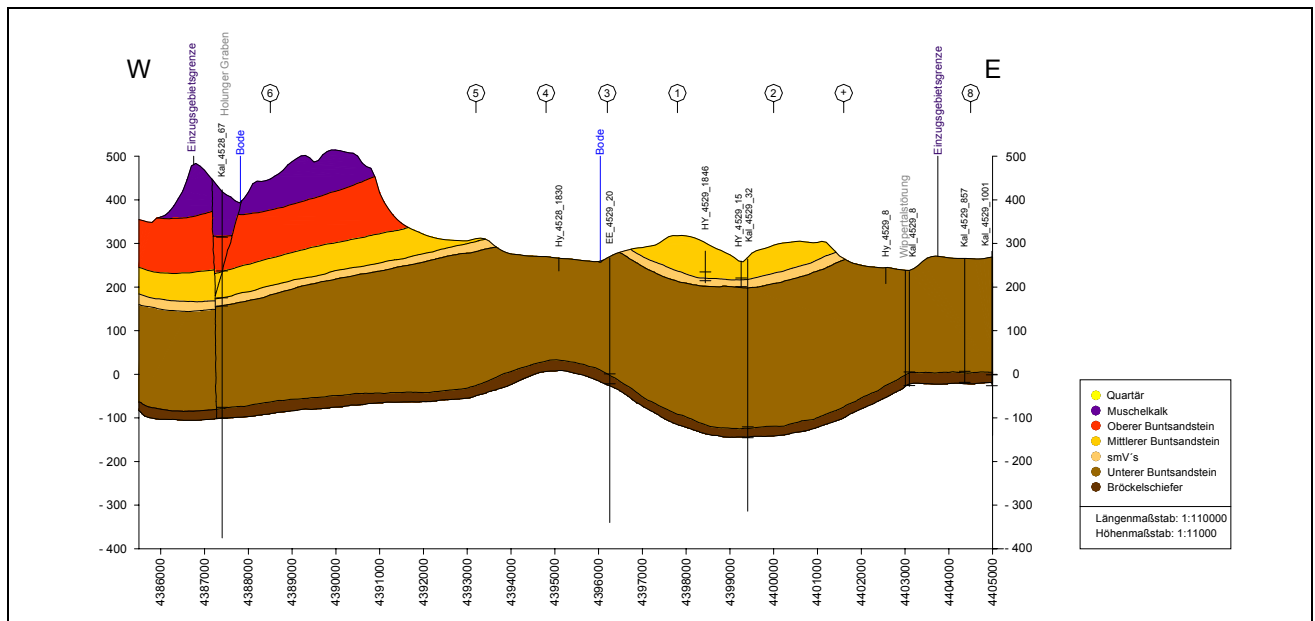


Abbildung 75: Geologischer Schnitt als Grundlage für die Entwicklung des Hydrogeologischen Strukturmodells (Bsp.: W-O-Schnitt 5705800)

7.2.1.1 Horizontale Diskretisierung

Für die horizontale Diskretisierung wurde ein gleichmäßiges Raster von 200 x 200 m gewählt. Diese Rasterweite bildet ein Optimum zwischen der Datengrundlage, der „Handhabbarkeit“ des Modells und der Abbildung der Fließgewässer.

Zur Abgrenzung des konkreten Modellgebietes ist die Größe des unterirdischen Einzugsgebietes maßgebend. Da für das Wippereinzugsgebiet kein einheitlicher Grundwasserisohypsenplan existierte, wurden die für Teilgebiete vorhandenen Isohypsenpläne synoptisch zusammengestellt (s. Kap. 4.2.3).

7.2.1.2 Vertikale Diskretisierung

Bei der vertikalen Diskretisierung kam es darauf an, die geologischen Einheiten entsprechend ihrer hydrogeologischen Eigenschaften so zusammenzufassen, dass eine für das Strömungsmodell geeignete Gliederung in Modellschichten gewährleistet wird. Auf zwei Besonderheiten des Programmsystems MODFLOW muss an dieser Stelle hingewiesen werden, die generell Einfluss auf die vertikale Diskretisierung haben.

Der von den verwendeten Solvern (s. Kap. 9.2, S. 159) angewandte Lösungsalgorithmus des Gleichungssystems gestatten kein „rewetting“ nichtdurchströmter Modellelemente. Darauf musste bei der Festlegung der Mindest-Layer-Mächtigkeit der obersten Schicht (Layer 1) Rücksicht genommen werden.

Weiterhin erfordert das durch das Programmsystem angewandte Verfahren Finiter Differenzen, dass benachbarte Modellelemente eines Layers eine vertikale Mindestüberschneidung von $0,5 \times$ Layermächtigkeit aufweisen.

Zur vertikalen Diskretisierung erfolgte eine nach den stratigraphischen Einheiten gegliederte Schichteneinteilung (s. Tabelle 2, S. 30). Die Relevanz der stratigraphischen Folgen (Mächtigkeit und Vorkommen im Untersuchungsgebiet; Bedeutung für die Hydrodynamik) sowie eine ausrei-

chende Datengrundlage für die Struktur und Parametrisierbarkeit waren entscheidend für die Modellschichtenbildung. Es wurden insgesamt 5 Modellschichten unterschieden.

Die oberste Schicht (Layer 1) bilden die Lockergesteinsablagerungen in den Flusstälern. Die Einheiten des Muschelkalk sowie die begrenzten Vorkommen an Keuper und Kreide wurden zu einer Modellschicht zusammengefasst. Die Rötfolgen (oberer Buntsandstein) bilden als eine Modellschicht einen mächtigen Grundwasserstauer. Im Mittleren Buntsandstein wurden die Solling-, Hardegsen-, Detfurth- und Volpriehausenfolge zu einer den Hauptgrundwasserleiter bildenden Modellschicht zusammengefasst. Eine weitere Unterteilung ist in diesem Betrachtungsmaßstab nicht relevant. Lediglich der Basissandstein der Volpriehausenfolge (smV's) wurde wegen seiner besonderen Bedeutung für die Grundwasserführung im Untersuchungsgebiet in eine zusätzliche Modellschicht unterschieden (ca. 20 m Mächtigkeit). Vom Unteren Buntsandstein wurden die obersten 80 m, die mit zum Hauptgrundwasserleiter zu rechnen sind (entspricht Oolith-Sandsteinzone in Bernburgfolge) als eigenständige hydrogeologische Schicht in das Modell aufgenommen. Die übrigen Lagen des Unteren Buntsandsteins werden als eine gemeinsame Folge mit einer allgemein geringeren Durchlässigkeit gegenüber dem Hauptgrundwasserleiter abgebildet.

Für die Abbildung der Geländeoberkante wurde auf das Digitale Höhenmodell Thüringens zurückgegriffen. Die maximale vertikale Ausdehnung des Grundwassermodells liegt bei ca. 1000 m.

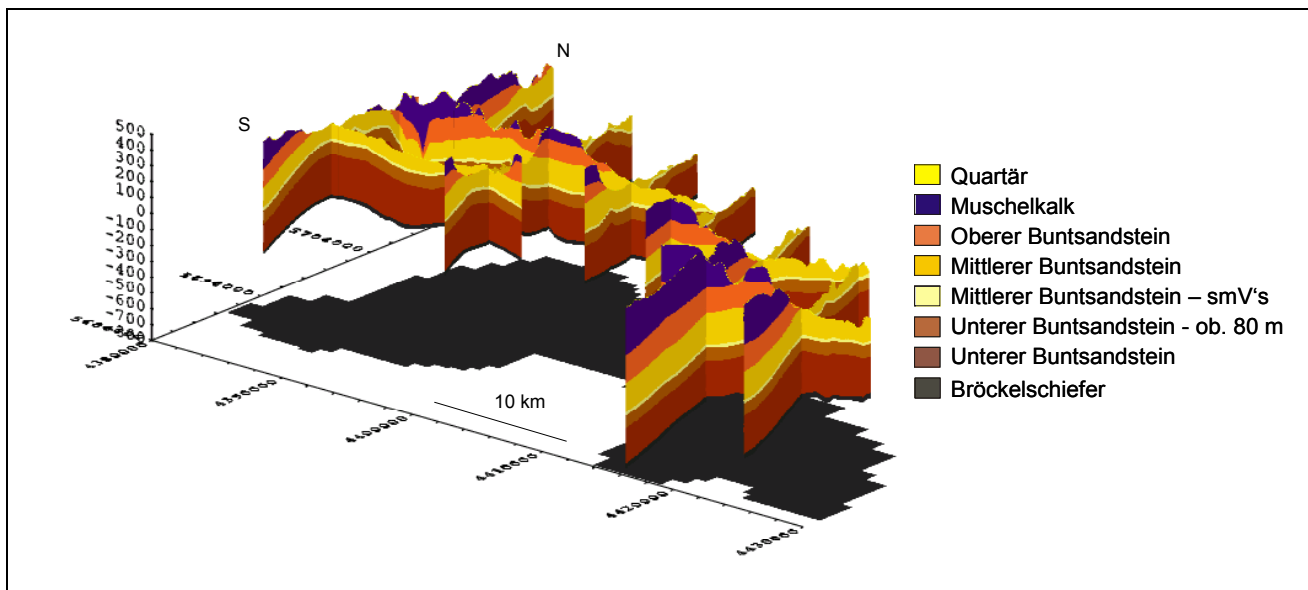


Abbildung 76: Hydrogeologisches Strukturmodell

Die Folge des Bröckelschiefers (ca. 25 m Mächtigkeit) bildet durch seine tonig-schluffigen Schichtglieder mit einer durchschnittlichen Transmissivität von $8 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ den Basisstauer des unteren Grundwasserleiters (HOLZHEY, 1993). Auf Grund der Tiefenlage, der tektonischen Situation und dem Fehlen von subrosionsbegünstigenden Schichtgliedern wirkt der Bröckelschiefer als Grundwasserstauer.

Ein Gesamt-Blockbild des Modellierungsraumes zeigt die Abbildung 76.

7.2.2 Strömungsmodell

Durch die Zuweisung der Strömungsparameter auf die Modellelemente wird das Strukturmodell in ein Strömungsmodell überführt (BUSCH *et al.*, 1993). Dazu wurden die für den Modellierungsraum relevanten Parameter, die aus Altunterlagen bekannt waren, genutzt (s. Abbildung 76). Hauptparameter für das Strömungsmodell ist die Transmissivität.

Im Untersuchungsgebiet bilden die Schichten des Mittleren (sm) und Unteren Buntsandsteins (su) den Hauptgrundwasserleiter, da zwischen den einzelnen Folgen keine hydraulische Trennung besteht; jedoch ist der Mittlere Buntsandstein im allgemeinen durchlässiger. Der Grundwasserfließvorgang erfolgt fast ausschließlich über Klüfte, was sich in sehr unterschiedlichen Transmissivitäten widerspiegelt.

Im Ergebnisbericht Bleicherode (SCHMIDT, 1976), der das oberirdische Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich ausschließlich der Fläche des Ohmgebirges umfasst, lagen die Schwankungsbreite und Extremwerte der Transmissivitäten des Mittleren und Unteren Buntsandsteins in vergleichbarer Größenordnung (s. Tabelle 17). Die enorme Schwankungsbreite unterstreicht die Abhängigkeit der hydrogeologischen Parameter von der jeweiligen Klüftigkeit des Gesteinsverbandes und damit von der tektonischen Beanspruchung in Verbindung mit der petrografischen Ausbildung. Die 3-fach günstigeren T-Werte beweisen die hydrogeologische Wirksamkeit der Wippertalstörung.

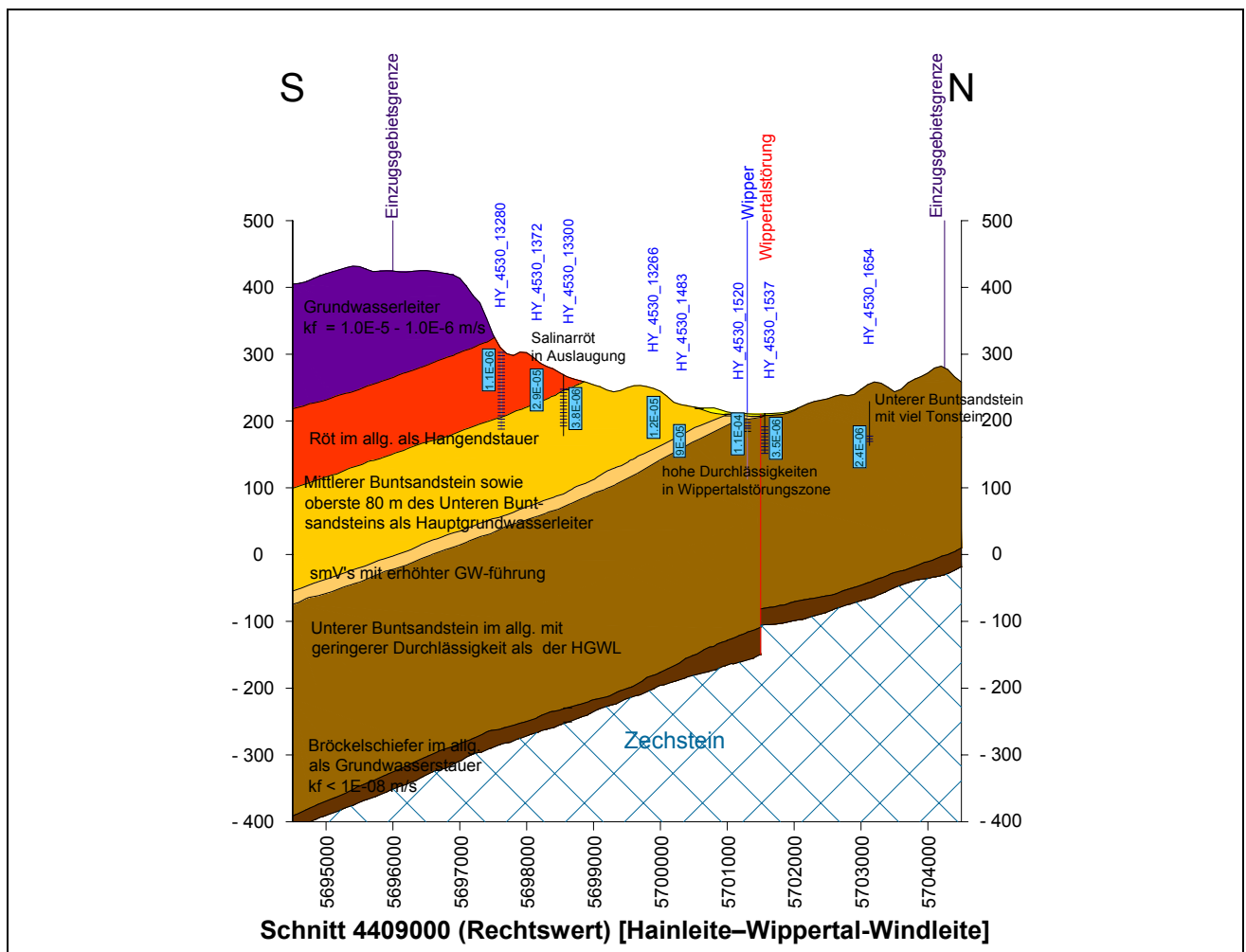


Abbildung 76: Geologischer Schnitt mit Projektierung diverser hydrogeologischer Angaben zur Ableitung des Strömungsmodells (Bsp. N-S-Schnitt 4409000)

Tabelle 17: T-Werte wichtiger geologischer Einheiten im Untersuchungsraum II

Geologische Einheit	T-Wert (m ² /s)	
	Mittelwert	Schwankungsbreite
Unterer Buntsandstein	1.8*10 ⁻⁴	0.1...5.8 *10 ⁻⁴
Mittlerer Buntsandstein	3.8*10 ⁻⁴	0.2...14 *10 ⁻⁴
Wippertalstörung	10.9*10 ⁻⁴	2.5...25*10 ⁻⁴

Für die quartären Lockergesteinsablagerungen (q) wird ein hydraulischer Zusammenhang zum Hauptgrundwasserleiter angenommen. Die Schichten des Röt bilden einen Grundwasserstauer; lokale Verkarstungs- und Auslaugungserscheinungen werden mit einer erhöhten integralen Durchlässigkeit im Modell berücksichtigt. Die Gesteine des Mittleren Buntsandsteins setzen sich aus bankigen und plattigen mittel- bis grobkörnigen Sandsteinen sowie zwischengelagerten Tonsteinen mit feinklastisch-tonigen bis schluffigen Einlagerungen zusammen. Die hydrogeologischen Parameter wechseln in vertikaler und horizontaler Richtung in Abhängigkeit von der konkreten petrografischen Ausbildung und der tektonischen Beanspruchung. Die vertikale Durchlässigkeit zwischen den Schichten wird vor allem durch den Klüftungsgrad des Festgesteins bestimmt. Da die Klüfte hydraulische Verbindungen bis in die unteren Buntsandsteinschichten ausbilden, existiert keine horizontgebundene Grenze der Durchlässigkeit. Die Durchlässigkeit nimmt jedoch mit zunehmender Tiefe ab. Aufgrund der höheren Anteile an schluffig-tonigen Material gegenüber dem Mittleren Buntsandstein weisen die unterlagernden Schichten des Unteren Buntsandstein geringere porenraumbezogene Permeabilitäten aus.

7.2.3 Stationäre Kalibrierung

Die Stationäre Kalibrierung des Grundwassermodells war der unmittelbare Vorgängerschritt zur instationären Modellkalibrierung. Sie diente der inversen flächenhaften Parametermittlung für die maßgebenden Strömungsparameter.

In Bezug auf die Modellkopplung diente das Ergebnis der stationären Kalibrierung der Ausweisung mittlerer Grundwasserflurabstände im Untersuchungsraum II für die Anpassung des NA-Modells (s. Abbildung 19, S. 51).

Als Anfangsbedingung für die stationäre Kalibrierung wurde der synoptische Isohypsenplan genommen. Die Kalibrierung wurde am Zustand 01.11.1994 vorgenommen, dem Beginn der instationären Kalibrierung.

Im Ergebnis der Kalibrierung ergab sich eine Verteilung der Durchlässigkeiten im Hauptgrundwasserleiter, wie sie in Abbildung 79 dargestellt ist.

Die Abbildung 80 zeigt den Isohypsenplan des stationär kalibrierten Zustandes (01.11.1994) mit den zugehörigen Kontrollmessstellen. In Abbildung 81 sind exemplarisch die Druckspiegelinien in einem vertikalen Modellschnitt dargestellt.

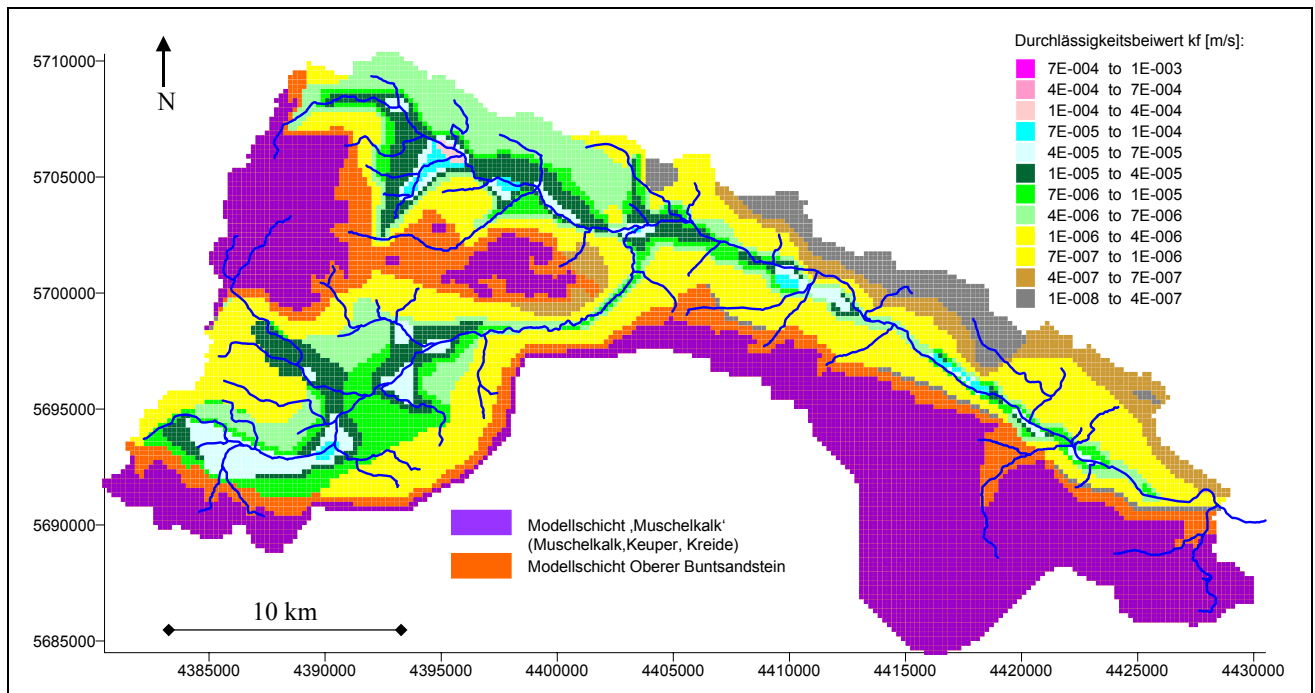


Abbildung 79: Durchlässigkeitsverteilung im Hauptgrundwasserleiter

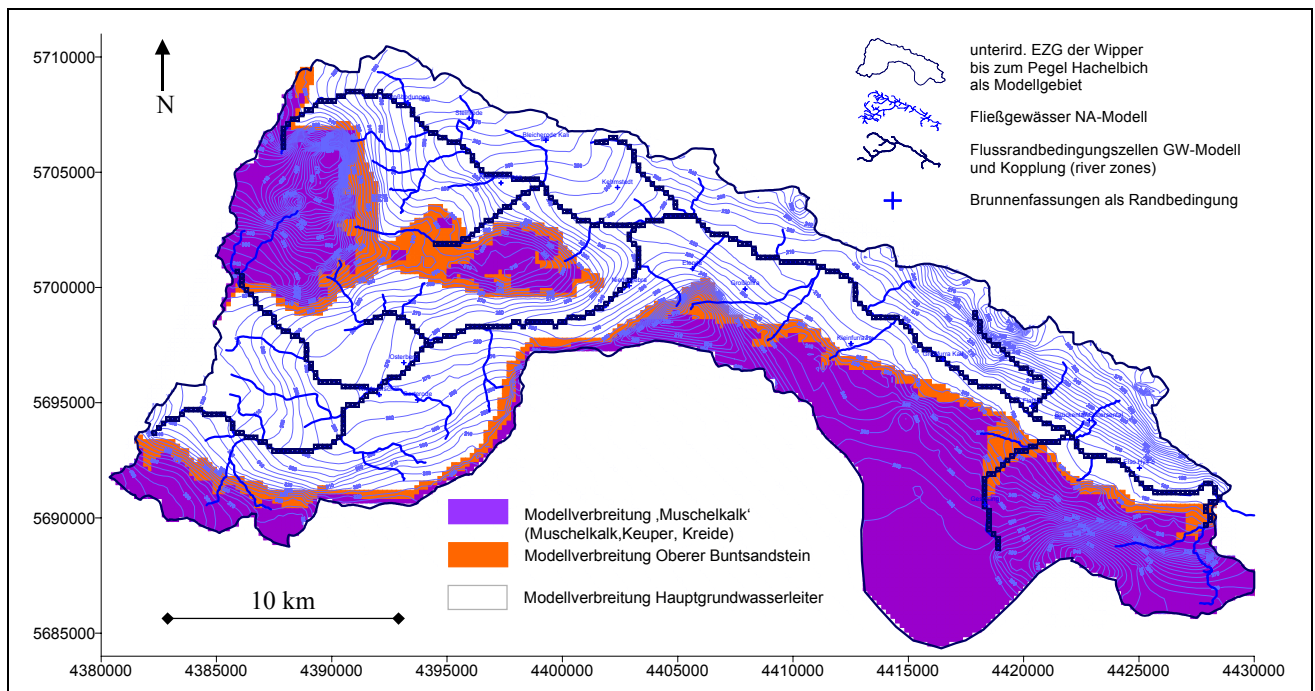


Abbildung 80: Ergebnis der stationären Grundwassermodellkalibrierung: Isohypsenplan / horizontale Druckverteilung (Bsp. layer 1)

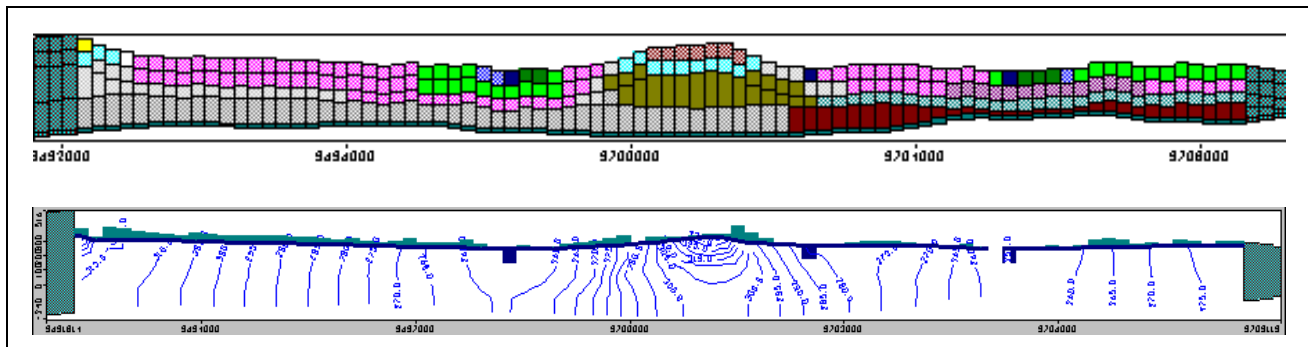


Abbildung 79: Ergebnis der stationären Grundwassermodellkalibrierung: vertikale Druckverteilung im Aquifer (Bsp.: S-N-Schnitt 4396200)

7.3 Entwicklung des Transferzonenmoduls

7.3.1 Problematik im Modellgebiet

Allgemein besteht bei der Kopplung von Wasserhaushaltsmodellen mit Grundwassermodellen die Problematik, dass der Begriff der "Grundwasserneubildung" unterschiedlich definiert wird. In den Abflussbildungsmodellen wird hierunter zumeist die Perkolation aus der durchwurzelten Bodenschicht, in den Grundwasserströmungsmodellen jedoch die reale Speisung des Grundwasserkörpers verstanden. Denn die Grundwasserneubildung ist die Wasserspende, die dem gesättigten Bereich des Untergrundes nach Abzug der vollen Evapotranspiration zugeführt wird. Sickerwasser, das also die durchwurzelte Zone verlässt und in die tiefere ungesättigte Zone gelangt, entspricht nicht der Grundwasserneubildung (EINSELE, 1973). D.h. der eigentliche Perkulationsbereich zwischen Unterkannte Bodenzone und Grundwasseroberfläche wird in beiden Modellansätzen nicht berücksichtigt (s. Abbildung 80). Im Untersuchungsgebiet ist aber genau dieser Transferzonen-Bereich besonders relevant und im Modell unbedingt mit abzubilden (s. Kapitel 4.2). Denn die vom eigentlichen Grundwasserabfluss bzw. Basisabfluss Q_{GW} (entspricht QG2 in DIFGA) zu trennende, relativ kurzfristige Grundwasserabflusskomponente Q_{hGW} (entspricht QG1 in DIFGA), die vor allem bei hohen Niederschlagsangebot hangparallel in den tieferen Deckschichten bzw. als Quellaustritte und Nassstellen zum Abfluss kommt, beträgt im Modellgebiet ca. 50%. D.h. dieser hohe hypodermische Abflussanteil ist unbedingt von dem Sickerwasser-Output des Niederschlags-Abfluss-Modells zu separieren. Das hohe Puffer- und Speichervermögen der Deckschichten und das langsame Austropfen oberhalb des Festgesteins bewirkt eine verzögerte Tiefenversickerung, die zu erfassen ist. Somit entspricht die Sickerwasserbildung des NA-Modells weder mengen- noch zeitmäßig der Grundwasserneubildung. Im Rahmen der Kopplung wird sie im Grundwassermodell aber direkt als Randbedingung auf die Grundwasseroberfläche aufgegeben.

7.3.2 Bestehende Modellabbildung

Im NA-Modell wurden die Voraussetzungen dafür geschaffen, eine adäquate Erfassung der Sickerwasserbildung über eine Reduzierung der Versickerung aus der wechselfeuchten Bodenzone durch verschiedene laterale Abflusskomponenten abzubilden. So wurde für die Modelluntersuchungen im Gesamttraum 1 in der ersten Bearbeitungsphase der klassische EGMO-Ansatz (BECKER *et al.*, 1987; PFÜTZNER, 2002) verwendet, der sich in einer Vielzahl von meso- und makroskaligen Anwendungen bewährt hat. Dieser Ansatz liefert verschiedene Abflusskomponenten, die sich durch

unterschiedliches Zeitverhalten auszeichnen. Das Zeitverhalten der einzelnen Komponenten wird im EGMO-Ansatz durch die Entfernung zum Vorfluter und das Gefälle geprägt. Die Genese verschiedener Abflusskomponenten wird hier also vorrangig als Flächenprozess aufgefasst.

In der für die Modellkopplung notwendigen Komponentendifferenzierung ist es jedoch erforderlich, die Genese der einzelnen Abflusskomponenten in der Vertikalen zu beschreiben. Für diese Abbildung der Genese der verschiedenen Abflusskomponenten wurde das Bodenwasserhaushaltsmodell des PSCN-Moduls (KLÖCKING & SUCKOW, 2003) verwendet. Dieses Modell beschreibt den vertikalen Wassertransport in Abhängigkeit von sich in der Vertikalen ändernden Bodeneigenschaften. Voraussetzungen für die Bildung von Zwischenabfluss Q_{HD} (s. Abbildung 83) sind nach unten abnehmende hydraulische Leitfähigkeiten sowie ausreichende Hangneigung. Der Zwischenabfluss kann sowohl als Matrix-Fluss als auch als Makroporenfluss auftreten. Schnelle Abflusskomponenten können ein bis zwei Stunden nach einem Niederschlagsereignis eine Abflussspitze auslösen. Langsame Komponenten können um viele Stunden bis mehrere Tage verzögert auftreten. Das PSCN-Modul erfasst im Modellgebiet somit den bodeninneren Zwischenabfluss bzw. oberen Deckschichtenabfluss (s. Abbildung 82). Der sogenannte untere Deckschichtenabfluss an der Versatzzone zum Festgestein wird nicht abgebildet. Mit ArcEGMO und dem integrierten PSCN-Bodenwassermodell werden nur die Wasserflüsse innerhalb der Bodenhorizonte erfasst (s.a. Abbildung 84). Mit dem Grundwassermodell wird nur die gesättigte Strömung modelliert. Die Grundwasserspiegelreaktionen auf die Grundwasserneubildung werden durch die Parametrisierung der Durchlässigkeitsbeiwerte und Porositäten bzw. Speicherkoeffizienten erfasst. Das langsame Austropfen der Deckschichten über dem Grundwasserspiegel kann aber nicht abgebildet werden. Deswegen ist ein Transferzonenmodul als dritte Modellkomponente nötig (s. Abbildung 82).

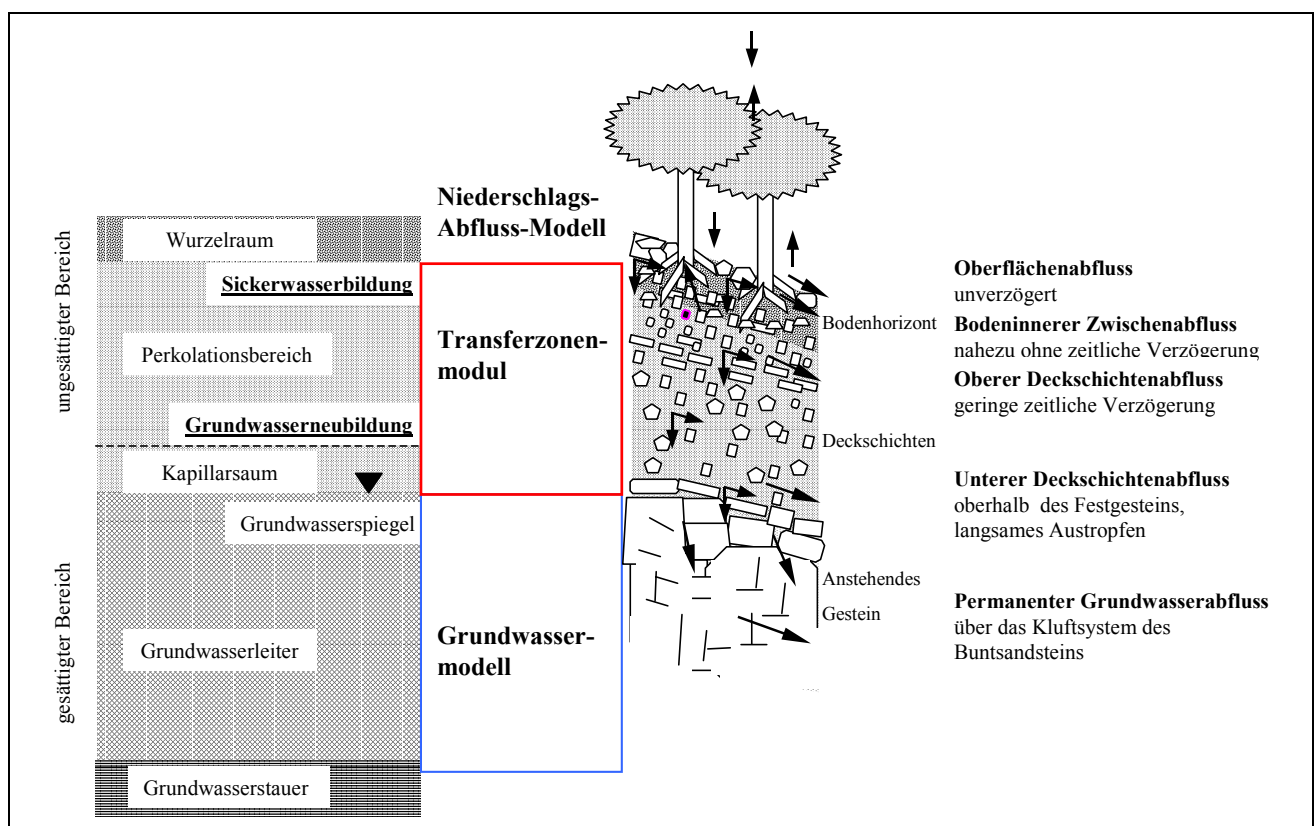


Abbildung 82: Schematische Darstellung der Versickerung und Abflussbildung im Festgestein (veränd. nach SEEGER, 1990) – Ableitung der Notwendigkeit eines Transferzonenmoduls

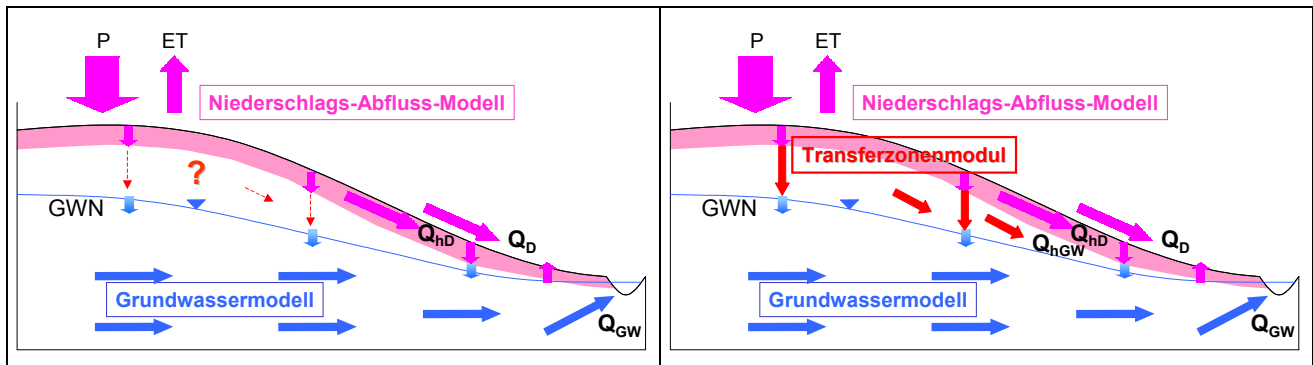


Abbildung 83: Transferzonenmodul als dritte Modellkomponente des gekoppelten Flussgebietsmodells

7.3.3 Modellwahl

7.3.3.1 Bodenspeichermodell/ SlowComp-Ansatz

Die Abbildung dieser Modellkomponente kann mit Bodenwasserhaushaltsmodellen erfolgen. Die auf der Richards-Gleichung basierenden physikalischen Modelle, die die Bodenwasserbewegung prozessorientiert nachbilden, gelten heute als die realitätsnaheste Beschreibung der Bodenwasserbewegung. Die Lösung der partiellen Differentialgleichungen erfordert allerdings Kenntnisse über die räumliche und zeitliche Leitfähigkeits-Wassergehaltsbeziehung und Saugspannungs-Wassergehaltsfunktion (pF-Kurven). Die dafür notwendigen bodenphysikalischen Parameter sind jedoch schwierig zu bestimmen. Zudem sind Messungen des Wassergehalts in größeren Tiefen (>1m) nicht flächendeckend durchführbar. Der Einsatz der Gleichung eignet sich demnach für kleinräumige Gebiete, für die sehr genaue Kenntnisse des Untergrundes vorliegen. Da dies im Untersuchungsgebiet nicht gegeben ist und eine detaillierte Abbildung der Bodenwasserbewegung nicht Zielstellung ist, wurde vielmehr ein konzeptioneller Ansatz zur Erfassung der maßgeblichen Prozesse in der Flussgebietsmodellierung und dennoch gegebener Parametrisierbarkeit benötigt.

Konzeptionelle Modelle sind durch notwendige und sinnvolle Vereinfachungen und Modellreduktionen aus den Prozessmodellen hervorgegangen, die die hydrologischen Prozesse mit Hilfe von Analogien beschreiben. So beschreiben die Bodenspeichermodelle das Infiltrationsverhalten des Bodens unter Berücksichtigung der zeitlichen Änderung der Bodenfeuchte. Die Bilanzierung der Wasserflüsse im Boden wird mit der Kontinuitätsgleichung (allgemeine Speichergleichung) bilanziert:

$$ds/dt = I_v(t) - I_p(t) - I_H(t) - ET_A(t) \quad (14)$$

Die aktuelle Bodenfeuchte wird dabei zu jedem Zeitpunkt neu bilanziert, ihre Änderungen ergeben sich allgemein aus der Infiltrationsrate $I_v(t)$, der Perkolation $I_p(t)$ in vertikaler Richtung, der hangparallelen Durchsickerung $I_H(t)$ und der Evaporation $ET_A(t)$. Die aktuelle Bodenfeuchte kann vereinfacht auch als Bodenfeuchtedefizit abgeschätzt werden. Dafür wird das maximale Speichervermögen S_{max} des Bodens bestimmt und das speicherfähige Volumen aus der Differenz von Anfangsfeuchte S_0 und S_{max} berechnet. Solche Bodenspeichermodelle eignen sich für größere, wasserwirtschaftlich relevante Flächeneinheiten (Einzugsgebiete, Flussgebiete usw.) für die keine bodenphysikalischen Größen sondern empirische Werte für das Speichervermögen vorliegen.

Es wurde der SlowComp-Ansatz gewählt, der im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte zur Beschreibung der Abflusskomponentengenerese im Festgesteinsbereich eingesetzt wurde (SCHWARZE ET.AL. 1999). Dieser Einzellinearspeicheransatz wurde zur Aufteilung der Sickerwasserneubildung in den schnellen und den langsamen Grundwasserabfluss entwickelt.

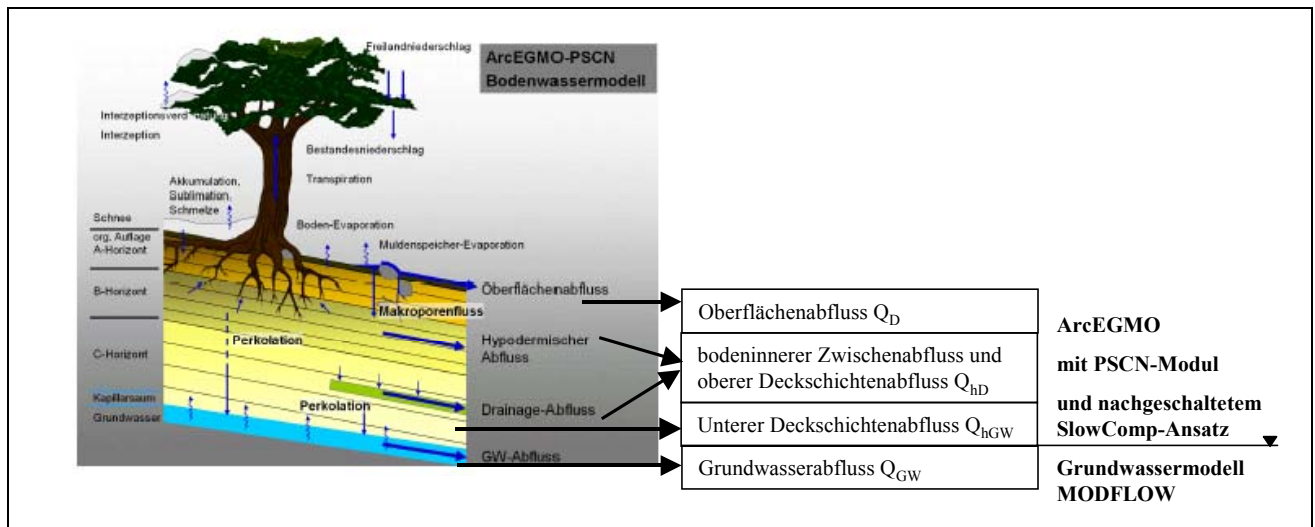


Abbildung 84: Umsetzung der Versickerung und Abflussbildung in der Modellkopplung (Schema des PSCN-Bodenwassermodells aus KLÖCKING & SUCKOW, 2003)

Er beschreibt die Zwischenspeicherung des einsickernden Wassers, das erst bei Überschreiten der Feldkapazität an das Grundwasser weiterleitet wird. Während der Einsickerung wird bereits ein Teil des Wassers in Abhängigkeit einer Speicherkonstante abgetrennt und oberflächenparallel zum Vorfluter transportiert. Der maximale Speicherinhalt und die Speicherkonstante können mit Hilfe der Ganglinienseparation mit DIFGA (SCHWARZE, 2000) einzugsgebietsweise bzw. lithofaziesbezogen bestimmt werden. Diese Abflusskomponenten-Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes durchgeführt (s. Kapitel 4.1, S. 53ff), so dass die benötigten Parameter vorlagen. Im Niederschlags-Abfluss-Modell ArcEGMO wurde der SlowComp-Ansatz als Modul integriert. Der SlowComp-Ansatz ist dem Abflussbildungsansatz unmittelbar nachgeschaltet. Durch die gemeinsame Anwendung des PSCN- und des SlowComp-Ansatzes werden der bodeninnere hypodermische Abfluss (Q_{hD}) und der schnelle Grundwasserabfluss (Q_{hGW}) über dem Festgestein in der Versatzzone von der Versickerung separiert. Die Restgröße ist die Grundwasserneubildung, die in der Kopplung als Randbedingung dem Grundwasserströmungsmodell übergeben wird (s. Abbildung 84).

7.3.3.2 Verzögerungsansatz nach GLUGLA

Im Rahmen des Projektes war auch die Abbildung der Versickerungsverzögerung in der Transferzone mit dem Perkolationsansatz nach GLUGLA (GLUGLA, 1970) angedacht. GLUGLA hat für großräumige Betrachtungen in Flusseinzugsgebieten ein Mehrschichtenmodell zur Berechnung der Wasserbewegung im Boden entwickelt, das trotz vereinfachter Annahmen wesentliche Erkenntnisse der Bodenphysik berücksichtigt. D.h. der GLUGLA-Ansatz ist ebenfalls ein konzeptioneller Ansatz, der auf der Hintereinanderschaltung von mehreren Einzelspeichern (Modellrechenschichten) beruht. Die Sickerstrecke bestimmt die Anzahl der Rechenschichten. Er bietet somit gegenüber dem reinen Speicherfüllungsansatz von SlowComp die Möglichkeit der Berücksichtigung der realen Sickerstrecke. Die Parametrisierung erfolgt über einen sogenannten Perkolationsparameter λ der die Textur und Struktur der ungesättigten Transferzone beschreiben soll und umgekehrt proportional dem Retentionsvermögen ist. Berechnet werden die Wassergehaltsänderung und der Gravitationswasserabfluss (Grundwasserneubildung) nach folgender Gleichung:

$$dW/dt = \lambda \cdot W^2 \quad (15)$$

W...volumetrischer Wassergehalt oberhalb Feldkapazität
 λ ...Perkolationsparameter [1/mm*d]

Entwickelt und erfolgreich getestet wurde der GLUGLA-Ansatz in Lockgesteinsgebieten mit relevanter Verzögerung und Dämpfung der Grundwasserneubildung aufgrund hoher Grundwasserflurabstände. Es ist aber keine Abflussabspaltung möglich, d.h. die für die Festgesteinproblematik vor allem maßgebende Erfassung der hypodermischen Abflusskomponente in den Deckschichten ist mit diesem Ansatz nicht möglich. Somit könnte der GLUGLA-Ansatz nur dem SlowComp-Ansatz als zusätzliches Versickerungsmodul nachgeschaltet werden. Da dies aber im Prinzip in einer Überlagerung beider Ansätze resultieren würde, wurde die Umsetzung des GLUGLA-Ansatzes im Rahmen der Modellkopplung nicht weiter verfolgt. Der SlowComp-Ansatz berücksichtigt zwar nicht direkt die Versickerungstrecke der Perkolationszone, aber über den Speicherraumansatz wird die Versickerungsverzögerung jedoch integral erfasst.

In den anfänglichen Untersuchungen zur Wirkung des GLUGLA-Ansatzes wurde der Grundwasserflurabstand als maßgebende Sickerstrecke zur Versickerungsverzögerung betrachtet (UNGER, 2003). Die sich im Rahmen des Projektverlaufs herauskristallisierende Relevanz der Deckschichten wurde zunächst unterschätzt. Da mit dem GLUGLA-Ansatz nicht die notwendige Separierung der hypodermischen Abflusskomponente Q_{hGW} durchgeführt werden konnte, wurden von konkreten Programmierarbeiten zur Integration in das gekoppelte Flussgebietsmodell im Weiteren abgesehen. Inwieweit eine verbesserte Abbildung der Speicher- und Verzögerungswirkung der sandigen Deckschichten des Buntsandsteins, d.h. eines Teils der Modellgebietsfläche möglich wäre, würde aber durchaus sinnvoll für weitere Modelluntersuchungen sein. In der Abbildung 85 sind exemplarische Modelltests zur Wirkungsweise des GLUGLA-Ansatzes dargestellt. Die Länge der Sickerstrecke entspricht der Mächtigkeit der Deckschichten (ca. 1-4 m Mächtigkeit im Modellgebiet). Zur Verdeutlichung wurden die Perkolationsparameter von Sand und lehmigen Sand gegenübergestellt. Abgebildet ist testartig die Ausbildung des Gravitationswasserabflusses bzw. der Grundwasserneubildung auf einen einzelnen Sickerwasserinput (30 mm Input am 3. Tag). Bei der Abwärtsbewegung des Sickerwassers wird der Gravitationswasserabfluss in seiner Amplitude abgeflacht und in seinem Scheitelwert zeitlich verzögert. Deutlich wird sowohl die Wirkung der an sich relativ geringen Mächtigkeit der Deckschichten als auch die Relevanz des Perkolationsparameters. Die dargestellte Parametrisierung basiert auf den von GLUGLA (1970) ermittelten Werten als Startwerte für weitere Modellarbeiten.

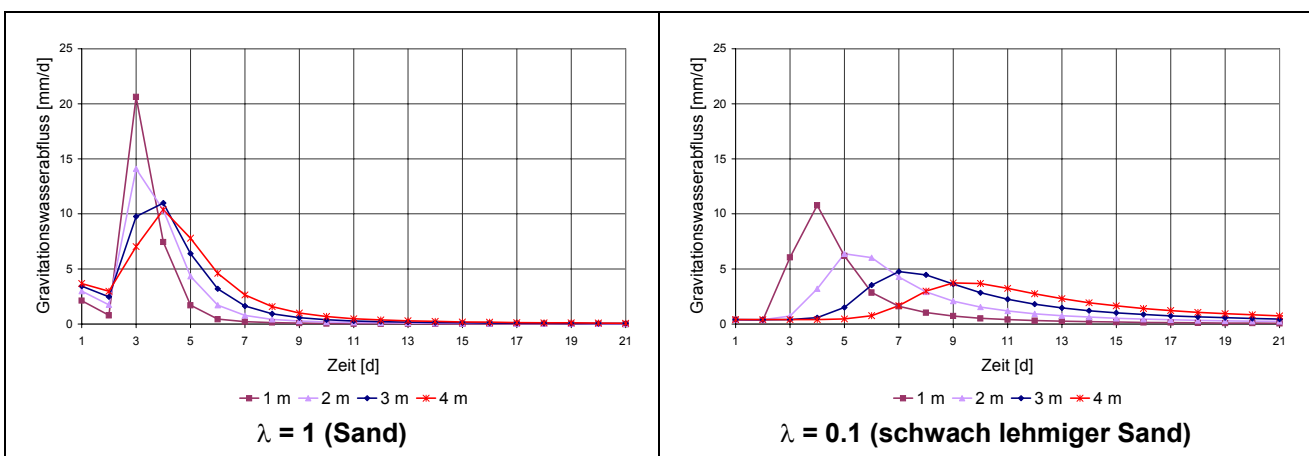


Abbildung 85: Wirkungsweise des GLUGLA-Ansatzes zur Abbildung der Puffer- und Speicherwirkung der sandigen Deckschichten des Buntsandsteins

7.3.4 SlowComp-Ansatz in ArcEGMO

7.3.4.1 Prozessbeschreibung

Das Sub-Modul Transferzone ist in ArcEgmo im Modul ABI integriert und beschreibt die Auftrennung des Sickerwassers in einen lateralen Fluss RG1 (zum nächstgelegenen Gewässerabschnitt) und einen vertikalen Fluss RG2 (zur Grundwasseroberfläche, d.h. der Grundwasserneubildung) in der ungesättigten bzw. teilgesättigten Bodenzone. Die räumliche Diskretisierung ist an die für die Modellkopplung gewählten Elementarflächeneinheiten aus dem NA-Modell gebunden. Die Elementarflächen kommunizieren nicht untereinander, d.h. die Aufteilung des Versickerungswassers wird für jede Elementarfläche einzeln vorgenommen. Der errechnete Anteil von RG1 wird dem im Modul „nächster Abschnitt“ bestimmten, am nächstgelegenen Flussabschnitt weitergegeben. Der vertikale Anteil RG2 wird dem Grundwassermodell übergeben. Hierzu müssen die Elementarflächeneinheiten auf die im Grundwassermodell verwendeten Rasterelemente umgerechnet werden (s. Abbildung 86).

Die Transferzone wird als Einzellinearspeicher behandelt. Ihr Speichervolumen ist abhängig von der maximal möglichen Speicherfüllung (S_{max}), sowie der Speicherkonstante (K_{RG1}). Es wird bei der Berechnung der Aufteilung nach Befeuchtung (positive Sickerwasserraten) und Zehrung (negative Sickerwasserraten) aus der Transferzone unterschieden.

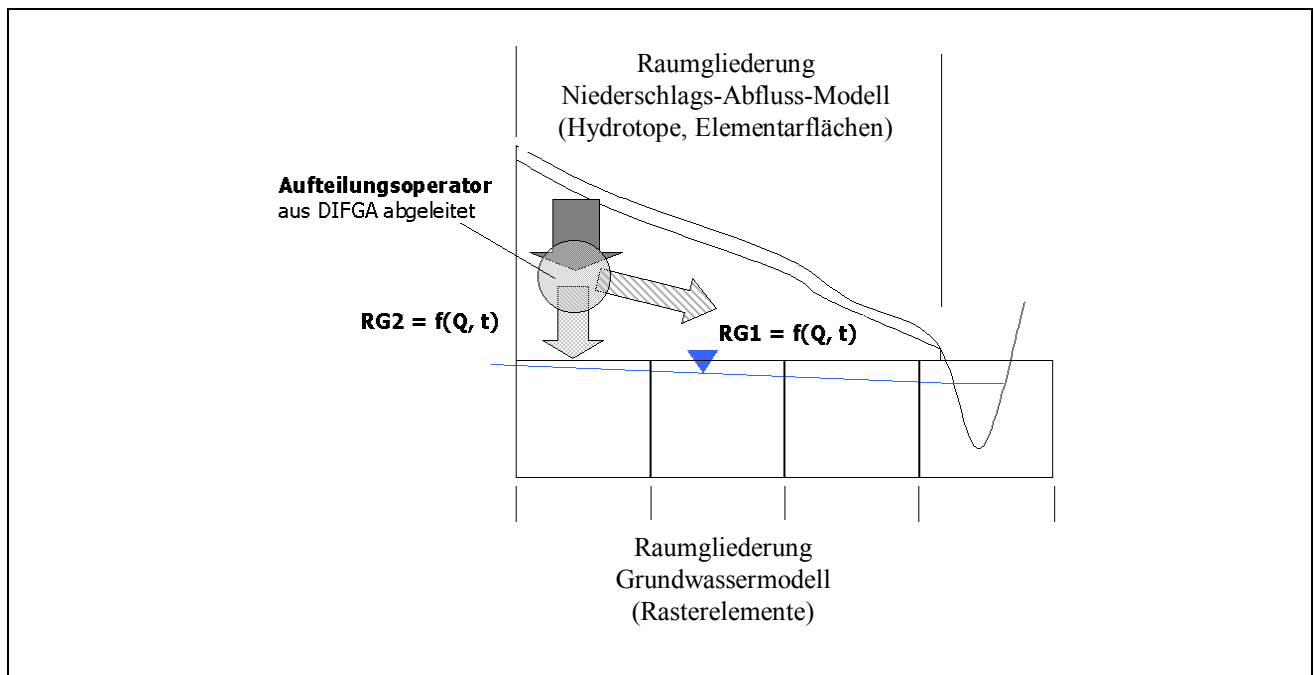


Abbildung 86: SlowComp-Operator in der Modellkopplung

Der Fall der Befeuchtung

Die Auftrennung des in den Boden einsickernden Wassers in den lateralen, hypodermischen Abfluss (RG1) und den vertikalen Fluss zum Grundwasser (RG2) geschieht in Abhängigkeit von der Speicherfähigkeit des jeweiligen Standortes. Dazu wird für jeden Zeitschritt mit der Länge dt das verfügbare Speichervolumen ($P1pot$) des Standortes als Differenz zwischen aktueller Anfangsspeicherfüllung (S_{anf}) und maximal möglicher Speicherfüllung (S_{max}) des Einzellinearspeichers wie folgt berechnet:

$$P1pot = (S_{max} - S_{anf}) \cdot \exp(-dt/K_{RG1}) / ((1 - \exp(-dt/K_{RG1})) \cdot K_{RG1} / dt) \quad (16)$$

Aus der versickernden Wassermenge (P) wird dann der Anteil bestimmt, der zusätzlich zur Anfangsspeicherfüllung in der Transferzone gespeichert werden kann:

Wenn

$$P_{1pot} < P \text{ dann } P_1 = P_{1pot} \quad (17)$$

$$P_{1opt} > P \text{ dann } P_1 = P \quad (18)$$

Die so am Ende des Zeitschrittes entstandene Endspeicherfüllung (Send) wird wie folgt berechnet:

$$Send = Sanf * \exp(-t / K_RG1) + (1 - \exp(-t / K_RG1)) * P_1 * K_RG1 / t \quad (19)$$

Zu Beginn eines neuen Zeitschrittes wird die Endspeicherfüllung des vorhergegangenen Zeitschrittes als Anfangsspeicherfüllung verwendet.

Der laterale, hypodermische Fluss RG1, der dem Vorfluter wieder zukommt, wird aus der Differenz der Anfangsspeicherfüllung und der Endspeicherfüllung sowie der Zusickerung während jedes Zeitschrittes ermittelt:

$$RG1 = Sanf - Send + P_1 \quad (20)$$

Liegt das tatsächliche Wasserangebot P1 über dem potenziell möglichen Aufnahmevermögen (P1pot), wird der Wasserüberschuss in Richtung Grundwasser weitertransportiert. Da je nach zurückzulegender Strecke zur Grundwasseroberfläche der laterale Abfluss mengen- und zeitmäßig verzögert wird, ist hier vorläufig von der potenziellen Wassermenge, die das Grundwasser möglicherweise erreichen kann, (RG2pot) die Rede:

$$RG2pot = P - P_1 \quad (21)$$

Der Fall der Zehrung

Für den Fall der Zehrung wurde eine Abänderung der in SlowComp benutzten Aufteilung vorgenommen. Während in SlowComp jede Zehrung aus dem Grundwasser verhindert wird, wird hier eine Zehrung auf grundwassernahen Flächen zugelassen. Die Entscheidung, ob eine Fläche grundwassernah oder grundwasserfern ist, wird bereits im Modul ABI getroffen: Eine Fläche wird als grundwassernah bezeichnet, sobald die effektive Wurzelzone mindestens genauso groß ist wie der Flurabstand. Die Zehrung (negative Sickerwasserrate) wird außerdem schon im Modul ABI auf die mögliche Menge des kapillaren Aufstiegs begrenzt, so dass die an das Submodul Transferzone weitergegebene Zehrungsmenge nicht weiter eingeschränkt werden muss, sondern vollständig in der Transferzone berücksichtigt wird. Entsprechend dem Vorgang bei der Befeuchtung wird hier als erstes das potenziell für die Zehrung zur Verfügung stehende Wasservolumen im Einzellinearspeicher berechnet:

$$P_{1pot} = Sanf * \exp(-t / K_RG1) / ((1 - \exp(-t / K_RG1)) * K_RG1 / t) * -1 \quad (22)$$

Die Begrenzung auf das tatsächlich aufgezehrte Wasservolumen erfolgt mit einer Umkehr der obigen Gleichungen (T2) und (T3):

Wenn

$$P_{1pot} > P \text{ dann } P_1 = P_{1pot} \quad (23)$$

$$P_{1opt} < P \text{ dann } P_1 = P \quad (24)$$

Da diese Form nur für negative Werte verwendet wird, kann die Gleichung allgemein für beide Fälle wie folgt geschrieben werden:

Wenn

$$|P1_{pot}| < |P| \text{ dann } P1 = P1_{pot} \tag{25}$$

$$|P1_{opt}| > |P| \text{ dann } P1 = P \tag{26}$$

Die Endspeicherfüllung wird dann wie im Fall der Befeuchtung mit Gleichung (19) berechnet. Das in Gleichung (18) eingehende negative P1 bewirkt, dass die Endspeicherfüllung geringer ist als die Anfangsspeicherfüllung. Für RG1 ergeben sich aus der Differenz von End- und Anfangsspeicherfüllung negative Werte, die jedoch durch die Addition von P1 in Gleichung (20) wieder ausgeglichen werden, so dass die Komponente RG1 immer positiv ist.

RG2 wird dagegen nach Gleichung (22) negativ, sobald die gezehrte Wassermenge größer ist als der Speicherinhalt. Die Zehrung wird dann ohne eine Retention direkt an das Grundwassermodell weitergegeben. Da die Retention bei der Tiefenversickerung nur auf grundwasserferne Standorte angewendet wird und die Zehrung nur grundwassernahe Standorte betrifft, schließt sich eine gemeinsame Anwendung der Zehrung und der Retention aus.

7.3.4.2 Modelltests

In exemplarischen Modellrechnungen wurde das Verhältnis der beiden Abflusskomponenten RG1 und RG2 in Abhängigkeit von dem Wassergehalt bei verschiedenen Speichergrößen getestet (MEY, 2004). Eine größere Speicherkonstante wirkt ausgleichend auf den Bodenwassergehalt und führt zu geringeren lateralen Abflüssen RG1. Die maximale Speicherkapazität wird dabei schneller erreicht, so dass die vertikale Versickerung RG2 früher einsetzt.

Die maximale Speicherfähigkeit Smax und die Speicherkonstante K_RG1 wurden im Untersuchungsgebiet an 17 Standorten mit Hilfe der Ganglinienanalyse DIFGA ermittelt (s. Kapitel 3.4). Nach ihrer geologischen Ausstattung lassen sich im Untersuchungsgebiet fünf Lithofaziesgruppen ausmachen (s. Tabelle 18). Um eventuelle Generalisierungsfehler durch die Verwendung der Durchschnittswerte abschätzen zu können, wurden die Ober- und Untergrenzen (Smax_u, Smax_o, K_RG1_u und K_RG1_o) mit ausgewertet. Die Tabelle 18 enthält die Ergebnisse der lithofaziesbezogenen Modellrechnungen mit einem Datensatz des Untersuchungsgebietes zur Aufteilung in lateralen (RG1) und vertikalen (RG2) Abfluss. Die Mittelwerte für RG1 und RG2 sind mit deren jeweiligen Spannbreiten dargestellt. Die Werte für RG1 weichen dabei weniger stark von ihrem Mittelwert ab als die Werte für RG2.

Tabelle 18: Mittel- und Grenzwerte für die maximale Speicherfähigkeit Smax und die Speicherkonstante K_RG1 der fünf Lithofazieseinheiten

LITHOFAZIES	K_RG1	K_RG1 _u	K_RG1 _o	Smax	Smax _u	Smax _o
Buntsandstein	14	9	16	13	11	14
Buntsandstein (Kalkstein hangend)	13	11	15	23.5	23	24
Kalkstein	15.5	11	20	26	7	45
Keuper auf Kalkstein	8.17	8	14	5.33	3	9
Keuper auf Kalkstein und Löss	14	13	15	10.33	4	19

Die Kalksteinregionen zeigen eine höhere laterale Abflusskomponente, während die vertikale Versickerung weniger häufig auftritt als auf anderen Flächen. Dies kann auf den höheren Kluftanteil bzw. die Kluftgröße und die damit begünstigte Gängigkeit für das Wassers zurückgeführt werden, vor allem aber auf Klüfte, die das Wasser wieder an die Oberfläche transportieren. Die Keuper-Regionen zeigen dagegen einen sehr geringen lateralen Abfluss und höhere vertikale Versickerungen.

Die verschiedenen Lithofaziesgruppen weisen im Bezug auf die für sie ermittelten oberen- und unteren Grenzwerte der Speichercharakteristika unterschiedlich starke Abweichungen auf. Besonders groß sind diese in Gebieten mit Kalkstein, was auf die unterschiedliche Wassergängigkeit (Klüftigkeit) zurückzuführen ist. Vor allem in Buntsandsteingebiete (einschließlich Buntsandstein mit Kalk im Hangenden) sind nur geringe Abweichungen vorhanden.

8 Ergebnisse der ungekoppelten Modellrechnungen

8.1 Wasserhaushaltsmodellierung

8.1.1 Untersuchungsansatz

Als Voraussetzung für die Durchfluss- und Stofftransportmodellierung im Unstrut-Einzugsgebiet wurden in den Modellräumen die Wasserhaushaltskomponenten detailliert untersucht. Aufgrund des genesteten Modellierungsansatzes ergibt sich eine unterschiedliche Komposition der Teilprozessmodelle auf den unterschiedlichen Ebenen für den Modellraum 1 bzw. 2. Die Anwendung der detaillierten Teilprozessmodelle verbunden mit den unterschiedlichen Herangehensweisen bei den Modellierungsarbeiten wird zusammenfassend für jeden Untersuchungsraum dargestellt. Im Weiteren wird auf die unterschiedliche Verteilung der Anteile an den verschiedenen Landnutzungsklassen bzw. der verschiedenen Grundwasserflurabstandsklassen hingewiesen, da diese einen wesentlichen Einfluss auf die Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten besitzen. Auf die allgemeinen Ergebnisse der Berechnungen zum Wasserhaushalt im Gesamtraum wurden bereits in Kapitel 3.2.2 verwiesen.

8.1.2 Modellraum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben

Im Modellraum 1 wurden die Wasserhaushaltsberechnungen auf Teilgebietsebene im Tagesschritt durchgeführt. Tabelle 19 weist die Flächenanteile der im Untersuchungsgebiet vorhandenen Landnutzungsklassen an der jeweiligen Gesamtfläche aus. Danach ist die Landnutzung zu 59 % von Ackerland dominiert. Wald stellt mit etwa 20 % ebenfalls einen beachtlichen Beitrag an der Gesamtfläche dar.

Informationen über den mittleren Grundwasserflurabstand stellen eine der wesentlichen Eingangsinformationen bei der hydrologischen Modellierung dar. Die Grundwasserflurabstände wurden in fünf verschiedene Klassen zusammengefasst. Aufgrund großer Bereiche in der digitalen Karte mit fehlenden Informationen, konnten die Grundwasserflurabstände teilweise nur über die Bodencharakteristik und die Nähe zum Vorfluter abgeschätzt werden. Die Flächenanteile der für den Gesamtuntersuchungsgebiet ausgewiesenen Klassen zeigt die Tabelle 20. Für den Modellraum 1/ Pegel Oldisleben ergaben sich insgesamt 722 Teileinzugsgebiete. Die Anzahl der Elementarflächen in diesem Gebiet lag bei 168500 Flächen, die der Fließgewässerabschnitte bei 2172. Die Fläche des Einzugsgebietes beträgt 4173 km². Durch die räumliche Aggregation in Hydrotope ergeben sich insgesamt 3778 Einheiten in 10 verschiedenen Klassen, die eine räumlich hoch aufgelöste Interpolation meteorologischer Eingangsgrößen sowie eine entsprechende Berechnung von Wasserhaushaltsgrößen bei vertretbaren Rechenzeiten ermöglicht. In der Abbildung 87 ist das Ergebnis der Zusammenfassung der Elementarflächen zu Hydrotopen dargestellt.

Tabelle 19: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen im Modellraum 1

Bezeichnung	Fläche [km ²]	Flächenanteil [%]
Ackerflächen	2449	59
Grünland	521	12
Wald	847	20
Verkehrsflächen	61	1
Bebauung	280	7
Wasserflächen	15	0.4

Tabelle 20: Ausgewiesene Grundwasserflurabstandsklassen im Modellraum 1

Klasse	Bereich [cm]	Flächenanteil [%]
1	0 – 100	4
2	100 – 200	49
3	200 – 500	19
4	500 – 1000	14
5	> 1000	15

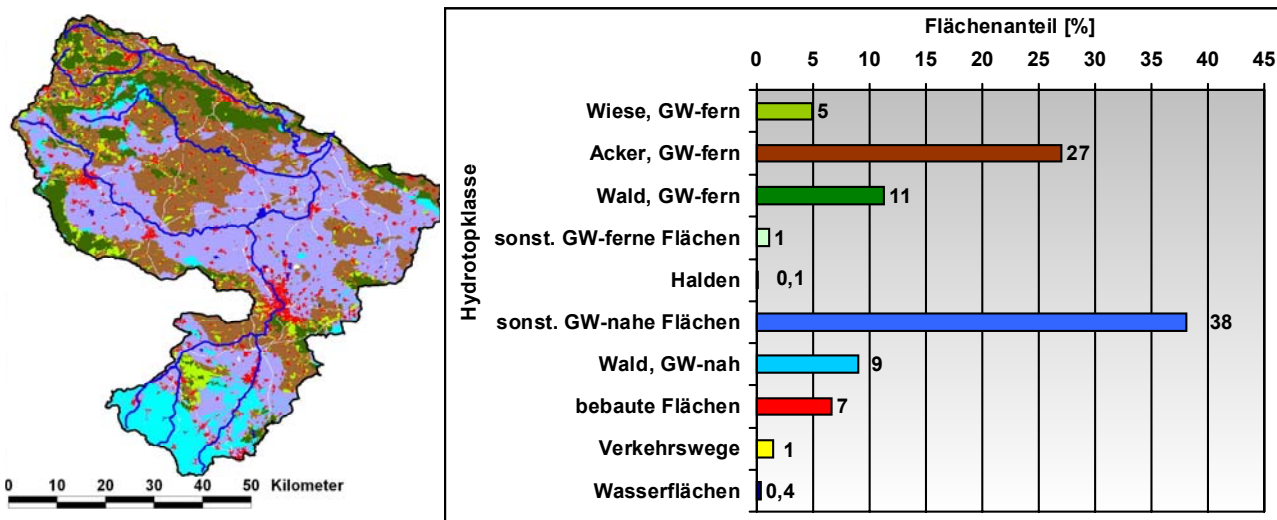


Abbildung 87: Hydrotope im Modellraum 1

Die Simulation des Wasserhaushaltes im Modellraum I wurde mittels folgender Teilprozessmodelle durchgeführt, die in PFÜTZNER (2002) detailliert beschrieben sind (Tabelle 21).

Tabelle 21: Teilprozessmodelle im Modellraum 1

Teilprozess	Modellansatz	Literatur
Pot. Evapotranspiration	Turc/Ivanov	DVWK, 1996 (korrigiert nach KOITZSCH ET AL., 1990)
Schneemodell	Weise/Wendling	WEISE ET AL., 1974
Interzeption	abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf	DYCK ET AL., 1995
Infiltration	empirischer Ansatz nach Holtan	HOLTAN, 1961
Landoberflächenabfluss	Systemantwortfunktionen, Faltungsoperationen	DYCK ET AL., 1995
Bodenwasser	Kapazitätsansatz (BOKA)	BECKER ET AL., 1987
Grundwasser	Einzellinearspeicher	BECKER ET AL., 1987
Durchfluss im Gewässer	Kalinin-Miljukov bzw. Einzellinearspeicher (je nach Verfügbarkeit der Eingangsdaten)	ROSEMAN ET AL., 1970 ; DYCK ET AL., 1995

In der Abbildung 88a sind die Minima, Mittelwerte und Maxima der Jahreswerte der meteorologischen Eingangsgrößen (Tagestemperatur T, Niederschlag PI) und berechneten Wasserhaushaltsgrößen (pot. Verdunstung EP, reale Verdunstung ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) für den Zeitraum von 1992-2003 dargestellt. Die langjährige mittlere Temperaturverteilung (T) im Gesamtgebiet ist deutlich gekennzeichnet von der Lage des Untersuchungsgebietes im Mittelgebirgsraum. Ausgehend von den Mittelgebirgszügen bis hin zu den Niederungen des Thüringer Beckens gibt es einen stetig ansteigenden Temperaturgradienten. Insgesamt schwankten die langjährigen mittleren Temperaturen zwischen 5,5 und 9,7 °C. Die langjährigen Mittelwerte des Niederschlages (PI) wiesen für das Gesamtgebiet innerhalb der Untersuchungsperiode 1992-2003 jährliche Niederschlagssummen zwischen 483 und 846 mm aus. Dabei fallen die überdurchschnittlich hohen Niederschlagswerte im Vorgebirgsbereich des Thüringer Waldes im Süden des Untersuchungsgebietes auf. Aufgrund der beschriebenen Temperatur- und Niederschlagsverteilung ergab sich für die potentielle Verdunstung (EP) eine ähnliche räumliche Differenzierung. In den Mittelgebirgszügen liegen die niedrigsten Werte und im Flachland überwiegen die höheren Werte, wobei der Schwankungsbereich für die langjährigen Mittelwerte zwischen 546 und 702 mm lag. Die Flächenverteilung der realen Verdunstung (ER) zeigt starke Korrelationen zu den Karten der zugrunde liegenden Gebietseigenschaften. So lassen sich zahlreiche Feinstrukturen auf die unterschiedliche Landnutzung zurückführen. Die reale Verdunstung weist die höchsten Werte für Wasserflächen auf (912 mm) und ebenfalls sehr hohe Werte für Feucht- und Niederungsflächen. Niedrige Verdunstungsraten (~250 mm) findet man dagegen für versiegelte Flächen (bebaute Flächen und Verkehrswege). Der langjährige Jahresmittelwert der realen Verdunstung betrug etwa 534 mm.

Bei der Sickerwasserbildung (SWB) werden die ausgeprägten, an unterschiedliche Landbedeckungstypen gekoppelten Korrelationen der Verdunstung (ER) und der SWB deutlich. Niedrige Werte von ER bedingen entsprechend hohe Werte von SWB. So weist die Sickerwasserbildung besonders geringe Werte dort auf, wo die Verdunstungsraten hoch sind, also auf grundwassernahen bzw. Feuchtflächen. Hohe Neubildungsraten findet man hingegen häufig auf grundwasserfernen Flächen. Dieser prinzipielle Charakter lässt sich nicht im gesamten Untersuchungsgebiet festmachen, da vor allem auch in den Gebirgszügen keine detaillierten Werte zu den Grundwasserflurabständen vorlagen und große Gebiete somit teilweise auch als grundwassernah eingestuft wurden. Insgesamt ergab sich aber für die Periode 1992-2003 ein Jahresmittelwert von ca. 111 mm.

Obwohl ein Großteil des Untersuchungsgebietes im langjährigen Mittel praktisch kaum Oberflächenabfluss (RO) aufweist, zeigt die räumliche Verteilung dieser Wasserhaushaltsgröße eine starke Differenzierung. Die Ausbildung von RO ist stark durch die zugrundeliegende Landnutzungskarte und die gegebenen Flächeneigenschaften geprägt, so dass sich verschiedene Landnutzungstypen bzw. entsprechende Hydrotopklassen relativ einfach identifizieren lassen. Somit ergeben sich die höchsten Werte für versiegelte Flächen und für Hangflächen (Spitzenwert liegt hier bei ~885 mm als langjähriger Mittelwert). Vergleichsweise hohe Abflussbildungsraten sind aber auch in Feuchtgebieten zu verzeichnen. Die restlichen Gebiete (bewaldete, grundwasserferne Flächen bzw. Ackerflächen) zeigen dagegen lediglich eine sehr geringe Oberflächenabflussbildung (der Minimalwert lag bei ~0 mm).

8.1.3 Modellraum 2 - Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich

Entsprechend der Zielstellung des Vorhabens wurde an der Entwicklung eines gekoppelten Oberflächen-Grundwasser-Einzugsgebietsmodells für den Modellraum 2 gearbeitet. Hierzu war es erforderlich, alle hydrologischen Untersuchungen auf der Basis von Elementarflächen durchzuführen. Die Zeitschrittweite betrug dabei jeweils ein Tag. Inhalt der Untersuchungen im Modellraum 2 war

zum einen die Analyse und Modellierung der vertikal gerichteten Prozesse des Gebietswasserhaushalts sowohl innerhalb der ungesättigten Bodenzone der Speisungsgebiete als auch in den Zehrflächen in ihrer Kopplung mit dem Grundwasser und ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung.

Bei den detaillierten Untersuchungen zum Wasserhaushalt wurde die Anzahl der Elementarflächen auf 35519 in 97 Teileinzugsgebieten festgelegt. Die Fläche des Einzugsgebietes beträgt 568 km². Das Gewässernetz umfasste mit 866 hierarchisierten Fließgewässerabschnitten eine sehr große Anzahl von Teilabschnitten, was jedoch mit der Aufbereitung des Gewässernetzes auch für die gekoppelte Modellierung im Raum 2 begründet werden kann (s.a. Kapitel 6.1.5). Durch die unterirdische Erweiterung des oberirdischen Einzugsgebietes der Wipper in das Einzugsgebiet der Helbe hinein, wurde bei den hier betrachteten Modellierungsarbeiten das gesamte Flusseinzugsgebiet der Wipper und der Helbe betrachtet.

Analog der Verteilung der Landnutzungsklassen im Gesamtraum dominieren die Acker- und Waldflächen (52 % bzw. 28 %). Das Ergebnis der Ausweisung in die verschiedenen Grundwasserflurabstandsklassen zeigt die Tabelle 22. Durch die Verschneidung des für die Grundwassermodellierung erstellten synoptischen Hydroisohypsenplanes mit dem Geländehöhenmodell konnten wesentlich genauere Daten zum Grundwasserflurabstand bereitgestellt werden. Hier wird deutlich, dass der größte Flächenanteil eher dem grundwasserfernen Bereich zugeschrieben werden muss.

Tabelle 22: Ausgewiesene Grundwasserflurabstandsklassen im Modellraum 2

Klasse	Bereich [cm]	Flächenanteil [%]
1	0 – 100	7
2	100 – 200	4
3	200 – 500	19
4	500 – 1000	15
5	> 1000	55

Tabelle 23: Teilprozessmodelle im Modellraum 2

Teilprozess	Modellansatz	Literatur
Pot. Evapotranspiration	Turc/Ivanov	DVWK 1996 (korrigiert nach KOITZSCH ET AL. 1990)
Schneemodell	Weise/Wendling	WEISE ET AL. 1974
Interzeption	abflussloser Einzelspeicher mit Überlauf	DYCK ET AL. 1995
Infiltration	empirischer Ansatz nach Holtan	HOLTAN 1961
Landoberflächenabfluss	kinematische Welle	GUPTA <i>et al.</i> 1976, WILLGOOSE <i>et al.</i> 1991
Vegetationsdynamik	PSCN-Modul	KLÖCKING ET AL. 2003
Bodenwasser	mehrschicht Kapazitätsmodell	KOITZSCH 1977, GUGLA 1969
Grundwasser	Einzellinearspeicher	BECKER ET AL. 1987
Durchfluss im Gewässer	Kalinin-Miljukov bzw. Einzellinearspeicher (je nach Verfügbarkeit der Eingangsdaten)	ROSEMANN <i>et al.</i> 1970, DYCK ET AL. 1995

Die Simulationen des Wasserhaushaltes wurden mittels des für Elementarflächen detailgetreuen PSCN-Moduls (kombinierte Betrachtung der vertikalen und lateralen Prozesse) ermittelt. Innerhalb

dieses Modulrahmens wurden für die Abflussbildungsprozesse folgende Teilprozessmodelle integriert, die in PFÜTZNER (2002) beschrieben sind (s. Tabelle 23).

Für die Berechnungsansätze zur Ermittlung der Grundwasserkomponenten wurden wie bei den Berechnungen auf Gesamtgebietsebene Einzellinearspeicheransätze gewählt. Auch die kombinierten Routing-Methoden für den Durchfluss im Gerinne wurden übernommen.

Im Ergebnis werden die in Abbildung 89 gezeigten Jahressummen- bzw. mittelwerte der meteorologischen Eingangsgrößen (Tagestemperatur T, Niederschlag PI) und berechneten Wasserhaushaltsgrößen (pot. Verdunstung EP, reale Verdunstung ER, Sickerwasserbildung SWB, und Oberflächenabflussbildung RO) für die Periode 1992-2003 erzielt. Abbildung 88b stellt die Minima, Mittelwerte und Maxima aller Größen für den genannten Zeitraum grafisch dar.

Grob gesehen, stimmen die hier betrachteten Komponenten des Wasserhaushaltes auf Fokusebene größenordnungsmäßig mit den erzielten Ergebnissen auf Gesamtgebietsebene gut überein. Lediglich die Werte für die potentielle Evapotranspiration haben sich aufgrund einer flächendifferenzierteren Betrachtungsweise und anderer regionaler Gegebenheiten auf ein höheres Level verschoben (Jahresmaximum liegt hier bei 979 mm).

Die langjährige mittlere Temperaturverteilung im Modellraum 2 ist gekennzeichnet durch die Lage der Gebirgszüge des Ohmgebirges, der Bleicheröder Berge, des Düns und der Hainleite. Deutlich wird der stetig ansteigende Temperaturgradient ausgehend von den genannten Gebirgszügen bis hin zu den Niederungen. Insgesamt schwankten die langjährigen mittleren Temperaturen jedoch in einem relativ kleinen Bereich zwischen 7,4 und 9,3 °C.

Die langjährigen Mittelwerte des Niederschlages wiesen für das gesamte Fokusgebiet innerhalb der Untersuchungsperiode 1992-2003 jährliche Niederschlagssummen zwischen 509 und 850 mm aus. Dabei fallen die höheren Niederschlagswerte im Gebirgsbereich des Ohmgebirges im Westen des Untersuchungsgebietes. Mit Werten von etwa 655 mm waren auch hier niedrige langjährige Gebietsmittelwerte zu verzeichnen.

Aufgrund der oben beschriebenen Temperatur- und Niederschlagsverteilung ergab sich für die potentielle Verdunstung eine ähnliche räumliche Differenzierung. In den Gebirgszügen liegen die niedrigsten Werte und im Flachland überwiegen die höheren Werte, wobei der Schwankungsbereich für die langjährigen Mittelwerte zwischen 768 und 880 mm lag.

Die Flächenverteilung der realen Verdunstung (ER) zeigt auch im Fokusgebiet starke Korrelationen zu den Karten der zugrunde liegenden Gebietseigenschaften. Der langjährige Jahresmittelwert der realen Verdunstung betrug für den Raum 2 etwa 518 mm. Bei der Sickerwasserbildung (SWB) werden Korrelationen zwischen der realen Verdunstung (ER), der SWB, der Temperatur und des Niederschlages sehr deutlich. In den Gebirgsregionen bedingen meist hohe Werte von ER entsprechend hohe Werte von SWB, da der Niederschlag hier am höchsten ist, während die Temperatur nur gemäßigt absinkt. Je mehr man sich jedoch dem Bereich des Thüringer Beckens nähert, wird dieser Trend umgekehrt. Insgesamt ergab sich für die Periode 1992-2003 ein Jahresmittelwert von ca. 77 mm.

Mit einem langjährigen Gebietsmittelwert im Modellraum 2 von 10 mm ist praktisch kaum Oberflächenabfluss aufzuweisen. Aber auch hier zeigt die räumliche Verteilung dieser Wasserhaushaltsgröße eine starke Differenzierung. Für viele Flächen ergibt sich eine starke Verknüpfung zur Landnutzungskarte. Die verschiedenen Landnutzungstypen sowie deren Flächeneigenschaften spiegeln sich relativ deutlich wider. Die höchsten Werte verzeichnen die versiegelten Flächen und die Hangflächen (Spitzenwert liegt hier bei ~426 mm als langjähriger Mittelwert). Höhere Abflussbildungsraten sind aber auch in Feuchtgebieten zu verzeichnen. Die restlichen Gebiete (bewaldete, grundwasserferne Flächen bzw. Ackerflächen) zeigen dagegen lediglich eine sehr geringe Oberflächenabflussbildung (der Minimalwert lag bei ~0 mm).

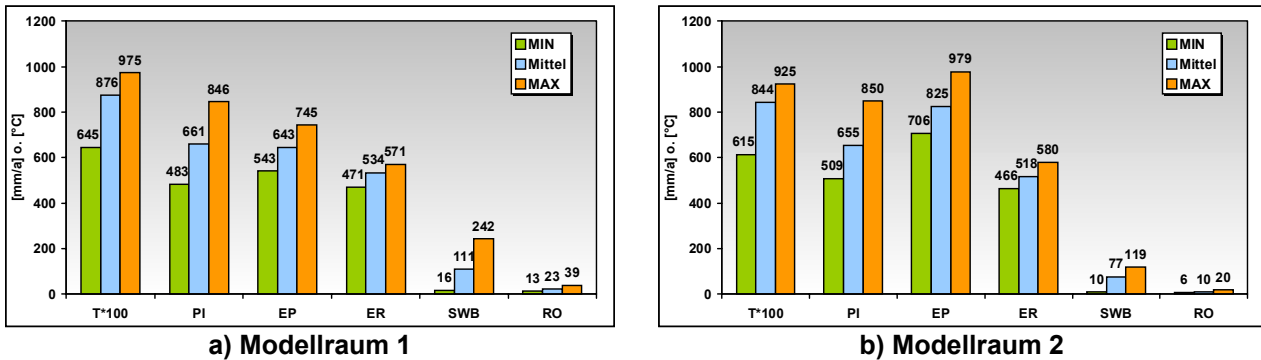


Abbildung 88: Minimum, Mittelwert und Maximum der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 in den Modellräumen 1 und 2

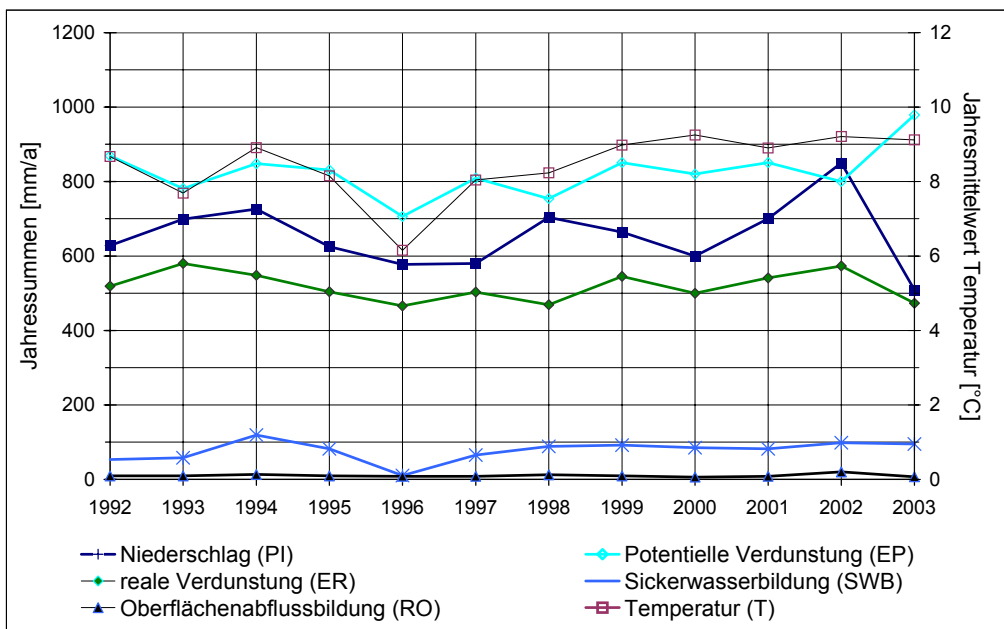


Abbildung 89: Verlauf der Jahreswerte meteorologischer Eingangsgrößen sowie berechneter Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1992-2003 im Modellraum 2

8.2 Durchflusssimulation

8.2.1 Modellraum 1 - Einzugsgebiet der Unstrut bis Pegel Oldisleben

Es wurden die Durchflüsse der Periode 1995-2000 bzw. 2001-2003 simuliert und zur Kalibrierung bzw. Validierung des Abflussmodells herangezogen. Die Simulationsergebnisse wurden den gemessenen Tagesganglinien gegenübergestellt.

Die Berechnungen im Gesamttraum 1 wurden lediglich auf Teilgebietsebene durchgeführt, da die Simulationen sonst zu rechenintensiv gewesen wären. Im Modellraum 2 wurden die Berechnungen auf Elementarflächenbasis mit Hilfe des PSCN-Modules durchgeführt. Grundsätzlich erlaubt der modulare Aufbau von ArcEGMO die Nutzung unterschiedlich detaillierter und strukturierter Teilprozessmodelle, mit deren Hilfe die Abbildung des Wasserhaushaltes im Gesamtuntersuchungsgebiet (Raum 1) aber auch im Fokusgebiet (Raum 2) ermöglicht wurde.

Die Ergebnisauswertungen für den Raum I sollen sich hier lediglich auf die Darstellung der Ganglinie für den Gebietsauslasspegel in Oldisleben beschränken. Es konnten im Raum I gute Übereinstimmungen der gemessenen und berechneten Ganglinien in Oldisleben erzielt werden, eine systematische Über- bzw. Unterschätzung der gemessenen Durchflusswerte ist nicht festzustellen. Dies lässt sich ebenfalls an den Bestimmtheitsmaßen und den entsprechenden Effizienzen nach Nash-Sutcliffe (NASH ET AL., 1970) einiger ausgewählter Pegel verdeutlichen (s. Abbildung 91).

8.2.2 Modellraum 2 - Einzugsgebiet der Wipper bis Pegel Hachelbich

Die Modellrechnungen im Raum 2 wurden auf Elementarflächenbasis durchgeführt. Der Vergleich der Durchflussganglinien an den Pegeln Wipperdorf und Hachelbich zeigt eine gute Korrespondenz der gemessenen Werte mit der berechneten Kurve (s. Abbildung 92). Die berechneten Durchflüsse entsprachen in ihrer Dynamik und ihrer Amplitude den beobachteten Werten. Sowohl das Niveau der Gesamtbilanzen als auch die Dynamik der Tageswerte konnte damit gut abgebildet werden. Probleme zeigten sich lediglich bei der Nachbildung extremer Abflüsse, die in ihrer Höhe nicht exakt getroffen wurden. Die Gütekriterien der Bestimmtheitsmaße und der Effizienzen für alle 4 Abflusspegel im Raum 2 wurden basierend auf Tageswerten berechnet (s. Abbildung 92). Für den Gebietsauslasspegel im Raum II (Pegel Hachelbich) wurden gute Ergebnisse erzielt (Kalibrierungsphase: $R^2=0,78$ bzw. $\text{Eff.}=0,76$; Validierungsphase: $R^2=0,76$ bzw. $\text{Eff.}=0,75$).

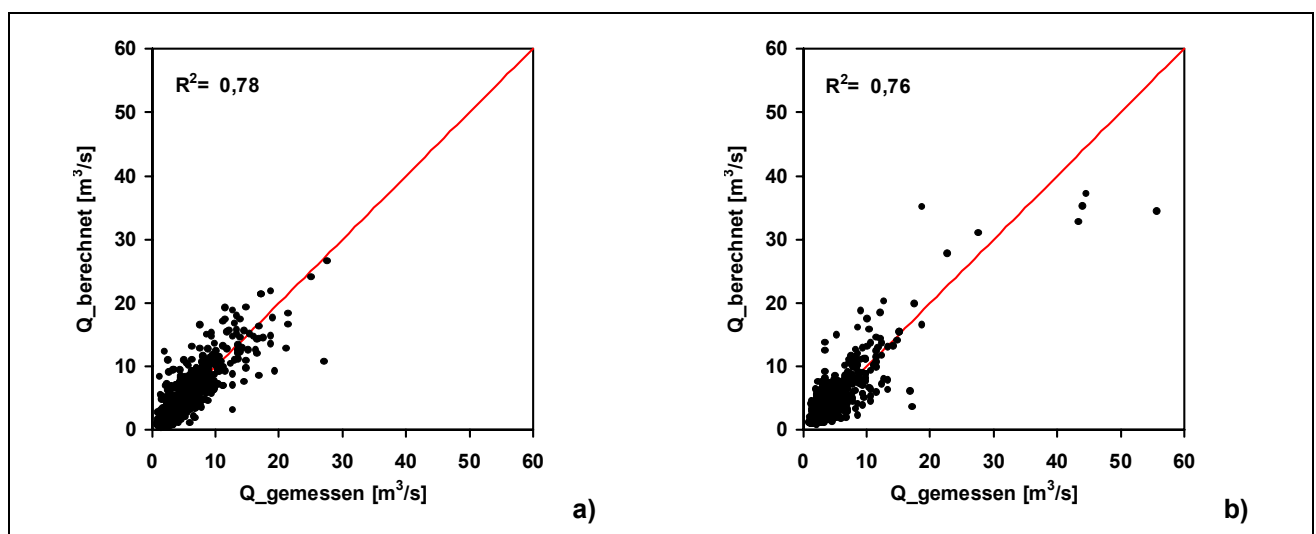


Abbildung 88: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Durchflüsse am Pegel Hachelbich (1:1-Plot): a) Kalibrierung; b) Validierung

Eine weitere grafische Auswertung zur Güte der erzielten Ergebnisse kann man auch der Abbildung 88 entnehmen. Hierin werden die gemessenen und berechneten Durchflusswerte am Pegel Hachelbich in einem 1:1-Plot dargestellt. Alle Werte der berechneten und gemessenen Ganglinien sowohl des Kalibrierungs- wie auch des Validierungszeitraumes gruppieren sich sehr gut um die Ausgleichsgerade. Lediglich für den Validierungszeitraum ist das Hochwasserereignis aus dem Jahr 2003 nicht gut wiedergegeben, was sich in einer deutlichen Unterschätzung des Durchflusswertes widerspiegelt (s.a. Abbildung 92).

Bei der Auswertung der gewässerkundlichen Hauptzahlen wurde generell eine gute Übereinstimmung der Werte erzielt. Sommer- und Winterhalbjahreswerte der MHQ- und HHQ-Werte weisen ein sehr differenziertes Bild auf. Während im Sommer die gemessenen Werte dieser Größen überschritten werden, ist in den Wintermonaten meist mit einer Unterschätzung dieser Werte zu rechnen. MQ-, MNQ- und NNQ-Werte stimmen größenordnungsmäßig gut überein (VOSS, 2005).

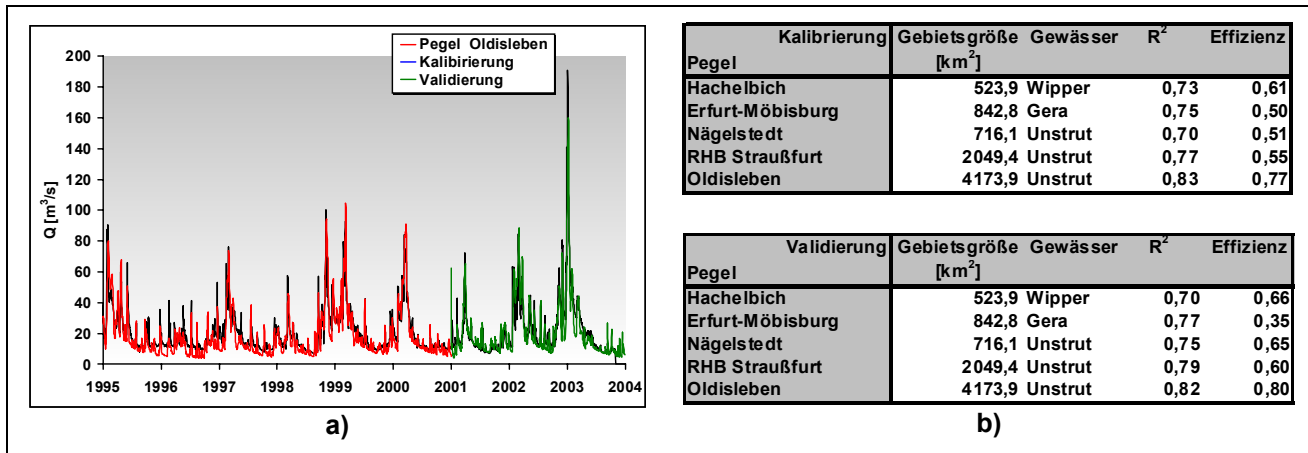


Abbildung 91: Zusammenfassung der Ergebnisse der Durchflusssimulationen im Raum 1:
 a) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Oldisleben;
 b) Gütekriterien ausgewählter Pegel im Gesamttraum

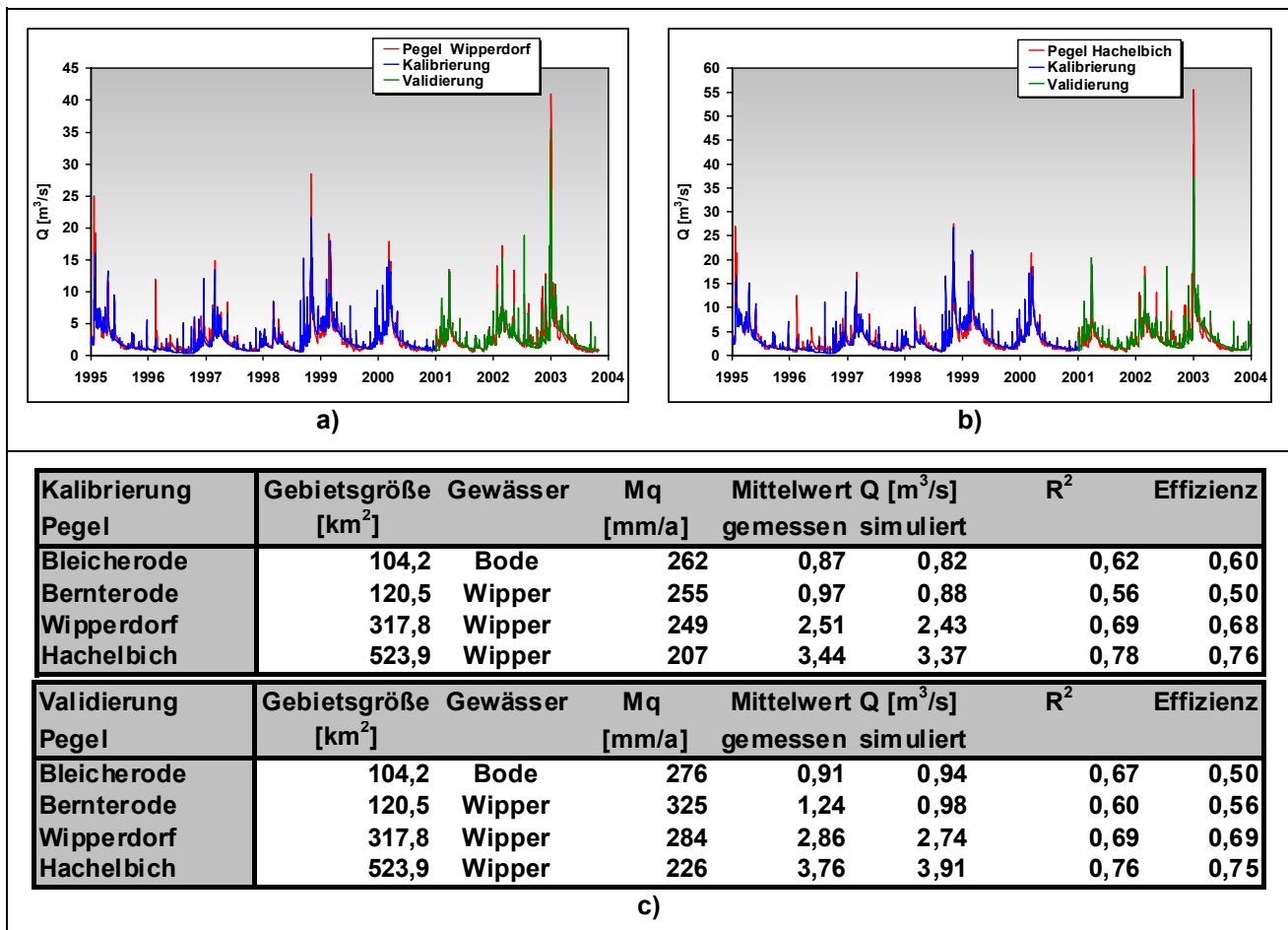


Abbildung 92: Gegenüberstellung der Durchflussganglinien bzw. Gütekriterien im Raum 2
 a) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Wipperdorf;
 b) Gemessene und berechnete Durchflüsse am Pegel Hachelbich;
 c) Gütekriterien der vier Abflusspegel im Raum 2

8.3 Instationäre Grundwassermodellierung

In einer ersten Kopplungsstufe wurde durch eine offline-Schnittstelle die Möglichkeit der instationären Kalibrierung des Grundwassermodells mit den flächendifferenzierten Monatssummen der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlagsabfluss-Modell geschaffen. Neben der stark verbesserten Kalibrierung (Speichervermögen, Grundwasserinfiltration/-exfiltration) war die Anpassung des Grundwassermodells an die Kopplungsgröße möglich. In der Abbildung 91 ist die im Weiteren als ‚Kopplungsstufe 1‘ bezeichnete, erweiterte Kalibrierungsstufe des Grundwassermodells schematisch dargestellt. Die Schnittstelle ermöglicht die zeitliche Aufsummierung und die räumliche Zuweisung der elementarflächenbasierten Sickerwassermengen aus dem ArcEGMO-Output zu den aktiven Rasterelementen des Grundwassermodells und das Einlesen als rasterbezogene, zeitlich variable Randbedingung Grundwasserneubildung in die entsprechenden Datenstrukturen von MODFLOW.

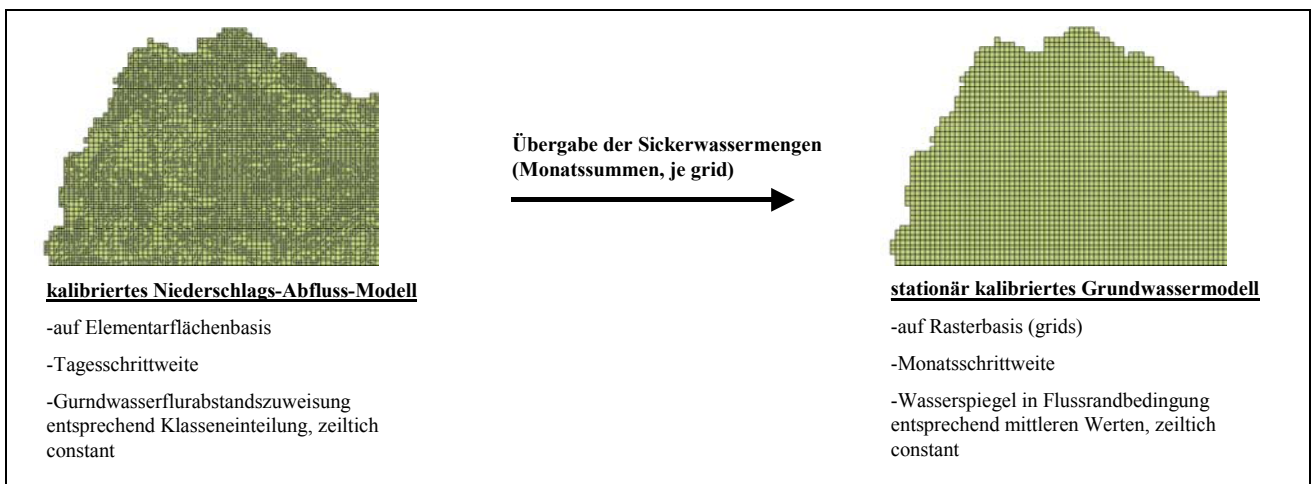


Abbildung 91: Schematische Darstellung der ‚Kopplungsstufe 1‘

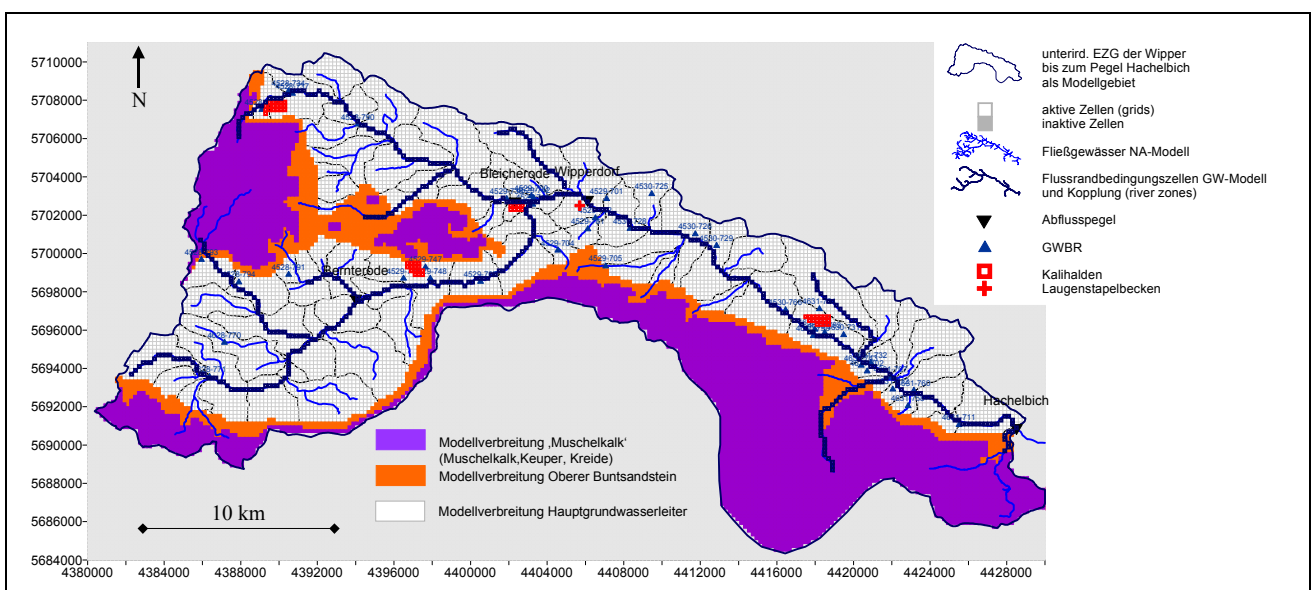


Abbildung 92: Hydrologische Übersichtskarte des Flussgebietsmodells mit Kalibrierungspunkten

Aufbauend auf der stationären Kalibrierung der Durchlässigkeitsbeiwerte und Flussparametrisierung ist jetzt durch die Abbildung der Grundwasserneubildung als Monatssummenwert je Modellrasterzelle die instationäre Kalibrierung des Grundwasserspeicherverhaltens sowie eine Anpassung des Grundwassermodells an das zu koppelnde NA-Modell möglich.

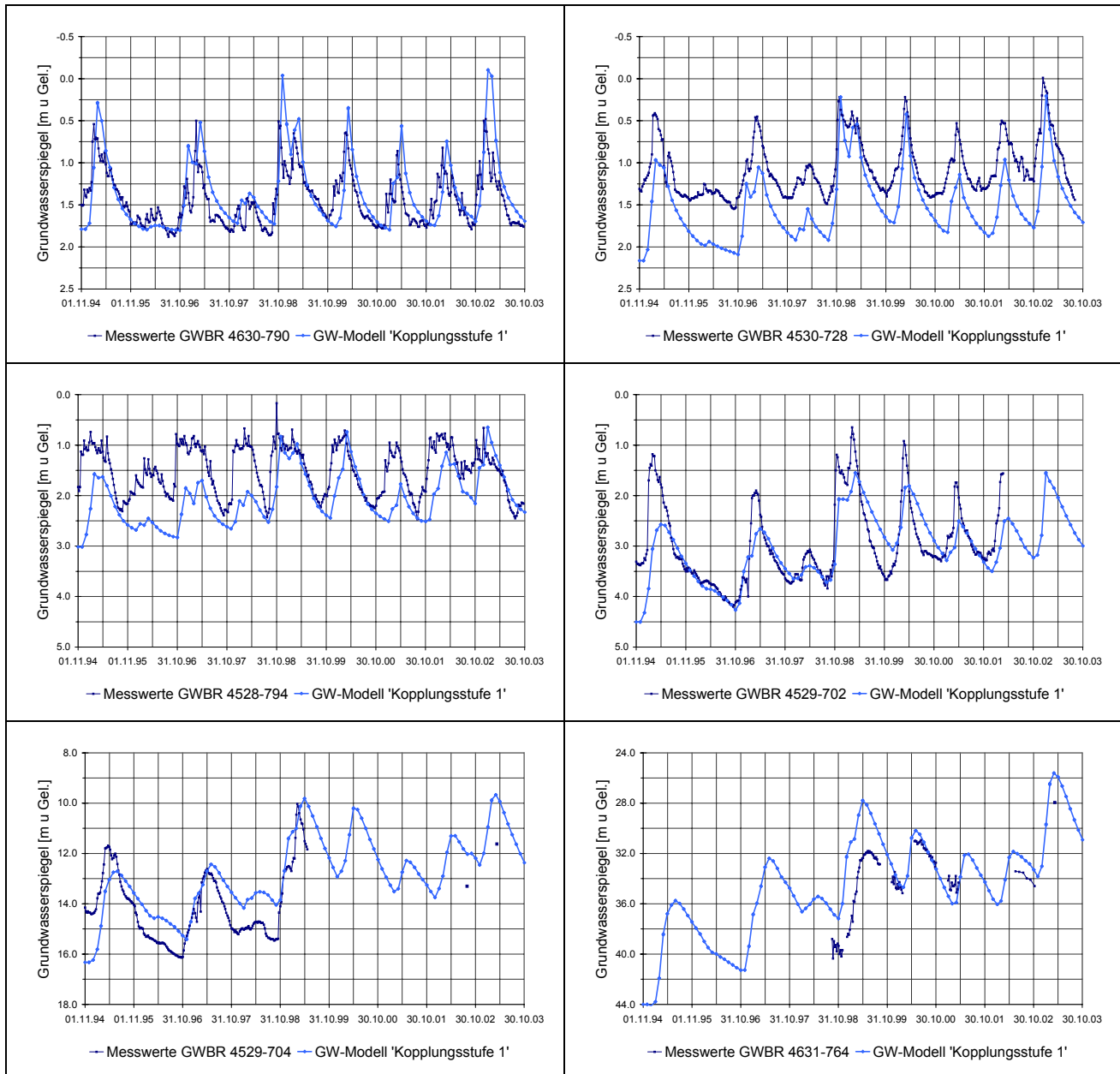


Abbildung 93: Ergebnis der Grundwassermodellierung – Erfassung des Grundwassergangs, beispielhaft Grundwasserganglinien in verschiedenen Teufenbereichen

Die Abbildung 93 zeigt die Anpassung der modellierten Grundwasserstände an den in Abbildung 92 dargestellten Messstellen nach der instationären Kalibrierung. Sowohl in Gebieten mit hohem als auch mit geringem Grundwasserflurabstand konnten sowohl im zeitlichen Verlauf als auch in der Amplitude der Grundwasserstände gute, und für die weiteren Kopplungsarbeiten brauchbare und notwendige Anpassungen erzielt werden.

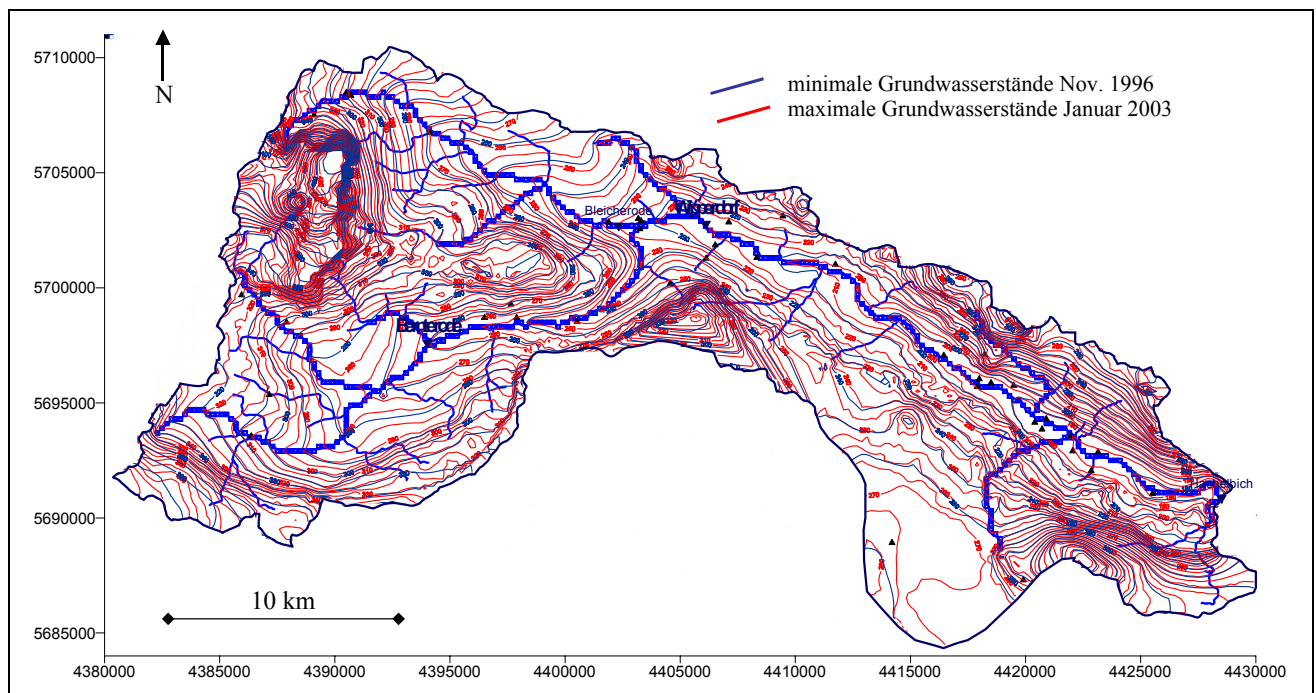


Abbildung 94: Ergebnis der Grundwassermodellierung – Erfassung des Grundwassergangs, beispielhaft Grundwasserisohypsenpläne zu min. und max. Zeitpunkten

In Abbildung 94 zeigt die Zustände der minimalen und maximalen Grundwasserstände im Modellierungsraum 2 nach der instationären Kalibrierung.

Das Ergebnis der instationären Kalibrierung wurde bezüglich der Infiltrations- und Exfiltrationsbereiche der Hauptfließgewässer mit den Ergebnissen der Geländemessungen verglichen. In Abbildung 97 ist dieser Vergleich – bezogen auf die Gewässer Bode und Wipper – dargestellt. In den oberen Bildern sind die Messergebnisse dargestellt. Anhand der Kartierungen von In- und Exfiltrationsbereichen lassen sich u.a. die grundwasserbürtigen Zutritte auf Grund tektonischer Störungen erkennen. Der Verlauf der Chloridkonzentration im Gewässer zeigt, wie diese Bereiche gleichzeitig Zutrittszonen für Chlorid darstellen. Die unteren Bilder der Abbildung Abbildung 97 zeigen das Ergebnis der instationären Kalibrierung. In der Darstellung des qgw entlang der river zones der Bode zeigen sich die Grundwasserzutritte einer der das Gewässer kreuzenden Störungszonen.

Die für die Kopplung auszuweisenden Grundwasserflurabstände konnten im Ergebnis der instationären Kalibrierung für verschiedene Zeitpunkte ausgegeben werden. In Abbildung 96 ist der Zustand November 1996 wiedergegeben.

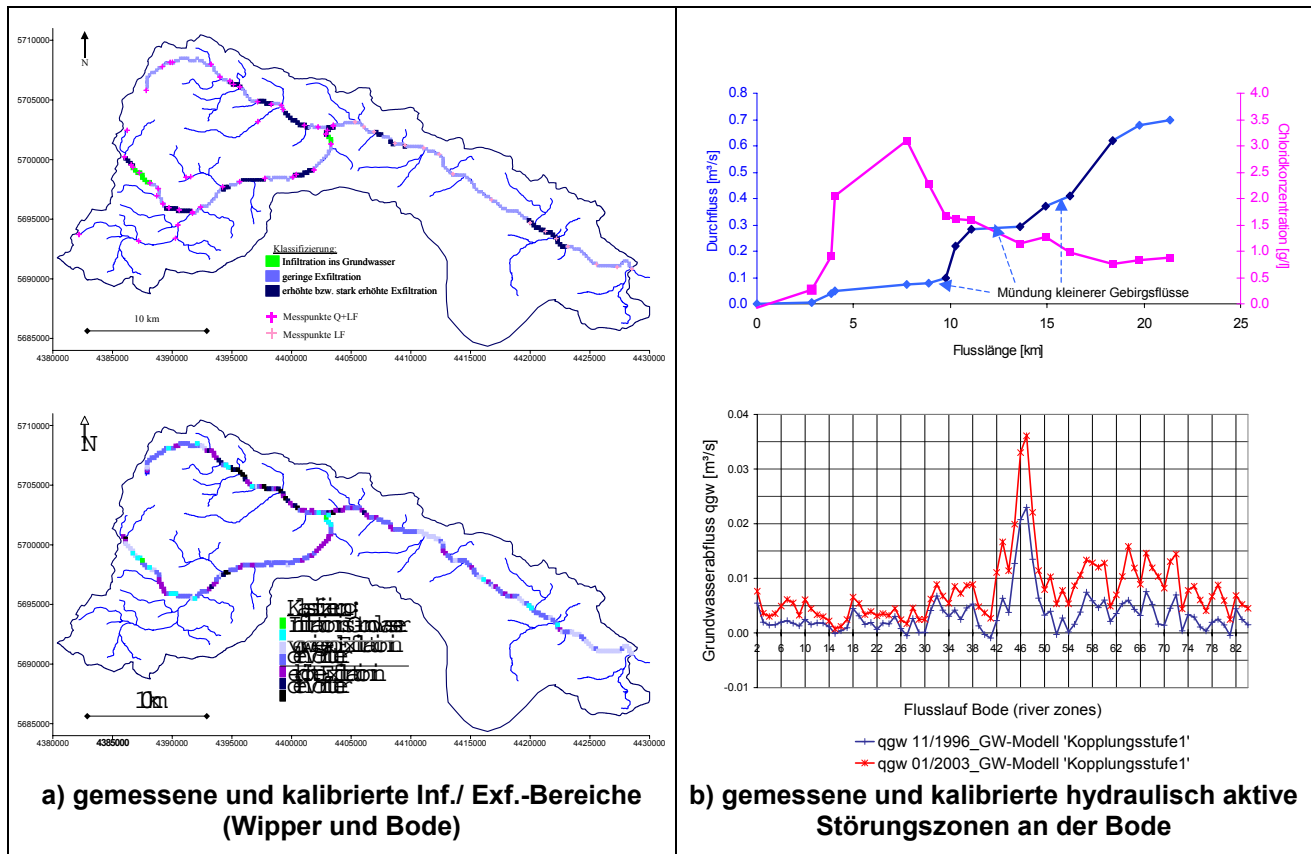


Abbildung 97: Ergebnis der Grundwassermodellierung: Grundwasserabflusserfassung
 a) Klassifizierung in Infiltrations- bzw. Exfiltrationsbereiche b) Beispiel Flusslauf Bode

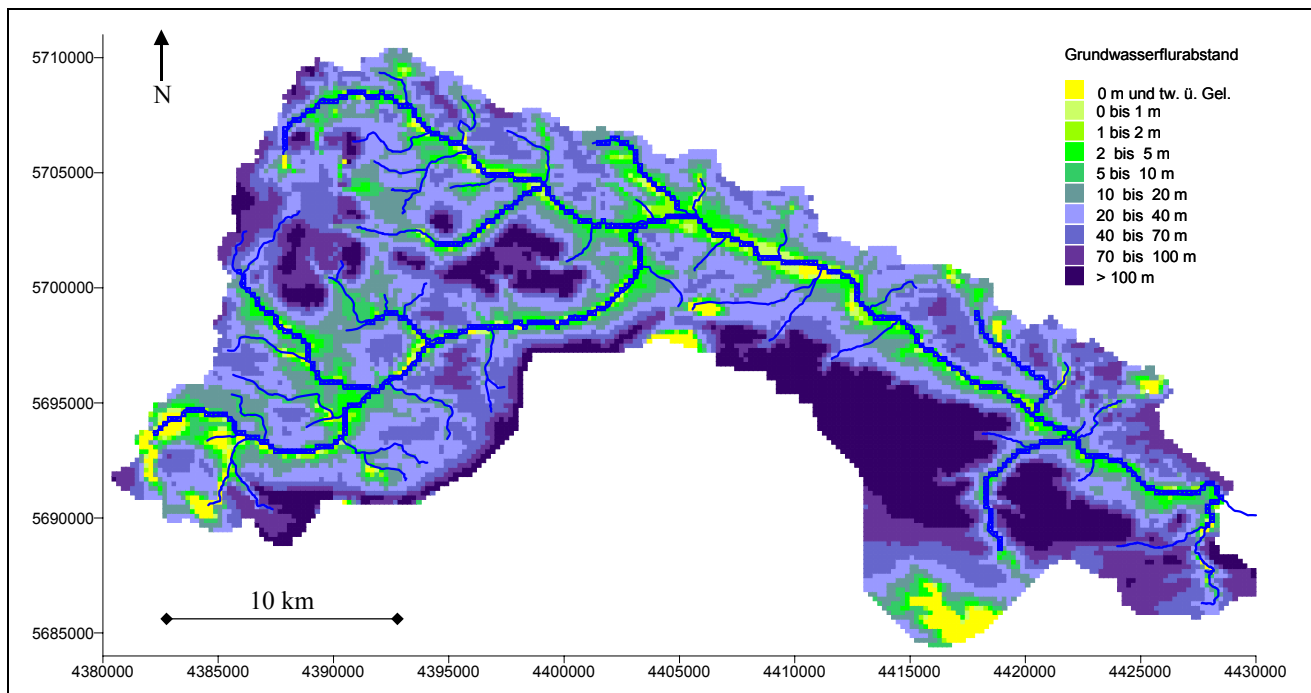


Abbildung 96: Ergebnis der Grundwassermodellierung: flächendifferenzierte Grundwasserflurabstände (Bsp. November 1996)

9 Ergebnisse der gekoppelten Modellrechnungen

9.1 Berechnungsergebnisse

Während das Niederschlags-Abfluss-Modell ArcEGMO auf Speicheransätzen zur überwiegend vertikalen Prozessfassung basiert, erfolgt durch die Kopplung an ein Grundwasserströmungsmodell die Abbildung der vorwiegend horizontalen Grundwasserströmungsprozesse mit dem numerischen 3D-Grundwassermodell MODFLOW auf Basis eines hydrogeologischen Strukturmodells.

Die Kopplung der river zones (Flussrandbedingung im GW-Modell) erfolgt nur an den Flüssen bzw. Flussabschnitten, an denen die hydraulische Anbindung an das Grundwasser gegeben ist. Die entsprechenden Bereiche des Fließgewässernetzes wurden vorher durch Gebietsuntersuchungen sowie separate Testrechnungen des Grundwassermodells ermittelt (s. Kapitel 4.2.4). Für alle anderen Gewässerabschnitte wird kein Grundwasserzufluss berechnet.

Die zeitschrittweise Übergabe der Kopplungsgrößen Grundwasserneubildung je grid (und Flusswasserspiegel im river zone) vom NA-Modell an das Grundwassermodell führt im Grundwassermodell zu einem sehr dynamischen Prozess, der sich aus der Überlagerung der Wechselwirkungen zwischen Niederschlagsgeschehen und Abflussbildung im Gewässer einerseits sowie Niederschlagsgeschehen und Grundwasserneubildung andererseits zusammensetzt. Die Berücksichtigung aktueller Grundwasserstände verändert außerdem die Mächtigkeit der ungesättigten Zone und führen somit zu im NA-Modell abzubildenden, veränderten Abflussbedingungen.

Durch die gekoppelte Modellierung konnte somit der innerjährliche verzögerte Basisabflussgang erfasst werden.

Die Funktionalität der Modellkopplung kann zunächst an dem Vergleich zwischen gemessenen Wasserspiegeln am Pegel Hachelbich und einer zugehörigen river-zone-Zelle gezeigt werden (Abbildung 97a). Im Vergleich zur Ganglinie einer Grundwassermessstelle zeigt sich, dass ein Kopplungszeitschritt von 1 Tag für das gekoppelte Modell zu plausiblen Ergebnissen führt ((Abbildung 97b).

Die nachfolgenden Auswertungen fokussieren vor allem auf die Zielstellung der Kopplung, durch Abbildung und Bilanzierung der grundwasserbürtigen Gewässerzuflüsse (qgw) letztendlich ungesteuerte (resp. geogene) Chlorideinträge quantifizieren zu können.

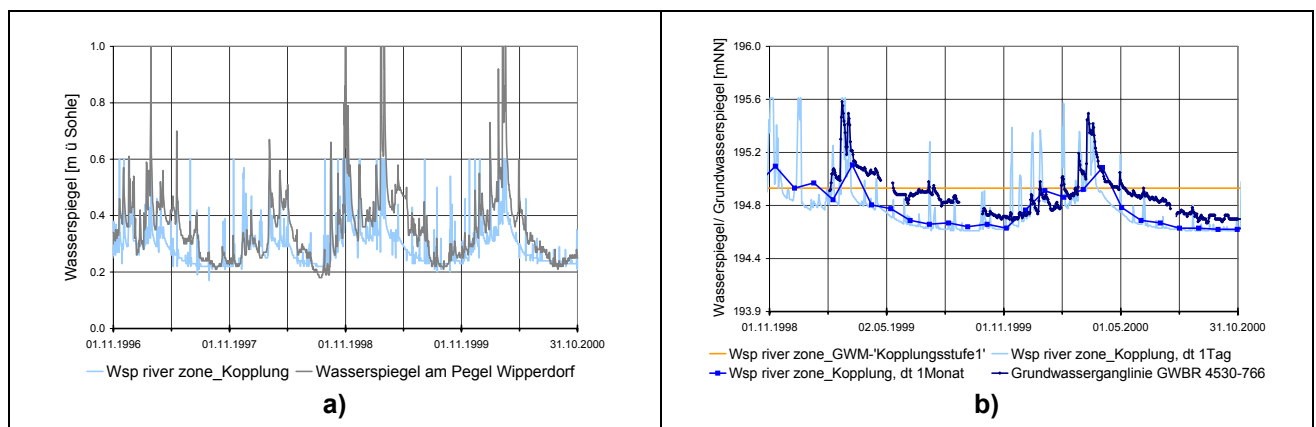


Abbildung 97: Ergebnis der Kopplung: Abbildung der stark schwankenden Flusswasserspiegel:
 a) Gegenüberstellung zu gemessenen Wasserspiegeln;
 b) Verifizierung mit flussnahen Grundwasserganglinien

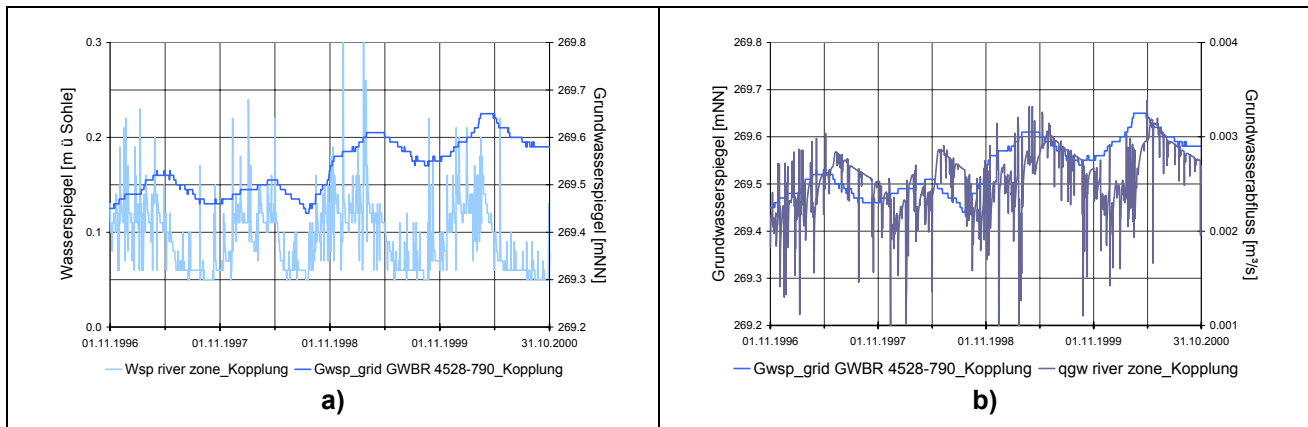


Abbildung 98: Ergebnis der Kopplung: Darstellung der verbesserten Erfassung des Grundwasser-Fließgewässer-Gradienten für den Grundwasserabfluss durch gekoppelte Wasserspiegel:
 a) Wasserspiegel – Grundwasserspiegel; b) Grundwasserspiegel - Grundwasserabfluss

So kann durch die gekoppelte Modellierung die Dynamik des Grundwasserstroms in das Gewässer in seiner zeitlichen und räumlichen Dimension wiedergegeben werden. Die Abbildung 98b zeigt deutlich, wie die veränderten Grundwasserstände (Gwsp_grid) mit einer zeitlichen Verzögerung als Grundwasserzuluß in das Gewässer (qgw river zone) wirken.

Durch die gekoppelte Modellierung können im NA-Modell auch zeitlich hochaufgelöst die Zusammenhänge zwischen Grundwasserneubildung und Grundwasserständen abgebildet werden. Die wechselnde Grundwasserneubildung (Übergabe aus dem NA-Modell) bildet sich in der Dynamik der Grundwasserstände ab (Abbildung 99a), die wiederum zu zeitlich versetztem Grundwasserabfluss ins Gewässer führen (Abbildung 99b).

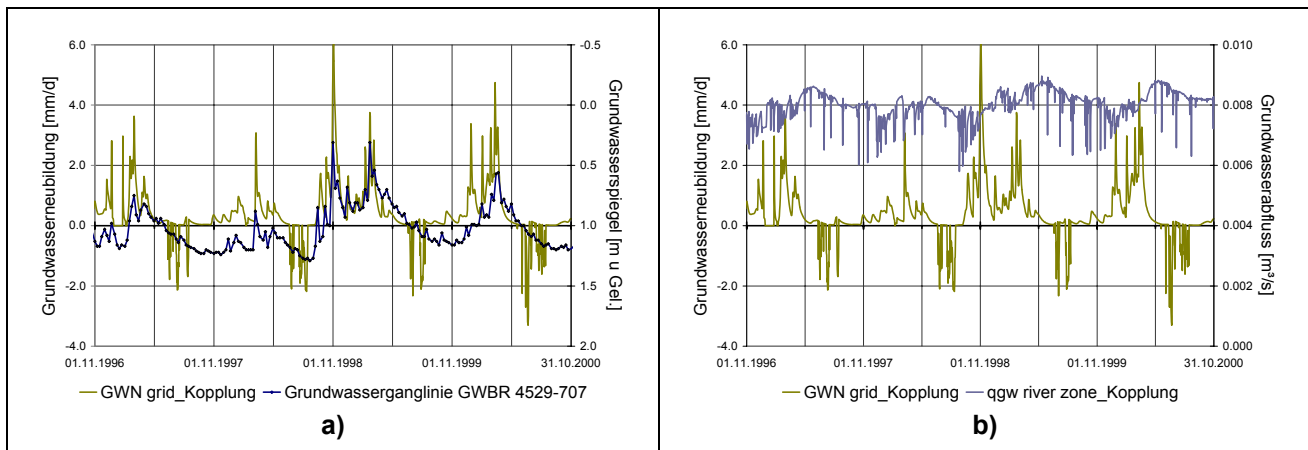


Abbildung 99: Ergebnis der Kopplung:
 a) Gekoppelte Grundwasserflurabstandsermittlung für die zeitlich und räumlich hochaufgelöste Modellierung von Grundwasserneubildungs- bzw. Zehrungsprozessen (Grundwasserneubildung – Grundwasserspiegel);
 b) Hochaufgelösten Erfassung des Grundwasserabflusses als Ergebnis der hydrologischen-hydrogeologischen Wechselwirkungen (Grundwasserneubildung – Grundwasserabfluss)

Im Weiteren wurden Modelltests mit und ohne dem SlowComp-Ansatz durchgeführt, um die Wirkung der Transferzone adäquater abbilden zu können (s. Kap. 7.3.3.2). Der Modellansatz zur Abbildung der sogenannten Transferzone in der Modellkopplung bewirkt eine Verringerung der Grundwasserneubildungsmengen durch die Abspaltung des Deckschichtenabflusses als hypodermi-

sche Grundwasserabflusskomponente von den Sickerwasserbildungen und eine Verzögerung der Grundwasserneubildung durch den Ansatz als Sickerwasserspeicherraum. Im Ergebnis der Modellrechnungen stellt sich der Grundwasserabfluss mit dem SlowComp-Ansatz in der Summe teilweise höher und verzögerter dar. Da durch die gekoppelte Modellierung die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen Niederschlagsgeschehen, Zwischenabflüssen und Grundwasserabfluss erfasst werden, kann mit diesem Ansatz eine differenzierte Verzögerung des Grundwasserabflusses im Vergleich zur unmittelbaren Übergabe der Sickerwassermenge auf die Grundwasseroberfläche erreicht werden, wie es ohne Transferzonenmodell der Fall ist. Insgesamt ergeben sich mit der Rechnung des Transferzonenmoduls bessere Modellergebnisse. So passte sich die Dynamik des Grundwasserzuzufusses am Pegel Hachelbich mit dem SlowComp-Ansatz wesentlich besser an den gemessenen Abflüssen an als ohne SlowComp-Ansatz (Abbildung 100). Lediglich in Niedrigwasserzeiten wird mit dem SlowComp-Ansatz der Abfluss überschätzt.

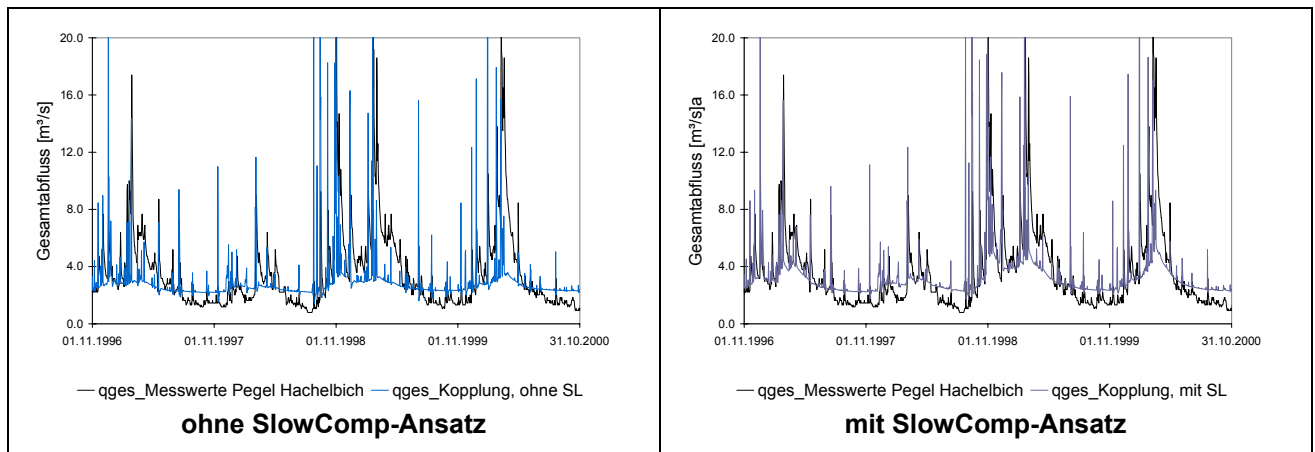


Abbildung 100: Ergebnis der Kopplung Modellierung des Gesamtabflusses (EZG Pegel Hachelbich)

Eine Gegenüberstellung der Grundwasserzuzufüsse (summarisch für das EZG Hachelbich) aus der gekoppelten und der ungekoppelten Modellierung zeigt Abbildung 101 (Monatsmittel- und Tageswerte). Anhand der Monatsmittelwerte ist zu erkennen, dass die mengenmäßige Abschätzung des Grundwasserabflusses (Integral unter den Kurven) zwischen ungekoppelter und gekoppelter Modellierung einander entsprechen.

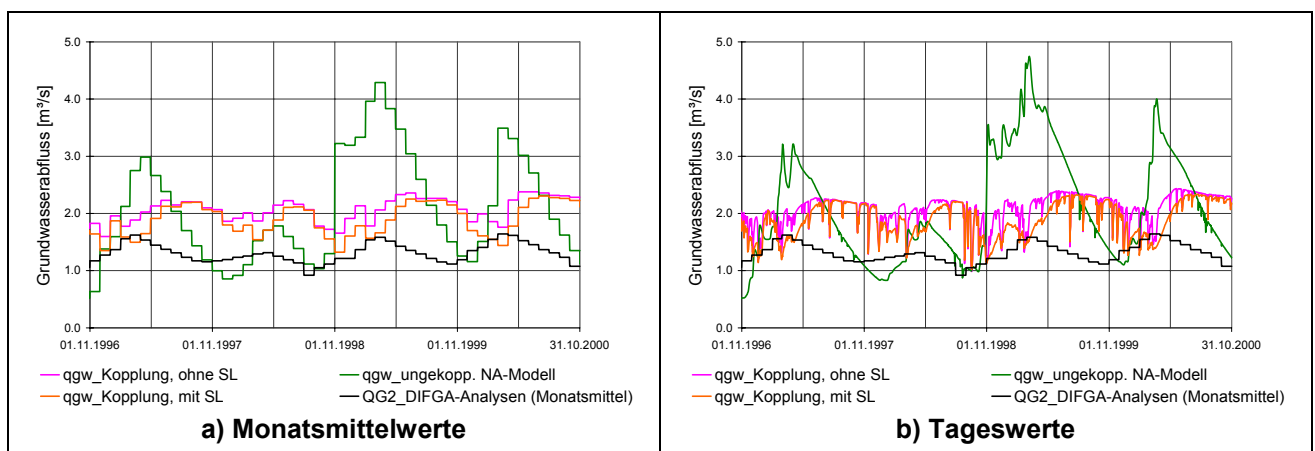


Abbildung 101: Ergebnis der Kopplung: Modellierung des Grundwasserabflusses (EZG Pegel Hachelbich) („SL“ ... SlowComp-Ansatz)

Die Amplitude der gekoppelt ermittelten Grundwasserabflüsse zeigen im Vergleich zu den DIFGA-Analysen eine bessere Anpassung. Allerdings zeigt sich eine zeitliche Verschiebung der Kurven. Analoge Ergebnisse konnten auch mit der Rechnung auf Tagesschrittweite erreicht werden.

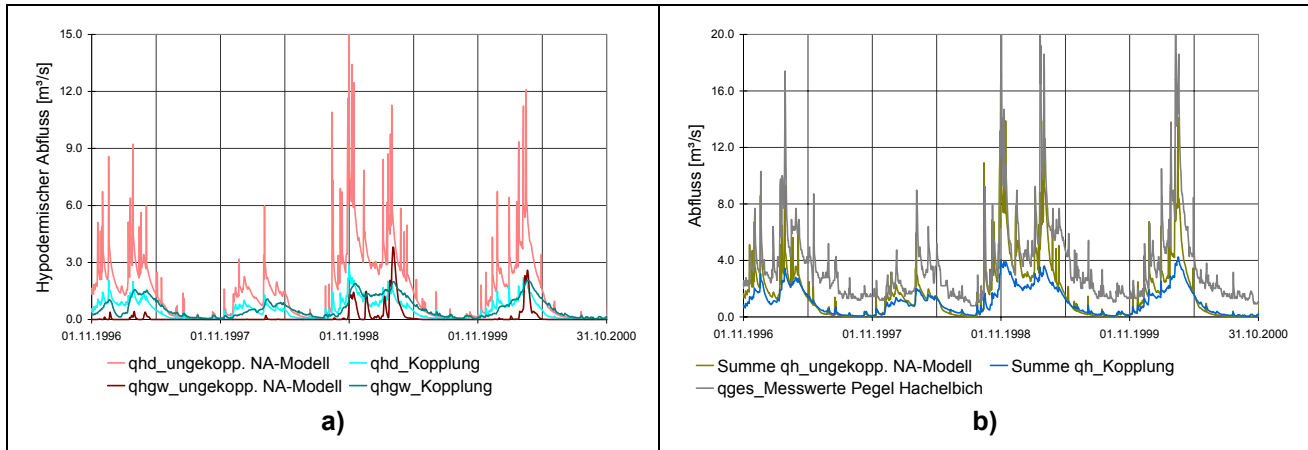


Abbildung 102: Ergebnis der Kopplung: Modellierung des hypodermischen Abflusses (Pegel Hachelbich):
 a) Gegenüberstellung der hypodermischen Abflusskomponenten der NA-Modellierung mit der Kopplung;
 b) Gegenüberstellung der Summen der hypodermischen Abflusskomponenten der NA-Modellierung und der Kopplung mit dem Gesamtabfluss

Die Auswertung der Komponente des hypodermischen Abflusses, summarisch für das Einzugsgebiet des Pegels Hachelbich zeigt Abbildung 102. Auch für diese Abflusskomponente konnte mit der gekoppelten Modellierung die Dynamik gegenüber der ungekoppelten Rechnung nachvollzogen werden. Dass sich die Komponente qhd mit der gekoppelten Modellierung verringert, muss auf den zeitweise höher abgebildeten Abflussanteil qgw zurückgeführt werden. Auch zeigt sich daran, dass der SlowComp-Ansatz, der für die Separation der Abflussanteile qhd und qgw eingesetzt wird, hier noch weiterer Anpassung bedarf. Am Vergleich des Grundwasserabflusses mit gemessenen Grundwasserganglinien (Abbildung 103) lässt sich jedoch zeigen, dass der errechnete zeitliche Verlauf des qgw der gemessenen Grundwasserdynamik durchaus entspricht. Zu diesen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gesamtkalibrierung des gekoppelten Modells hier noch nicht erfolgte.

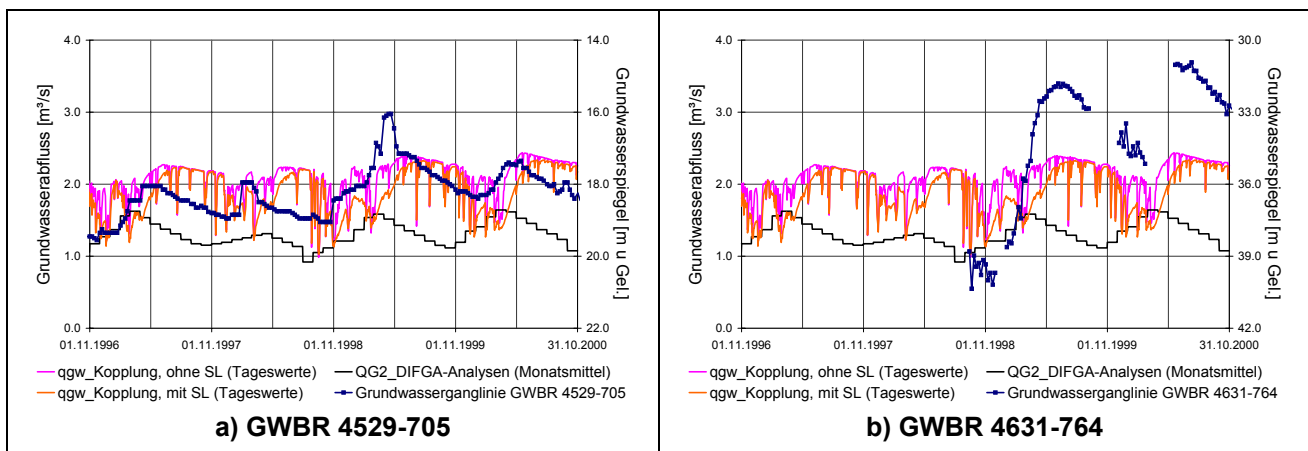


Abbildung 103: Verifizierung des Grundwasserabflusses (Pegel Hachelbich): Grundwasserspiegelmessungen im Hauptgrundwasserleiter

9.2 Methodische Erkenntnisse zur Modellkopplung

Als wesentliche methodische Erfahrung sich, dass eine Nachkalibrierung bzw. Neuanpassung der an sich sehr gut kalibrierten Modellkomponenten unerlässlich ist. Durch die vielfältigen Prozessüberlagerungen/ -wechselwirkungen wie zum Beispiel:

- der Modellierung des Grundwassersystems mit dem numerischen 3D-Strömungsmodell statt mit dem bisherigen Einzellinearspeicheransatz im Niederschlags-Abfluss-Modell;
- der Berücksichtigung zeitvarianter, gekoppelter Grundwasserspiegel bzw. Grundwasserflurabstände für die Grundwasserneubildungsberechnungen in der durchwurzelten Bodenzone;
- der Verlagerung der maßgeblich grundwasserneubildungsbedingten Basisabflussmodellierung im Grundwassermodell hin zu einem sehr dynamischen Prozess, der sich aus der Überlagerung der Wechselwirkungen zwischen „Niederschlagsgeschehen und Abflussbildung im Gewässer → Wasserspiegelbeeinflussung“ einerseits und „Niederschlagsgeschehen-Grundwasserneubildung → Grundwasserspiegelbeeinflussung“ andererseits zusammensetzt,

ergeben sich völlig andere Abflusskonzentrations- und Abflussbildungsprozesse (s. Abbildung 104).

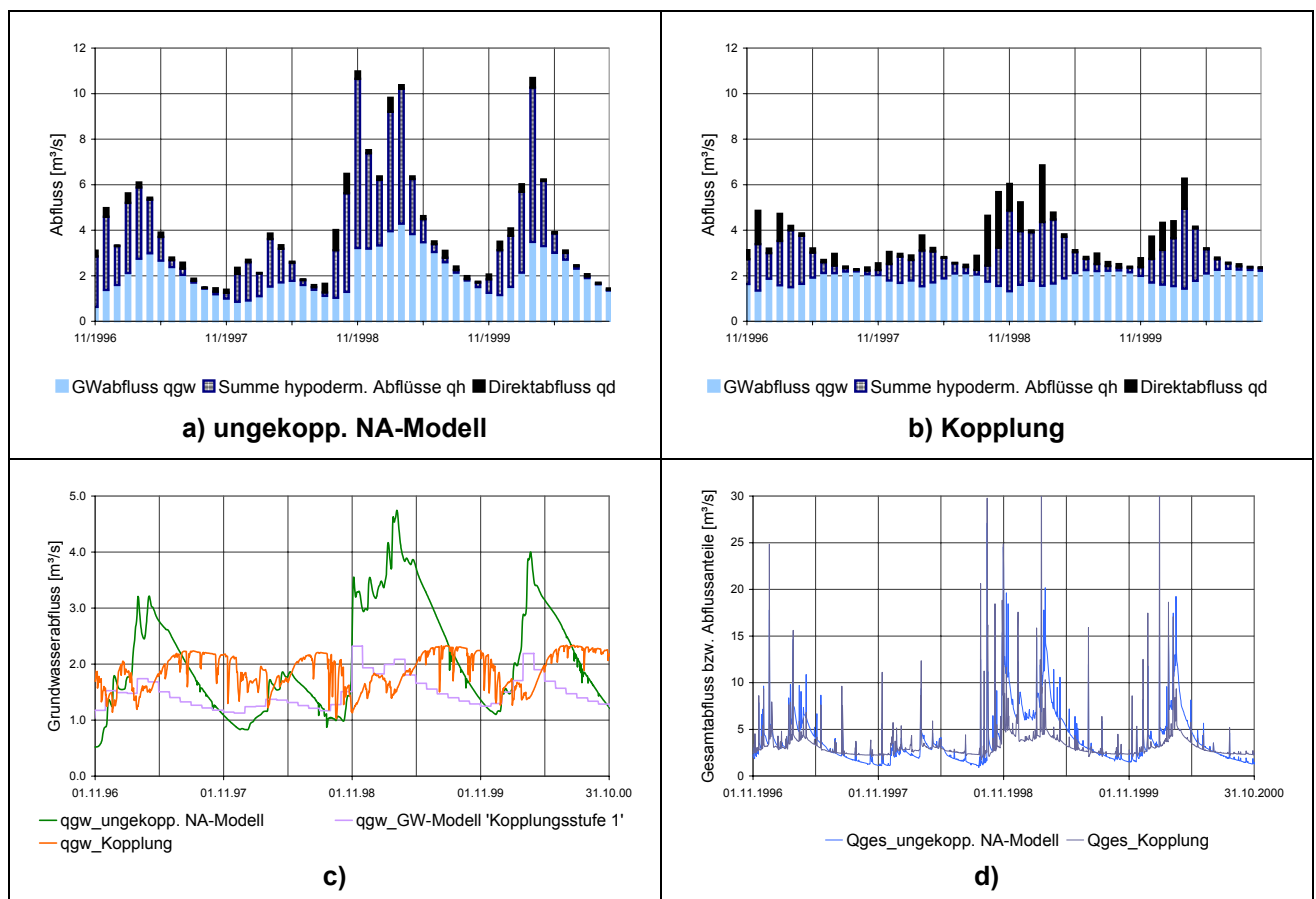


Abbildung 104: Erfahrungen aus der Modellkopplung: stark veränderte Erfassung der Abflussbildungs- und Abflusskonzentrationsprozesse:

a & b) Gegenüberstellung der Abflussanteile am Pegel Hachelbich: NA-Modell – Kopplung;

c & d) Gegenüberstellung der unterschiedlichen Modellabbildungen des Grundwasserabflusses und Aufzeigen der sich daraus ergebenden Notwendigkeit der Nachkalibrierungen in den Teilmodellen

Durch den Kopplungsansatz mit getrennt gehaltenen Modellen ist die Kalibrierung der Modellkomponenten im Kopplungsprozess sehr gut durchführbar. Allerdings konnten diese Arbeiten im Rahmen des Projektes nicht mehr umgesetzt werden, da zunächst einmal das Funktionieren des Kopplungstools an sich maßgebend war. Dieses Bearbeitungsziel wurde sehr gut erreicht, das Kopplungstool wurde erfolgreich getestet und kann somit auch auf andere Modellgebiete übertragen werden. Die gesammelten Erfahrungswerte bilden dabei eine wichtige Grundlage und sind als ein entscheidendes Ergebnis der durchgeführten Kopplungsarbeiten zu betrachten.

Eine möglichst hohe Datenabstimmung im Preprocessing sowie die Anpassung der Teilmodelle an die Kopplungsgrößen erleichtern die Kalibrierungsarbeiten und die Bewertung der Ergebnisse des gekoppelten Modells. Die sogenannte ‚Kopplungsstufe 1‘ zur Kalibrierung des Grundwassermodells mit den Monatssummen der Sickerwassermengen aus dem Niederschlags-Abflussabfluss-Modell bildet eine ganz wichtige Grundlage dafür. Analog ist zukünftig eine im Rahmen des Modellerstellungsprozesses durchzuführende offline-Kalibrierung des NA-Modells mit den Flurabstandsganglinien des Grundwassermodells anzustreben.

Neben der Notwendigkeit der Nachkalibrierung der Modellkomponenten ergaben sich im Hinblick auf die Verschneidung und Kopplung der Fließgewässerabschnitte wichtige Erfahrungswerte. Die Problematik der durchgeführten Flusskopplung besteht in teilweise zu kleinen Volumenbilanzierungseinheiten für die ArcEGMO-Berechnungen. Durch die 1:1-Verschneidung mit den Flussrandbedingungsstellen des MODFLOW-Grundwassermodells entstehen sehr kurze Gewässerabschnitte (s.a. Kapitel 6.1.5). Die für jeden Gewässerabschnitt separat durchgeführte Volumenbilanzierung aus den einzelnen Abflussanteilen ist teilweise nicht möglich. Die Lösungen werden instabil und resultieren in unrealen Flusswasserspiegeln zur Übergabe an das Grundwassermodell. Im MODFLOW-Grundwassermodell besteht keine Ausgleichswirkung der teilweise stark schwankenden Wasserspiegellagen, da die Flussrandbedingungen keine (Fließ-)Einheit bilden, sondern jede river zone unabhängig voneinander funktioniert (s. Abbildung 105a). Es wird kein Flusslauf abgebildet, sondern lediglich der aus dem Potenzialunterschied unter Berücksichtigung der Kolmationsparameter und der Flussgeometrie je river zone resultierende Wasseraustausch mit dem Fließgewässer berechnet. Falsche Wasserspiegellagen führen zum einen zu falschen rückgekoppelten Grundwasserabflüssen und haben zum anderen vor allem sehr weitreichende Auswirkungen auf die Grundwasserströmungsmodellierung. Die Flussrandbedingung hält das durch den Wasserspiegel vorgegebene Potenzial, so dass sich der Grundwasser-Anströmraum quasi danach ausrichten muss. Da in beiden Modellansätzen die Fließgewässerabschnitte unabhängig voneinander bilanziert werden, ist nur durch zusammengefasste Gewässerbereiche und somit genügend große Bilanzierungseinheiten für die ArcEGMO-Modellierung eine Ausgleichswirkung und somit plausible Kopplungsgrößen und Modellierungsergebnisse zu erreichen. Es werden durch eine n:1-Verschneidung mehrere river zones aus dem MODFLOW-Grundwassermodell einem ArcEGMO-Gewässerabschnitt zugewiesen. In der Kopplung wird die Summe der Grundwasserabflüsse $\Sigma Q_{GW, 1...n}$ aus den einzelnen river zones zur Berechnung eines einheitlichen Flusswasserspiegels $h_{F,1}$ im zugehörigen Gewässerabschnitt verwendet. Den river zones wird der gemeinsame Wasserspiegel $h_{F,1}$ in Meter über Sohle übergeben (s. Abbildung 105b). Zusammen mit der Gewässersohlbelegung ist somit im Grundwassermodell ein quasi-Flusslauf erreichbar, der grundlegend für eine vernünftige Modellierung der Grundwasserströmung ist. Gegenüber der ungekoppelten Grundwassermodellierung, wo dies durch eine feste Potenzialvorgabe unabhängig von den Abflussverhältnissen umgesetzt wird, werden nun aber aktuelle, gekoppelte Wasserspiegel und somit ständig sich ändernde Potenziale bzw. Potenzialunterschiede berücksichtigt. Zwar ist durch einen größeren Kopplungszeitschritt auch eine gewisse ausgleichende Wirkung bzgl. der Flusskopplung erreichbar. Da dies aber möglicherweise zu einer Verfälschung der eigentlich relevanten Wechselwirkungsprozesse führen kann, sollte die Zielstel-

lung der Optimierung beim Aufstellen eines guten Verschneidungsmaßes für das zu koppelnde Modellgebiet liegen.

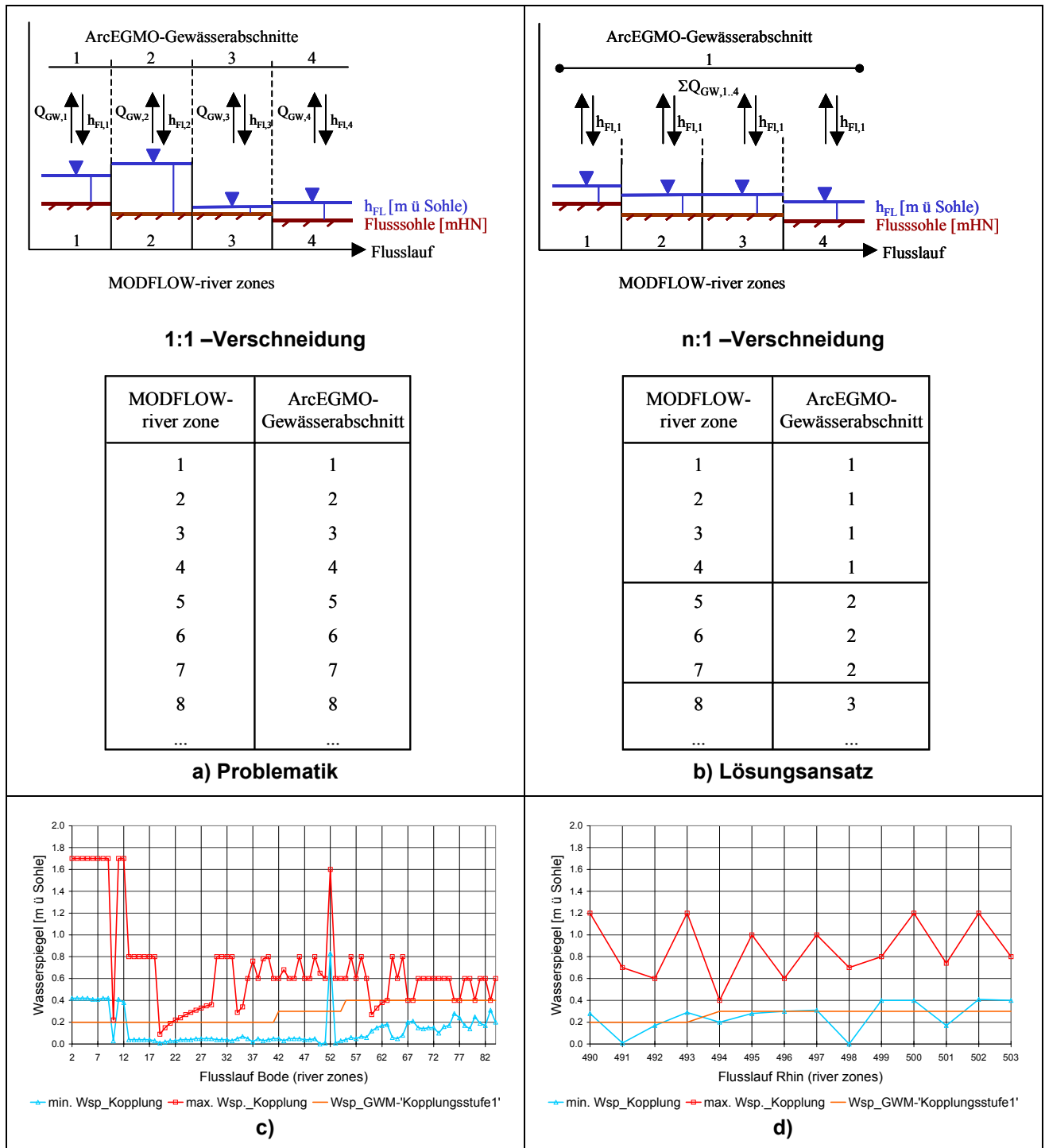


Abbildung 105: Erfahrungen aus der Modellkopplung: Volumenbilanzierungsprobleme bei zu kleinen Bilanzeneinheiten durch die ungünstige Fließgewässerschneidung der Modelle
 a& b) Darstellung der Problematik und Lösungsansatz
 c& d) Beispiele bzgl. der Auswirkungen auf den Wasserspiegelverlauf

Für die hier vorgesehenen Modellanwendungen konnten nicht für alle Gewässer die Profilgeometrien über Vermessungsunterlagen beschrieben werden. Deshalb wurde ein gekoppelter Lösungsansatz des Kalinin-Miljukov-Verfahrens mit einem einfachen Einzellinearspeicheransatz für nicht beschriebene Profilstrecken entwickelt, so dass sich durch die Vernetzung ein komplexes hydrologisches Flussnetzsystem ergibt. Aufgrund zahlreicher Unstimmigkeiten in den nicht vollständig für das Gebiet vorhandenen Daten zu den Gewässerprofilen wurde letztendlich allen Flussabschnitten Kastenprofile zugewiesen und mit dem Einzellinearspeicheransatz gerechnet.

Trotz des Einzugsgebiets-Betrachtungsmaßstabs bilden die sehr hohen Anforderungen an Daten- und Kenntnisgrundlagen hinsichtlich der Parametrisierung der Fließgewässer in beiden Modellkomponenten eine wesentliche Erfolgsgrundlage. Das gekoppelte Flussgebietsmodell liefert gewissermaßen das Werkzeug zu einer sehr hohen Prozessauflösung der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Fließgewässer; die sehr sensitiven Prozesse können aber nur durch eine sinnvolle Parametrisierung auch zielführend erfasst werden bzw. resultieren sonst in ggf. völlig verfälschten Modellergebnissen. Die hohe Datenanforderung bzgl. der Fließgewässer wurde aufgrund des Betrachtungsmaßstabes im Sinne einer Großraummodellierung etwas unterschätzt und war allerdings auch nicht weiter zu verbessern im betrachteten Untersuchungsgebiet und im Rahmen der Projektstruktur. Zielführende Ansätze zur Erfassung des Grundwasserabflusses auch in größeren Flusseinzugsgebieten sowohl hinsichtlich der Geländeanalyse als auch zur Umsetzung in der Parametrisierung der Flussrandbedingung im Grundwassermodell wurden aufgezeigt. Trotz des damit verbundenen hohen Zeitaufwandes sind diese Gebietsanalysen und Parametrisierungsarbeiten unabdingbar und zukünftig in den Projektplanungen zu berücksichtigen. Letztendlich zahlen/ rechnen sie sich in plausiblen und stark verbesserten Modellierungsergebnissen wieder aus.

In Zusammenhang mit MODFLOW2000 wird für weitere Modellkopplungsarbeiten eine Verwendung des allgemein gut bewährten WHI-Solvers angestrebt. Dieser wurde erfolgreich bei der separaten Kalibrierung des instationären Grundwassermodells angewandt, konnte im Rahmen der Kopplung aber nicht eingesetzt werden, da er nicht allgemein frei verfügbar ist. Stattdessen musste auf den PCG-Solver für die Kopplungsrechnungen zurückgegriffen werden, der als open source zur Verfügung steht. Für die im Rahmen des Projektes durchgeführte Kopplung von getrennt gehaltenen Modellen über Inputs bzw. Outputs, d.h. das Auslesen definierter Kopplungsgrößen, ist ein Zugriff auf den source code jedoch notwendig. Die Unzulänglichkeit des PCG-Solvers besteht in einer gewissen „Lähmung“ der Grundwasserspiegeldynamik und hat sich auch schon bei anderen Projekten gezeigt.

9.3 Nutzung der Modellkopplung zur Erfassung des ungesteuerten Chlorideintrags

Die folgenden Betrachtungen zur Modellabbildung des ungesteuerten Chlorideintrags beziehen sich auf den Pegel Wipperfurth. Dieser Bezugspegel befindet sich vor dem Auslass des Laugenstapelbeckens Wipperfurth, so dass die Abstoßzugabe bei den Chloridkonzentrationen bzw. -frachten nicht berücksichtigt werden muss. Die Einzugsgebietsfläche des Pegels Wipperfurth beträgt 318 km². Der Pegel befindet sich 29 km oberhalb des Pegel Hachelbich. Die diffusen Sickerwassereinträge der Halden Bischofferode, Sollstedt und Bleicherode und ein Großteil der geogenen Chlorideinträge in die Wipper werden erfasst (s.a. Kapitel 5.4).

Analog der Untersuchungen zum Pegel Hachelbich lässt sich keine eindeutige Abhängigkeit der nicht-steuerbaren Chloridkonzentration von der Wasserführung ermitteln, d.h. aus der Kenntnis des Durchflusses lässt sich nicht die Chloridkonzentration ableiten. Es erfolgt ein ständiger konstanter Chlorideintrag mit dem Basisabfluss (s. Abbildung 106). Außer bei diesen Niedrigwasserführungen existiert keine Korrelation des Gesamtabflusses mit der Chloridfracht (s. Abbildung 107). Vor allem nicht in den Abflussbereichen, in denen der Abfluss zusätzlich bzw. maßgeblich von den hypo-

dermischen Abflussanteilen gebildet wird, d.h. nach stärkeren Niederschlags- und somit Abflussergebnissen, bzw. zu reinen Direktabfluss-/ Hochwasserzeiten. In diesen Abflusszeiten ist von einer Überlagerung der Chlorideintragsprozesse zum einen als Ergebnis der Abflussbildungsprozesse an den komplexen Kalihaldensystemen sowie zum anderen durch geogenen Eintrag über hydraulisch aktive Störungs- und Zerrüttungszonen bzw. durch die sogenannten „Quelltöpfe“ auszugehen (s.a. Kapitel 5.6). Der insgesamt stark erhöhte Frachteintrag weist aufgrund der Eintrags- und Verzögerungsprozesse bzgl. des Abflusses eine hohe Streubreite auf.

Deutlich erkennbar ist eine Verzögerung des Chloridfrachtmaximums gegenüber den Abflussspitzen in der Wipper (s. Abbildung 107a). Dies geschieht in gleichem Maße, wie die Verzögerung der Grundwasserabflusskomponenten in der Modellkopplung gegenüber den Abflussspitzen abgebildet wurde (s. Abbildung 109). D.h. mit den Grundwasserabflusskomponenten q_{hgw} (kurzfristiger Anteil) & q_{gw} (verzögerter Anteil/ Basisabfluss), die nur durch die gekoppelte Modellierung in so hoher zeitlicher Auflösung und vor allem ortsreal erfasst werden, verknüpft mit den Chlorideinträgen aus den Gebietsuntersuchungen, ist eine Erfassung und somit auch Steuerung der Chloridkonzentration und Frachten im Flusssystem der Wipper möglich.

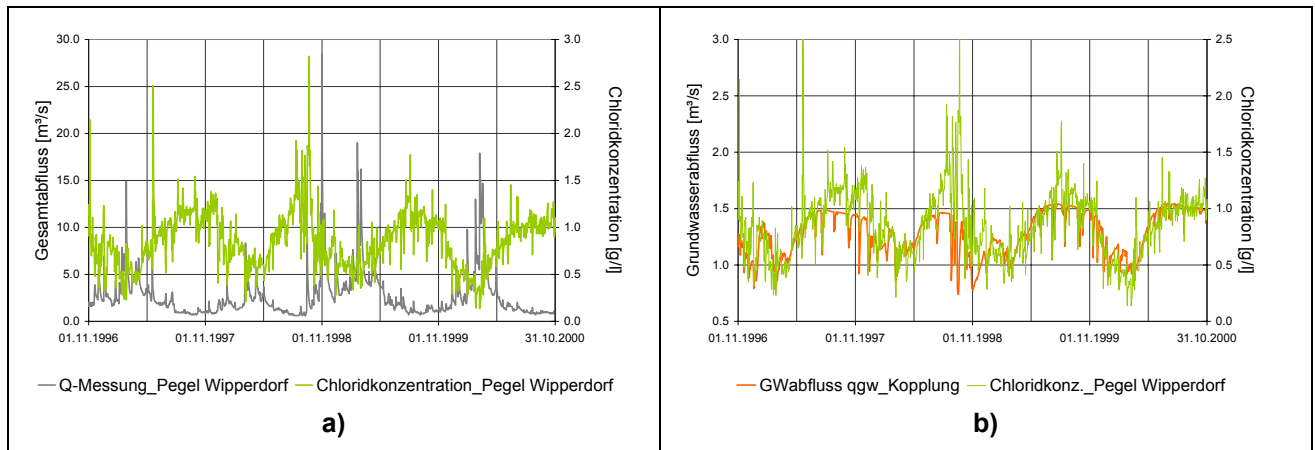


Abbildung 106: Gegenüberstellung der Ganglinien der Chloridkonzentration am Pegel Wipperdorf mit dem Gesamtabfluss (a) bzw. dem Grundwasserabfluss/ Basisabfluss q_{gw} (b)

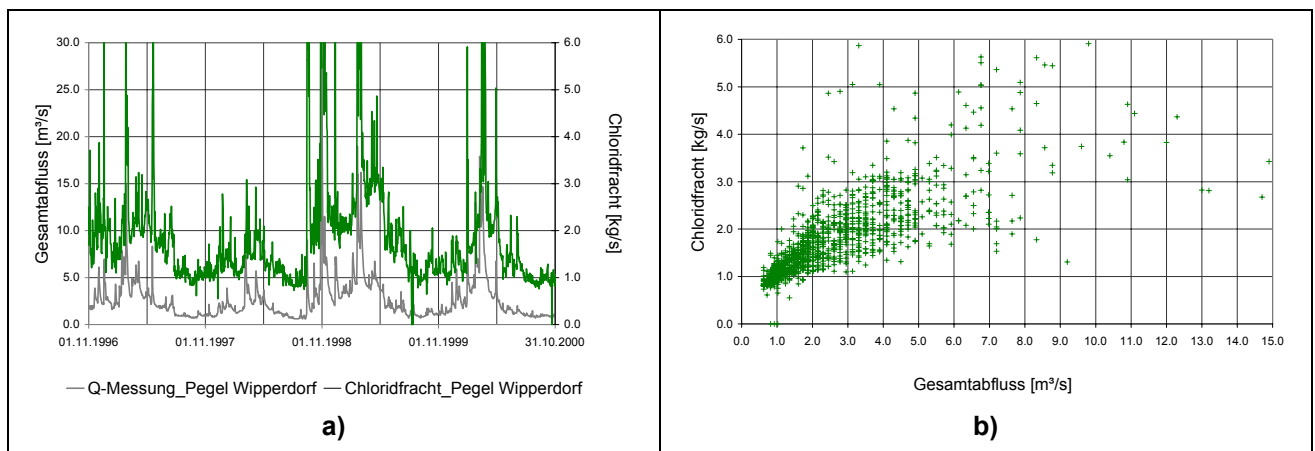


Abbildung 107: Gegenüberstellung der Chloridfracht mit dem Gesamtabfluss am Pegel Wipperdorf: Ganglinien (a) bzw. Korrelation (b)

Im Folgenden sollen die bereits ausführlich in den Gebietsuntersuchungen zur Gewässerversalzung dargestellten Erkenntnisse und Ergebnisse zu den ungesteuerten Salzeinträgen zusammengefasst

werden, um diesen Modellansatz zur Erfassung der ungesteuerten Chlorideinträge mit dem gekoppelten Flussgebietsmodell zu begründen.

Der Großteil des Haldenabflusses erfolgt in den oberen Lockerschichten und der Mantelzone der Halde (s.a. Kap. 5.2, Abbildung 41b). Fällt Niederschlag auf die Halde, so drückt dieser durch seine Auflast die gespeicherte Haldenlauge verstärkt aus dem Haldenfuß heraus. Die Gravitation führt zum langsamen Leerlaufen der Poren des Haldenmantels, so dass der Lösungsaustritt auch bei längeren Trockenzeiten nicht versiegt. Insgesamt werden die Niederschlagsereignisse nur mäßig lange verzögert. Wie in der Abbildung 108a am Beispiel der Halde Bischofferode ersichtlich ist, kann von einer Verzögerung von ca. 0-14 d zwischen Niederschlagsinput und Lösungsaustritt ausgegangen werden, eine „Verwaschung“ und Verzerrung der Ereignisabläufe findet somit beim Durchtritt durch die Halde nicht statt (SCHMIDT, 2003). Die nahezu unverzögerten Frachtspitzen in der Abbildung 109 ergeben sich aus den Anteilen des schnellen hypodermischen Haldenabfluss aus den Locker- und oberen Mantelschichten sowie direktem Oberflächenabfluss bei Starkregenereignissen oder Schneeschmelze, die nicht über die Fassungsgräben erfasst werden. Ein oberflächenfernere Teil des Haldenabflusses gelangt unter dem Fassungsgraben hindurch in den oberen Grundwasserleiter und entlastet als gering verzögerte Grundwasserabflusskomponente über die Deckschichten und Auesedimente in die Vorfluter. D.h. weder im Haldenkörper noch durch die bevorzugten Migrationsprozesse in den gut wasserwegsam oberflächennahen Grundwasserleiterschichten kommt es zu einer übermäßigen Abflussverzögerung, sondern es kann von einer schnellen Abflussbildung und diffusen Entlastung in die nahegelegenen Vorfluter ausgegangen werden. Dies wird in der Modellkopplung vor allem durch die hypodermische Abflusskomponente abgebildet, die den Deckschichten und oberflächennahen kurzfristigen Grundwasserabfluss erfasst. Desweiteren bewirkt der ständige Lösungsaustritt unter den Halden verbunden mit der Salzfahnenbildung im Buntsandsteingrundwasserleiter einen stark versalzenen Basisabfluss im Abstrombereich der Halden. Somit lässt sich der Direkteintrag der Haldensickerwässer in die Vorfluter der Summe der Grundwasserabflusskomponenten, die sich aus dem kurzfristigen Anteil q_{hgw} (Deckschichten- und oberflächennaher Grundwasserabfluss) sowie dem verzögerten Anteil q_{gw} (Basisabfluss) in der Modellkopplung ergibt, zuordnen. Der geogene Chlorideintrag erfolgt im Wesentlichen über den Basisabfluss und weist eine Verzögerung auf, da er nicht so maßgebend niederschlagsbestimmt ist und mehr der GW-Fließgewässer-Wechselwirkung folgt (s. Abbildung 108b).

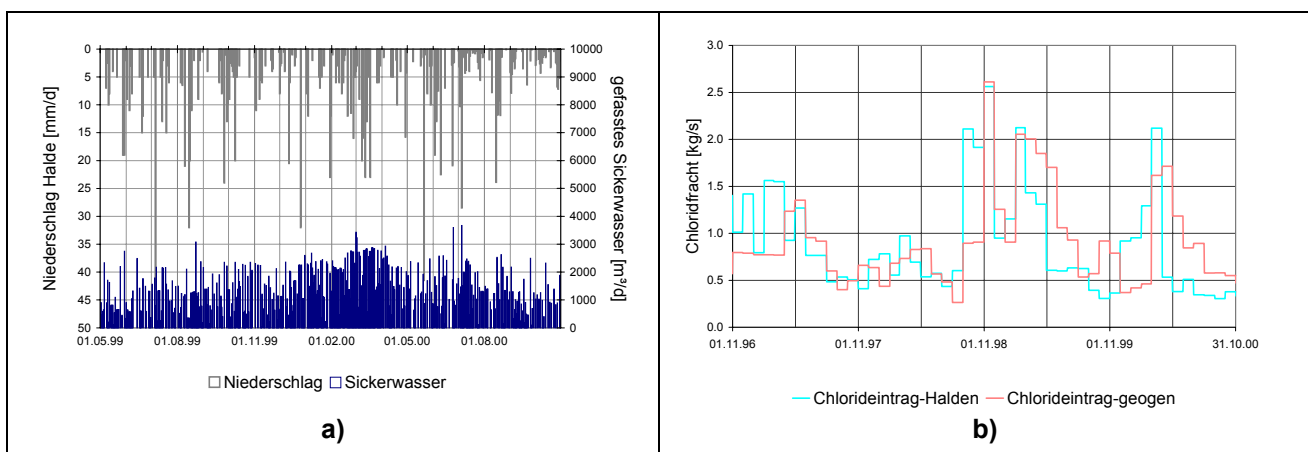


Abbildung 108: Analyse des Eintragsverhaltens der ungesteuerten Salzzutritte in die Vorfluter
a) Darstellung des relativ schnell reagierenden Wasserhaushalts der Kalihalden nach Regenereignissen sowie des ständigen Sickerlösungsaustritts (Bsp. Halde Bischofferode; Darstellung des Lösungsaustrittsverhaltens über die Fassungen)
b) Ganglinien der Chlorideinträge: Haldensickerwässer & geogener Eintrag (Pegel Wipperdorf)

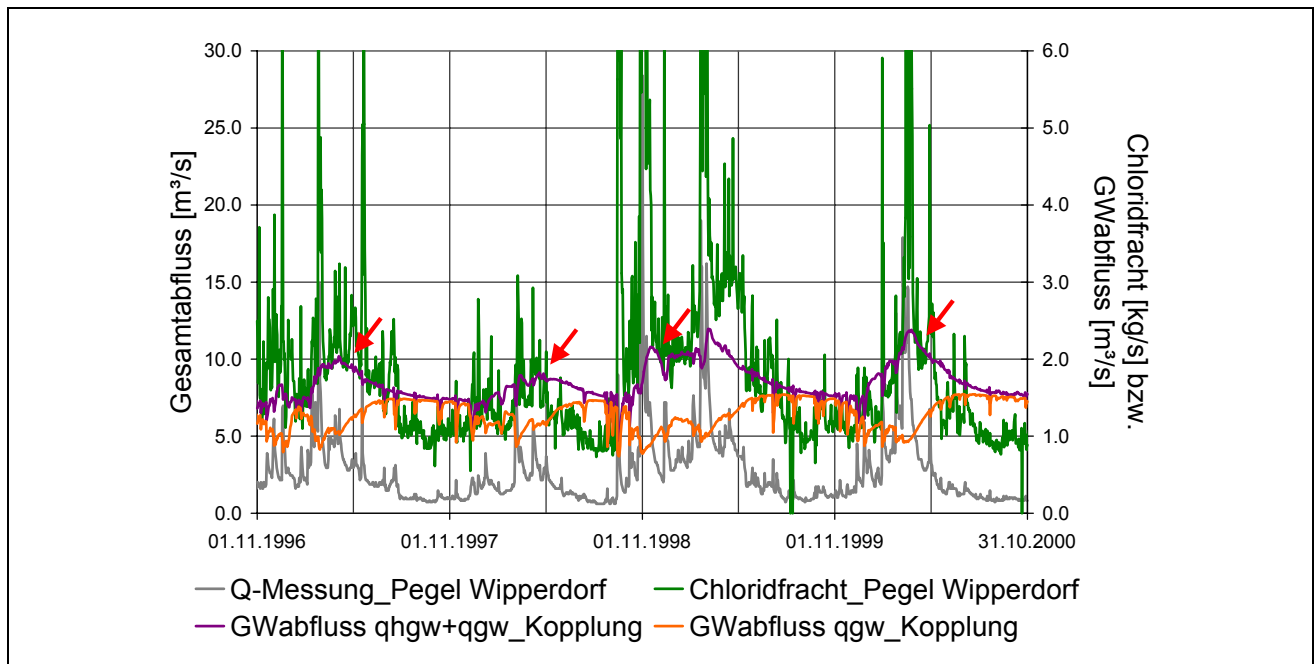


Abbildung 109: Gegenüberstellung der gemessenen Chloridfracht sowie des Gesamtabflusses mit den Grundwasserabflusskomponenten qhgw (kurzfristiger Anteil) & qgw (verzögerter Anteil) bzw. der Summe qhgw+qgw

Mit der gekoppelten Flussgebietsmodellierung ist die Erfassung des zumeist oberflächennahen Chlorideintrags im Abstrom der Halden über die quartären Auesedimente und Deckschichten/ Verwitterungsschichten bzw. die oberen Buntsandsteinzonen sowie des geogenen Eintrags als Ergebnis der Wechselwirkungen zwischen Niederschlagsgeschehen, Gewässerabfluss und Grundwasserinfiltration ins Gewässer möglich.

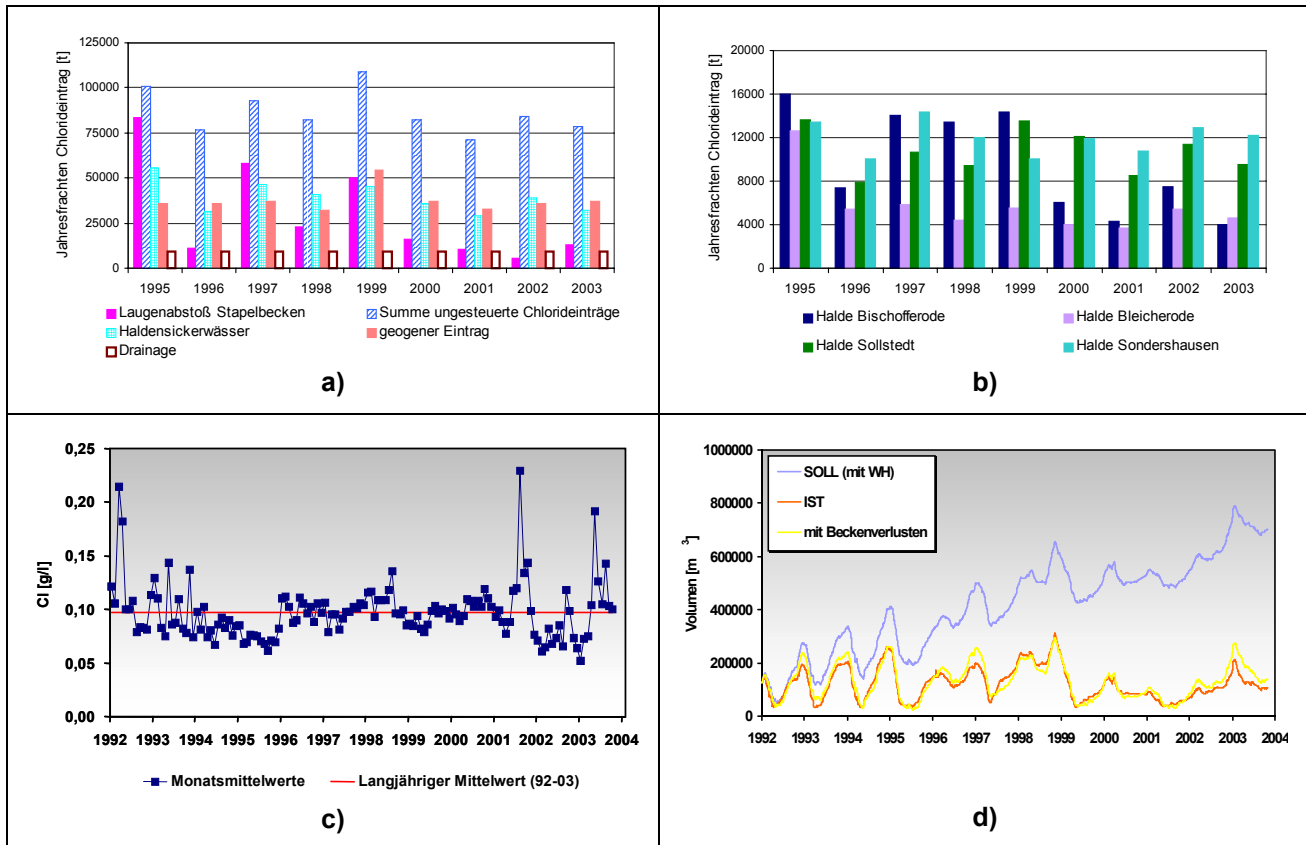
Im Hinblick auf die weiteren Untersuchungen konnte sowohl zum einen die sehr gute Modellerfassung des kurzfristigen verzögerten Grundwasserabflusses (qhgw) als auch die, durch die bisher nicht durchgeführte Kalibrierung des gekoppelten Gesamtmodells, bestehenden diversen Defizite aufgezeigt werden (z.B. im Frühjahr 1999). Bezüglich des verzögerten Grundwasserabflusses (qgw) konnte durch die Gegenüberstellung mit der gemessenen Chloridkonzentration am Pegel Wipperfurth nachgewiesen werden, dass diese Abflusskomponente in ihrem Verlauf sehr gut und eben auch nur mit dem gekoppelten Flussgebietsmodell abgebildet wird (s.a. Abbildung 106b).

Die bestehenden Notwendigkeiten hinsichtlich weiterer Arbeiten an der Modellkopplung und vor allem der Modellkalibrierung wurden bereits ausführlich diskutiert (s. Kapitel 0). Da also in den derzeitigen Ergebnissen der gekoppelten Modellrechnungen der Abfluss teilweise nicht perfekt abgebildet werden konnte und die Modellierung des Chlorids als Tracer im Fließgewässer sehr sensitiv ist (s.a. weitere Ausführungen im Kapitel 10 zur Stofftransportmodellierung) wären die Modellierungen des gekoppelten Stofftransports zu stark von dem im Niveau zu hohen Grundwasserabfluss, den teilweise fehlenden hypodermischen Abflussanteilen sowie diverser unrealer Abflussspitzen bestimmt. Deshalb wurden die Stofftransportrechnungen zunächst nur mit dem kalibrierten Niederschlags-Abfluss-Modell durchgeführt. Der Chloridinput erfolgt in den Gesamtabfluss, d.h. unabhängig von dem hier vorgestellten Modellansatz der Kopplung an die Grundwasserabflusskomponenten qhgw und qgw. Bezüglich des Gesamtabflusses weist das NA-Modell gute bis sehr gute Kalibrierungsergebnisse auf (s. Kapitel 7.2). Die erweiterte Modellkopplung kann erst nach Behebung der bisher bestehenden Defizite und somit ‚richtigen‘ Erfassung der Abflussanteile erfolgen.

10 Stofftransportmodellierung

10.1 Ergebnisse der Stofftransportmodellierung im Wipper-Einzugsgebiet (Modellraum 2)

Die aufgrund umfangreicher Gebietsuntersuchungen und Prozessanalysen bilanzierten Chlorideintragsterme können mit einer zeitlichen Diskretisierung als Monatswerte (Auflösung begrenzt aufgrund Datengrundlage und/oder Prozessfassung) entsprechend der ermittelten Eintragsstellen in die Vorflutabschnitte abgebildet werden (Abbildung 110).



a) ... Jahresfrachten gesteuerter und ungesteuerter Chlorideinträge; b) ... Jahresfrachten der Haldensickerwässer
c) ... geogene Chlorideinträge am Pegel Bernterode; d) ... SOLL-/IST-Vergleich der Beckenzuläufe (gefasstes Haldensickerwasser) des Laugenstapelbeckens Wipperdorf.

Abbildung 110: Stoffeinträge aus Halden und Laugenstapelbecken

Mit den verfügbaren und ausgewerteten Angaben zu den unterschiedlichen Eintragspfaden bzw. Eintragsmengen war es möglich, detaillierte Stofftransportsimulationen im Raum 2 durchzuführen. Die Abbildung 111 zeigt, dass die Dynamik der Chlorid-Ganglinie in Wipperdorf bzw. Hachelbich mit dem gewählten Modellansatz (Einzellinearspeicheransatz) wiedergegeben werden kann. Innerhalb der Eingangsdatenbasis bzgl. der Eintragsbedingungen standen in einigen Bereichen der täglichen Konzentrationsberechnung Eingangswerte im Monatszeitschritt gegenüber, die aber jedoch zu den Frachten an den Pegeln durchaus übereinstimmend sind. Für den diffusen Grundwasserzutritt wurde eine geogene Hintergrundkonzentration entsprechend der Konzentrationsmessungen am Pegel Bernterode (s. Abbildung 110c) angesetzt. Der Pegel Bernterode charakterisiert ein Einzugsgebiet, das weder durch geogenen Chlorideintrag über Störungszonen noch durch anthropogene Versalzung beeinflusst ist.

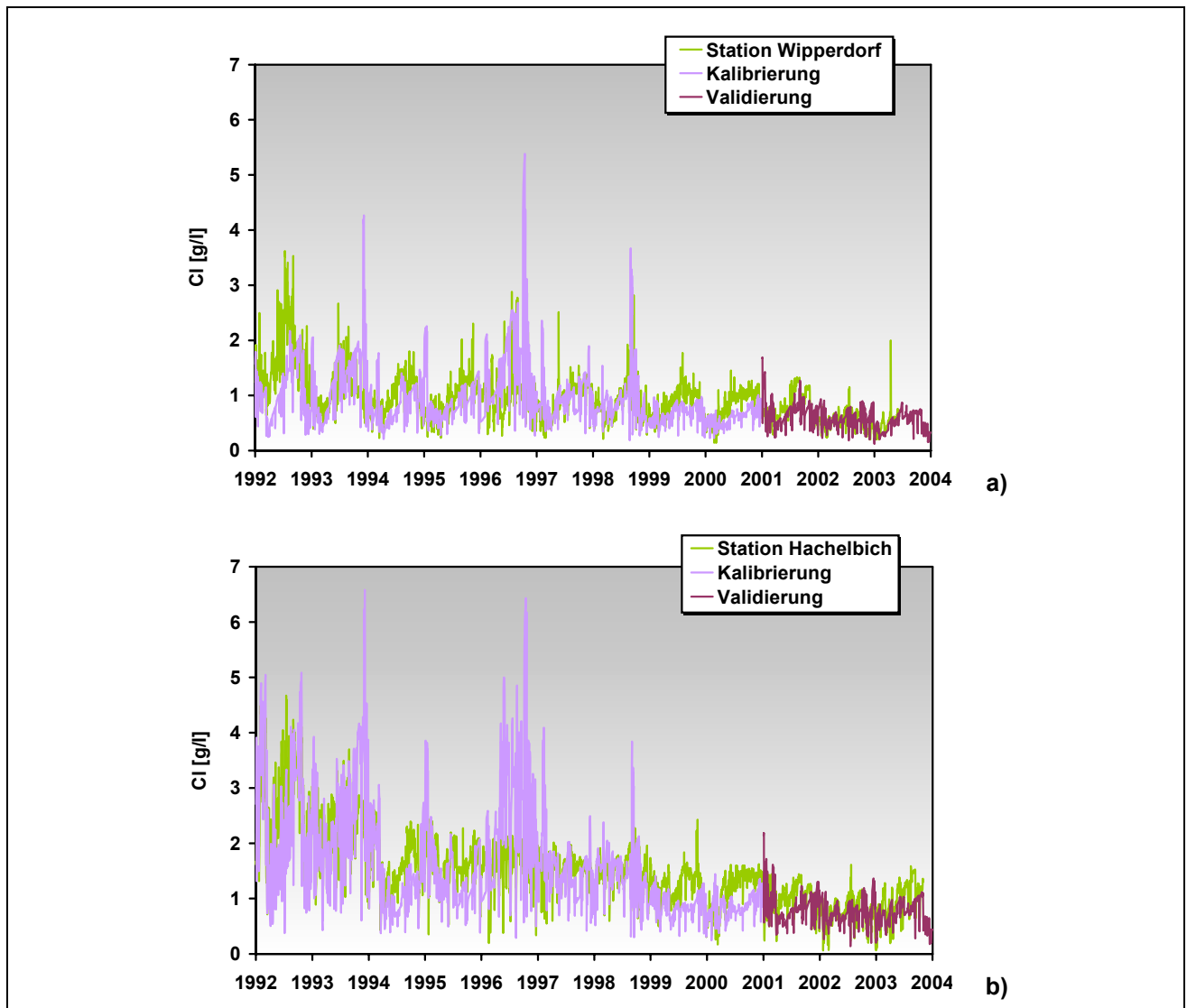


Abbildung 111: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen (1995-2004):
a) Pegel Wipperdorf; b) Pegel Hachelbich

Bzgl. des Abstosses aus dem Laugenstapelbecken Wipperdorf bzw. SDH wurden die Auswertungen gemäß Abbildung 110a) und b) in Ansatz gebracht.

Mit diesen Angaben wurde das Niveau der gemessenen Cl-Werte bei der Simulation gut erreicht (s. Abbildung 111). In einigen Jahren konnte die Ganglinie nur mäßig gut wiedergegeben werden, jedoch muss hier der Gesamtkontext auch in Bezug auf die Durchflusssimulation betrachtet werden. Im Jahr 1996 bspw. wurden die Durchflüsse häufig unterschätzt, was bei der Konzentrationsberechnung letztendlich zu einer Erhöhung der Cl-Konzentration führte. Entgegengesetztes Verhalten zeigen die Jahre 1999 und 2000. Hier stehen zu hohe Durchflusswerte zu geringen Konzentrationswerten gegenüber.

Schaut man sich hingegen die gemessenen und berechneten Cl-Frachten an (s. Abbildung 112), so stimmten die Jahresfrachten der Periode 1995-2003 recht gut überein. Das Gesamtfrachtaufkommen der berechneten Werte dieser Periode lag bei ca. 96% der insgesamt gemessenen Menge (Abbildung 112; Input Frachtaufkommen: 1033420 t, Output Frachtaufkommen: 995162 t).

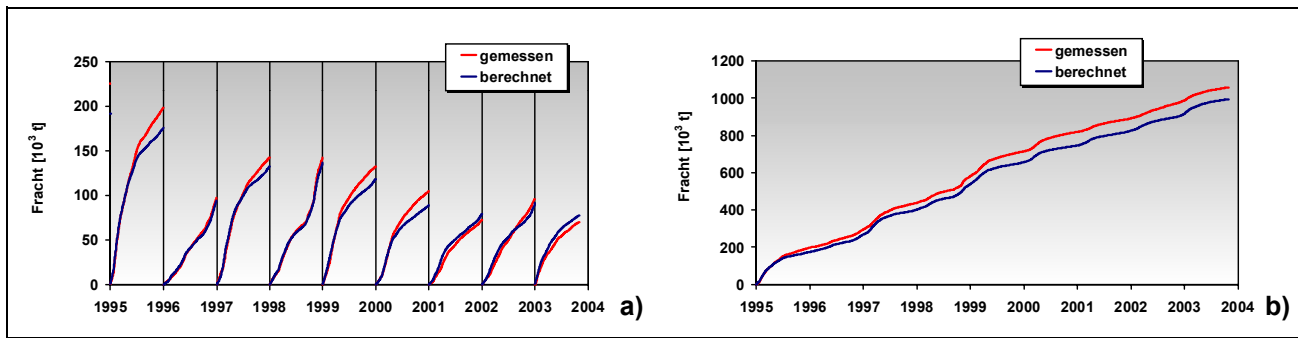


Abbildung 112: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridfrachten am Pegel Hachelbich: (a) Jahresfrachten; b): Gesamtfracht

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Dynamik auf der Steuerstrecke zwischen den Stationen Wipperfording und Hachelbich noch nicht in vollem Umfang erklärt werden kann, da die beiden Kurven, wie in Abbildung 112 zu sehen, nicht immer simultan verlaufen. Dies muss auf die Dynamik der ungesteuerten Zutritte zurückzuführen sein. Weitere Untersuchungen hinsichtlich der diffusen Zutritte sind deshalb angeraten. Hinzu kommt, dass weitere industrielle Einleitungen, die nicht direkt den hier beschriebenen Kalihalden zugeordnet werden konnten (bspw. DEUSA, etc.), unberücksichtigt bleiben mussten, da hierzu keinerlei Angaben vorlagen. Dies muss sicherlich auch im Hinblick auf die Anwendung des Steuerkonzeptes für das Laugenstapelbecken Wipperfording beachtet werden.

Die Anwendung der gekoppelten Modellierung ermöglicht es nun, die Abflussanteile und damit die Chlorid-Eintragspfade genauer zu quantifizieren. Die Abbildung 113 zeigt die Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Chlorid-Konzentrationen nach der ungekoppelten NA-Modellierung, aufgelöst für das Jahr 2000 an den Pegeln Wipperfording und Hachelbich.

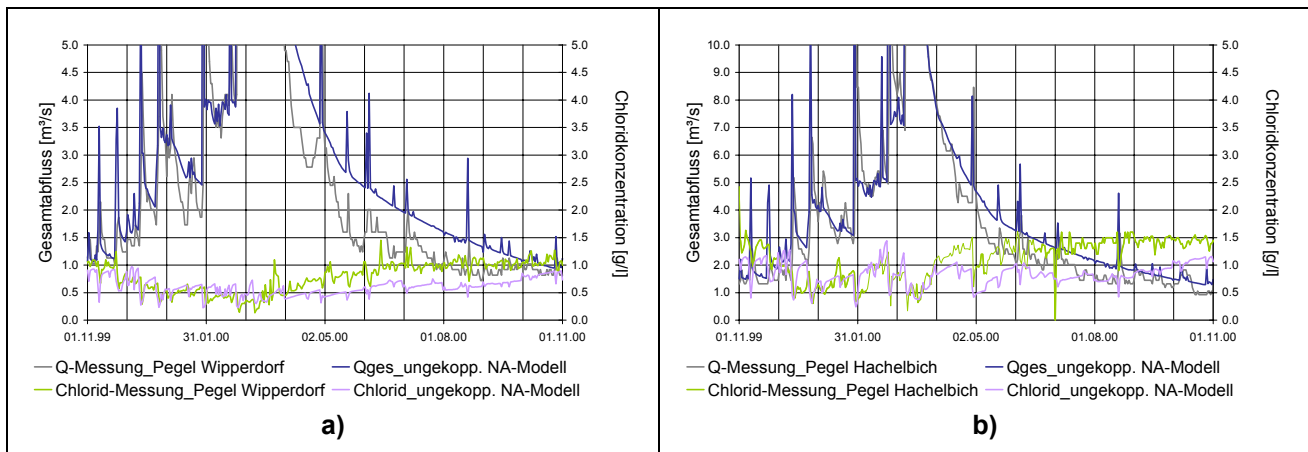


Abbildung 113: Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen und Durchflüsse (Bsp. 2000): a) Pegel Wipperfording; b) Pegel Hachelbich

Demgegenüber zeigt die Abbildung 114 am Beispiel Wipperfording, wie durch Einbeziehung der Grundwasserabflusskomponenten die Chlorideintragssterme differenziert werden können. So kann beispielsweise dem errechneten Grundwasserabfluss q_{gw} über die in der Gebietsuntersuchung ermittelten Chloridkonzentrationen im Grundwasser eine geogene Chloridfracht zugewiesen werden.

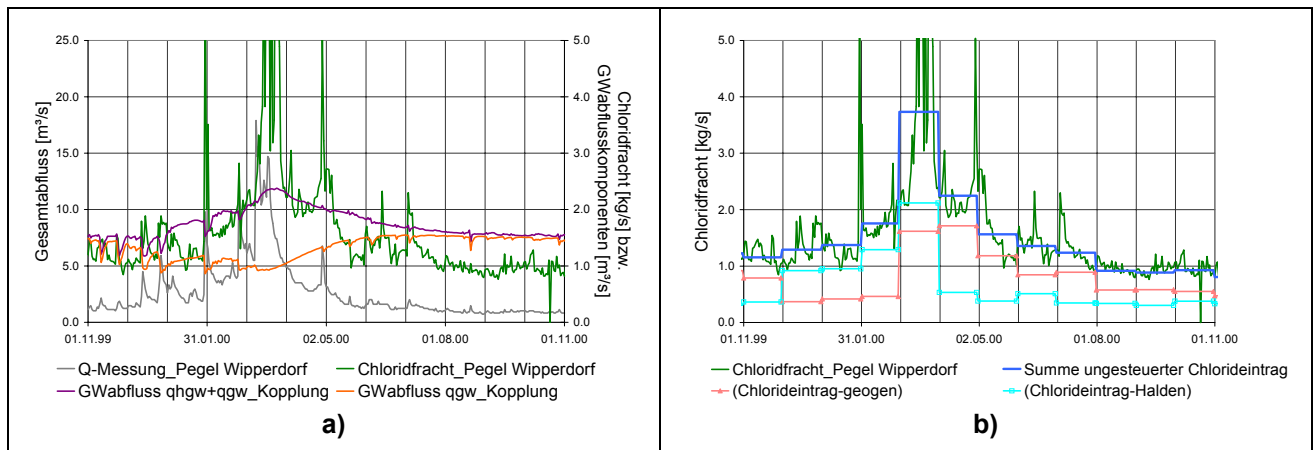


Abbildung 114: Maßgebende Modellgrößen für die Erfassung des ungesteuerten Chlorideintragsverhaltens mit dem gekoppelten Flussgebietsmodell (Ausblick)
a) Grundwasserabflusskomponenten; b) Chlorideintragssterme (Bsp. 2000, Pegel Wipperdorf)

10.2 Auswirkungen des Salzeintrags der Wipper auf die Unstrut (Modellraum 1)

Eine detaillierte Betrachtung der Stofftransportprozesse im Modellraum 1 war nicht vorgesehen und wäre auf Grund der Datenlage auch nicht möglich. Messwerte zu Chlorid in der Unstrut lagen lediglich in unregelmäßigen Abständen als Terminmessungen ab dem Jahr 1995 an fünf ausgewählten Stationen (Bollstedt, Schwerstedt, Thamsbrück, Straußfurt und Oldisleben) vor (www.tlug-jena.de).

Es kann davon ausgegangen werden, dass es im Untersuchungsraum I keine weiteren gesteuerten Salzeinträge gibt. Bei der größtenteils überdeckten Halde Menteroda ist außerdem, auf Grund der geologischen Verhältnisse, von einem nahezu dichten Untergrund auszugehen, so dass die Helbe keinen anthropogenen Salzzustrom erfährt.

Zu den ungesteuerten Chlorideintragsbedingungen des Gesamttraums standen somit nur die Ergebnisse der Gebietsuntersuchungen sowie Prozess- und Bilanzanalysen im Modellraum 2 (Pegel Hachelbich) zur Verfügung. Mit diesen auch bzgl. des Gesamttraums 1 (Pegel Oldisleben) maßgebenden Salzfrachten sollten quantitative Aussagen über die Auswirkungen Pegel Oldisleben abgeschätzt werden.

Auf Grund der geologischen Verhältnisse ist vor allem im zentralen Thüringer Becken mit geogenen Chlorid-Zutritten zu rechnen. Solche wurden durch hydrochemische und Leitfähigkeitsmessungen z.B. von HESSE (1998) ausgewiesen (s. Abbildung 115). Bezüglich der natürlichen Chloridbelastung gelten somit für die Unstrut vor dem Zusammenfluss mit der Helbe und der Wipper ähnliche Bedingungen wie sie im Modellraum 2 am Pegel Bernterode ermittelt wurden (s. Kap. 10.1, Abb. Abbildung 110c). So betrug der langjährige Mittelwert für Chlorid an der Station Straußfurt bspw. 0,088 g/l. Um modelltechnisch den Gesamttraum abbilden zu können, wurde analog der Hintergrundkonzentration im Wipper-Einzugsgebiet eine Konzentration von 0,097 g/l für alle Zuflüsse in die Fließgewässer angenommen.

Mit Hilfe dieser Annahmen wurde die Stofftransportmodellierung auch auf den Gesamttraum ausgedehnt. Wie in der Abbildung 116 zu erkennen ist, lassen sich mit den oben vorgestellten Annahmen recht gute Übereinstimmungen der gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen an der Station Oldisleben nachweisen. Obwohl für große Gebiete aus dem Untersuchungsraum 1 keine detaillierten Daten zur Einspeisemenge oder sonstigen Bedingungen gegeben waren, traf das Ni-

veau der berechneten Ganglinie sehr gut das Niveau der gemessenen Werte. Teilweise stimmte sogar die Dynamik der Ganglinie gut überein.

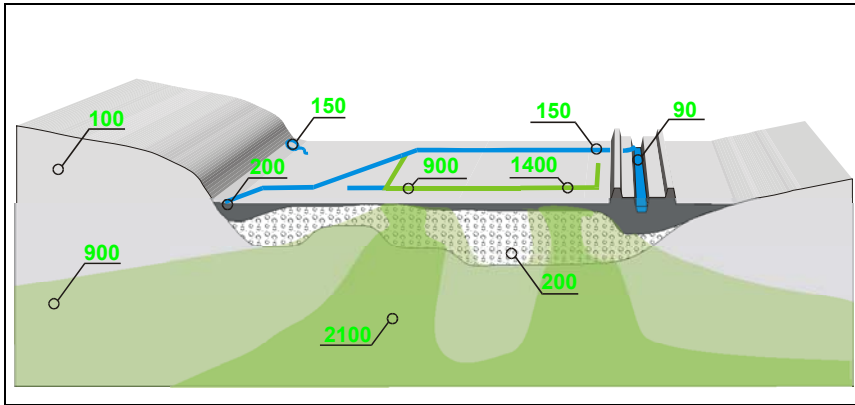


Abbildung 115: Schematischer Schnitt der Chloridgehalte (mg/l) im Grundwasser und Vorfluter in der Umgebung von Sömmerda (HESSE, 1998)

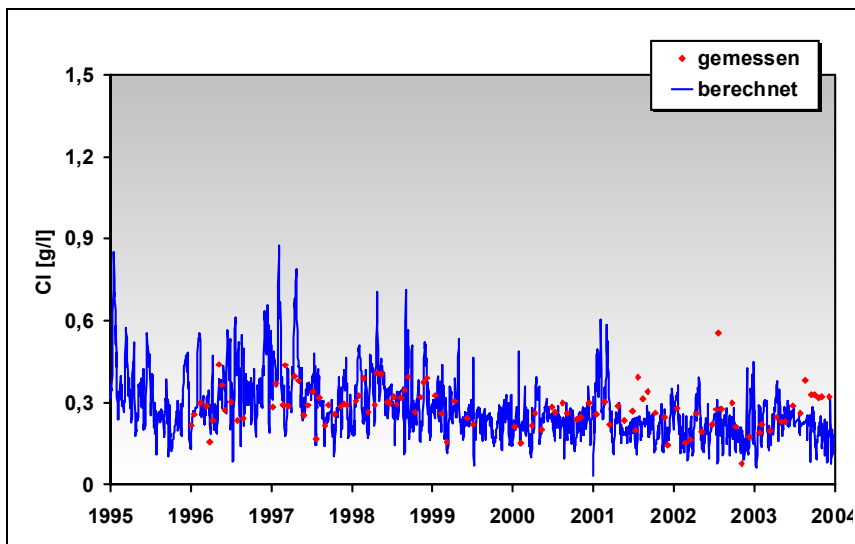


Abbildung 116: Konzentrationsverlauf am Gebietsauslasspegel Oldisleben (Modellraum 1)

Diese Modellrechnungen unterstreichen, dass die maßgebliche Chloridbelastung am Pegel Oldisleben auf den Eintrag durch die Wipper zurückzuführen ist. Schwankungen der Chloridkonzentrationen, evtl. Steuerungsmaßnahmen aus dem Laugenstapelbecken etc. in der Wipper wirken sich direkt auf die Situation in Oldisleben aus, so dass sich die Konzentration in Oldisleben und die einhergehenden Schwankungen größtenteils aus der Konzentration in Hachelbich (Modellraum 2) erklären lässt (s.a. Abbildung 111). Der genestete Betrachtungsansatz mit der Fokussierung auf das Einzugsgebiet der anthropogen und geogen stark versalzene Wipper ist somit zum einen ausreichend für die Erfassung des Gesamttraums und zum anderen sind die umfangreichen, sehr spezifischen Gebiets- und Modellanalysen im Wippereinzugsgebiet (Modellraum 2) unabdingbar für die Abbildung der Chloridbelastung am Pegel Oldisleben. Die folgenden Szenarienrechnungen zum zukünftig erhöhten Laugenanfall durch Beendigung des Spülversatzes bzw. der Grubenflutung sowie unter Annahme weiterer Haldensanierungsmaßnahmen wurden aufgrund der Relevanz bzgl. der Salzlaststeuerung nur am Pegel Hachelbich durchgeführt und bewertet.

11 Szenarien zur Salzlaststeuerung

11.1 Anwendung des Steuerkonzepts

In Abbildung 117 und Abbildung 118 sind die prinzipielle Wirkungsweise des in ArcEGMO integrierten Steueransatzes zur Salzlaststeuerung dargestellt. Konzept, Umsetzung und Einflussparameter wurden im Kapitel 7.1.3 ausführlich erläutert.

Bei den weiteren Auswertungen jedoch eine Unterscheidung zwischen der Wirkung des Steueransatzes und dem modellbedingten Effekten der Durchfluss- und Stofftransportmodellierung mit dem NA-Modell zu berücksichtigen. So sind z.B. die starken Schwankungen der Chloridkonzentrationen im Jahr 1996 modellbedingt unzureichend dargestellt (s.a. Auswertungen in Kapitel 10), wenngleich die Beurteilung des modellgestützten Steuerkonzeptes, d.h. der Ansätze und der Wirkung prinzipiell sehr gut in den mit der Stofftransportmodellierung abgebildeten Betrachtungsfenstern möglich ist.

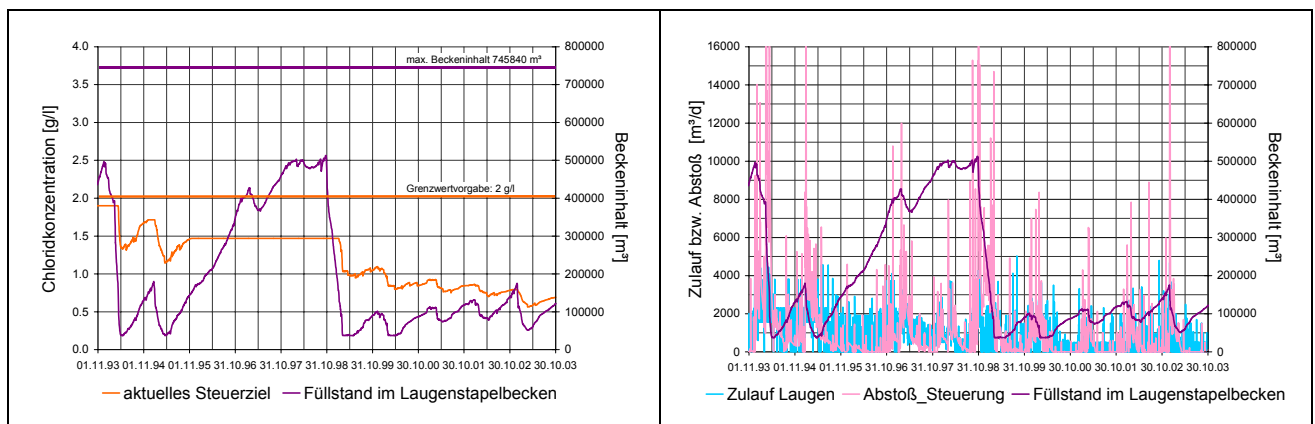


Abbildung 117: Darstellung des Steueransatzes: Entwicklung der Beckenfüllung sowie des Steuerziels in Abhängigkeit von den Laugenzulaufmengen und dem Abstoß in den Vorfluter

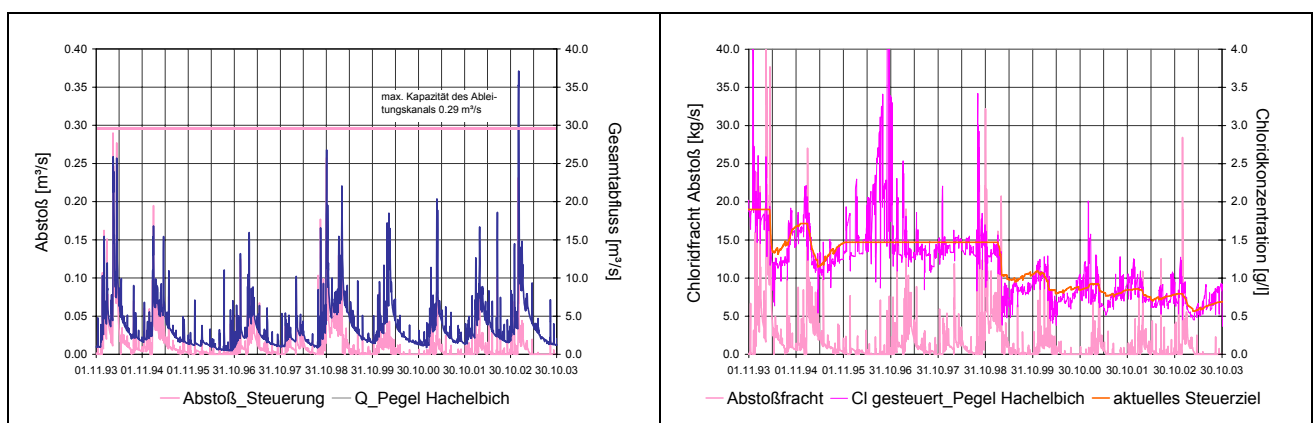


Abbildung 118: Darstellung des Steueransatzes: Entwicklung des Steuerziels und der Abstoßmengen bzw. -frachten in Abhängigkeit von den Beckenkapazitäten (Ableitungskanal, Stapelvolumen - s. a. Abbildung 117) sowie der Wasserführung und Chloridkonzentration im Vorfluter

In der folgenden Abbildung 119 wurden die gemessenen und berechneten Chloridkonzentrationen sowie der real durchgeführte Abstoß aus dem Laugenstapelbecken Wipperdorf den Ergebnissen aus der Modellrechnung mit dem Steueransatz gegenübergestellt. Dies erfolgte beispielhaft anhand der zwei Zeiträume Frühjahr/ Sommer 1995 (Abbildung 119a) und Dezember 1997 - August 1998 (Abbildung 119b). Die Betrachtungszeiträume wurden ausgewählt, weil zum einen aufgrund der sehr guten Chloridmodellierung bei der Nachrechnung des Ist-Zustandes die Vergleichbarkeit und somit Bewertung der Wirkung des Steueransatzes gegeben ist. Zum anderen erfassen die Betrachtungsfenster verschiedene Abflusszustände sowie verschiedene Grundlasten aufgrund der ungesteuerten Chlorideinträge und ermöglichen damit eine erste Analyse zur Auswirkung des neu integrierten Salzlaststeuerungskonzeptes im NA-Modell ArcEGMO. Abstoßnotwendigkeiten bestehen aufgrund des geringen Laugenanfalls durch Spülversatz und dem ausreichenden Stapelbeckenvolumen im Ist-Zustand nicht. Die Bewertung des Steueransatzes hinsichtlich dieser Einflusskriterien erfolgt bei der anschließenden Szenarienanalyse (s. Kapitel 11.2). Die Nachrechnung des Ist-Zustandes ermöglicht zunächst vor allem den Vergleich mit der real durchgeführten Steuerung sowie die Betrachtung der ungesteuerten Grundlast:

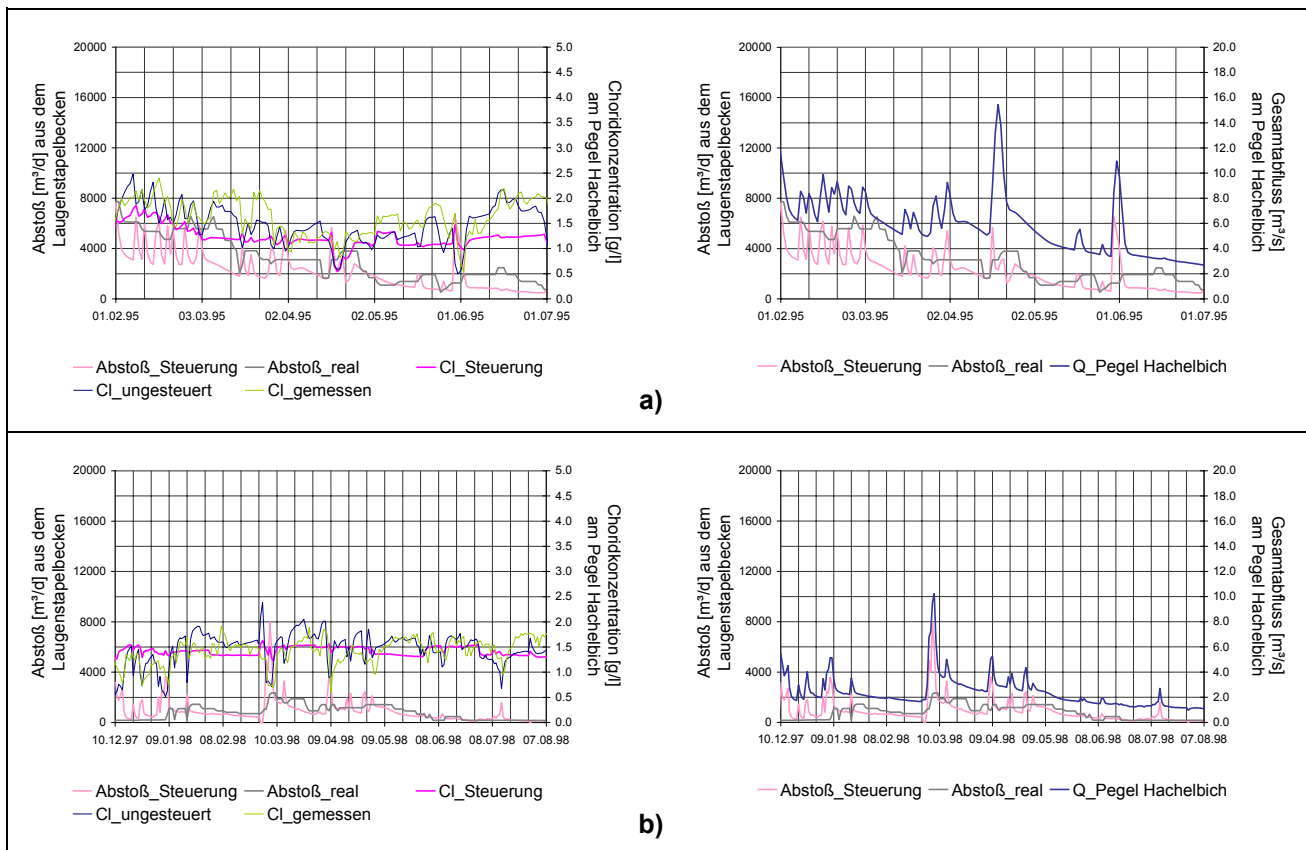


Abbildung 119: Gegenüberstellung der Ergebnisse des Steueransatzes mit der realen Entwicklung der Chloridkonzentration und Stapelbeckensteuerung (Messwerte sowie Ergebnisse der ungesteuerten Modellrechnung – IST-Szenario): a) Beispiel 01.02.1995-01.07.1995; b) Beispiel 10.12.1997-07.08.1998

Mit dem Steueransatz wird eine möglichst gleichmäßige Chloridkonzentration gegenüber den derzeitigen stark schwankenden Verhältnissen angestrebt. Dies geschieht unabhängig vom Versalzungsniveau. D.h. es wird im Rahmen des vorgegebenen Grenzwertes auch zugesteuert, obwohl kein Abstoßbedarf besteht, um die aufgrund der ungesteuerten Chlorideinträge und der wechselnden Abflussverhältnisse stark schwankenden Vorflutkonzentrationen auszugleichen (z.B. Ende Mai

1995, Dez. 1997, März/ April 1998). Andererseits wird aufgrund der möglichst gleichmäßigen Chloridbelastung trotz gegebener Abstoßmöglichkeiten durch entsprechende Abflussverhältnisse teilweise weniger abgestoßen als möglich wäre und in der bisherigen Steuerung auch durchgeführt wurde. D.h. der vorgegebene Grenzwert am Steuerpegel Hachelbich wird in Zeiten ohne Abstoßnotwendigkeit weit unterschritten (z.B. März bzw. Juni 1995 sowie gesamter Betrachtungszeitraum 1997/ 1998). Die Wirkung des dynamischen Steuerziels resultiert somit in der schrittweisen, gleichmäßigen Anhebung oder Senkung bzw. nahezu konstanten und somit möglichst wenig Schwankungen unterliegenden Chloridkonzentration im Vorfluter. Durch eine modellgestützte Optimierung der Salzlaststeuerung wäre im Jahr 1995 trotz hoher und nahezu ungedämpfter Sickerwassereinträge aufgrund der zu diesem Zeitpunkt erst begonnener Sanierungsmaßnahmen an den Kalihalden eine wesentlich geringere und gleichmäßigere Chloridkonzentration gegenüber den real abgelaufenen Verhältnissen möglich gewesen. Dass 1998 die Chloridkonzentrationen trotz beginnender Wirkung der Haldensanierungen höher sind, liegt im wesentlich geringen Abfluss, der teilweise nur noch aus dem Basisabfluss besteht, begründet. Die Steuerung resultiert hier vor allem in einer Vergleichmäßigung der ungesteuerten Chlorideinträge.

Da bei der modellgestützten Steuerung durch das dynamische Steuerziel eine Chloridkonzentration von 1.5 g/l und durch den immer weiter abnehmenden Laugenanfall sowie die Wirkung der Haldensanierungsmaßnahmen bzgl. der ungesteuerten Chlorideinträge ab 1999 sogar von 1.0 bis zu 0.5 g/l am Steuerpegel erreicht wurde, sollte als modifiziertes IST-Szenario im Weiteren untersucht werden, wie sich eine mögliche Grenzwertabsenkung auswirken würde. Die Ergebnisse der Nachrechnung des Ist-Zustandes mit dem neuen Grenzwert von nun 1.5 g/l Chlorid am Pegel Hachelbich wurden denen mit dem bisherigen, realen Steuerziel von 2 g/l in der Abbildung 120 gegenübergestellt. Deutlich sichtbar ist die trotz des relativ geringen Laugenanfalls nun auftretende volle Beckenauslastung mit dem sich daraus ergebenden notwendigen Laugenabstoß in den Vorfluter Wipper, wie sich im November 1997 gezeigt hätte. Durch die Vorgabe eines eventuell zu geringen Grenzwertes besteht die Gefahr, dass sich zur Einhaltung dieser Vorgabe, verbunden mit dem Ziel einer möglichst gleichmäßigen Chloridkonzentrationssteuerung zuviel Lauge im Stapelbecken ansammelt und in einem den Grenzwertvorgaben und Steuerzielen völlig widersprechenden Abstoß resultiert. Denn es besteht dann die Notwendigkeit zum Abstoß, unabhängig von den Abflussverhältnissen und der Belastungssituation des Vorfluters. D.h. der Steueransatz braucht eine gewisse Freiheit zur Wirkung, um möglichst unabhängig von den kapazitätsbedingten Restriktionen des Stapelbeckens eine Verringerung und Vergleichmäßigung der Chloridwerte im Vorfluter zu erreichen und gleichzeitig die Möglichkeit, die Konzentration mit möglichst geringer Amplitude unterhalb des Grenzwertes zu halten. Wird der Grenzwert zu gering vorgegeben, kann der Fall eintreten dass die Chloridkonzentrationen über längere Zeit sich auf höherem Niveau einstellen, als mit einem höheren Grenzwert, der nur zeitweise erreicht wird. Schematisch ist dies in Abbildung 121 dargestellt. Am Beispiel des Betrachtungszeitraumes Betrachtungszeitraumes Frühjahr/ Sommer 1995 erfolgt eine schrittweise Anpassung durch Absenkung auf unter 1.5 g/l bzw. auch wieder Erhöhung des dynamischen Steuerziels auf über 1.5 g/l im Rahmen der Grenzwertvorgabe von 2 g/l. Mit dem geringeren Grenzwert von 1.5 g/l ist diese Anpassung nicht möglich, der Steueransatz strebt die Einhaltung einer möglichst gleichmäßigen Chloridwertes von 1.5 g/l an.

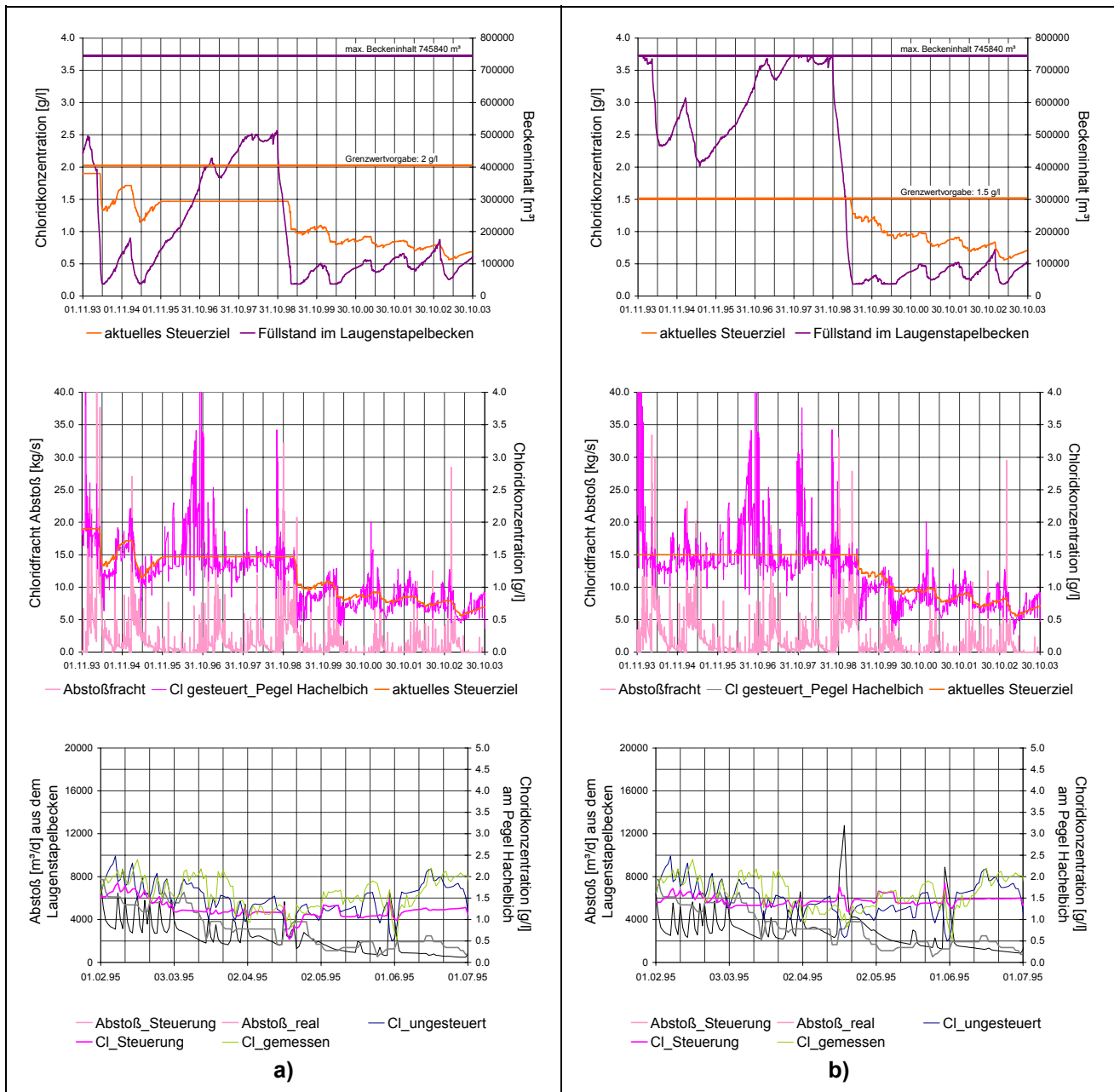


Abbildung 120: Darstellung des Steueransatzes: Auswirkungen der Herabsetzung des Chloridgrenzwertes:
 a) Grenzwertvorgabe 2g/l; b) Grenzwertvorgabe 1.5 g/l

Zu beachten ist bei diesen Auswertungen, dass der Grenzwert von 1.5 g/l für den Beginn des Simulationszeitraums auf jeden Fall zu gering ist und es somit schon von Anfang an zu einem höheren Beckenfüllungsgrad kommt, der durch die zu geringen Abflüsse und das Ausbleiben der abstoßrelevanten Frühjahrshochwässer 1996 immer weiter ansteigt. Deutlich wird in diesem Steuerszenario aber die Gefahr, dass ein zu gering gewählter Grenzwert am Steuerpegel, der eigentlich die Beobachtungswerte widerspiegelt, zu einer höheren durchschnittlichen Chloridkonzentration sowie der Gefahr des stark grenzwertüberschreitenden Abstoßes führt. Dies ist vor allem bei den Szenarien zur zukünftigen Salzlaststeuerung und der Möglichkeit einer eventuellen Senkung des Chloridgrenzwertes aufgrund verringerten Laugenanfalls und sinkender Direkteinträge durch maximale Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

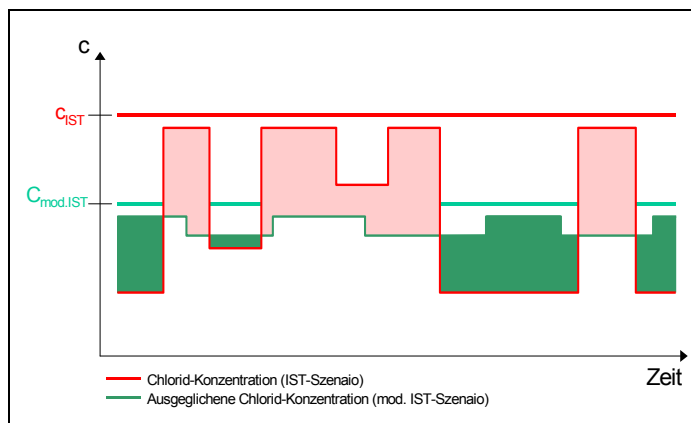


Abbildung 121: Schamtische Darstellung des Steuerziels einer gleichmäßigen Chloridkonzentration im Vorfluter

11.2 Beendigung des Spülversatzes

Aufgrund des in absehbarer Zukunft abgeschlossenen Spülversatzes wurde untersucht, wie sich dieses Szenario auf die Salzlaststeuerung auswirkt, da dann alle gefassten Haldensickerwässer wieder dem Laugenstapelbecken zugeführt werden müssen. Dazu wird zunächst der Ist-Zustand nachgerechnet, um den Vergleich zum derzeitigen, real abgelaufenen Zustand herstellen zu können: „Was wäre gewesen, wenn kein Spülversatz durchgeführt worden wäre?“ Die Betrachtung in Zusammenhang mit der Auswirkung weiterer Haldensanierungsmaßnahmen wird im nächsten Kapitel 11.3 vorgenommen.

Bei der Analyse der Beendigung des Spülversatzes sind folgende Einflüsse und Auswirkungen zu beachten:

- erhöhter Laugenanfall und somit Abstoßbedarf, da alle in den Fassungssystemen gefassten Sickerwässer dem Laugenstapelbecken in Wipperforsch zugeführt werden (außer Sonderhausen mit einem separaten Stapelbecken; diese Halde hat aber sowieso nur einen geringen, nicht relevanten Fassungsgrad und somit Laugenanfall aufzuweisen);
- eine starke Niederschlags-/ Klimaabhängigkeit der Sickerwasserbildung an den Haldenstandorten; vor allem bei Starkregenereignissen bzw. Schneeschmelzen ist mit kurzfristig stark erhöhten Fassungen zu rechnen;
- die Relevanz längerer Niedrigwasserführungen bzw. das Ausbleiben von Frühjahrshochwässern;
- die Restriktionen des Laugenstapelbeckens hinsichtlich Beckenvolumen (max. 745840 m³) und Abstoßkanal (max. 0.29 m³/s).

Das Szenario wurde angewandt vor dem Hintergrund der Fragen,

- ob der Grenzwert von 2g/l Chlorid am Pegel Hachelbich noch einhaltbar ist,
- ob eine möglichst ausgeglichene Steuerung der Chloridkonzentration durchgeführt werden kann und
- ob das Beckenvolumen des Stapelbeckens ausreichend ist.

Zur Generierung der anfallenden Laugenmengen ohne Spülversatz lagen die Zuleitungsmengen der einzelnen Haldenstandorte (wie sie zuvor schon bei den Szenarien verwendet wurden) und die jeweiligen jährlichen Spülversatzanteile vor (s. Abbildung 122a). Die Problematik der Szenariengenerierung bestand in der Zuordnung der zusätzlichen Spülversatzmengen zu den real dem Laugenstapelbecken zugeführten Laugenmengen, da der Spülversatz gewissen technologischen Anforderungen unterlag (Mindestkonzentration, d.h. niederschlagsabhängig) und deshalb nicht konstant war

(s.a. VOSS, 2005). Die Betrachtung der zusätzlichen Abstoßmengen ist ab dem Jahr 1998 relevant, da es durch den Ausbau der Fassungssysteme zu mehr Laugenanfall aufgrund deutlich erhöhter Fassungsgrade kommt und an der Halde Bischofferode der nahezu 100%ige Spülversatz zur Grubenflutung beginnt (s. Abbildung 122a & b).

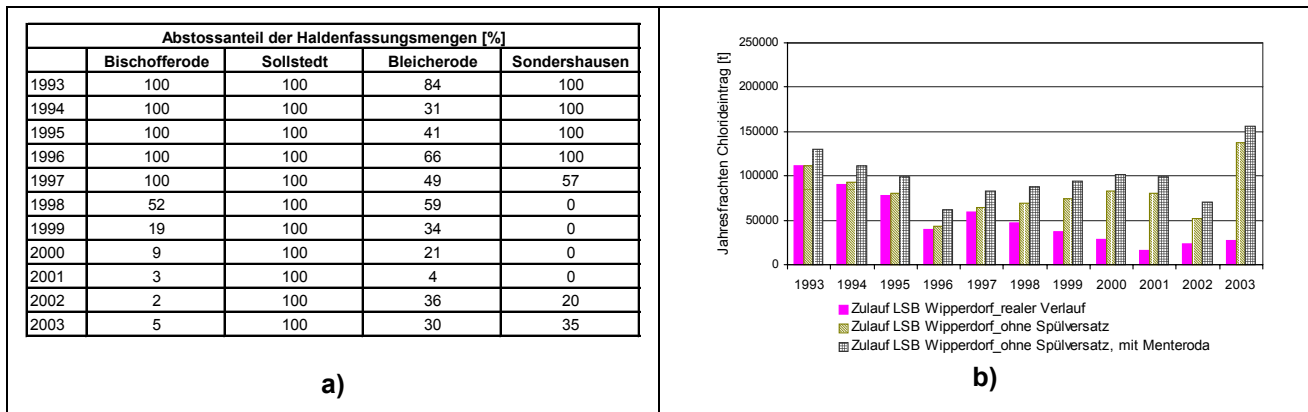


Abbildung 122: Relevanz des Szenarios „ohne Spülversatz“:
 a) Spülversatzanteile an den Kalihaldenstandorten;
 b) Zulauffrachten zum Laugenstapelbecken (LSB) mit (real) und ohne Spülversatz (Szenario)

Der signifikante Einfluss der Haldensickerwässerzuleitung vom Standort Bischofferode wird vor allem bei den in der Abbildung 124a dargestellten täglichen Zulaufmengen zum Stapelbecken deutlich: Die Sickerwassermengen sind sehr hoch, da die Halde Bischofferode die größte Rückstandshalde ist und 80-90% des Niederschlags aufgrund nicht vorhandener Abdeckung zur Versickerung kommen. Durch das neu konzipierte Fassungssystem ist der Anteil gefasster Sickerwässer hoch. Aufgrund fehlender Abdeckung ist der Sickerwasseranfall ungedämpft gegenüber den anderen, teilabgedeckten Halden. Bisher werden nahezu 100% der gefassten Sickerwässer zur Grubenflutung verwendet. Gegenüber dem jetzigen, geringen und eher gedämpften Laugenanfall führen die durch Beendigung des Spülversatz zusätzlich anfallenden Mengen in Zukunft zu einem enorm erhöhten und stark schwankenden Laugenanfall zum Stapelbecken.

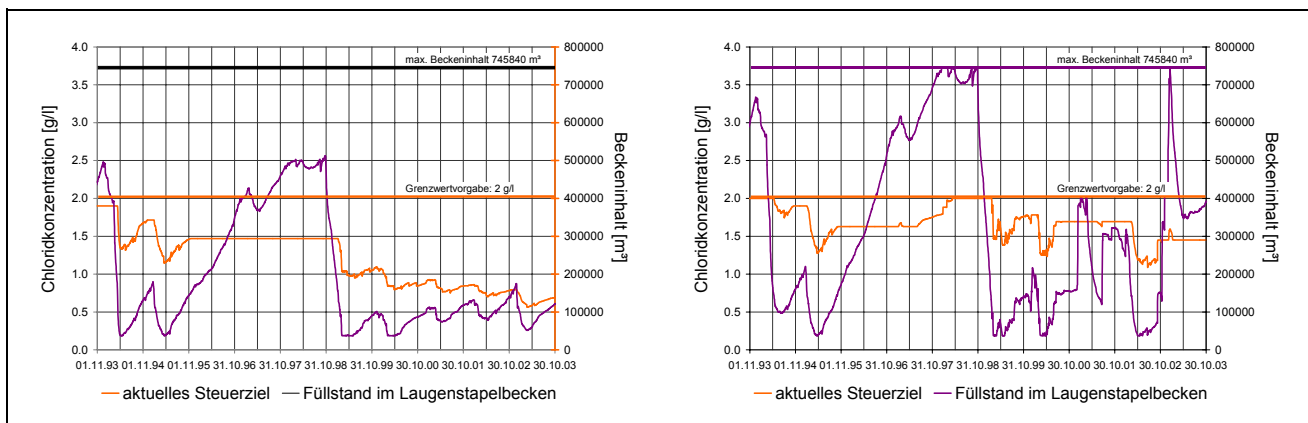


Abbildung 123: Darstellung des Szenarios „ohne Spülversatz“ in Bezug auf den Beckenfüllstand und das Steuerziel (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)

In Zusammenhang mit der Beendigung des Spülversatzes und des somit erhöhten Laugenanfalls wurde auch die geplante Überleitung von gefassten Haldensickerwässern aus dem Stapelbecken Menteroda (Unstrut-Teileinzugsgebiet Helbe) mit berücksichtigt. Diese Mengen sind im Vergleich zur Ballungssituation im Wipper-Einzugsgebiet relativ gering (s. Abbildung 122b) und konnten auch nur als konstante Menge im Szenario integriert werden, da keine weiteren Angaben vorliegen.

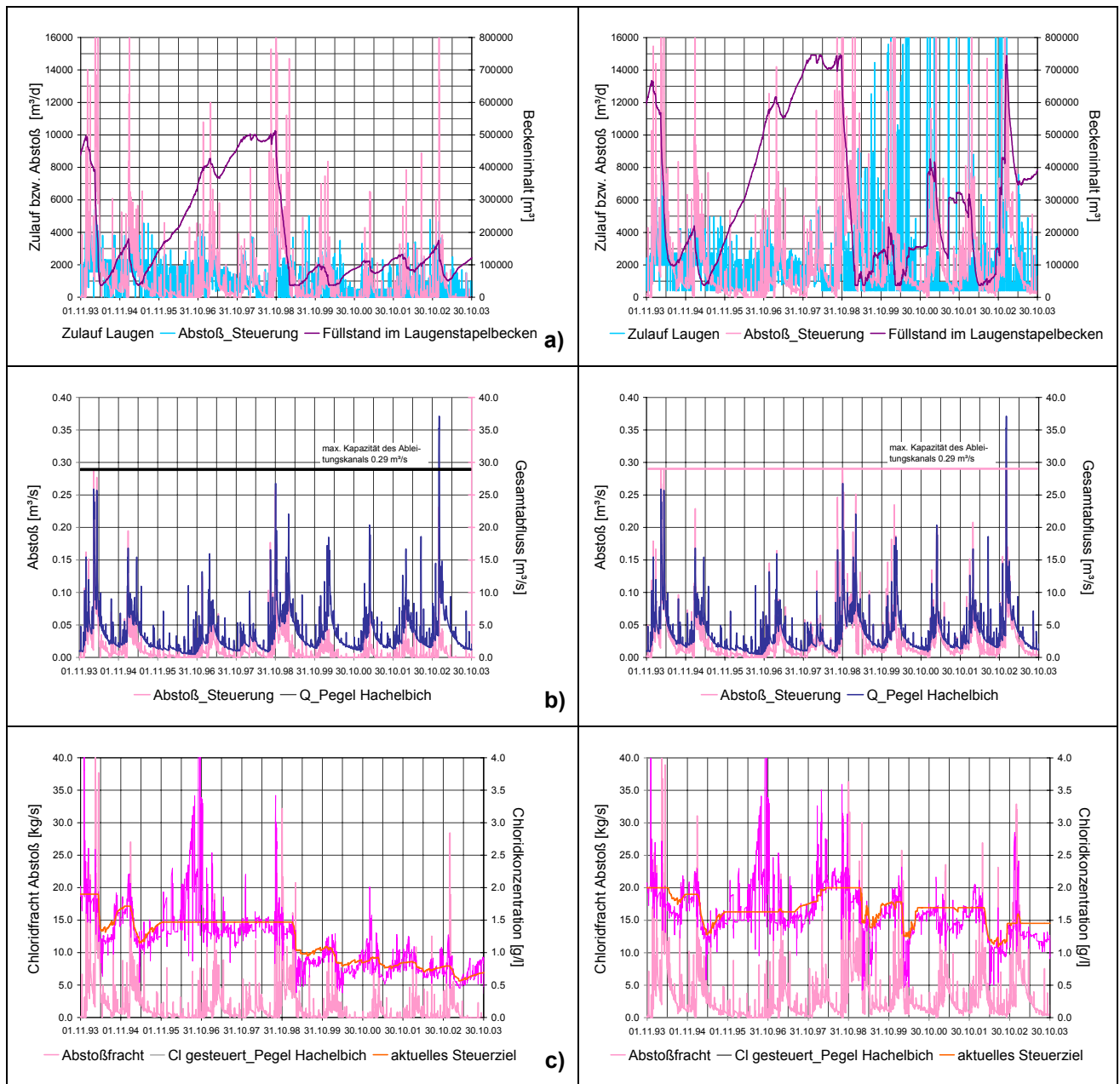


Abbildung 124: Gegenüberstellung der Salzlaststeuerung mit (IST) und ohne (Szenario) Spülversatz (Szenario) am Pegel Hachelbich (links: IST-Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“):
 a) Gegenüberstellung: Laugenzulauf – Abstoßmengen – Beckenfüllstand;
 b) Gegenüberstellung: Abstoßmengen – Wasserführung/ Gesamtabfluss;
 c) Gegenüberstellung: Abstoßfrachten – Steuerziel und Chloridkonzentrationen

Es wird von 150000 m³/a zusätzlicher Laugenzuleitung mit ca. 125 g/l Chloridkonzentration ausgegangen (mündliche Mitteilung GVV, 2004). Die Berücksichtigung der zusätzlichen Mengen ist vor allem in den Anfangsjahren des Szenareinzeitraums relevant, wo die erhöhten Laugemengen gegenüber dem realen Laugenanfall maßgeblich auf diese Überleitungsmengen zurückzuführen sind. Es fand zwar in Bleicherode schon Spülversatz statt, die gefassten Haldensickerwassermengen waren aber aufgrund des noch relativ niedrigen Fassungsgrades gering. Wie in den Darstellungen Abbildung 123 und Abbildung 124 deutlich zu erkennen ist, bewirkt der stark erhöhte und vor allem auch stark schwankende nun 100%ige Zulauf gefasster Haldensickerwässer zum Stapelbecken eine wesentlich höhere Auslastung und zum Teil Überlastung des Beckens sowie wesentlich höhere

Chloridkonzentrationen im Vorfluter durch die zusätzlichen Abstoßfrachten. Die Vergleichmäßigung der Chloridkonzentration mit dem Steueransatz ist nur noch bedingt durchführbar aufgrund der starken Zulaufschwankungen gegenüber den bisherigen, eher gedämpften Laugenleitungen (s.a. Kapitel 7.1.3 zur Einstellung des dynamisches Steuerziels und zum Lamellenansatz zur Beckenbewirtschaftung). In der Salzlaststeuerung ist nun vor allem die Bewirtschaftung des Stapelbeckens und die Einhaltung des Grenzwertes relevant. Durch unzureichende Abstoßmöglichkeiten aufgrund langanhaltender geringer Abflüsse (vergleichbar seit 1996) resultiert die vermehrte Ansammlung von Lauge im Stapelbecken letztendlich im grenzwertüberschreitenden Abstoß, wie im Frühjahr 1998. Im Frühjahr 2003 wäre es sogar zum Beckenüberlauf durch kurzfristig extrem hohen Laugenlauf in ein nahezu leeres Becken gekommen. Weder die Kapazität des Beckens noch des Abstoßkanals reichen aus, um die aufgrund der Schneeschmelze anfallenden Sickerwässer abzustößen. Trotz gleichzeitig extremer Hochwasserführung in der Wipper führen die Abstoßfrachten zu stark erhöhten Chloridkonzentrationen im Vorfluter.

Zur konkreten Analyse wurden die zwei Betrachtungszeiträume Frühjahr/ Sommer 1995 (s. Abbildung 125) und Dezember 1997 - August 1998 (s. Abbildung 126) jeweils mit (real) und ohne (Szenario) Spülversatz gegenübergestellt. Während 1995 die Abflussverhältnisse durch das Frühjahrhochwasser sowie langanhaltende Abflüsse größer 5-6 m³/s charakterisiert sind (s. Abbildung 127a) und die Beckenentleerung auch trotz erhöhtem Laugenanfall durch mehr Abstoß möglich ist und somit sowohl der Grenzwert von 2g/l sehr gut einhaltbar war als auch die Vergleichmäßigung der Chloridkonzentration durchgeführt werden konnte, wäre es im Jahr 1998 zur wiederholten Grenzwertüberschreitung und insgesamt stark erhöhten Chloridwerten im Vorfluter gegenüber dem realen Ist-Zustand gekommen. Weil das Stapelbecken schon seit 1996 durch relativ seltene Abstoßmöglichkeiten und viel Laugenanfall immer voller wurde und zu Beginn des Jahres 1998 die notwendigen erhöhten Wasserführungen ausblieben (s. Abbildung 127b), hätte aufgrund der Gefahr des Beckenüberlaufs mehrfach zusätzlich zu der ohnehin schon stark erhöhten Chloridkonzentrationsbelastung der Wipper abgestoßen werden müssen. D.h. die oft ungünstigen Vorflutverhältnisse der Wipper sind nach Beendigung des Spülversatzes mit dem Stapelbecken aufgrund des erhöhten Laugenanfalls nur noch bedingt auszugleichen. Weitestgehend kann zwar der bisherige Grenzwert von 2 g/l Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich eingehalten werden, die gegenüber der bisherigen Salzlaststeuerung im Zeitraum 1994-2003 nun relevanten starken klimatischen Einflüsse sowohl hinsichtlich der Wasserführung und den damit verbunden Abstoßmöglichkeiten als auch der kurzfristig extrem hohen Sickerwasserzuleitungen aufgrund von Starkregenereignissen bzw. Schneeschmelzen an den Kalihalden zeigen deutlich die Notwendigkeit fortführender Sanierungsmaßnahmen auf. Die Abdeckung der Kalihalden muss möglichst schnell wirksam werden können, da sonst mit Beendigung des Spülversatzes zwar weitestgehend aber nicht immer die Einhaltung des Chloridgrenzwertes von 2 g/l gewährleistet werden kann, wie das beschriebene worst case – Steuer Szenario ohne weitere Haldensanierungsmaßnahmen verdeutlicht. Im weiteren soll die Relevanz der Fortführung der Haldenabdeckungen aufgezeigt werden.

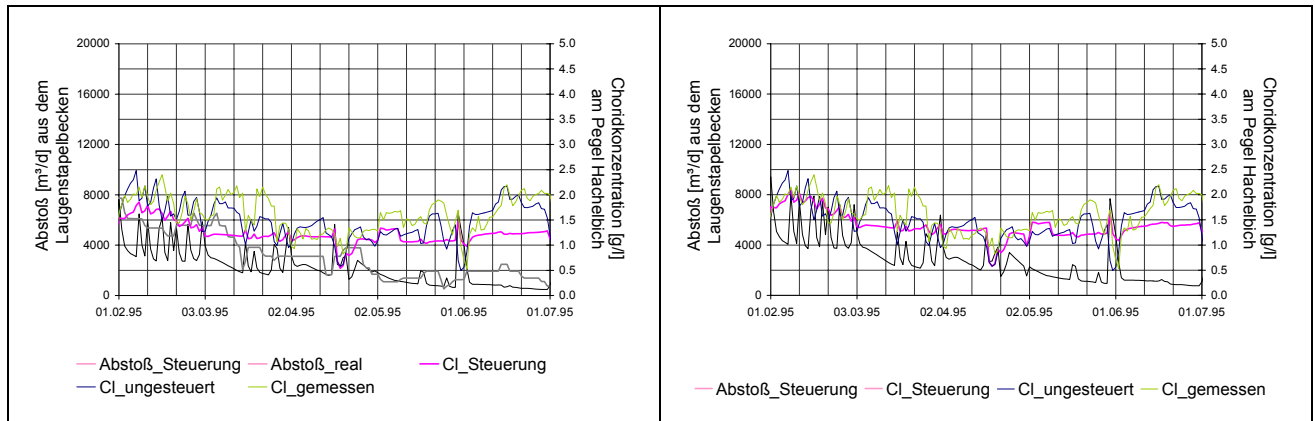


Abbildung 125: Analyse des Steuerszenarios „ohne Spülversatz“ bzgl. des Chloridkonzentrationsverlaufs: Beispiel 01.02.1995-01.07.1995 (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)

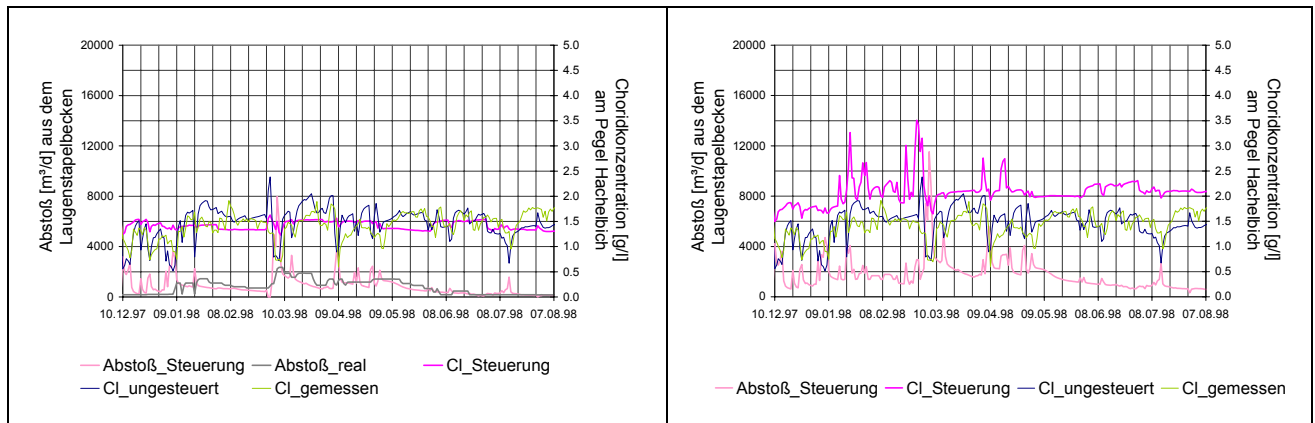


Abbildung 126: Analyse des Steuerszenarios „ohne Spülversatz“ bzgl. des Chloridkonzentrationsverlaufs: Beispiel 10.12.1997-07.08.1998 (links: realer Verlauf; rechts: Szenario „ohne Spülversatz“)

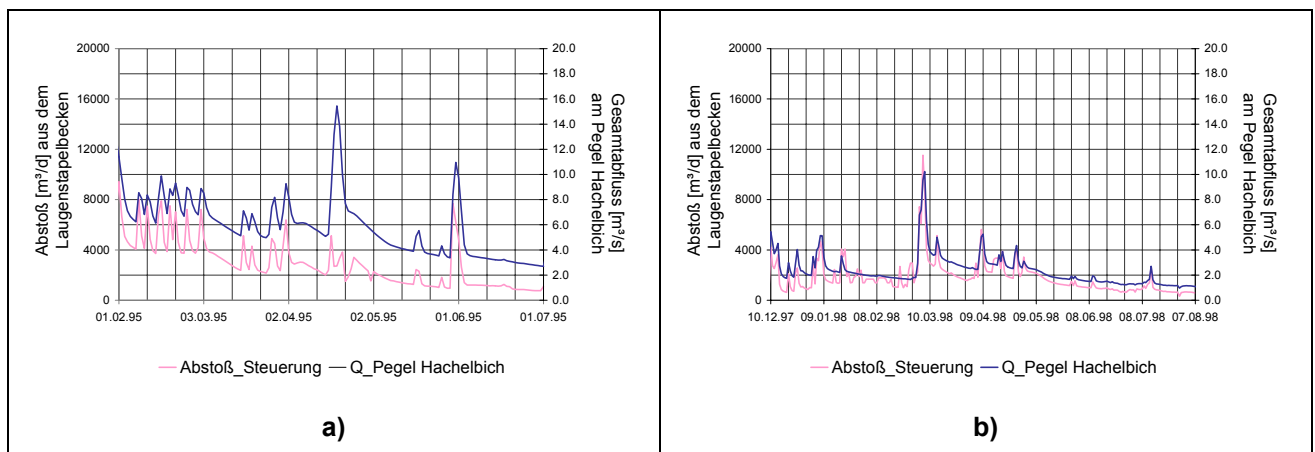


Abbildung 127: Analyse des Steuerszenarios „ohne Spülversatz“ bzgl. der Abstoßmöglichkeiten bzw. -notwendigkeiten: a) Beispiel: 01.02.1995-01.07.1995; b) Beispiel 10.12.1997-07.08.1998

11.3 Fortführung der Haldenabdeckungen

11.3.1 Betrachtungsansatz

In den folgenden Szenarienanalysen sollen die Möglichkeiten der Reduzierung der Niederschlagsversickerung durch Zunahme der Abdeckungsflächen und somit auch die Verringerung der quasi-gesättigten Sickerwasseraustritte unter den Halden betrachtet werden. Damit verbunden ist die Reduzierung der ungesteuerten anthropogenen Chlorideinträge durch diffuse Entlastung eines Großteils der neugebildeten Sickerwässer in die Vorfluter. Die Auswirkungen verringerter Lösungsaustritte unter den Halden auf den Grundwasserleiter hinsichtlich Auswaschung, Tiefenversickerung, Fortschreiten Haldenfahne, Verweilzeit etc. wurden in den Gebietsuntersuchungen ausführlich betrachtet (s. Kapitel 5.4) und deshalb soll im Weiteren nicht noch einmal darauf eingegangen werden.

Inwieweit sich die zukünftigen Abdeckungsmaßnahmen auf die Menge an gefasster Haldenlauge auswirken, d.h. es zu einer relevanten Reduzierung des Laugenanfalls kommt, ist ein weiterer Betrachtungspunkt.

Da sich die Verringerung der Sickerlösungsmengen sowohl im Fassungsssystem als auch im Grundwasser und somit auch in den Vorflutern auswirkt, wird es auf jeden Fall zu positiven Beeinflussungen des Salzlaststeuersystems hinsichtlich der ungesteuerten Grundlast als auch des Abstoßregimes kommen. Durch die vielfältigen Prozessüberlagerungen und Wechselwirkungen sowohl an den Kalihalden als auch des ungesteuerten und gesteuerten Chlorideintrags im Einzugsgebiet, gilt es vor allem, den Grad der Beeinflussung und die zukünftigen Steuerungsmöglichkeiten der Chloridbelastung am Steuerpegel Hachelbich zu quantifizieren.

Die folgenden Szenarienbetrachtungen beruhen darauf, dass vom derzeitigen Sanierungszustand ausgegangen wird und der Betrachtungszeitraum 1993-2003 nachgerechnet wird. Dadurch ist zum einen eine unmittelbare Vergleichbarkeit in Bezug auf die klimatologischen und hydrologischen Abhängigkeiten gegeben, zum anderen sind die Szenarienrechnungen so gering wie möglich annahmenbehaftet. Niederschlag und Verdunstung unterliegen keinen Prognoseansätzen, der geogene Eintrag muss nicht abgeschätzt werden, sondern kann aus den umfangreichen Bilanzierungs-betrachtungen übernommen werden und stellt somit keine unbekannte Einflussgröße dar (s. Abbildung 128).

Szenario		Klima	geogener Eintrag	Abdeckung	Fassungsgrad
IST	durchgeführte Sanierung	1993 - 2003	Messungen Zeitraum 1996 - 2003	0 --> 42 %	3 --> 63 %
Referenz	keine weitere Sanierung			10 ... 42 %	10 ... 63 %
10 a	Abdeckungszustand in ca. 10 Jahren			20 ... 75 %	
Ende	maximale Abdeckung			80 ... 98 %	

Abbildung 128: Szenarienansatz

Zudem umfasst der Szenarienzeitraum die z.T. sehr extremen Feuchtezustände (hydrologische Zustände in Abhängigkeit vom Niederschlagsinput) des Flusseinzugsgebiets sehr gut. Dies wurde exemplarisch in der Abbildung 129 anhand der Jahreswerte (1957-2000) des Niederschlages und des Abflussbeiwertes für das Einzugsgebiet des Pegels Bleicherode/ Bode dargestellt. Die Feuchtezustände wirken sich sowohl auf die Chlorideintragsquellen (Haldenlösungsaustritte mit diffuser Entlastung in die Vorfluter, gefasste Haldenlösungen und somit abzustoßende Laugenmengen; geogene Salzzutritte in die Vorfluter) als auch bzgl. der Abstoßmöglichkeiten aus dem Laugenstapelbecken aus.

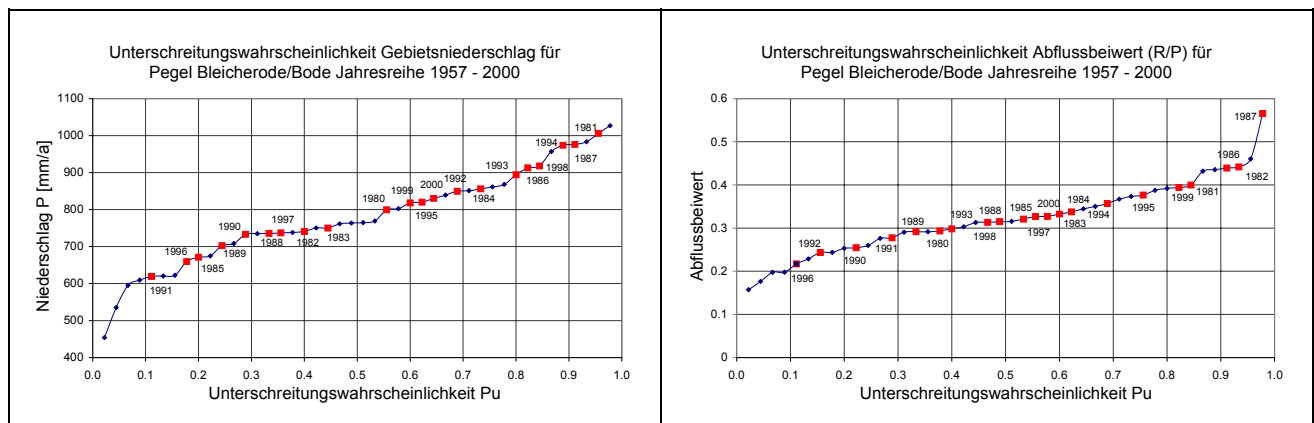


Abbildung 129: Überschreitungswahrscheinlichkeiten von Niederschlag und Abflussbeiwert am Pegel Bleicherode zur klimatologischen & hydrologischen Einordnung des Szenarienzeitraums

Der Ist-Sanierungszustand ist durch die Beendigung des Fassungsbaus gekennzeichnet (Ausbauende 2000/2001). Die zum Teil hohen Mengen an Haftlauge nach Beendigung der Abraumaufschüttung sind nun nicht mehr zu berücksichtigen (bis zu 40% Inputanteil; relevant v.a. in Bischofferode, da es die größte Rückstandshalde ist und bis 1993 Kalibergbau betrieben wurde). Der derzeitige Abdeckungsgrad beträgt 0-42%. An den Halden Bleicherode (derzeit 42% Abdeckungsgrad), Sollstedt (derzeit 10% Abdeckungsgrad) und Sonderhausen (derzeit 30% Abdeckungsgrad) sind weitere Abdeckungsmaßnahmen technisch möglich und auch vorgesehen. Die Halde Bischofferode soll auch zukünftig nicht abgedeckt werden. Die maximal möglichen Abdeckungsgrade betragen 80-98%. In den Szenarienbetrachtungen zur Zunahme der Abdeckungsgrade wurde, vom derzeitigen Abdeckungsfortschritt ausgehend, ein erreichter Abdeckungsgrad in ca. 10 Jahren sowie der maximale Abdeckungsgrad betrachtet. Das Referenzszenario entspricht der Nachrechnung des Betrachtungszeitraumes mit dem Ist-Sanierungszustand, d.h. ohne eine Sanierungsführung.

11.3.2 Grundwasserneubildung / Lösungsaustritt unter den Kalihalden

Mit dem in Kapitel 5.3 vorgestellten Bilanzmodell wurden die Szenarienrechnungen zur Ermittlung der Grundwasserneubildung unter den Kalihalden in Abhängigkeit von den Standort-Niederschlagsverhältnissen, den Varianten zur Haldenabdeckung sowie der erreichten Ausbaugrade der Fassungssysteme durchgeführt. Bei der in der Abbildung 130 dargestellten Auswertung der Jahreswerte der Haldengrundwasserneubildungen wird der Sinn weiterer Abdeckungsmaßnahmen sehr deutlich. Es sind gegenüber dem bisherigen Sanierungsstand relevante Abnahmen der Grundwasserneubildungen auf unter 200 mm/a möglich. Am Standort Bleicherode entsprechen die Grundwasserneubildungsmengen mit kleiner 100 mm/a bei Fortführung der Haldenabdeckungen aufgrund des hohen Fassungsgrades nahezu denen des umgebenden Buntsandstein-Einzugsgebietes.

Die größte Reduzierung der Sickerlösungsaustritte von bisher 400 mm/a auf 150 – 200 mm/a ist an der bisher nahezu ungedeckten Halde Sollstedt möglich. Dazu sind aber allerdings noch große Anstrengungen nötig, denn mit dem bisherigen Abdeckungsfortschritt ergeben sich auch in 10 Jahren erst 20% Abdeckungsflächenanteil. Da erst ab ca. 30% Abdeckungsgrad eine relevante Wirksamkeit der Haldenabdeckungen mit dem Ergebnis einer spürbaren Verringerung der Sickerlösungsmenge erkennbar ist (s.a. Kapitel 5.3), wird auch zukünftig mit hohen Lösungsaustritten und somit Chlorideinträgen in den Vorfluter Wipper zu rechnen sein.

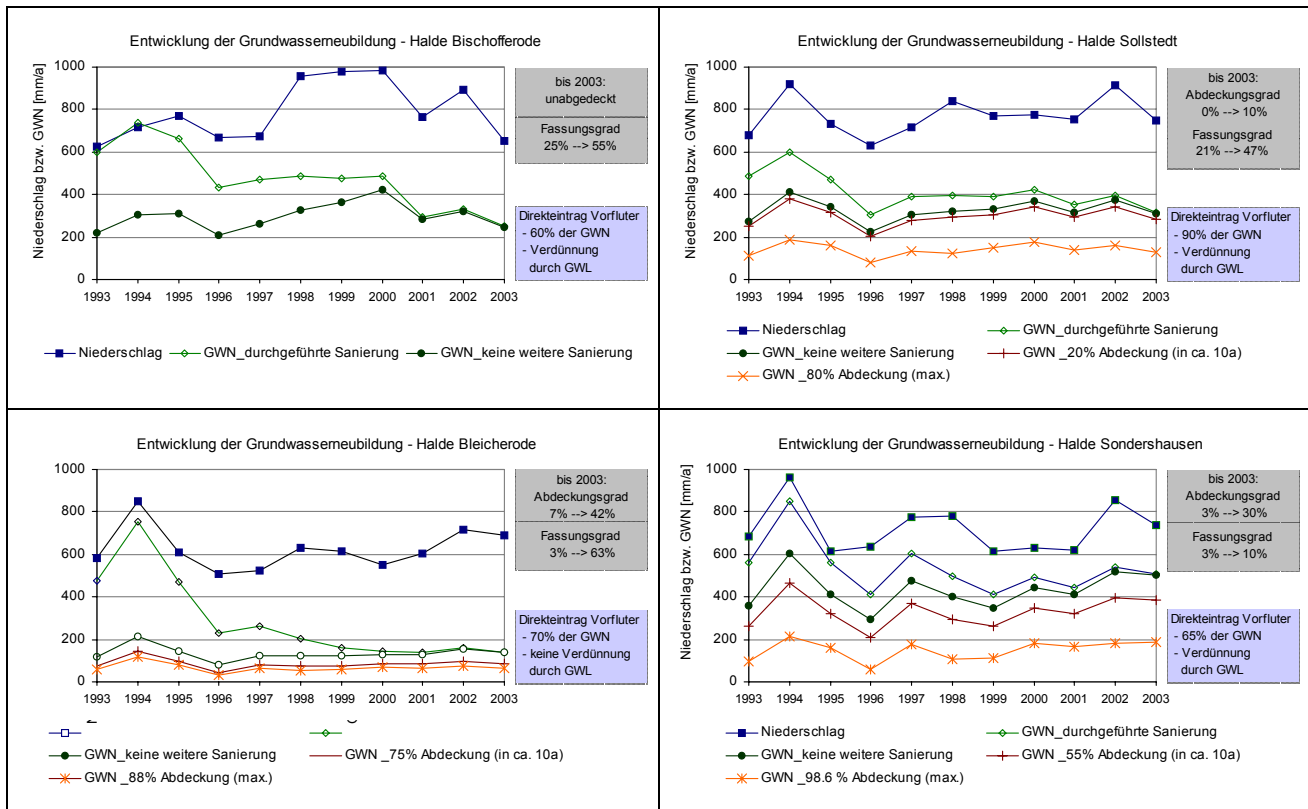


Abbildung 130: Auswirkung des derzeitigen Sanierungsstandes bzw. weiterer Abdeckungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Grundwasserneubildung an den Kalihalden

Demgegenüber wirken sich nun die Abdeckungsmaßnahmen an der Halde Sondershausen aus. Da nur ein sehr geringer Anteil der Haldensickerwässer gefasst werden kann, ist hier eine Fortführung der Abdeckungsmaßnahmen unbedingt notwendig. Bei der Betrachtung der Abdeckungsszenarien zeigt sich nun auch, dass zwar im bisherigen Sanierungszeitraum durch die Neukonzeption des Fassungssystems an der Halde Bischofferode eine deutliche Reduzierung der Lösungsaustritte unter der Halde auf ca. 300-350 mm/a erzielt wurde, nun aber diese hohen Neubildungsmengen eben auch bestehen bleiben. Die fehlende Abdeckung resultiert aber nicht nur in hohen sondern auch wesentlich ungedämpfteren Sickerwasserbildungen gegenüber den anderen Haldenstandorten. Dies wird schon bei der Gegenüberstellung der Jahreswerte deutlich, zeigt sich aber umso mehr und vor allem relevanter bei der Monats- bzw. Tageswertbetrachtung der Chlorideinträge in den Vorfluter bzw. den gefassten und dem Laugenstapelbecken zugeleiteten Sickerwassermengen.

In der folgenden Abbildung 131 wurde der Einfluss der zwei Sanierungsmaßnahmen ‚Abdeckung‘ und ‚Fassung‘ bzgl. der Verringerung der Niederschlagsversickerung dargestellt, um vor allem für die Szenarienbetrachtung die Abdeckungswirkung getrennt erfassen zu können. Die Einfluss der Haldenabdeckungen spiegelt sich in der Verringerung des Sickerlösungsanteils wider. Bei der Betrachtung des Grundwasserneubildungsanteils am Niederschlagsinput wirkt sich anschließend sowohl der Fassungsgrad als auch Wegfall der Haftlaugen aus.

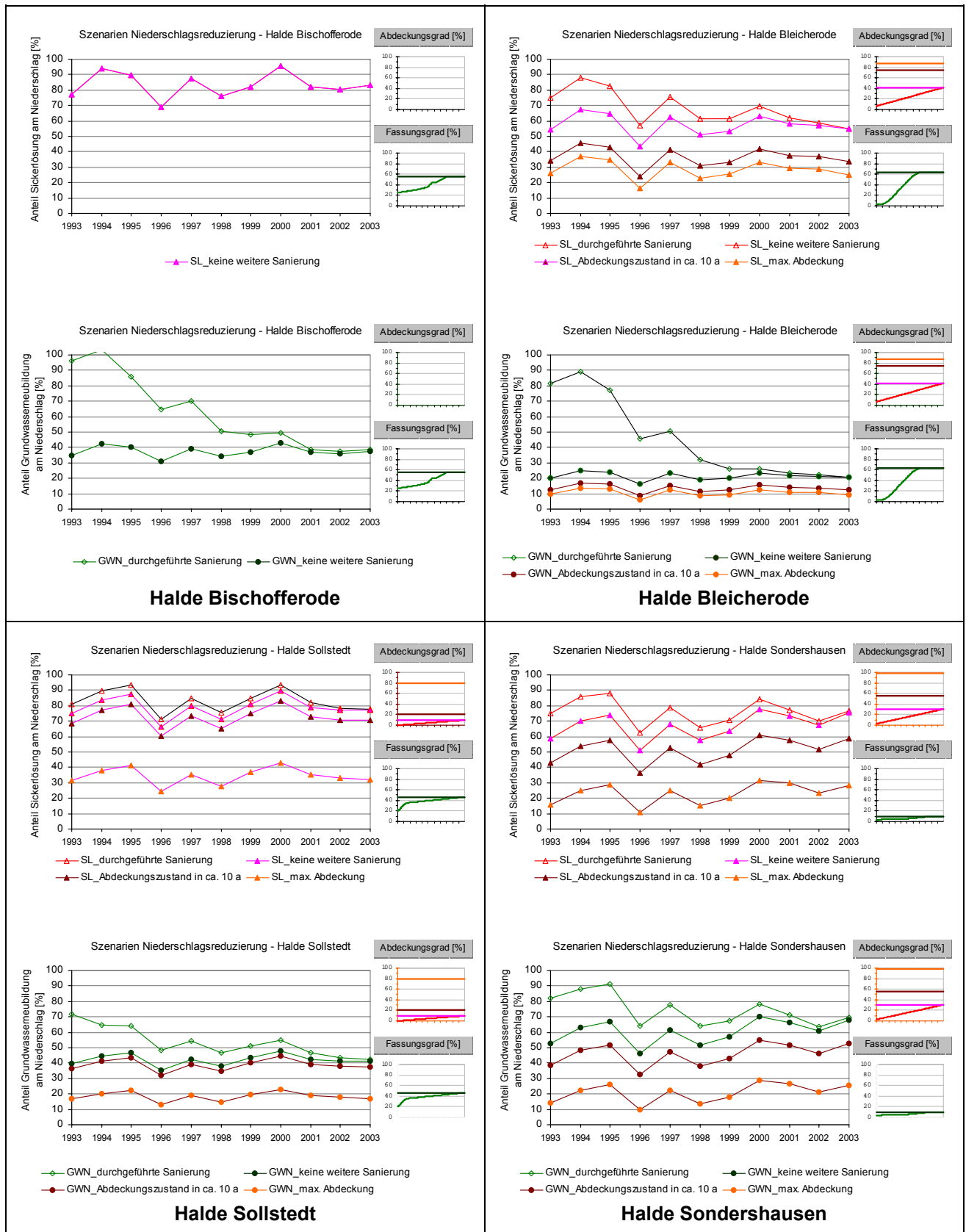


Abbildung 131: Auswirkung des derzeitigen Sanierungsstandes bzw. weiterer Abdeckungsmaßnahmen auf die Reduzierung des Niederschlagsinputs an den Kalihalden:
oben) Anteil Sickerlösung; unten) Anteil Grundwassererneuerung

Durch weitere Abdeckungsmaßnahmen können Versickerungsraten von nur noch 15-30% gegenüber der ungedeckten Kalihalde Bischofferode (mit ca. 80% Niederschlagsversickerung) erreicht werden. Während in Sondershausen die Sickerlösungsmenge dem Lösungsaustritt unter Halde fast gleichgesetzt werden kann, tritt unter der Halde Bleicherode aufgrund des hohen Fassungsgrades letztendlich nur ca. 10-15% des Niederschlags als salzgesättigte Lauge wieder aus. In Bischofferode resultieren ca. 40% des Niederschlags in Sickerwasserneubildung unter der Halde.

In der Abbildung 132a ist die Verifizierung des Bilanzierungsansatzes zur Grundwasserneubildungsermittlung an Kalihalden - bzw. in Zusammenhang mit den obigen Ausführungen v.a. auch der Szenarientauglichkeit dieses Ansatzes - mit den an der Halde Bleicherode durchgeführten Lysimeteruntersuchungen zur Reduzierung der Sickerlösungsaustritte durch Abdeckung und Begrünung dargestellt (Vergleich mit den Lysimeterergebnissen von LIEBMANN & PARNIESKE-PASTERKAMP, 2000 bzw. dem Datensatz K-UTEC, 2002). Die Ableitung einer Abschätzungsmöglichkeit zur Bestimmung der Versickerungsrate in Abhängigkeit von dem Haldenabdeckungsgrad einer Kalihalde wurde möglich (s. Abbildung 132b).

Der in Kapitel 5.3 vorgestellte Ansatz zur Ermittlung der Grundwasserneubildung an Kalihalden bildet somit eine sehr gute und wichtige Arbeitsgrundlage zur notwendigen Erfassung der Neubildungsmengen in adäquater zeitlicher Auflösung (1 Monat) an den komplexen, nicht-modellierbaren Kalihaldensystemen. Denn nur mit der Kenntnis der Grundwasserneubildung an den Halden ist die Bewertung von Sanierungsmaßnahmen möglich sowie der Chlorideintrag in Grund- und Fließgewässer erfassbar. Der Bilanzierungsansatz ist angepasst an die zumeist dürftige Datenlage an Kalihaldenstandorten und somit zwar mit Annahmen behaftet, aber es werden die maßgebenden Einflussgrößen und Abhängigkeiten auf die Sickerwasserneubildung abgebildet. Die Übertragungs- und Prognosefähigkeit des Bilanzmodells kann somit aufgezeigt werden.

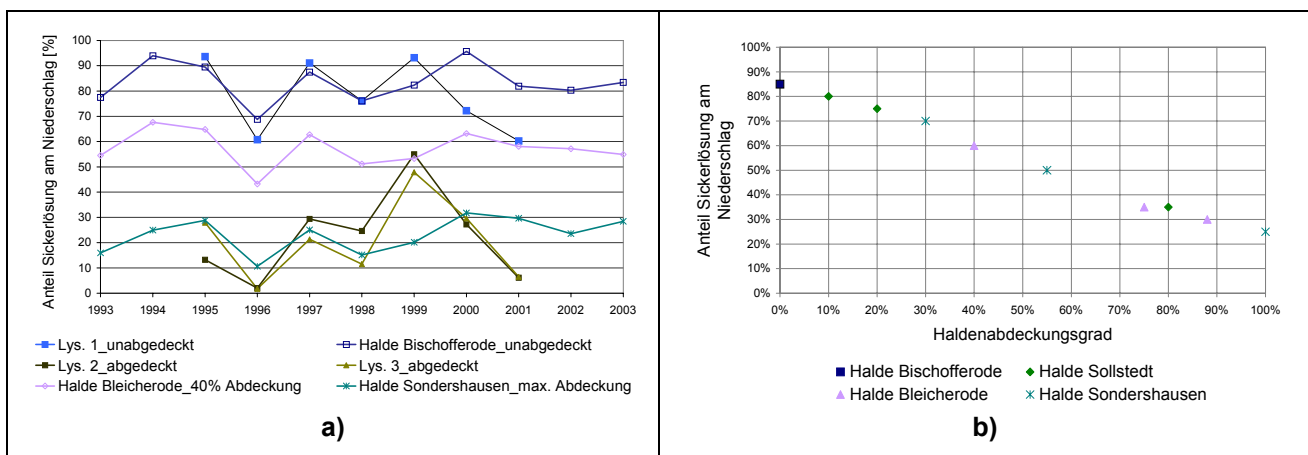


Abbildung 132: Bewertung der Szenarienrechnungen zu den Haldenabdeckungsmaßnahmen:
 a) Verifizierung mit den Lysimeterergebnissen an der Halde Bleicherode;
 b) Bestimmung der Haldensickerlösungsreduzierung in Abhängigkeit vom Abdeckungsgrad

11.3.3 Ungesteuerter Chlorideintrag in die Vorfluter

Die weiteren Haldenabdeckungsmaßnahmen bewirken nicht nur eine Verringerung der Haldengrundwasserneubildungen sondern führen vor allem auch zu signifikant reduzierten Chloridfrachten in die Vorfluter. Dabei sind vor allem die Haldengrößen und die diffusen Anteile der Neubildungswässer, verbunden mit der Vorflutentlastung maßgebend. Im Vergleich zum derzeitigen Sanierungsstand können durch weitere bzw. maximale Abdeckungsmaßnahmen die Chloridfrachten

an den Standorten Sollstedt und Sonderhausen von durchschnittlich 0.3 – 0.4 kg/s auf ca. 0.15 kg/s verringert werden. Die Halde Sollstedt weist zwar einen wesentlich höheren Fassungsgrad als die Halde Sonderhausen und somit eine geringe Grundwasserneubildung auf, der diffuse Anteil der dem Vorfluter zutretenden Neubildungswässer ist aber auch höher (s. Kapitel 5.5). An der Halde Bleicherode ist sogar eine Abnahme auf ca. 0.05 kg/s durchschnittlich möglich (kleinste Halde). Am Standort Bischofferode wurde nach Erreichen des maximalen Ausbauszustandes der Fassung ab 2001 ein Jahresmittelwert der Chloridfracht von ca. 0.2 – 0.3 kg/s erreicht. Bei der Berücksichtigung des vollständigen Fassungsbaus im gesamten Zeitraum ergibt sich nun in den feuchten Jahren ein relevant höherer durchschnittlicher Chlorideintrag von ca. 0.4 kg/s (Abbildung 133a). Die ungesteuerten Chlorideinträge durch die Kalihalden konnten somit von durchschnittlich ca. 2.2 kg/s nach Aufhaldungsende durch die bisherigen Sanierungsmaßnahmen auf ca. 1.2 kg/s reduziert werden. Dabei ist der hohe zusätzliche Haftlaugeneintrag zu Beginn des Betrachtungszeitraums mit zu berücksichtigen. Durch maximal abgedeckte Halden an den Standorten Sollstedt, Bleicherode und Sonderhausen ist eine weitere Reduzierung der Haldensickerwassereinträge in die Vorfluter auf durchschnittlich ca. 0.6 – 0.7 kg/s möglich. Dies führt bei einer Gesamtbetrachtung der ungesteuerten Chlorideinträge im Wipper-Einzugsgebiet zu einer relativen Erhöhung der geogen bedingten Salzzutritte, die im Mittel ca. 1.2 kg/s Chlorideinträge verursachen (s. Abbildung 133/b). Neben der Betrachtung der durchschnittlichen Frachten ist vor allem für die Vorflutgrundbelastung und die Salzlaststeuerung das Eintragsverhalten ganz maßgebend. Während die geogenen Chloridfrachten zwischen 0.5 – 1.5 kg/s liegen, ist die Schwankungsbreite der Haldensickerwassereinträge auch bei maximalem Sanierungsstand mit 0.2 – 2.0 kg/s größer, könnte aber signifikant von derzeit 0.3 – 3.0 kg/s reduziert werden. Die deutliche Abnahme der in die Vorfluter eingetragenen Chloridmengen durch weitere Abdeckungsmaßnahmen ist in der Abbildung 133c& d dargestellt. Die im Sommer erhöhte Verdunstungswirkung der Abdeckungsschichten (Begrünung) und die daraus resultierende, stark gedämpfte Versickerung der infiltrierenden Niederschlagswässer ist erkennbar. Trotz maximaler Haldenabdeckung kommt es dennoch weiterhin zu einem ständigen Lösungsaustritt unter den Halden auch in Trockenperioden. Gegenüber den abgedeckten Halden ist nun der Sickerwassereintrag der „nackten“ Halde Bischofferode wesentlich höher und vor allem von feuchten und somit verdunstungsarmen Jahren maßgebend beeinflusst (s. Abbildung 134). Da sie aber ein gut ausgebautes Fassungssystem aufweist, können die bei Starkregenereignissen oder Schneeschmelzen auftretenden extrem erhöhten Sickerwassermengen zumeist gefasst werden. Die Auswirkung dieser hohen Zuleitungsmengen bzgl. der Stapelbeckenbewirtschaftung werden im folgenden Kapitel 11.3.4 betrachtet. Bezüglich der Eintragungsspitzen von Haldensickerwässern in die Fließgewässer sind vor allem die Halden Sollstedt und Sonderhausen relevant. Diese beiden großen Halden weisen geringere Fassungsgrade als Bischofferode und Bleicherode auf und können bei den Extremzuständen die hohen Sickerwassermengen nicht mehr fassen, so dass es letztendlich zu stark erhöhten Einträgen in den Vorfluter Wipper kommt (s. Abbildung 133/d). An der Halde Sonderhausen führen die Starkregenereignisse und Schneeschmelzen nahezu ungehindert aufgrund des geringen Fassungsgrades von nur ca. 10% zu Lösungsaustritten unter der Halde. Somit sind die Chloridfrachten auch am höchsten. Die Haldenabdeckung kann diese Starkniederschläge nur bedingt bzw. schnell ablaufende Schneeschmelzen fast gar nicht abpuffern. Trotz maximaler Abdeckungsgrade ist somit weiterhin mit hohen Chlorideintragungsspitzen, die maßgeblich die Vorflutbeschaffenheit und auch die Salzlaststeuerung bestimmen, zu rechnen. Insgesamt sind die Chloridfrachten aber deutlich geringer und ausgeglichener (s. Abbildung 133/c&d bzw. Abbildung 134).

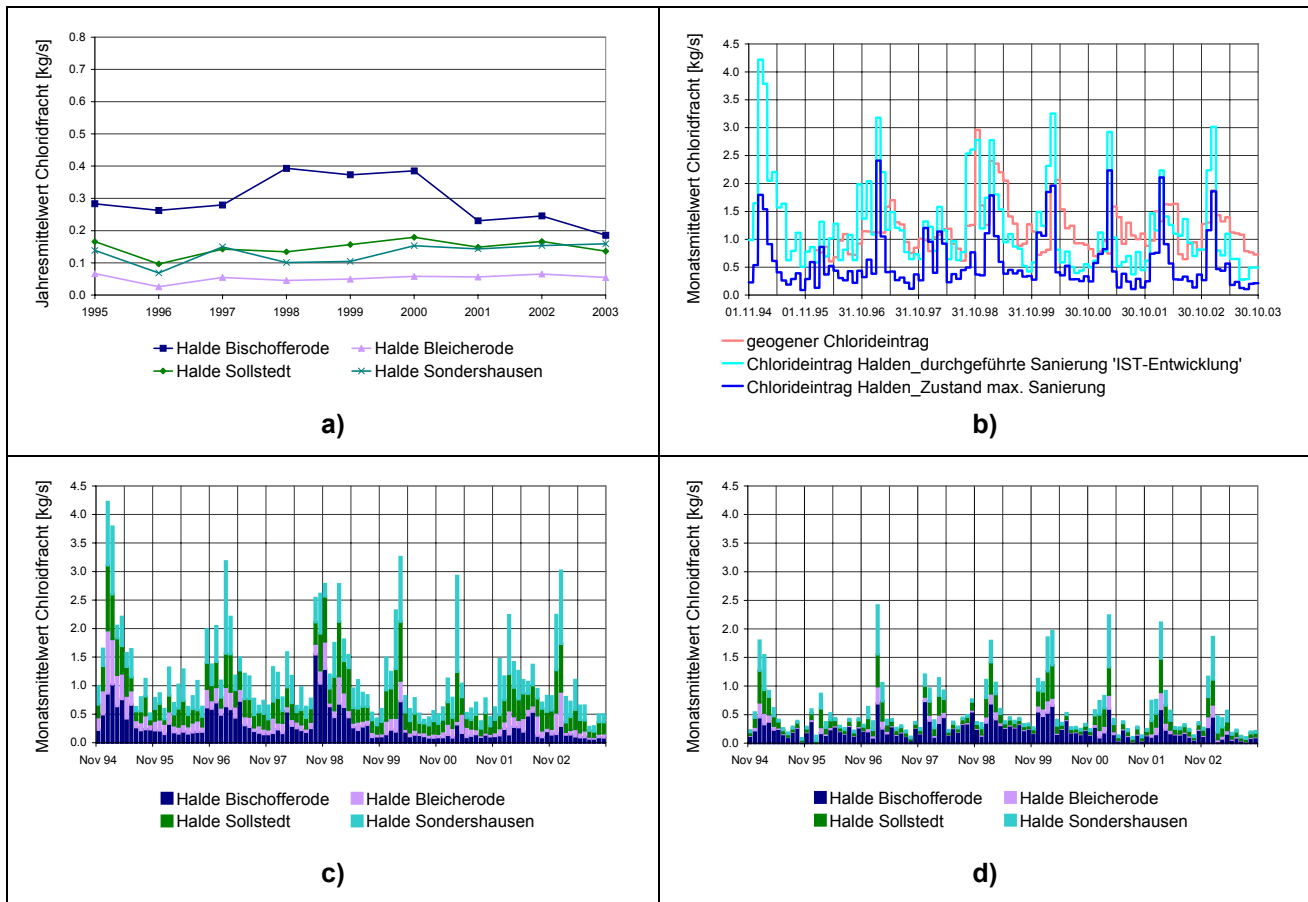


Abbildung 133: Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf den Chlorideintrag in die Vorfluter:
 a) Jahresmittelwertbetrachtung ‚maximale Sanierung‘ (Vgl. mit ‚Ist-Entwicklung‘ s. Abbildung 58b)
 b) Gegenüberstellung der Monatsmittelwerte der ungesteuerten Chlorideinträge – geogener Chlorideintrag sowie Chlorideintrag durch Halden (‚Ist-Entwicklung‘ & ‚maximale Sanierung‘)
 c) Bilanzierung des Chlorideintrags durch Halden – ‚Ist-Entwicklung‘ (Monatsmittelwerte)
 d) Bilanzierung des Chlorideintrags durch Halden – ‚maximale Sanierung‘ (Monatsmittelwerte)

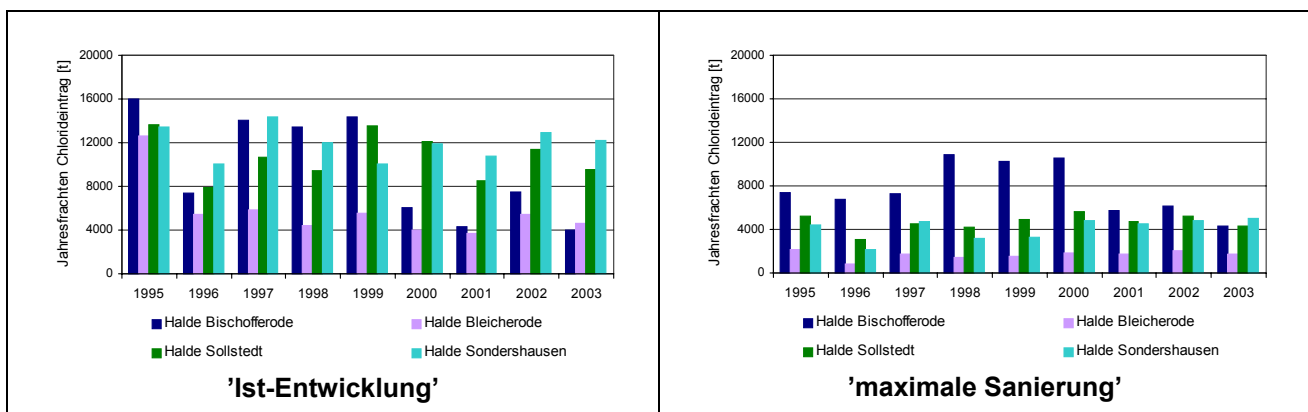


Abbildung 134: Jahresfrachten der Haldenchlorideinträge in die Vorfluter

11.3.4 Laugenanfall und Abstoßmengen

Der Laugenanfall in den Fassungssystemen der Kalihalden ist für die gesteuerte Chloridfracht in die Wipper relevant, denn die gefassten Haldensickerwässern der Haldenstandorte Bischofferode, Sollstedt und Bleicherode werden zur gesteuerten Abgabe dem Laugenstapelbecken Wipperdorf zugeführt. In Sondershausen gibt es ein separates Stapelbecken; die anfallenden Laugen sind aufgrund des geringen Fassungsgrades für die Salzlaststeuerung nicht relevant.

Je höher der Fassungsgrad ist, je mehr Sickerwässer können dementsprechend auch gefasst werden und versickern nicht im Haldenuntergrund. Da diese Laugen aber auch wieder in den Vorfluter abgegeben werden müssen, ist ein weiterer positiver Wirkungsaspekt der Haldenabdeckungsmaßnahmen unbedingt zu berücksichtigen: Da durch die Abdeckungen wesentlich weniger Niederschlag überhaupt erst in die Haldenkörper infiltriert, bildet sich auch wesentlich weniger zu fassendes und abzustößendes Sickerwasser. Zudem bewirken möglichst hohe Abdeckungsgrade nicht nur die Verringerung der Sickerwasserbildung sondern vor allem auch die Dämpfung der Sickerlösungsaustritte – sowohl unter dem Haldenkörper als auch in den Fassungssystemen. Dass sich die gefassten Sickerwässer trotz Stapelbecken zur Zwischenspeicherung ganz massiv auf die Vorflutbelastung auswirken können, wurde bereits im Kapitel 11.2 mit dem extrem hohen Laugenanfall in Zusammenhang mit der Schneeschmelze im Frühjahr 2003 aufgezeigt.

Den höchsten Anteil an Fassungenmengen weisen die Halden Bischofferode und Sollstedt auf. Dies trifft sowohl auf den derzeitigen Sanierungszustand als auch bei der Berücksichtigung weiterer Abdeckungsmaßnahmen zu (s. Abbildung 135). Allerdings ist an der Halde Sollstedt bei möglichst maximaler Abdeckung eine deutliche Reduzierung des Laugenanfalls möglich. Deshalb ist an diesem Standort nicht nur wegen der ungesteuerten Chlorideinträge sondern vor allem auch aufgrund des relativ gut wirksamen Fassungssystems die Fortführung weiterer Abdeckungsmaßnahmen unbedingt zu empfehlen. Denn die Zuleitung der gefassten Sickerwässer zum Stapelbecken bewirkt letztendlich nur eine Verlagerung der Problematik und wie bereits im Kapitel 11.2 aufgezeigt wurde, ist mit den anfallenden Laugenzuläufen zum Stapelbecken ohne weitere Sanierungsmaßnahmen und unter Berücksichtigung der baldigen Beendigung des Spülversatzes keine vorflutschonende Salzlaststeuerung möglich. D.h., da aufgrund der Haldengröße, nicht vorhandener Abdeckung und des hohen Fassungsgrades der hohe und nahezu bzgl. Starkregenereignissen bzw. Schneeschmelzen ungedämpfte Laugenzulauf der Rückstandshalde Bischofferode immerfort besteht, kann nur durch die Reduzierung der Laugenanfalls an den anderen Haldenstandorten eine Verringerung der abzustößenden Chloridfrachten erreicht werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass ohne weitere Abdeckungsmaßnahmen das Beckenvolumen des Stapelbeckens nicht ausreicht, um Extremzuläufe als auch längere Niedrigwasserführungen abzapfieren. Im Prinzip müssen die Laugenzuleitungen der Halden Bleicherode und Sollstedt so gering sein, dass das Stapelbecken vor allem der Zwischenspeicherung der hohen Sickerwasserzuleitungen der Halde Bischofferode zur Verfügung stehen kann. Der Anteil der Sickerwässer von der Halde Bischofferode beträgt ca. 70-80% bzgl. der jährlich anfallenden und somit in die Wipper abzustößenden Laugenmengen (s. Abbildung 136a). Die dem Stapelbecken von der Halde Bleicherode zugeführten Laugenanteile sind trotz des hohen Fassungsgrades relativ gering, da die Halde Bleicherode die kleinste Kalihalde im Wipper-Einzugsgebiet ist. Sie können aber dennoch weiter in relevantem Maße reduziert werden. Die Zuläufe vom Standort Sollstedt können bei maximaler Abdeckung auf ein ähnliches Niveau reduziert werden (s. Abbildung 135). In der Abbildung 136b wurden die sich ergebenden Änderungen der Fassungs- und somit Abstoßmengen bei maximaler Abdeckung gegenüber der „IST-Entwicklung“ prozentual dargestellt. Zu beachten ist, dass der Ausbau der Fassungssysteme erst im Jahr 2000 abgeschlossen und wirksam wurde, jetzt aber von Beginn an betrachtet wird. An den Kalihalden Bleicherode und Sollstedt können ca. 45% weniger Laugenanfall erreicht werden. Dies ermöglicht ins-

gesamt eine Verringerung auf ca. 70% der bisherigen Laugenzuleitungen zum Stapelbecken. Bei Berücksichtigung des Spülversatz-Endes würde die durch weitere Haldenabdeckungsmaßnahmen mögliche Reduzierung der Abstoßmengen ca. 80-85% betragen. Inwieweit diese Reduzierung der dem Stapelbecken Wipperdorf zugeführten Laugen relevant für die Salzlaststeuerung ist, soll im Folgenden untersucht werden.

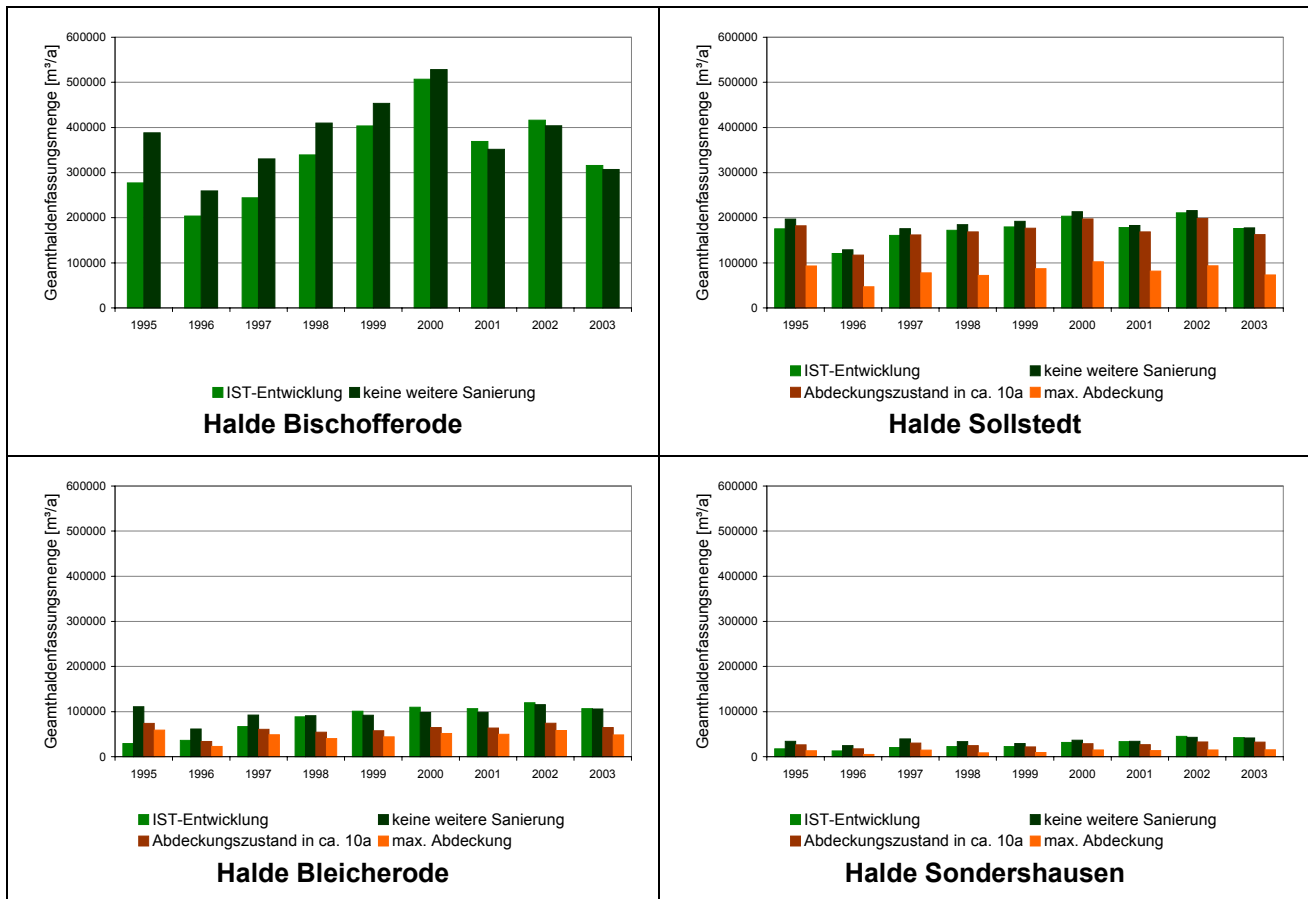


Abbildung 135: Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf die Fassungen je Halde (Jahressummen)

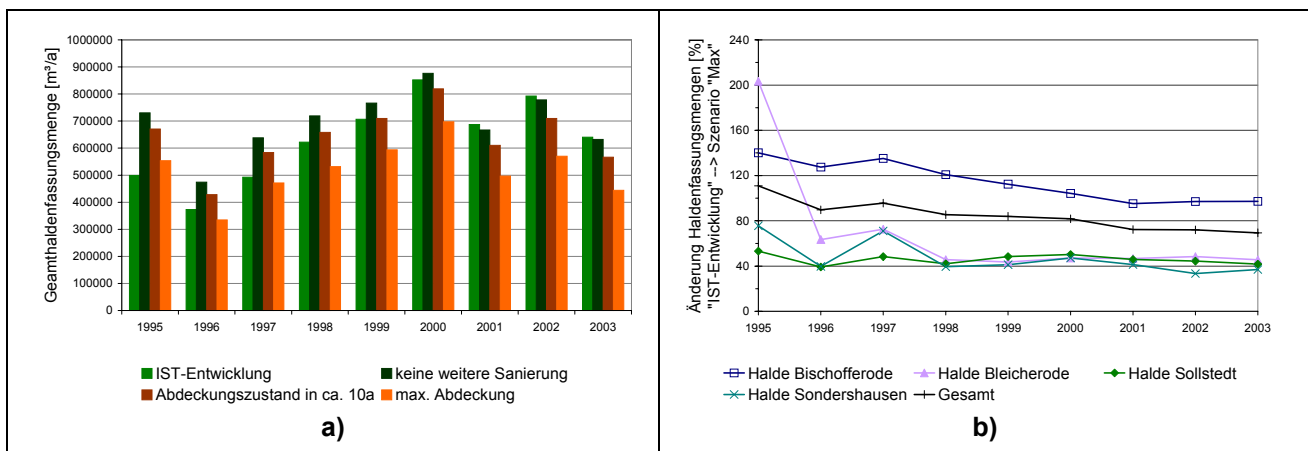


Abbildung 136: Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen auf die Fassungen und somit Abstoßmengen über das Laugenstapelbecken (Jahressummenbetrachtung):

- a) Gesamtsummen bei den einzelnen Szenarienansätzen;
- b) Änderung der Fassungen bei ‚max. Abdeckung‘ gegenüber der ‚IST-Entwicklung‘

11.4 Auswirkungen auf die Salzlaststeuerung

In der Abbildung 137 sind die Auswirkungen weiterer Abdeckungsmaßnahmen bzgl. der Vorflutgrundbelastung, d.h. der ungesteuerten Chlorideinträge als auch bzgl. der Fassungskmengen und somit des gesteuerten Chlorideintrags durch Abstoß aus dem Laugenstapelbecken dargestellt: Neben der **Reduzierung der ungesteuerten Haldensickerwassereinträge um ca. 50%** und der damit verbundenen **relativen Erhöhung des geogen bedingten ungesteuerten Chloridfrachtanteils** (s. Abbildung 137 a) kommt es aufgrund der **Beendigung des Spülversatzes** zukünftig zu **stark erhöhten Laugenzulaufmengen zum Stapelbecken**, die durch **Sanierungsmaßnahmen um ca. 20% verringert** werden können (s. Abbildung 137b).

In der Abbildung 138 sind die Summen der ungesteuerten und gesteuerten Chloridfrachten der IST-Entwicklung und der maximalen Sanierung unter Annahme des Spülversatz-Endes gegenübergestellt. Obwohl sich die Sanierungsmaßnahmen neben der Verringerung der Haldendirekteinträge auch auf die Abstoßmengen reduzierend auswirken und der geogene Chloridfrachtanteil zu berücksichtigen ist, führen sie zu einer **Verschiebung des Verhältnisses zwischen ungesteuertem und gesteuertem Chlorideintrag** von etwa gleichen Frachtanteilen zu ca. 50-70% ungesteuerten Eintrag.

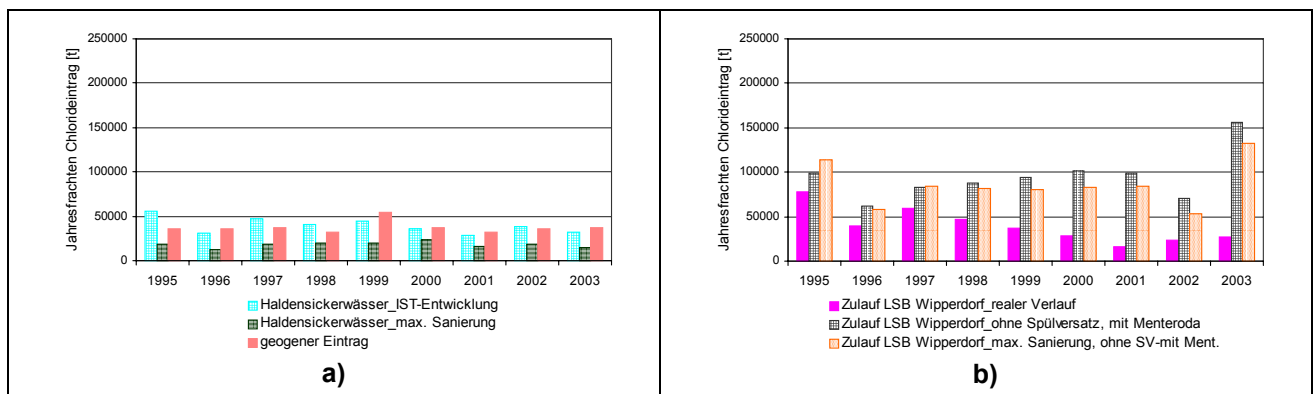


Abbildung 137: Auswirkung der Szenarien zu den Haldensanierungsmaßnahmen auf die Salzlaststeuerung:
 a) bzgl. der Zusammensetzung der ungesteuerten Chloridfrachten (Vorflutgrundbelastung);
 b) bzgl. der Zulaufmengen aus den Fassungskmengen zum gesteuerten Abstoß

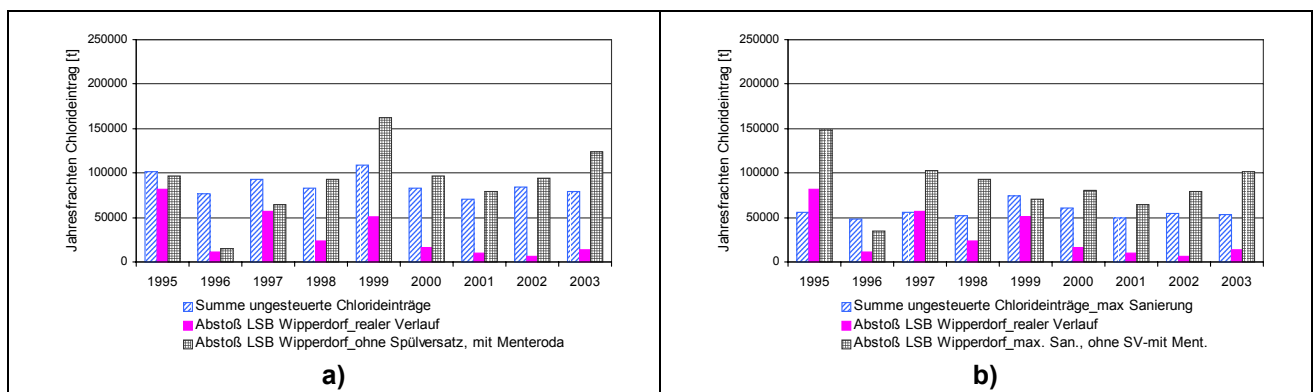


Abbildung 138: Auswirkung der Szenarien zu den Haldensanierungsmaßnahmen auf die Salzlaststeuerung bzgl. der Jahresfrachten des Chlorideinträge:
 a) „ohne Spülversatz, mit Menteroda“; b) „max. Sanierung, ohne Spülversatz, mit Menteroda“

In den Darstellungen der Abbildung 139 werden die Steuerung des IST-Zustandes und nach maximaler Sanierung unter Berücksichtigung des Spülversatz-Endes miteinander verglichen.

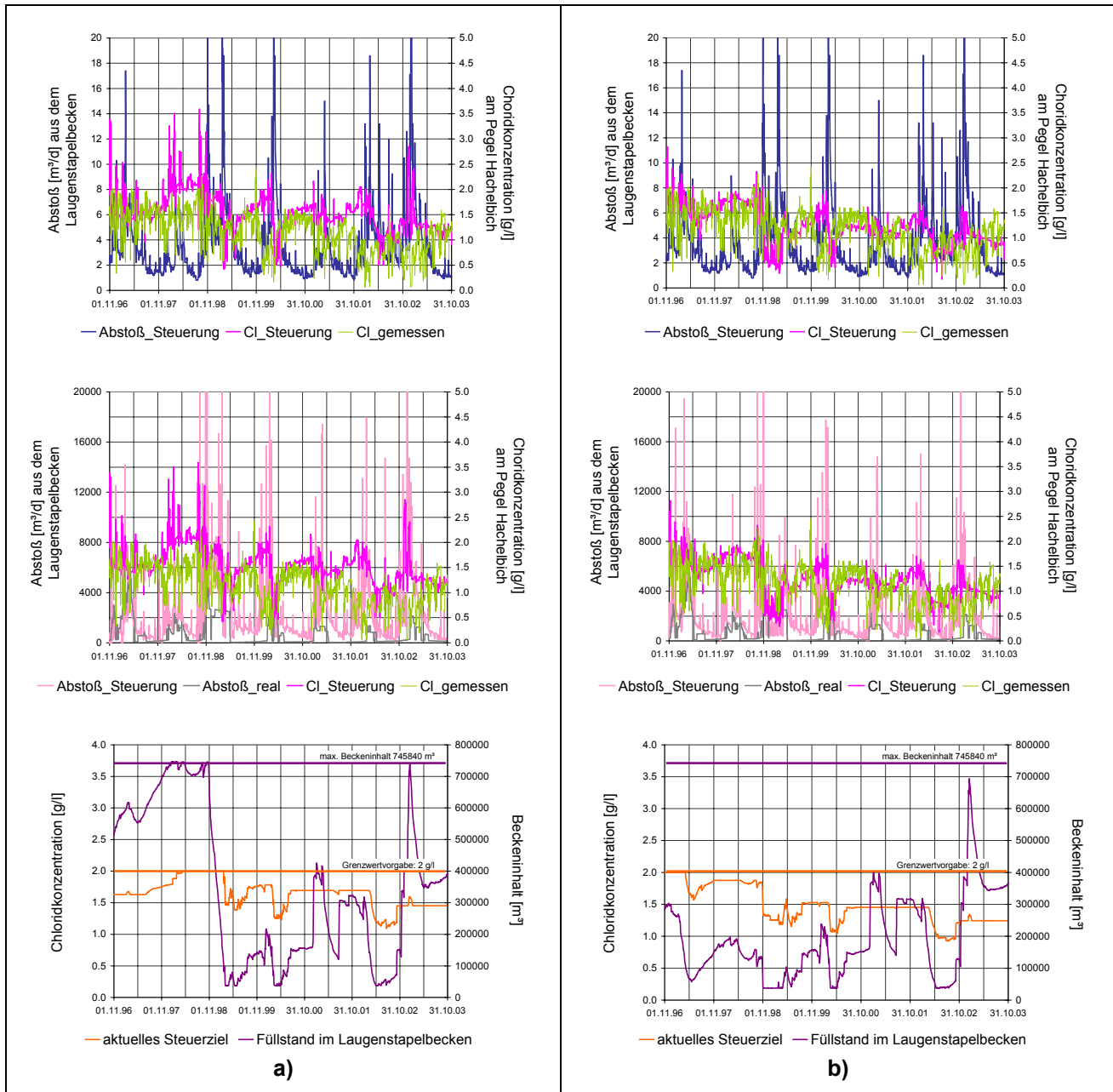


Abbildung 139: Gegenüberstellung der Ergebnisse der Szenarienrechnungen zur Haldensanierung (mit 2g/l Grenzwert der Chloridkonzentration am Pegel Hachelbich):

a) „ohne Spülversatz, mit Menteroda“; b) „max. Sanierung, ohne Spülversatz, mit Menteroda“

Durch die deutliche Verringerung der Vorflutgrundlast aufgrund der Haldendirekteinträge kann gegenüber dem worst case-Szenario ohne weitere Sanierungsmaßnahmen häufiger und mehr Abstoß aus dem Laugenstapelbecken durchgeführt werden. Zusammen mit der gleichzeitigen Abnahme der Laugenzuleitungen stellen auch die länger anhaltenden ungünstigen Wasserführungen, wie sie ab 1996 bis Sommer 1998 auftraten, nicht mehr so eine übermäßige Gefahr dar. Es kommt nicht zu einer völligen Beckenfüllung somit zu erzwungenen Abstößen und extremen Salzbelastungen im Vorfluter Wipper. Das Stapelbeckenvolumen kann nun auch die – vergleichbar mit Frühjahr 2003 –

ohne weitere Sanierungsmaßnahmen zu einem erneuten Beckenüberlauf führenden extremen, schneeschnmelzbedingten Laugenzuleitungen abfangen. Es ist also weiterhin davon auszugehen, dass bei derartigen Extremereignissen das Beckenvolumen nicht ausreicht und diese erzwungenen Abstoßfrachten in sehr hohen Chloridkonzentrationen in der Wipper trotz der gleichzeitig bestehenden Hochwasserführung resultieren.

Obwohl trotz Beendigung des Spülversatzes die Abstoßmengen gegenüber dem realen Verlauf mit Spülversatz („Abstoß_real“) viel höher sind (s.a. Abbildung 138b), entsprechen die Chloridkonzentrationen nahezu den gemessenen Chloridkonzentrationen („Cl_gemessen“). D.h. die Beendigung des Spülversatzes ohne weitere Sanierung stellt das worst case-Szenario dar, mit dem weder dauerhaft die 2 g/l Chloridkonzentrations-Grenzwertvorgabe eingehalten werden kann, noch das Beckenvolumen zur Fassung der Zuleitungslaugen als ausreichend anzusehen ist. Durch die Sanierung und somit Reduzierung der Haldendirekteinträge sind aufgrund der wesentlich geringeren Chloridgrundlast im Vorfluter günstigere Abstoßbedingungen vorhanden, so dass auch mit dem stark erhöhten Mehr-Anfall von Laugen aus den Fassungssystemen seit Beendigung des Spülversatzes der jetzige Belastungszustand wieder erreicht wird. Eine weitere Reduzierung dieses Versalzungszustandes ist aber nicht möglich. Da gegenüber dem jetzigen Zustand, der aufgrund des Spülversatzes und somit geringen Abstoßbedarfs vorwiegend durch die ungesteuerten Chlorideinträge charakterisiert ist, zukünftig vor allem die gesteuerten Chlorideinträge maßgeblich die Chloridkonzentration bestimmen werden (s.a. Abbildung 138), wird die Abpufferung der teilweise sehr stark schwankenden Laugenzuläufe und die möglichst gleichmäßige Steuerung der Chloridkonzentration durch das Stapelbecken maßgebend.

Da durch weitere Abdeckungsmaßnahmen auch ohne Spülversatz wieder der derzeitige Versalzungszustand mit Chloridkonzentrationen von durchschnittlich 0.7 bis 1.5 g/l am Steuerpegel Hachelbich erreicht wird, wurde in einem weiteren Szenario untersucht, ob eventuell auch eine Herabsetzung des Grenzwertes von 2.0 g/l auf 1.5 g/l möglich wäre. Die in der Abbildung 140 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Vorgabe des niedrigeren Chloridsteuerziels nicht unbedingt mit einer Verringerung der Chloridkonzentration im Fließgewässer verbunden sein bzw. zu einer höheren Chloridbelastung des Vorfluters führen kann. Dies liegt darin begründet, dass zum einen durch den geringeren Grenzwert weniger Abstoßmöglichkeiten bestehen und damit durch den ständigen Laugenzulauf aus den Haldenfassungssystemen viel schneller die Kapazitätsgrenze des Stapelbeckens erreicht ist und es zum Abstoß kommen muss bzw. das Becken sogar überläuft. Auf erhöhte Laugenanfälle durch Starkniederschläge und Schneeschmelzen sowie längere Niedrigwasserführungen, verbunden mit dem Ausbleiben der Frühjahrshochwässer kann nur in stark eingeschränktem Maße reagiert werden. Zum anderen erfolgt bei dem niedrigeren Grenzwert nahezu immer ein Abstoß aus dem Laugenstapelbecken, da das Becken aufgrund der Grenzwertvorgabe nicht richtig entleert werden kann und somit jede Abstoßmöglichkeit genutzt würde. Die Chloridkonzentrationen schwanken also immer um den Grenzwert von 1.5 g/l.

Für das Einzugsgebiet der Wipper erscheint somit eine Senkung des Chloridgrenzwertes auf 1.5 g/l nach Auslaufen des Spülversatzes als nicht realistisch. Durch die insgesamt weiterhin bestehende starke Niederschlagsabhängigkeit der gefassten Haldensickerwässer auch trotz der Sanierungsmaßnahmen, die häufigen Niedrigwasserführungen der Wipper und die nicht immer bzw. nicht immer in ausreichendem Maße auftretenden Hochwasserabflüsse zum Abstoß größerer Laugenmengen aus dem Stapelbecken kann es auf Grund der öfter notwendigen Laugenabstoßes zu um den Grenzwert schwankenden Chloridkonzentration kommen, verbunden mit einer extremen Versalzung des Vorflutsystems sowie des umgebenden Grundwasserraums!

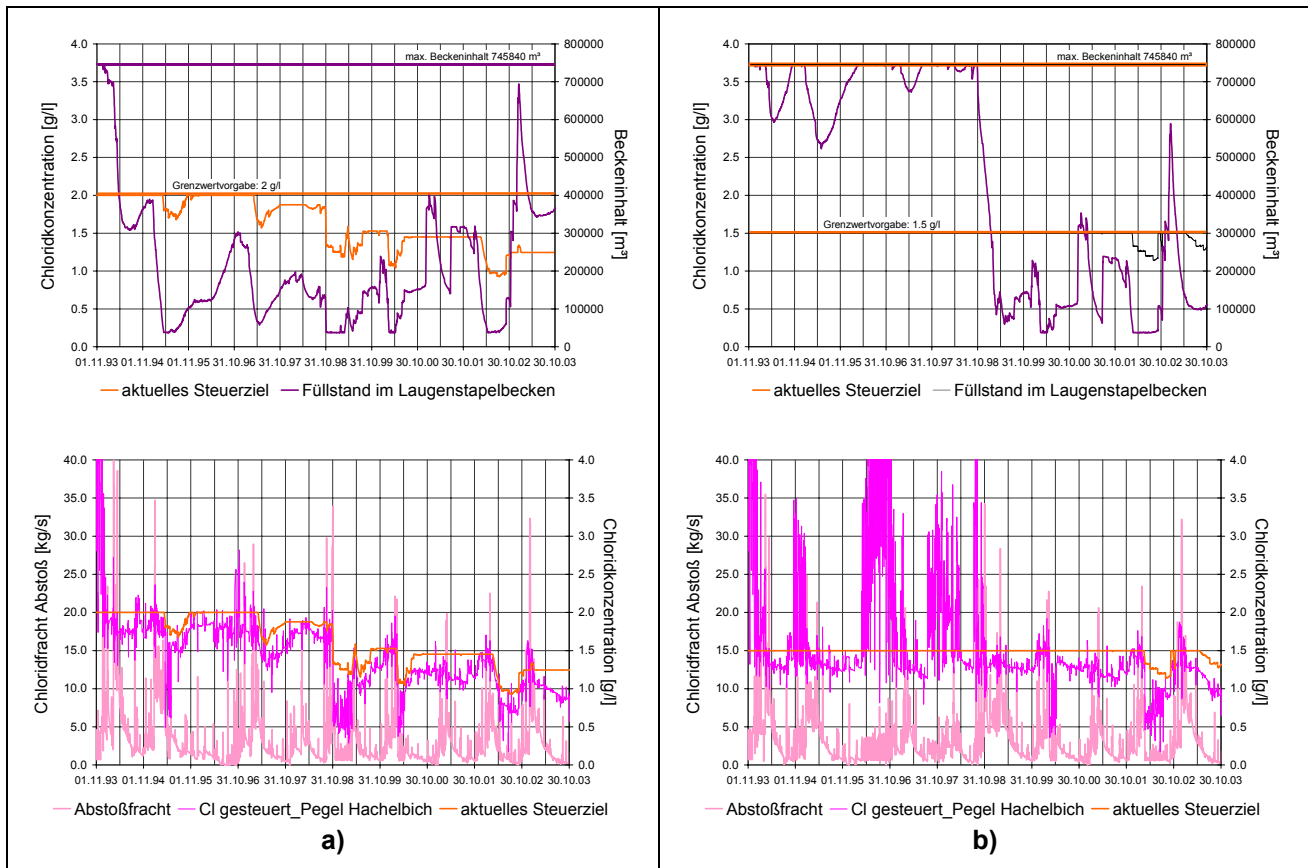


Abbildung 140: Darstellung der Ergebnisse der Szenarienanalyse zur Grenzwertverringering:
 a) Grenzwertvorgabe 2g/l; b) Grenzwertvorgabe 1.5 g/l

11.5 Zusammenfassende Bewertung der Steuerungsmöglichkeiten

Im *Betrachtungszeitraum 1994 – 2003* ist die Chloridbelastung der Wipper am Steuerpegel Hachelbich durch:

- stark schwankende Chloridkonzentrationen gekennzeichnet,
- die von maximal 2.5 g/l auf 1.5 g/l abnahmen,
- da **die ungesteuerten Chloridfrachten** der Halden durch Direkteintrag in die Vorfluter aufgrund der Fertigstellung der **Fassungssysteme** und zunehmend wirksamen **Haldenabdeckungen** deutlich von durchschnittlich 2.2 k/s auf 1.2 kg/s **gesenkt** werden konnten
- und aufgrund des Spülversatzes zur Grubenflutung kaum gesteuerter Chlorideintrag durch den Abstoß gefasster Haldensickerwässer zu berücksichtigen war.

Die geogenen Salzzutritte betragen durchschnittlich ca. 1.2 kg/s. Der Grenzwert der Chloridkonzentration ist 2g/l am Pegel Hachelbich. Es traten keine Grenzwertüberschreitungen auf, es kam aufgrund der geringen Laugenzuleitungen von den Halden zu keiner Auslastung des Rückhaltevolumens des Stapelbeckens Wipperdorf.

Mit der **modellgestützten Salzlaststeuerung ist eine deutlich gleichmäßigere Chloridkonzentration im Vorfluter Wipper durch die ausgleichende Zusteuerung aus dem Stapelbecken erreichbar**. Die Vergleichmäßigung der Chloridkonzentration im Sinne einer verbesserten ökologischen Verträglichkeit ist unbedingt anzustreben, denn die stark schwankenden Wasserführungen sowie die hohen

ungesteuerten Chlorideinträge bewirken stark variierende Versalzungszustände. Der Steueransatz in ArcEGMO ermöglicht diese Vergleichmäßigung (s. Kapitel 11.1).

Aufgrund der **Beendigung des Spülversatzes** in absehbarer Zukunft wurde als **worst-case-Szenario** die dadurch bedingten, stark erhöhten Zulaufmengen zum Stapelbecken und somit die erhöhte Zu- steuerung von Laugen in die Wipper untersucht. Dieses Szenario ist bestimmt durch:

- stark erhöhten Laugenanfall aufgrund 100%iger Zuleitung der gefassten Haldensickerwässer,
- hohen Einfluss der Haldensickerwasserbildungen vor allem in feuchten Jahren bzw. bei Extrem- ereignissen wie Starkregen oder Schneeschmelzen in Abhängigkeit vom Fassungsgrad,
- Restriktionen des Laugenstapelbeckens hinsichtlich der Kapazitäten des Rückhaltevolumens (max.745840m³) und des Abstoßkanals (max. 0.29 m³/s) in Zusammenhang mit ungünstigen Ab- stoßbedingungen aufgrund Wasserführung und Vorflutgrundbelastung oder hoher Laugenzulei- tungsmengen.

Bei der Betrachtung der „Ist-Entwicklung“ (realer Verlauf 1994 - 2003 mit Wegfall Spülversatz) sind nun mit dem Stapelbecken die oft ungünstigen Vorflutverhältnisse der Wipper bzgl. der Was- serführung und Versalzung nur noch bedingt auszugleichen. Aufgrund des erhöhten Laugenanfalls werden zeitweise die Grenzen in der Beckenkapazität erreicht und es kommt zum notwendigen Laugenabstoß, mit dem Ergebnis der Überschreitung des Grenzwertes. Es ist sowohl die Überbrü- ckung längerer abflussarmer Zeiten als auch die Zwischenspeicherung stark erhöhter Sickerwas- sermengen aufgrund von Starkregenereignissen oder Schneeschmelzen nicht mehr gewährleistet. Als Ergebnis dieser Szenarienanalyse steht die Forderung nach einer zügigen **Fortführung der Ab- deckungsarbeiten an den Kalihalden**. **Es sollten möglichst die maximalen Abdeckungsgrade er- reicht werden**. Ohne weitere Sanierungsmaßnahmen kann der Grenzwertwert von 2g/l Chlorid am Pegel Hachelbich nicht mehr eingehalten werden, das Stapelbeckenvolumen reicht nicht aus, um ungünstige meteorologische und hydrologische Zustände auszugleichen und extreme Versalzungs- belastungen in der Wipper zu vermeiden (s. Kapitel 11.2).

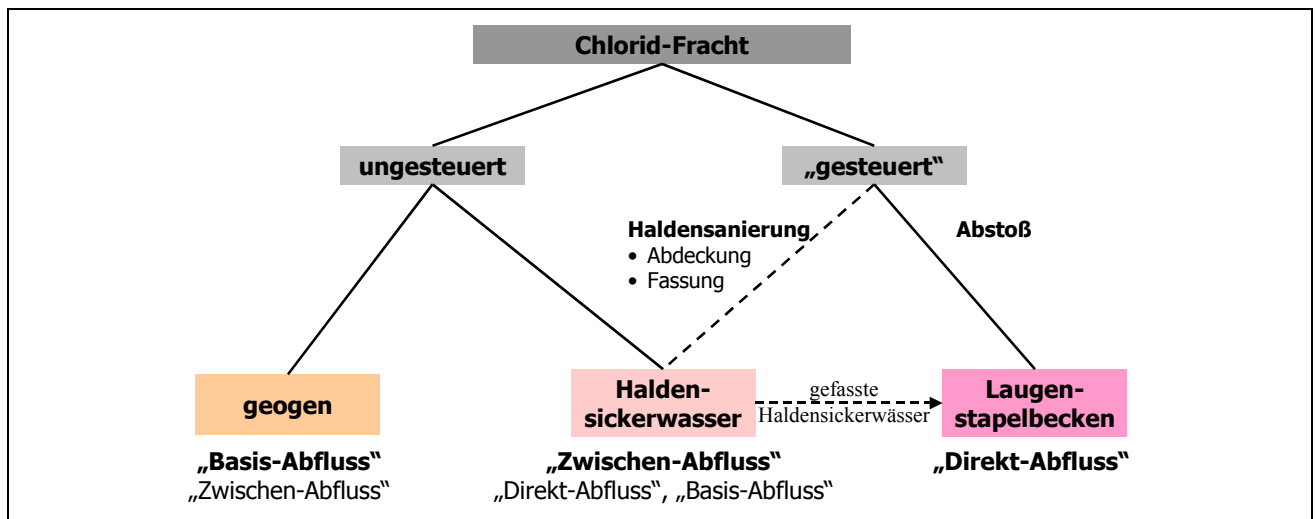


Abbildung 141: Stoffströme und Steuerungsmöglichkeiten

In den weiteren Szenarienanalysen wurde untersucht, ob durch Fortführung der Haldenabde- ckungsmaßnahmen eine signifikante Verbesserung der Vorflutbelastung im Vergleich mit dem worst case-Szenario „ohne Spülversatz“ erreichbar ist und somit diese Sanierungsarbeiten sinnvoll sind. Zu dem Zeitpunkt, wenn der maximale Sanierungszustand erreicht ist, sind auf jeden Fall auch die Grubenflutungen schon beendet, d.h. es findet kein Spülversatz mehr statt. Die Wirkung der **Haldenabdeckungsmaßnahmen als Steuerungsinstrument** sowohl bzgl. der sogenannten unge-

steuerten als auch der gesteuerten Chlorideinträge ist in Abbildung 141 dargestellt und lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Reduzierung der ungesteuerten Haldensickerwassereinträge in die Vorfluter um ca. 50% von durchschnittlich 1.2 kg/s auf 0.6 – 0.7 kg/s sowie
- die Reduzierung des Laugenanfalls um durchschnittlich 20%

ermöglichen eine wesentlich günstigere Salzlaststeuerung in der Wipper/ Pegel Hachelbich (s. Kapitel 11.3). **Der Chloridgrenzwert von 2 g/l kann somit sehr gut eingehalten werden**, die Überbrückung längerer ungünstiger Wasserführungen aufgrund der wesentlich geringeren Vorflutgrundbelastung sowie geringerer Laugenzuläufe ist nun möglich. Somit kann durch die Fortführung der Haldenabdeckungen auch ohne Spülversatz der derzeitige Versalzungszustand der Wipper mit Chloridkonzentrationen von durchschnittlich 0.7 bis 1.5 g/l am Steuerpegel Hachelbich wieder erreicht werden. Eine weitere Verbesserung dieses Zustandes ist allerdings nicht möglich und auch die bei der Betrachtung des Ist-Zustandes erreichbare Vergleichmäßigung des Chloridkonzentration ist nicht in diesem Ausmaß umsetzbar. Zudem werden trotz maximaler Abdeckungsgrade weiterhin die hohen **Chlorideintragsspitzen** bei Starkregenereignissen oder Schneeschmelzen bestehen, die sich sowohl in sehr stark erhöhten Zuleitungsmengen als auch Direkteinträgen auswirken. Bei Extremereignissen kann das Erreichen der Beckenkapazitätsgrenze bzw. sogar ein Überlauf des Beckens verbunden mit sehr hohen Chloridfrachten in der Wipper nicht ausgeschlossen werden (s. Kapitel 11.4).

Die Tabelle 24 stellt die betrachteten Fälle noch einmal als Übersicht zusammen.

Tabelle 24: Zusammenstellung der betrachteten Sanierungsszenarien und Auswirkung auf die Beschaffenheit des Vorfluters

Szenario	Maßnahme	prognostizierte Auswirkung am Pegel Hachelbich (Obergrenze Cl-Konz.)	Anmerkung
Ist-Zustand	realer Sanierungsverlauf mit modellgestützter Steuerung	1,5 g/l	Vergleichmäßigung der Konzentration möglich
Maximale Haldenabdeckung	mit Spülversatz	1 ... 1,5 g/l	unrealistisch, da Spülversatz ausläuft vor Ende der Haldenabdeckung
Maximale Haldenabdeckung	ohne Spülversatz	1,5 g/l	bei extremen hydrologischer Situationen zeitweise Überschreitung wahrscheinlich
Kein Spülversatz	keine weitergehende Haldenabdeckung	> 2 g/l	Dauerhaft Einhaltung der Grenze 2 g/l unwahrscheinliche: Beckenvolumen zur ausreichenden Pufferung unzureichend → worst case

12 Zusammenfassung

Im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunktes „Flussgebietsmanagement“ wurde das Projekt „Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbau-bedingter salinärer Einträge im mittleren und unteren Einzugsgebiet der Unstrut“ (Projektlaufzeit 01.07.2001 bis 31.12.2004) durchgeführt.

Schwerpunkt der Arbeiten war die Kopplung eines Niederschlags-Abflussmodells (ArcEGMO, PFÜTZNER 2002) mit dem Grundwasserströmungsmodell MODFLOW (HARBOURGH *et al*, 2000).

Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben. Innerhalb dieses Gebietes wurden die Untersuchungen und Modellierungen auf verschiedenen Skalenebenen durchgeführt. Im Untersuchungsraum I (EZG Unstrut bis Pegel Oldisleben) wurden mesoskalige NA-Modellierungen mit dem Ziel der Auswirkungen von tributären Gewässerverunreinigungen auf die Gewässergüte der Unstrut vorgenommen. Außerdem wurden in kleineren Teileinzugsgebieten dieses Gebietes isopenhydrologische Untersuchungen zur Quantifizierung von Abflussanteilen und zur Verweilzeitbestimmung durchgeführt.

Der Untersuchungsraum II, das Einzugsgebiet der Wipper bis zum Pegel Hachelbich, stellte das Fokusgebiet sowohl für detaillierte Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt als auch für die gekoppelte Modellierung dar. Die beiden für die Modellierung relevanten Hauptvorfluter Bode und Wipper weisen hoher Schwankung der Durchflüsse eine überwiegend niedrige Wasserführung auf. Langjährige Durchflusskurven am Pegel Hachelbich ergeben, dass bezogen auf das Jahr an 45% der Tage Wasserführungen unter 2m³/s auftreten können.

Untersuchungen zum Wasserhaushalt

Im Ergebnis der umfangreichen hydrologischen Untersuchungen konnten die einzelnen im Gebiet wirkenden Abflusskomponenten identifiziert und quantifiziert werden. Dazu wurden isopenhydrologische Messungen und Ganglinienseparationen mit Hilfe des Programms DIFGA durchgeführt. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass die vom Grundwasserabfluss bzw. Basisabfluss zu trennende, relativ kurzfristige Grundwasserabflusskomponente, die vor allem bei hohen Niederschlagsangebot hangparallel in den tieferen Deckschichten bzw. als Quellaustritte und Nasstellen zum Abfluss kommt, im Modellgebiet ca. 50% beträgt. Für die Modellierung bedeutet das, diesen hohen hypodermische Abflussanteil von dem Sickerwasser-Output des Niederschlags-Abfluss-Modells zu separieren. Für Hochwasserereignisse, die vorrangig zum Laugenabstoß genutzt wurden, konnte durch die Kombination zweier Separationsmethoden festgestellt werden, dass der verzögerte Direktabflusses im Mittel ca. 3 mal größer ist als der schnelle Direktabfluss.

Innerhalb des Untersuchungsraumes II wurden auch Untersuchungen an den Kali-Halden zur Grundwasserneubildung und Stoffeintrag in Grund- und Oberflächenwasser vorgenommen. Die Untersuchungen dienten vor allem der Parametrisierung und Kalibrierung der eingesetzten Modelle. Bei derzeitigem Sanierungsstand betragen die unter den Kalihalden austretenden, salzgesättigten Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungen mit 200-500 mm/a immer noch das 3-6fache gegenüber den natürlichen Bedingungen im Untersuchungsraum.

An den Haldenstandorten konnte außerdem durch eine Unterscheidung in Sickerlösung und Grundwasserneubildung in Verbindung mit den Anteilen am Niederschlagsinput außerdem die Wirkung der Sanierungsmaßnahmen Haldenabdeckung und Ausbau der Fassungssysteme getrennt erfasst und bewertet werden.

Untersuchungen zum Salzeintrag

Zur Ausweisung geogener Salzzutritte wurden in mehreren Kampagnen kombinierte Durchfluss-/Leitfähigkeitsmessungen an den Hauptvorflutern vorgenommen. Im Ergebnis dessen konnten Zutrittsbereiche geogenen Salzes und hydraulische aktive Störungszonen lokalisiert werden.

Direkt vom **anthropogenen** Salzeintrag beeinträchtigte Fließgewässer sind die Wipper und die Bode. Die Bode fließt an der Halde Bischofferode und vor der Mündung in die Wipper links an der Halde Bleicherode vorbei. Die Wipper fungiert als Vorfluter für die Halden Bleicherode, Sollstedt und Sondershausen. Der Abstoß des Laugenstapelbeckens erfolgt in die Wipper. Gegenwärtig müssen nur noch Haldensickerwässer entsorgt werden, wobei ein Großteil der noch verbleibenden Abwässer in die Grube zurückgeleitet wird (Spülversatz). Daher nimmt der an die Vorfluter gesteuert abgegebene Salzlösungsanteil seit einigen Jahren rapide ab. In Abweichung zu vorangegangenen Untersuchungen konnte aufgrund zahlreicher Einflussgrößen kein direkter Zusammenhang der Chloridkonzentration mit der Wasserführung der Vorfluter festgestellt werden. Auf Grund der Informationen zum Laugenabstoß konnten der „gesteuerte“ und „ungesteuerte“ Frachtanteil separiert und auf den relevanten Eintragspfade zugewiesen werden. Allein der ungesteuerte geogene und anthropogene Frachtanteil führt zu Chlorid-Konzentrationen von bis zu 1,5 g/l.

Zur Erfassung der Ausbreitung der Grundwasserversalzung an Kalihalden wurden weiterhin tomografische Messungen in der Umgebung der Halde Bleicherode im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurden. Die Ergebnisse flossen ein zur Identifizierung ungesteuerter Salzeinträge in die Vorfluter.

Modellierungen

Der Schwerpunkt der Modellierungsarbeiten lag im Fokusgebiet, dem Untersuchungsraum II. Im Rahmen der **NA-Modellierung** wurden für diesen Raum alle hydrologischen Untersuchungen auf der Basis von Elementarflächen durchgeführt. Die Zeitschrittweite betrug dabei jeweils ein Tag. Bei den detaillierten Untersuchungen zum Wasserhaushalt wurde die Anzahl der Elementarflächen auf 35519 in 97 Teileinzugsgebieten festgelegt. Die Fläche des Einzugsgebietes beträgt 568 km². Das Gewässernetz umfasste 866 hierarchisierten Fließgewässerabschnitte, was aus der Aufbereitung des Gewässernetzes auch für die gekoppelte Modellierung resultiert. Durch die unterirdische Erweiterung des oberirdischen Einzugsgebietes der Wipper in das Einzugsgebiet der Helbe hinein, wurde bei den Modellierungsarbeiten das gesamte Flusseinzugsgebiet der Wipper und der Helbe betrachtet.

Mit dem Ziel einer modellgestützten Salzlaststeuerung wurden weiterhin Durchflusssimulationen an der Wipper durchgeführt. Dazu waren Modellanpassungen am NA-Modell, das eine hydraulische Durchflussmodellierung bisher nicht vorsah, vorzunehmen.

Ein wesentlicher Schwerpunkt im Hinblick auf die gekoppelte Modellierung war der Aufbau und die Kalibrierung des **Grundwassermodells**. Als Datengrundlage für den Aufbau des hydrogeologischen Strukturmodells stand das Bohrarchiv der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie zur Verfügung. Die darin abgelegten Bohrungen sind in ihrer Aussagekraft für hydrogeologische Fragestellungen (Stratifizierung, Tiefe, Art der petrographischen Ansprache) sehr differenziert. Für das hydrogeologische Modell wurden ca. 390 Kalibohrungen, 15 Erdöl-/Erdgasbohrungen und ca. 360 hydrogeologische Bohrungen ausgewertet. Daraus wurde ein detailliertes hydrogeologischen Strukturmodell erstellt. Für die horizontale Diskretisierung wurde ein gleichmäßiges Raster von 200 x 200 m gewählt. Bei der vertikalen Diskretisierung kam es darauf an, die geologischen Einheiten entsprechend ihrer hydrogeologischen Eigenschaften so zusammenzufassen, dass eine für das Strömungsmodell geeignete Gliederung in Modellschichten gewährleistet wird. Zur vertikalen Diskretisierung erfolgte eine nach den stratigraphischen Einheiten gegliederte Schichteneinteilung. Die Relevanz der stratigraphischen Folgen (Mächtigkeit und Vorkommen im Untersuchungsgebiet; Be-

deutung für die Hydrodynamik) sowie eine ausreichende Datengrundlage für die Struktur und Parametrisierbarkeit waren entscheidend für die Modellschichtenbildung. Es wurden letztendlich insgesamt 5 Modellschichten unterschieden. Die Stationäre Kalibrierung des Grundwassermodells diente in Bezug auf die Modellkopplung der Ausweisung mittlerer Grundwasserflurabstände im Untersuchungsraum II für die Anpassung des NA-Modells. Als Anfangsbedingung für die stationäre Kalibrierung wurde ein Isohypsenplan verwendet, der als synoptischer Zustand im Ergebnis einer umfangreichen Datenrecherche erstellt wurde. Die stationäre Kalibrierung wurde am Zustand 01.11.1994 vorgenommen, dem Startpunkt der instationären Kalibrierung.

Da mit Grundwassermodell nur die gesättigte Strömung modelliert wird, die langsame vertikale Wasserabgabe der Deckschichten über dem Grundwasserspiegel aber nicht abgebildet werden kann, war ein **Transferzonenmodul** als dritte Modellkomponente nötig. Dafür wurde der SlowComp-Ansatz gewählt, der im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte zur Beschreibung der Abflusskomponentengenerierung im Festgesteinsbereich eingesetzt wurde. Dieser Einzellinearspeicheransatz beschreibt die Zwischenspeicherung des einsickernden Wassers, das erst bei Überschreiten der Feldkapazität an das Grundwasser weiterleitet wird. Während der Einsickerung wird bereits ein Teil des Wassers in Abhängigkeit einer Speicherkonstante abgetrennt und oberflächenparallel zum Vorfluter transportiert. Der maximale Speicherinhalt und die Speicherkonstante können mit Hilfe der Ganglienseparation mit DIFGA einzugsgebietsweise bzw. lithofaziesbezogen bestimmt werden. Diese Abflusskomponenten-Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes durchgeführt, so dass die benötigten Parameter vorlagen. Schließlich wurde der SlowComp-Ansatz als Modul im Niederschlags-Abfluss-Modell ArcEGMO integriert. Der SlowComp-Ansatz ist dem Abflussbildungsansatz unmittelbar nachgeschaltet.

Für den Untersuchungsraum I wurde eine Niederschlagsabfluss-Modellierung vorgenommen, die das Ziel hatte, die salinaren Einträge aus dem Einzugsgebiet der Wipper in den Gesamtzusammenhang des Einzugsgebietes der Unstrut bis zum Pegel Oldisleben zu stellen. Bei den Datengrundlagen konnte dabei an vorangegangenen Projekte angeknüpft werden. Es wurde davon ausgegangen, dass es im Untersuchungsraum I keine weiteren gesteuerten Salzeinträge gibt. Die Modellrechnungen zum Stofftransport unterstreichen, dass die maßgebliche Chloridbelastung am Pegel Oldisleben auf den Eintrag durch die Wipper zurückzuführen ist. Schwankungen der Chloridkonzentrationen, evtl. Steuerungsmaßnahmen aus dem Laugenstapelbecken etc. in der Wipper wirken sich direkt auf die Situation in Oldisleben aus, so dass sich die Konzentration in Oldisleben und die einhergehenden Schwankungen größtenteils aus der Konzentration in Hachelbich (Modellraum 2) erklären lässt.

Modellkopplung

Die Kopplung des NA-Modells ArcEGMO mit dem auf dem Softwaresystem MODFLOW basierenden Grundwassermodell stellte die Kernaufgabe des Projektes dar. Sie erfolgt zum einen über die Kopplungsgrößen Grundwasserneubildung/-zehrung und Grundwasserflurabstand, zum anderen über den Grundwasserzufluss und den Wasserstand im Oberflächengewässer.

Die Kopplung wurde in einer offenen Programmstruktur vorgenommen, die darauf basiert, dass die Einzelprogramme über definierte Schnittstellen und eine Kopplungssoftware mit der objektorientierten Programmiersprache Python miteinander kommunizieren. Voraussetzung für die gekoppelte Modellierung ist die eingehende Kalibrierung der Einzelmodell bei ungekoppelter Simulation.

Zur Abbildung der Transport- und Transformationsprozesse in den ungesättigten Schichten unterhalb der Bodenzone, die im Untersuchungsgebiet mehrere Dekameter mächtig sein können, wurde ein Transferzonenmodul zwischengeschaltet. Zur Integration der Modellierung des Stoffflusses (Chlorid) wird mit dem GW-Modell der Zufluss salinärer Wässer in die Fließgewässer ermittelt und dem mit einem Modul zum Stofftransport im Gerinne erweiterten NA-Modell übergeben.

Steuerszenarien

Im Betrachtungszeitraum 1994 – 2003 ist die Chloridbelastung der Wipper am Steuerpegel Hachelbich durch stark schwankende Chloridkonzentrationen gekennzeichnet, die von maximal 2.5 g/l auf 1.5 g/l abnahmen, da die ungesteuerten Chloridfrachten der Halden durch Direkteintrag in die Vorfluter aufgrund der Fertigstellung der Fassungssysteme und zunehmend wirksamen Haldenabdeckungen deutlich von durchschnittlich 2.2 kg/s auf 1.2 kg/s gesenkt werden konnten und aufgrund des Spülversatzes zur Grubenflutung kaum gesteuerter Chlorideintrag durch den Abstoß gefasster Haldensickerwässer zu berücksichtigen war. Die geogenen Salzzutritte betragen durchschnittlich ca. 1.2 kg/s. Der Grenzwert der Chloridkonzentration ist 2g/l am Pegel Hachelbich. Es traten keine Grenzwertüberschreitungen auf, es kam aufgrund der geringen Laugenzuleitungen von den Halden zu keiner Auslastung des Rückhaltevolumens des Stapelbeckens Wipperdorf. Mit der modellgestützten Salzlaststeuerung ist eine deutlich gleichmäßigere Chloridkonzentration im Vorfluter Wipper durch die ausgleichende Zusteuerung aus dem Stapelbecken erreichbar. Die Vergleichmäßigung der Chloridkonzentration im Sinne einer verbesserten ökologischen Verträglichkeit ist unbedingt anzustreben, denn die stark schwankenden Wasserführungen sowie die hohen ungesteuerten Chlorideinträge bewirken stark variierende Versalzungszustände. Der Steueransatz in ArcEGMO ermöglicht diese Vergleichmäßigung.

Aufgrund der Beendigung des Spülversatzes in absehbarer Zukunft wurde als worst-case-Szenario die dadurch bedingten, stark erhöhten Zulaufmengen zum Stapelbecken und somit die erhöhte Zusteuerung von Laugen in die Wipper untersucht.

Als Ergebnis dieser Szenarienanalyse steht die Forderung nach einer zügigen Fortführung der Abdeckungsarbeiten an den Kalihalden. Es sollten möglichst die maximalen Abdeckungsgrade erreicht werden. Ohne weitere Sanierungsmaßnahmen kann der Grenzwertwert von 2g/l Chlorid am Pegel Hachelbich nicht mehr eingehalten werden, das Stapelbeckenvolumen reicht nicht aus, um ungünstige meteorologische und hydrologische Zustände auszugleichen und extreme Versalzungsbelastungen in der Wipper zu vermeiden.

In den weiteren Szenarienanalysen wurde untersucht, ob durch Fortführung der Haldenabdeckungsmaßnahmen eine signifikante Verbesserung der Vorflutbelastung im Vergleich mit dem worst case-Szenario „ohne Spülversatz“ erreichbar ist und somit diese Sanierungsarbeiten sinnvoll sind. Der Chloridgrenzwert von 2 g/l kann somit sehr gut eingehalten werden, die Überbrückung längerer ungünstiger Wasserführungen aufgrund der wesentlich geringeren Vorflutgrundbelastung sowie geringerer Laugenzuläufe ist nun möglich. Somit kann durch die Fortführung der Haldenabdeckungen auch ohne Spülversatz der derzeitige Versalzungszustand der Wipper mit Chloridkonzentrationen von durchschnittlich 0.7 bis 1.5 g/l am Steuerpegel Hachelbich wieder erreicht werden. Eine weitere Verbesserung dieses Zustandes ist allerdings nicht möglich und auch die bei der Betrachtung des Ist-Zustandes erreichbare Vergleichmäßigung der Chloridkonzentration ist nicht in diesem Ausmaß umsetzbar. Zudem werden trotz maximaler Abdeckungsgrade weiterhin die hohen Chlorideintragsspitzen bei Starkregenereignissen oder Schneeschmelzen bestehen, die sich sowohl in sehr stark erhöhten Zuleitungsmengen als auch Direkteinträgen auswirken. Bei Extremereignissen kann das Erreichen der Beckenkapazitätsgrenze bzw. sogar ein Überlauf des Beckens verbunden mit sehr hohen Chloridfrachten in der Wipper nicht ausgeschlossen werden.

Die Analyse der Salzeinträge und der Szenario-Berechnungen haben gezeigt, dass die Betrachtung von Stoff-Frachten für die Steuerung der salinaren Einträge hinsichtlich einer Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit kleiner Vorfluter besser gerecht wird als die Anwendung von Stoffkonzentrationen.

Literaturverzeichnis

- ADLER M., JAKOB A., HANISCH H., LEIBUNDGUT C., VAN MAZIJK A., SPREAFICO M., WIESNER H. (1993): Alarmmodell Rhein - Ein Modell für die operationelle Vorhersage des Transportes von Schadstoffen im Rhein; IKSR/KHR Koblenz, Report Nr: 1-12 KHR
- ALBRECHT, W. (1969): Erläuterungen zur Hydrogeologischen Übersichtskarte der DDR 1:200000, Blatt Nordhausen M-32-V. Zentrales Geologisches Institut Berlin. Berlin 1969.
- AURADA, K. D. (1975): Vorhersage des kurzfristigen natürlichen Salzeintrages in Fließgewässer. – Wasserwirtsch. Wassertech., 10: S. 341-345.
- AURADA, K. D. (1992): Auswirkungen der Salzwässerleitungen und –deponien im Südharz- und Werre-Kalirevier auf die hydrochemischen Verhältnisse der Oberflächengewässer. – Neue Bergbautechn. 22: 203-212, Leipzig
- BARTL, H. et al. (2003): Kali im Südharz-Unstrut-Revier. Bochum: Selbstverlag des Deutschen Bergbau-Museums Band 2 Veröffentlichungen aus dem Deutschen Bergbau-Museums Bochum, Nr. 116
- BAUER, L. (1952): Hydrologie des Flußgebietes von Unstrut und Gera. Unter besonderer Berücksichtigung der Hochwassererscheinungen und der Einfluß von Kahlschlagflächen auf die Wasserführung. Jena, Dissertation, Math.-Naturwiss. Fak., 1952.
- BECKER A., PFÜTZNER B. (1987): EGMO-system approach and subroutines for river basin modeling; Acta Hydrophysica, Berlin 31(3/4): 125–141.
- BISCHOFF, R. (1998): Auensediment in thüringischen Flüssen. Abschlußbericht des BMBF-Forschungsprojektes Geogene Hintergrundbelastung im Elbeeinzugsgebiet (02-WT-9478/2), TP 7. Weimar 1998.
- BODE, B. (1997): Orientierende Untersuchungen zur quantitativen Erfassung der Chloridkonzentration im Formationswasser des Festgesteinkomplexes in der Umgebung der Kalirückstandshalde Bleicherode durch das Verfahren der geoelektrischen Tomographie. K-UTEK GmbH (unveröff.), Sonderhausen, 1997.
- BOSENIUS, & (1999): Der geänderte Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. In: GELLER, W. (Hrsg.): Flusseinzugsgebietsmanagement - Herausforderung an die Forschung. UFZ-Bericht 31/99, Leipzig-Halle.
- BRONSTERT, A. UND KRYSANOVA, V. (1998). Ansätze zur großskaligen Simulation der Wasserflüsse und ein Anwendungsbeispiel für das Elbeeinzugsgebiet. In: BRONSTERT, A., V. KRYSANOVA, A. SCHRÖDER, A. BECKER, H.-R. BORK (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in grossen Einzugsgebieten. PIK-Report, No. 43, Potsdam, 5-22.
- CHENG, J. M. & CHEN, CH. X. (2001): Three-Dimensional Modeling of Density-Dependent Salt-Water Intrusion in Multilayered Coastal Aquifers in Jahe River Basin, Shandong Province, China. In: Groundwater, (2001) Vol 39 (1), p. 137-143.
- CUNGE J.A. (1968): On the subject of a flood propagation computation method (Muskingum Method); Journal of Hydraulic Research 7 (2): 205-230
- DIERSCH, H.-J.G. (1998): Gekoppelte numerische Modelle: Möglichkeiten und Grenzen. In: igi Niedermeyer Institute (Hrsg.): Hydrogeologische und numerische Modelle in der Wasserwirtschaft - Tagungsband 2 zum Westheimer Forum. Westheim, 1998, S. 7/1 - 14.

- DOCKTER, J. & STEINMÜLLER, A. (1993): Erläuterungen zur Geologischen Karte 1:25000 von Thüringen, Blatt Nordhausen Süd, Nr. 4530. Thüringer Landesanstalt für Bodenforschung, Weimar, 2. Auflage, Weimar 1993.
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen; DVWK-Merkblätter 238, Bonn
- DVWK (1999): Hochwasserabflüsse, DVWK-Schriften Heft 124, Bonn.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Hrsg.), (1993): Salz in Werra und Weser - Ursachen, Folgen, Abhilfe. Reihe: DVWK Regeln Band 24. Bonn: Dt. Verb. für Wasserwirtschaft und Kulturbau.
- DYCK S. & PESCHKE G. (1995): Grundlagen der Hydrologie, Verlag für Bauwesen, Berlin.
- DYCK S. (1978): Angewandte Hydrologie – Teil 2: Der Wasserhaushalt der Flussgebiete, Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EINSELE, G. & SCHULZ, H.D. (1973): Über den Grundwasserhaushalt im norddeutschen Flachland. Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkundl. Jahrb., Nr. 36, Kiel 1973.
- ERCOSPLAN (1997): Konzeption für die Verwahrung des Bergwerkes Bischofferode durch Flutung. 4. Bewertung der geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse, (unveröffentlicht).
- ESSINK, G. H. P. O. & BOEKELMAN, R. H. (1998): Problemas con es modelado a gran escala de la intrusion de Agua Salada en 3D. In: Bol. Geol. y Min., (1998) Vol. 109 (4), S. 403 - 420.
- FINK, M. (2003): Durchfluss- und Leitfähigkeitsmessungen in der oberen Wipper und Bode. Universität Jena. (Dokumentation unveröff.)
- FISCHER H.B., LIST E.J., KOH R.C.Y., IMBERGER J., BROOKS N.H. (1979): Mixing in inland and coastal waters. Academic Press, New York
- GLUGLA, G. (1970): Zur Berechnung des aktuellen Wassergehalts und Gravitationswasserabflusses im Boden. Dissertation, Universität Leipzig, 1970.
- GUPTA V., SINCLAIR P. (1976): Time of concentration of overland flow; Journal of Hydraulics Division, ASCE, Jg. 102, HY 4
- HAFERKORN, B. (2000): Die Berücksichtigung der Grundwasserneubildung in den Hydrogeologischen Großraummodellen (HGM) des westelbischen Braunkohlereviere. In: Grundwasserneubildung im Locker- und Festgestein. Tagungsband des Anwenderorientierten Seminars, DGFZ, e.V. (Hrsg.), März 2000.
- HARBAUGH, A. W. & MCDONALD, M. G. (1996): User's documentation for MODFLOW-96, An update to the &S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model: &S. Geological Survey Open-File Report 96-485, 56 p.
- HARBAUGH, A. W. *et al.* (2000): MODFLOW-2000, The U.S. Geological survey modular ground-water model – user guide to modularization concepts an the ground-water flow process, USGS Open-File Report 00-92.
- HAUTHAL (1992): Hydrogeologisches Gutachten Schutzzone Kali Bleicherode. Bleicherode 1992. (unveröff.), GVV Sondershausen
- HEBERT, D., JORDAN, H., KUNZ, A. (1985): Anwenderrichtlinie für den Einsatz von Isotopenmethoden in der Hydrologie. Bergakademie Freiberg (unveröff.)
- HEIDEN, S. (Hrsg.) *et al.*, 2001: Kalibergbau – Umweltlast und Chance. Reihe: Initiativen zum Umweltschutz – Band 25. Berlin: Erich Schmidt Verlag (ESV).
- HEIDENREICH, M. (1997): Auswertung von Isotopenmessreihen aus kleinen Einzugsgebieten zur Altersdatierung verschiedener Abflusskomponenten. Diplomarbeit. TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie.

- HENNIG, H. & SCHWARZE, R. (2001): Geohydraulische Interpretation des Konzeptmodells Einzelnierspeicher und Konsequenzen für die Modellierung des Grundwasserabflusses. In: Wasserwirtschaft 01/2001, pp. 41-48.
- HESSE, G. (1998): Grundwasserhydraulik und –beschaffenheit der Unstrutau zwischen Wundersleben und Leubingen. Friedrich-Schiller-Universität Jena, Inst. f. Geowiss., Diplomarbeit, 1998, 45 S. (unveröff.)
- HGN - Hydrogeologie Nordhausen GmbH (U. KURTH, S. KNAUER), 1996: Hydrogeologisches Gutachten für den Kalistandort Bergwerk Bischofferode, (unveröffentlicht).
- HGN Hydrogeologie GmbH (1997): Hydrogeologisches Gutachten Halde Bischofferode. Nordhausen 1997. (unveröff.), GVV Sondershausen
- HGN Hydrogeologie Nordhausen GmbH (1999): Gutachten über Untersuchungen zur Optimierung des Haldenlösungsregimes der Kalirückstandshalde Bischofferode, 09.06.1999, (unveröff.)
- HGN Hydrogeologie Nordhausen GmbH (1999): Gutachten über weiterführende Untersuchungen zur Optimierung des Haldenlösungsregimes der Kalirückstandshalde Bischofferode, 01.11.1999, (unveröff.)
- HIEKEL, W. (1994): Die naturräumliche Gliederung Thüringens. Jena 1994.
- HK 50 (1984): Hydrogeologische Karte der DDR, Karte der Hydroisohypsen 1:50.000, Blatt Heilbad Heiligenstadt/ Worbis 1102-3/4. Zentrales Geologisches Institut Berlin. Berlin 1984.
- HK 50 (1984a): Hydrogeologische Karte der DDR, Karte der Hydroisohypsen 1:50.000, Blatt Bleicherode/ Nordhausen S 1103-3/4. Zentrales Geologisches Institut Berlin. Berlin 1984.
- HOLZHEY, G. (1993): Hydrogeologie. In: DOCKTER, J. & SSTEINMÜLLER, A. (1993): Erläuterungen zur Geologischen Karte 1:25000 von Thüringen, Blatt Nordhausen Süd, Nr. 4530. Thüringer Landesanstalt für Bodenforschung, Weimar, 2. Auflage, Weimar 1993.
- HOLZHEY, G. (2002): Zur Grundwasserdynamik im Einzugsgebiet der Helbe und angrenzender Gebiete des Muschelkalks/Unteren Keupers im nordwestlichen Thüringer Becken (Mitteldeutschland). – Geowiss. Mitt. Thüringen, 10: S. 39-51. Jena 2002.
- HOPPE, W. (1962): Die Bedeutung der herzynischen Störungszonen für die Grundwasserführung des Thüringer Beckens. – Geologie, 11: S. 679-699. Jena 1962.
- HOPPE, W. (1966): Die regionalgeologische Stellung der Thüringer Trias. In: Ber. Dtsch. Ges. f. geol. Wiss., A, Geol. u. Paläont., 11. Jg. (1966), S. 7-38.
- Jordan, H., H.-J. Weder, (HRSG.): Hydrogeologie, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1988
- JUNG, W. (1963): Zum subsalinaren Schollenbau im südöstlichen Harzvorland mit einigen Gedanken zur Äquidistanz von Schwäche zonen. – Geologie, 12: S. 47-66. Berlin, 1963.
- KLEEBOG, H.-B., & MAUSER, W. *et al.* (Hrsg.) (1999): Hydrologie und Regionalisierung. Forschungsbericht., Viley-VCH, Weinheim 1999.
- KLÖCKING B, HERMES B., GERICHKE A., PETROW T. & ERHARD M. (2002). “Erstellung der digitalen Eingangsdaten für das Untersuchungsgebiet”; in Zwischenbericht zum BMBF-Projekt GLOWA-Elbe TP3 (Berichtszeitraum 1.5.2000-30.6.2002)
- KLÖCKING B., PFÜTZNER B. AND BECKER A. (2000). Modelling Water Dynamics in Mesoscale River Basins with ARC/EGMO; Physics and Chemistry of the Earth
- KLÖCKING B., SUCKOW F. (2003): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO; Modelldokumentation ArcEGMO, <http://www.arcegmo.de>, ISBN 3-00-011190-5

- KLÖCKING, B., PFÜTZNER, B. & BECKER, A. (1999): Modelling Water Dynamics in Mesoscale River Basins with ArcEGMO. Physics and Chemistry of the Earth, (submitted)
- KNAUF (2003): WSP-ASS 3.0 & WSPR2002 - Dokumentation; Programm-Service-Wasserwirtschaft Knauf; http://www.sydro.de/index_2.htm
- KOITZSCH R. (1977): Schätzung der Bodenfeuchte aus meteorologischen Daten, Bodne- und Pflanzenparametern mit einem Mehrschichtmodell; Zeitschrift für Meteorologie, 27/5, 302-306
- KOITZSCH R., GÜNTHER R. (1990): Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 34/12, 803-810
- KOLDITZ, O., HABBAR, A., KAISER, R., ROTHER, T. & THORENZ, C. (2001): ROCKFLOW – theory and user’s manual. Release 3.6, Institute of Fluid Mechanics, University of Hannover, Germany, 2001.
- KÖRNER, J. (1983): Trennung verschiedener Abflusskomponenten mit Sauerstoff-18 und elektrischer Leitfähigkeit im Einzugsgebiet des Kirnbachs, Schönbuch. Diplomarbeit. Geolog. Inst. Universität Tübingen.
- KÖRNER, J.; AGSTER, G.; EINSELE, G.; STICHLER, W. (1986): Trennung verschiedener Abflusskomponenten mit Sauerstoff-18, Deuterium und elektrischer Leitfähigkeit in Teileinzugsgebieten des Schönbuchs. In: ‚Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch‘: Wasser- und Stoffhaushalt, bio-, geo- und forstwirtschaftliche Studien in Südwestdeutschland / DFG.
- KRAFT, W. & SCHRÄBER, D (1982): Grundwasserspendenschlüssel und ihre Anwendung bei der Ermittlung des Grundwasserdargebotes im Festgestein-Grundwasserleitern. Zeitschrift für Angewandte Geologie, Bd. 28, Heft 4, S. 153-161. Freiberg 1982.
- K-UTEC – Kali-Umwelttechnik Sondershausen GmbH (1995): Haldenpässe zu 5 Großhaldenstandorten des Südharz-Reviers mit Beschreibung der natürlichen Bedingungen, (unveröffentlicht).
- K-UTEC (1997): Orientierende Untersuchungen zur quantitativen Erfassung der Chlorid- Konzentration im Formationswasser des Festgesteinskomplexes in der Umgebung der Kalirückstandshalde Bleicherode durch das Verfahren der geoelektrischen Tomographie, Kali-Umwelttechnik GmbH, 1997, Sondershausen (unveröffentlicht).
- K-UTEC (2002): Abschlussbericht zur Durchführung des Lysimeterversuches auf der Kalirückstandshalde Bleicherode – gekürzte Fassung – , Sondershausen, 20.12.2002 (unveröff.)
- K-UTEC (2004): Untersuchungen zum anthropogenen und geogenen Salzeintrag im Einwirkungsgebiet von 5 großen Kali-Rückstandshalden im Südharz. Abschlussbericht zum TP 4 im BMBF-Forschungsprojekt „Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“ Sondershausen, Dezember 2004. (unveröff.)
- KUTZ, G. (1993): Isotopenhydrologische Untersuchungen zur Abflusskomponententrennung in kleinen Mittelgebirgseinzugsgebieten. Diplomarbeit TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- LANGBEIN, R. & SEIDEL, G. (1960): Zur Geologie im Gebiet des Holunger Grabens (Ohmgebirgsgrabenzone). – Geologie, 1: S. 36-57. Berlin 1960.
- LANGBEIN, R. & SEIDEL, G. (1961): Zur Ausbildung des Mittleren Buntsandsteins in Westthüringen. – Zeitschrift für Angewandte Geologie, 11: S. 573-575. Berlin 1961.

- LEIBUNDGUT, CH. *et al.* (EDS.) (1998): *Integrated Methods in Catchman Hydrology - Tracer, Remote Sensing und New Hydrometric Techniques*. IAHS-Pub. No. 258.
- LIEBMANN, H. & PARNIESKE-PASTERKAMP, J. (2000): Lysimetermessungen an Rückstandshalden der Kaliindustrie im Südharz. In: SCHMEISKY, H. & HOFMANN, H. (ED.): *Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -3- Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung*. Schriftenreihe Ökologie und Umweltsicherung, Heft 19/2000, S. 179-208.
- LÜCKE, M. (1997): *Untersuchungen zum Standort, zur Begrünung mit Komposten und zur Gehölzsukzession von Rückstandshalden mit anhydritischen Auflageschichten*. (Dissertation). Witzenhausen: Gesamthochschule Kassel – Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung – Fachgebiet Ökologie und Naturschutz. Reihe: Ökologie und Umweltsicherung Band 12/1997– *Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie Teil 1*.
- MANIAK U. (1997): *Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure*, Springer-Verlag
- MEY, S. (2004): *Transferzonenmodul*. BAH Berlin, 24.08.2004 (unveröff.)
- MÖHRSTEDT S. (2003): *Untersuchungen zur Salzlast der Wipper zwischen Wipperdorf und Hachelbich vor dem Hintergrund der Aktualisierung des Salzlaststeuermodells*; Diplomarbeit an der Fachhochschule Nordhausen, Fachbereich Ingenieurwissenschaften
- MÜNCH, A. (1994): *Wasserhaushaltsberechnungen für Mittelgebirgseinzugsgebiete unter Berücksichtigung einer sich ändernden Landnutzung*. Forschungsbericht. Technische Universität Dresden. Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- MÜNCH, A. (1996): *AKWA-M Wasserhaushaltsmodell Version 2.2*. Programmdokumentation. TU Dresden. Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- NACHSEL, G. & FRANZ, E. (1983): *Zur Ausbildung der Wippertal-Störungszone im Bereich der Grubenfelder des Kaliwerks „Glückauf“ Sondershausen*. – Zeitschrift. geol. Wiss., 11: S. 1005-1021. Berlin 1983.
- NASH J.E., SUTCLIFFE J. V. (1970). “River flow forecasting through conceptual models: Part I - A discussion of principles.” *Journal of Hydrology* 10: S. 282-290.
- PANDAY, S. (1995): *Mathematical modeling of freshwater-saltwater systems: A response to discussion of „A density-dependent flow and transport analysis of the effects of groundwater development in a freshwater lens of limited areal extent: The Geneva area (Florida, &S.A.) case study (1993)“* *J. of Cont. Hydrol.*, Vol 18, Is. 4, pp. 327-331
- PASTERKAMP-NIEMEYER, J. (1996): *Untersuchungen zur Abhängigkeit Leitfähigkeit/Chloridkonzentration an Wasserproben aus Pegeln im Vorland der Halde Bleicherode*. K-UTEC GmbH, (interne Arbeitsunterlagen) Sonderhausen, 1996.
- PFÜTZNER B. (2002): *Description of ArcEGMO*. Official homepage of the modelling system ArcEGMO, <http://www.arcegmo.de>, ISBN 3-00-011190-5
- PFÜTZNER B., LAHMER W., BECKER A., & KLÖCKING B. (1998): *ArcEGMO – GIS-gestützte hydrologische Modellierung*, Programmdokumentation
- PIK (2005): *Niederschlagsabfluss- Durchfluss- und Stofftransportmodellierung*. Abschlussbericht zum TP 2 im BMBF-Forschungsprojekt „Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“ Dresden, Juni 2005. (unveröff.)

- REFSGAARD, J.C., B. STORM AND A. REFSGAARD (1995): Recent developments of the Système Hydrologique Européen (SHE) towards the MIKE SHE. IAHS Publication No 231, pp. 427-434.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnis methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Deutscher Wetterdienst, Berichte, Nr. 1994, Offenbach.
- RICHTER, J. & SZYMCZAK, P. (1991): MULTIS - Ein Computerprogramm zur Auswertung isotopenhydrogeologischer Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle. Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie.
- RIESE, A. (1993): Naturräumliche Einheiten von Thüringen. In: Erfurter Geogr. Studien, 1. Jg. (1993), S. 3-15.
- ROSEMANN H.-J. & VEDRAL J. (1971). Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Berechnung des Ablaufs von Hochwasserwellen. Schriftenreihe der Bayerischen Landesstelle für Gewässerkunde. München: 70.
- ROSEMANN H.-J., VEDRAL J. (1970): Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Berechnung des Ablaufs von Hochwasserwellen; Schriftenreihe der Bayerischen Landesstelle für Gewässerkunde, Heft 6, München
- RUTHERFORD J.C. (1994): River Mixing. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- SCHLEGELMILCH, V. (1991): Hydrogeologische Abschlussdokumentation der Pegelbohrungen im Bereich des Kaliwerkes Bleicherode. Kali AG, Sondershausen, (unveröffentlicht).
- SCHMEISKY, H. & HOFMANN, H. (ED.): Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie -3- Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung. Schriftenreihe Ökologie und Umweltsicherung, Heft 19/2000, 217 S.
- SCHMIDT, C. (2003): Erfassung und Beschreibung hydrologischer Prozesse an Kali-Rückstandshalden. Diplomarbeit. TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- SCHMIDT, L. (1972): Grundprojekt Bleicherode (Eichsfeld-Ost). Nordhausen 1972 (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- SCHMIDT, L. (1976): Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis Bleicherode 1976. Nordhausen 1976 (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar)
- SCHULZ, C., et al., 1997: Effects of Salinization on the structure and function of Bacterio- and Phytoplankton of the salt-Loaded River Wipper (Thuringia, Germany). In: Limnologica Nr. 27 S. 43-53.
- SCHUMANN, A. (2003): Das Verbundprojekt „Flusseinzugsgebietsmanagement Werra“ – Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: „Wasser – Lebensnotwendige Ressource und Konfliktstoff“ – Tagungsband der Fachtagung v. 20.-22.02.2003, Erfurt.
- SCHÜRER J. (1995): Systemlösung zur Salzfrachtkontrolle und ökologischen verträglichen Salzlaststeuerung in Flusssystemen Thüringens; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen (unveröff.)
- SCHÜRER J. (1997): Studie zur Untersuchung und Bewertung von Möglichkeiten der Wiederherstellung ausgeglichener Chloridkonzentrationsbelastungen in der Wipper unterhalb des Pegels Wippendorf; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen (unveröff.)
- SCHÜRER, J. & A. (1997): Die Versalzung von Fließgewässern in der Unstrutregion - Ursachen, Stand, Tendenzen. In: Limnologica 27 (1997) 1, S. 9-17.
- SCHÜRER, J. (1995): Untersuchungen zur Genauigkeit des funktionalen Zusammenhanges zwischen der Chloridkonzentration und der Leitfähigkeit für die Abstoßregelung am Haldenlaugen-

- sammelbecken des Bergwerkes Volkenroda. K-UTEC GmbH, (unveröff.) Sonderhausen, 1995.
- SCHÜRER, J., K. KULBE, (1997): Die Versalzung von Fließgewässern der Südharzregion (Deutschland). In: *Limnologica* Nr. 27 S. 9-17.
- SCHWARZE R.; DRÖGE W. UND OPPERDEN K. (1999): Regionalisierung von Abflusskomponenten, Umsatzräumen und Verweilzeiten für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete, In: DFG: Hydrologie und Regionalisierung, Weinheim
- SCHWARZE, R. & DRÖGE, W. (1998): Regionalisierung von Abflusskomponenten, Verweilzeiten und Umsatzräumen für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete. Endbericht innerhalb des SSP "Regionalisierung in der Hydrologie", TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- SCHWARZE, R. (1992): Programmdokumentation DIFGA. TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie.
- SCHWARZE, R. (2004): Regionalspezifische Analysen im Festgesteinsbereich. In: Becker, A. & Lahmer, W. (Hrsg.): *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Kap. 6, S. 183 ff. Weißensee Verlag. Berlin 2004.
- SCHWARZE, R., HEBERT, D. & OPPERDEN, K. (1995): Zur Altersstruktur des Abflusses in kleinen Einzugsgebieten des Erzgebirges. *Isotopes Environ. Health Stud.* Vol. 31. pp. 15-28.
- SCHWARZE, R., HERRMANN, A., MÜNCH, & GRÜNEWALD, & SCHÖNIGER, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. In: *Acta hydrophys.*, Berlin 35 (1991) 2, S. 143-184.
- SCHWARZE, R. (2000): Programmdokumentation DIFGA, TU Dresden
- SCHWEBKE, S. (1979): Hydrogeologischer Ergebnisbericht Vorerkundung Ebeleben. Nordhausen 1979. (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- SEEGER, T. (1990): Abfluß- und Stofffrachtseparation im Buntsandstein des Nordschwarzwaldes, Reihe C (Hydro-, Ingenieur- und Umweltgeologie), Diss. am Inst. für Geologie und Paläontologie der Univ. Tübingen, 6, Tübingen
- SEIDEL, G. (1974): Saxonische Tektogenese. In: HOPPE, W. & SEIDEL, G. (Hrsg.): *Geologie von Thüringen*. Gotha (Hermann Haack) 1974. S. 699-716.
- SEIDEL, G. (1978): Das Thüringer Becken. *Geologische Exkursionen*. Gotha (Hermann Haack) 1978. (Geographische Bausteine. 11)
- SEIDEL, G. (1995): *Geologie von Thüringen*. Emil Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller) Stuttgart, 556 S.
- SOMMER, TH. & HESSE, G. (2002): Hydrogeologie einer anthropogen überprägten Flußlandschaft – das Unstruttal zwischen Quelle und Sömmerda (Thüringer Becken). In: *Jber. Mitt. Oberrhein. Geol. Ver., N.F.* **84**, S. 241-256, Stuttgart 2002.
- SOMMER, TH. (2001): Grundwasserdynamik und Grundwasserbeschaffenheit in der anthropogen überprägten Flussauere der Unstrut. Dissertation. Reihe: *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*, Heft 20, Dresden 2001.
- STEINMÜLLER, A. (1974): Physikalisch-geographischer Überblick. In: HOPPE, W. & SEIDEL, G. (Hrsg.): *Geologie von Thüringen*. Gotha (Hermann Haack) 1974. S. 27-45.
- STÖDTER, A. (1994): GIS-gestützte Ermittlung von Abflusskonzentrationsparametern für ein konzeptionelles Hochwassermodell. Dissertation, Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig.

- STORCH (1966): Ergebnisbericht über die im Jahre 1965 abgeteufte Wasserbohrungen Bleicherode 1 und 2/65. Nordhausen 1966. (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- STORM, B. (1991): Modelling of saturated flow and the coupling of the surface and subsurface flow. In: Bowles, D.S and P.E. O'Connell (Eds.): Recent advances in the modelling of hydrologic systems. Kluwer, The Netherlands
- SUCKOW F., BADECK F.-W., LASCH P., SCHABER J., (2001): Nutzung von Level-II-Beobachtungen für Test und Anwendungen des Sukzessionsmodells FORESEE. Beitr. Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie, 35(2): 84-87.
- THEILE, K. (1996): „Entwicklung der Salzlaststeuerung als Folge der Oberflächenversalzung durch Abwässer aus dem Kali- und Kupferschieferbergbau“. In: Bergbau- und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland, – S. 125-142
- THORMEIER, H.-D.; KRIESTER, W. & SCHRÖDER, W. (1989): Deckgebirge Südhrz.- Unveröff., Stendal. (zit. in: Dockter, J. & Steinmüller, A. (1993): Erläuterung zur Geologischen Karte 1 : 25.000 von Thüringen. Blatt Nordhausen Süd, Nr. 4530. Weimar, 1993.
- TLU & TLG (1996): Grundwasser in Thüringen. Bericht zu Menge und Beschaffenheit. Erfurt 1996.
- TLU (2000): Entwicklung und Optimierung von Revitalisierungsmaßnahmen in der Unstrutau durch ökologische und ökonomische Untersuchungen, Grund- und Sickerwasseranalysen zur Parametrisierung regionalspezifischer Leitbilder. Gemeinsamer Abschlußbericht des BMBF-Forschungsvorhabens „Revitalisierung Unstrutau“. Jena, 2000.
- TLUG (2002): Hydrogeologische Begutachtung Nordthüringer Haldenstandorte. Weimar, 28.01.2002 (Ausschnitt, unveröff.)
- TMLNU (2001): 2. Informationsbrief zur EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Erfurt, Juli 2001 http://www.tlug-jena.de/content/frs/fach_03/50_11001_04_wrrl.html
- TREFFURT, D. (1982): Ergebnisbericht mit Grundwasservorratsnachweis Dingelstädt. Nordhausen 1982. (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- TUD (2005): Abflusscharakterisierung und Verweilzeitmessungen mittels isopenhydrologischer Methoden. Abschlussbericht zum TP 3 im BMBF-Forschungsprojekt „Erstellung eines Management-Tools zur Wasserbewirtschaftung unter den Bedingungen bergbaubedingter salinärer Einträge im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Unstrut“ Dresden, Juni 2005. (unveröff.)
- UNGER, Y. (2003): Modellierung der Grundwasserneubildung in einem Gebiet mit hohen Grundwasserflurabständen als Randbedingung für ein Grundwassermodell in einem Teileinzugsgebiet der Wipper. TU Bergakademie Freiberg, Diplomarbeit 96 S. zzgl. Anlagen.
- VAN MAZIK A., & WEITBRECHT V. (2000). Analyse und Evaluierung der 2-D-Module zur Berechnung des Stofftransportes in der Windows-Version des Rheinalarmmodells in Theorie und Praxis. Delft, TU Delft, Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes.
- VOGT, P. (1979): Hydrogeologische Abschlussdokumentation Hy Rüdigershagen 1978. Nordhausen 1979 (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- VÖLKE M., VÖLKER A., SCHÜRER J. (1993): Projektstudie - Ökologisch verträgliche Salzlaststeuerung in Nordthüringen; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen (unveröff.)
- VÖLKE M., VÖLKER, A.; SCHÜRER, J.: Projektstudie - Ökologisch verträgliche Salzlaststeuerung in Nordthüringen. K-UTEC (unveröffentl.), Sondershausen, 1993

- VÖLKER A. (1993): Programmdokumentation Salzlaststeuerung Wipper - Version 1.0; Kali-Umwelttechnik GmbH, Sondershausen (unveröff.)
- VOSS, C. I. (1984): A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground-water flow with energy transport or chemically-reactive single-species solute transport: Geological Survey Water-Resources Investigations Report 84-4369, 409 p.
- VOSS, F. (2005): "Integrierte Modellierung von Durchflussdynamik und salinärer Stofftransportprozesse unter Berücksichtigung anthropogener Steuerungen am Beispiel der Unstrut". Dissertation Universität Potsdam (*eingereicht*).
- WAGENBRETH, O., W. STEINER (1982): Geologische Streifzüge. Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.
- WALDENMEYER (2003): Abflussbildung und Regionalisierung in einem forstlich genutzten Einzugsgebiet (Dürreychtal, Nordschwarzwald). Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie, Band 20, Karlsruhe 2003.
- WALLIS S.G., YOUNG P.C., BEVEN K.J. (1989): Experimental investigation of the aggregated dead zone model for longitudinal solute transport in stream channels; Proceedings of the Institution of Civil Engineers Part 2 - Research and Theory (87): 1-22
- WEISE K., WENDLING U. (1974): Zur Berechnung des Bodenfeuchteverlaufs aus meteorologischen und bodenphysikalischen Größen; Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde; 18/2 und 3, 145-155
- WILKE (1983): Hydrogeologisches Projekt Vorerkundung Sondershausen. Nordhausen 1983. (unveröff.), Archiv d. Thür. Landesanst. f. Umw. & Geol, Weimar
- WILLGOOSE G., BRAS R.F., RODRIGUEZ-ITURBE I. (1991): A coupled channel network growth and hillslope evolution model; Water Resources Research, Vol. 27, No 7, pp 1671 - 1684
- ZELLER J. (1965): Die Regime-Theorie – eine Methode zur Bemessung stabiler Flussgerinne; Schweizerische Bauz. (1965) H. 5/6
- ZIEGLER (2002), TLUG: mündliche Mitteilung auf Grundlage des Gutachtens „Hydrogeologische Begutachtung Nordthüringer Haldenstandorte“ (2002)
- ZIMMERMANN, K. (2004): Charakterisierung der Grund- und Oberflächenwasserversalzung in der Umgebung von Kalihalden in Nordthüringen. Diplomarbeit, FH Weihenstephan.
- ZUBER, A. (1986): Mathematical models for interpretation of environmental radioisotopes in groundwater systems. In: FRITZ, P. & FONTES, J.C. (Eds): Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, vol. 2: The Terrestrial Environment B. Elsevier, pp. 1-59.