

Prozessbasierte Modellierung von Erosion,
Deposition und partikelgebundenem Nähr-
und Schadstofftransport in der
Einzugsgebiets- und Regionalskala

der Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau
eingereichte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium

Dr. rer. nat.

von Dipl.-Geograph Marcus Schindewolf
geboren am 29. Juli 1977 in Jena

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. Jürgen Schmidt, Freiberg
Prof. Dr. rer. nat. Gerhard Gerold, Göttingen

Tag der Verleihung: 27.01.2012

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Größter Dank gilt Prof. Dr. Jürgen Schmidt für die wertvollen Anregungen und Denkanstöße zur Bearbeitung des gewählten Themas sowie für die hervorragende Betreuung während der Arbeit.

Für die Bereitschaft zur Übernahme des Zweitgutachtens sowie die Unterstützung sei Prof. Dr. Gerhard Gerold herzlich gedankt.

Bei Walter Schmidt, Ellen Müller und Sandra Naumann möchte ich mich für die fachliche Betreuung des Promotionsvorhabens bedanken.

Für die gute Kooperation und technische Unterstützung bei den Starkregenexperimenten geht mein Dank an die „Agrargenossenschaft Lungwitztal“ in Bernsdorf, die „Agrarprodukte GmbH“ in Krumhermersdorf, die „Südzucker AG“ in Lüttewitz, die „Erzgebirgische Agrargenossenschaft“ in Forchheim, insbesondere an Herrn Thomas Sander vom „Landwirtschaftsbetrieb A. Müller“.

Darüber hinaus bedanke ich mich bei Bernt Hahnewald, Jonny Neumann und Michael Zimmermann für ihre tatkräftige Mitarbeit bei den Starkregenexperimenten.

Für die Unterstützung bei Laborarbeiten danke ich Monika Hahnewald, Juliane Thaut, Philipp Käpermann, Mandy Hoyer, Annett Fuchs, Lydia Weiß Mario Liebe und Charlotte Oriol und dem Mineralogischen Labor der TU Bergakademie Freiberg.

Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes geht mein Dank an Genia und Robert.

Nicht zuletzt gilt mein Dank meinen Eltern und meiner Lebensgefährtin Mandy. Sie haben mich in den zurückliegenden Jahren immer tatkräftig unterstützt, Geduld aufgebracht und mich ermutigt.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XI
Symbole und Einheiten	XIII
Zusammenfassung	XV
Abstract	XVI
1 Einleitung	1
1.1 Motivation	1
1.2 Aufbau der Arbeit	4
1.3 Stand der Forschung	6
1.3.1 Prozesse und Skalen der Bodenerosion	6
1.3.2 Einflussgrößen der Bodenerosion	8
1.3.3 Erosionsschäden	13
1.3.4 Gesetzliche Regelungen zum Erosionsschutz	15
1.3.5 Erosionsmodellierung	16
1.3.6 Niederschlagssimulationen zur Parametererfassung	25
1.3.7 Kornfraktionsspezifische Verteilung partikelgebundener Nähr- und Schadstoffe	27
2 Material und Methoden	30
2.1 Untersuchungsgebiet	30
2.1.1 Allgemeine Charakteristik	30
2.1.2 Flächennutzung	31
2.1.3 Boden und Relief	31
2.1.4 Gewässer	33
2.1.5 Klima	34
2.1.6 Planungsebenen	34
2.2 Simulationsmodell EROSION 3D	36

2.2.1	Modellgrundlagen	36
2.2.2	Modellalgorithmen	39
2.2.3	Modellparameter	48
2.3	Parametrisierungsinterface DPROC	50
2.3.1	Programmgrundlagen.....	50
2.3.2	Datenbank	51
2.3.3	Flächenauswahl und Datenzuschnitt.....	53
2.4	Experimentelle Untersuchungen	56
2.4.1	Untersuchungsstandorte	56
2.4.2	Durchführung von Erosionsexperimenten mit Starkregensimulation.....	59
2.4.3	Parameterableitung.....	62
2.4.4	Korrektur- und Erweiterung der DPROC-Datenbank.....	65
2.5	Ermittlung der Phosphor- und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer	68
2.5.1	Regionalisierung und Validierung amtlicher Datenquellen	68
2.5.2	Probenahmen und Laboranalysen.....	68
2.5.3	Bestimmung der kornfraktionsspezifischen Phosphor- und Schwermetallgehalte.....	70
2.5.4	Ermittlung der Phosphor- und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer unter Verwendung der Simulationsergebnisse	71
2.6	Statistische Auswertung der experimentellen Daten	73
2.7	GIS-Daten und Datenaufbereitung	74
2.7.1	Reliefdaten	74
2.7.2	Bodendaten	75
2.7.3	Landnutzung und Bodenbearbeitung.....	75
2.7.4	Niederschlagsdaten	77
2.7.5	Andere Flächendaten	78
2.8	Simulationsrechnungen	79
2.8.1	Aufteilung in Untereinheiten.....	79
2.8.2	Szenarien	79
2.9	Risikoabschätzung.....	81
2.9.1	Landwirtschaftliche Nutzflächen	81
2.9.2	Oberflächengewässer	82
2.10	Modellvalidierung.....	84
2.10.1	Gebietsauswahl und Gebietscharakteristik.....	84
2.10.2	Datengrundlagen der Modellvalidierung	85
2.10.3	Modellparametrisierung.....	86

3	Ergebnisse	90
3.1	Experimentelle Ergebnisse.....	90
3.1.1	Starkregensimulationen	90
3.1.2	Ableitung sachsenweiter kornfraktionsspezifischer Stoffgehalte	91
3.2	Ergebnisse aus GIS-Operationen.....	98
3.2.1	Reliefdaten	98
3.2.2	Landnutzungsdaten	98
3.2.3	Andere GIS-Daten	99
3.3	Ergebnisse aus Simulationsrechnungen.....	105
3.3.1	Landwirtschaftliche Nutzflächen	105
3.3.2	Oberflächengewässer	113
3.4	Ergebnisse zur Modellvalidierung.....	127
3.4.1	Aus Messdaten abgeleitete Ergebnisse	127
3.4.2	Simulationsrechnungen zur Modellvalidierung.....	131
4	Diskussion	133
4.1	Experimentelle Ergebnisse.....	133
4.1.1	Messdaten	133
4.1.2	Abgeleitete Daten.....	136
4.1.3	Zusammenfassende Bewertung der experimentellen Daten	142
4.1.4	Kornfraktionsspezifische Stoffgehalte und -verteilungen	143
4.2	GIS-Daten	146
4.2.1	Reliefdaten	146
4.2.2	Bodendaten	146
4.2.3	Landnutzungsdaten	147
4.2.4	Regionalisierte Stoffgehalte	148
4.3	Weiterentwicklung und Korrektur der DPROC-Datenbank.....	150
4.4	Modellvalidierung	154
4.5	Simulationsrechnungen	157
4.5.1	Bodenabtrag und Deposition.....	157
4.5.2	Sediment- und partikelgebundener Stofftransport.....	164
5	Schlussfolgerung	171
6	Literatur	177

Anhang	II
A I Erosionsmodelle	i
A II DPROC-Übersetzungstabellen	ii
A III GIS-Daten	viii
A IV Interpolierte Oberboden-Schwermetallgehalte	xii
A V Daten der Starkregensimulationen	xix
A VI Elementgehalte der Bodenproben	lxi
A VII Simulationsrechnungen	lxxi

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der Erosions- (rot) und Abflussprozesse (blau) in räumlichen und zeitlichen Skalen (Hölzel, 2010; Möller und Volk, 2010; Renschler und Harbor, 2002) (aus Darstellungsgründen sind dominante Prozessgruppen in Kästchen zusammengefasst).....	6
Abbildung 2:	Abhängigkeit des Skinfaktors von der kumulativen Niederschlagsmenge (links, nach Schmidt 1996) und von der Zeit nach Bodenbearbeitung (rechts, nach Botschek 1998) .	13
Abbildung 3:	Räumliche und zeitliche Diskretisierung gesetzlicher Regelungen zum Boden- und Gewässerschutz (geändert nach Fiener, 2011; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Bodenerosionsprozesse)	16
Abbildung 4:	Raum-Zeit-Konzept für die Anwendung empirischer und prozessbasierter Erosionsmodelle (geändert nach Fiener, 2011; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Bodenerosionsprozesse).....	24
Abbildung 5:	Abfluss und Bodenabtrag als Funktion der Hanglänge am Beispiel einer Simulation mit EROSION 2D für einen gestreckten Hang (Schmidt, 1996).....	26
Abbildung 6:	Freistaat Sachsen (links) und Lage in Europa (rechts)	31
Abbildung 7:	Bodenregionen und Bodenlandschaften in Sachsen	32
Abbildung 8:	Landnutzungsverteilung in Sachsen	33
Abbildung 9:	Fließschema EROSION 3D.....	38
Abbildung 10:	Arbeitsweise des Datenbankprozessor (DPROC)	50
Abbildung 11:	Beispielhafte Überlagerung verschiedener Datenhierarchien zur Verwendung im DPROC	51
Abbildung 12:	Oberliegerableitung im DPROC (Beispielgebiet: Lockwitzbach).....	55
Abbildung 13:	Korngrößenzusammensetzung der Untersuchungsstandorte	57
Abbildung 14:	Untersuchungsstandorte in den sächsischen Bodenlandschaften.....	58
Abbildung 15:	Aufbau der Beregnungsanlage	59
Abbildung 16:	Detailansichten eines Beregnungsexperimentes	61
Abbildung 17:	Beispielhafte Darstellung des Beregnungsexperimentes.....	62
Abbildung 18:	Ermittlung des Skinfaktors aus Infiltrationsraten im Infiltrationsexperiment	63
Abbildung 19:	Ermittlung der hydraulischen Rauigkeit aus der Fließgeschwindigkeit und dem Abflussvolumen im Überstauexperiment	64
Abbildung 20:	Abflussvolumenstrom und Sedimentmassenstrom im Überstauexperiment.....	65
Abbildung 21:	Ableitung von Regressionsgleichungen für die Korrektur des Skinfaktors durch eine neue Pedotransferfunktion	67
Abbildung 22:	Erosionsanfällige Bodenarten und deren räumliche Verteilung in Sachsen	69

Abbildung 23:	Untersuchungsgebiete zur Phosphor- und Schwermetallprobennahmen	69
Abbildung 24:	Modifiziertes ATTERBERG-Verfahren	70
Abbildung 25:	Reliefaufbereitung zur verbesserten Abbildung der Wasser- und Stoffflüsse	74
Abbildung 26:	Raumeinheiten der hierarchischen Risikobewertung (gelb: Landwirtschaft, blau: Oberflächengewässer; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Bodenerosionsprozesse) ..	82
Abbildung 27:	Niederschlagsmenge der Ereignisse im Referenzjahr der Subregion 7	89
Abbildung 28:	Bodenarten der Bodenproben (grauer Kasten: prioritäre Bodenarten)	91
Abbildung 29:	Kornfraktionsspezifische Phosphor-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben.....	93
Abbildung 30:	Korngrößenverteilung und anteiliges P vom Gesamtgehalt am Beispiel des Haselbaches (1322 mg/kg P, Slu)	95
Abbildung 31:	Kornfraktionsspezifische Zink- Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben	96
Abbildung 32:	Kornfraktionsspezifische Blei- Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben in den Talsperreneinzugsgebieten Bautzen und Saidenbach.....	96
Abbildung 33:	Flächenanteile abgeleiteter DPROC-Objektgruppen aus der InVeKoS-Datenbank für das Erntejahr 2006.....	98
Abbildung 34:	Interpolierte P-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen	100
Abbildung 35:	Interpolierte Pb-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen	100
Abbildung 36:	Mittlere P-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK	103
Abbildung 37:	Mittlere Pb-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK	103
Abbildung 38:	Verteilung von Erosion und Deposition für das WWC-Szenario	105
Abbildung 39:	Verteilung der Erosion und Deposition für das WWC-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg (Foto 1: Deposition am Übergang Acker-Grünland, Foto 2: Deposition in der Hangmulde, Foto 3: Deposition am Übergang Grünland-Straße)	106
Abbildung 40:	Durch Erosion bzw. Deposition betroffene Feldblöcke für das WWC-Szenario im EZG der Saidenbachtalsperre	107
Abbildung 41:	Durch Erosion bzw. Deposition betroffene Feldblöcke für das WWC-Szenario	108
Abbildung 42:	Erosionsgefährdung der Bodenlandschaften für das WWC-Szenario	108
Abbildung 43:	Verteilung der Erosion und Deposition für das BWC-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg	110
Abbildung 44:	Verteilung der Erosion und Deposition für das Ist2006-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg	111
Abbildung 45:	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saidenbachtalsperre für das WWC-Szenario	114
Abbildung 46:	Sedimenteinträge in Gewässerabschnitte am Beispiel des EZG Saidenbachtalsperre für das WWC-Szenario (Unterschiede zu Abbildung 45 durch abweichende Fließgewässergeometrien)	115

Abbildung 47:	Sedimenteinträge in Oberflächengewässer für das WWC-Szenario	117
Abbildung 48:	Sedimentausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario	117
Abbildung 49:	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saidenbachtalsperre für das BWC-Szenario	118
Abbildung 50:	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saidenbachtalsperre für das Ist2006-Szenario	120
Abbildung 51:	Partikuläre P-Einträge in Oberflächengewässer für das WWC-Szenario.....	121
Abbildung 52:	Partikuläre P-Austräge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario	122
Abbildung 53:	Partikuläre Pb-Austräge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario	124
Abbildung 54:	Abflussganglinie mit Basisabflusseparierung für das Starkregenereignis vom 13.-14. Mai 1995	127
Abbildung 55:	Direktabfluss und P-Fracht für das Starkregenereignis vom 13.-14.Mai 1995.....	128
Abbildung 56:	Abflussganglinie mit Basisabflusseparierung für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996.....	128
Abbildung 57:	Direktabfluss und P-Fracht für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996.....	129
Abbildung 58:	Zusammenhang zwischen Durchfluss und partikulärer P-Konzentration (Messwerte 1994-2002; schwarze Füllung: Extremwerte).....	130
Abbildung 59:	Aus Einzelmessungen ermittelte Jahresdurchschnittswerte des partikulären P-Austrags im Hölzelbergbachgebiet (1994-1996).....	130
Abbildung 60:	Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Starkregenereignis vom 13.-14. Mai 1995	131
Abbildung 61:	Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996	132
Abbildung 62:	Simulierte P-Austräge für die Referenzjahre (links) und anteilige P-Austräge für die Einzelereignisse der Referenzjahre 1994 und 1995 (rechts).....	132
Abbildung 63:	Lagerungsdichten der Versuchspartzellen	134
Abbildung 64:	C _{org} -Gehalte der Versuchspartzellen.....	135
Abbildung 65:	Verhältnis der C _{org} -Gehalte in 5 cm zu den C _{org} -Gehalten in 20 cm Tiefe	135
Abbildung 66:	Mulchbedeckungen der Versuchspartzellen	136
Abbildung 67:	Hydraulische Rauigkeiten der Versuchspartzellen	137
Abbildung 68:	Hydraulischen Rauigkeiten auf den Versuchspartzellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)	137
Abbildung 69:	Skinfaktoren auf den Versuchspartzellen	138
Abbildung 70:	Skinfaktoren der konventionell bearbeiteten Flächen als Funktion der Dauer nach Bodenbearbeitung.....	139

Abbildung 71:	Skinfaktoren der konservierend bearbeiteten Flächen als Funktion der Dauer nach Bodenbearbeitung.....	139
Abbildung 72:	Skinfaktoren auf den Versuchspartellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)	140
Abbildung 73:	Erosionswiderstände auf den Versuchspartellen.....	141
Abbildung 74:	Erosionswiderstände auf den Versuchspartellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)	142
Abbildung 75:	P-Verteilungsfaktoren (VF) für die Sand-, Schluff- und Tonfraktion aus der Untersuchung von Miller et al. (2009) und eigenen Daten	144
Abbildung 76:	Verteilung der Stoffe Phosphor, Kupfer und Blei auf die Kornfraktionen im Ausgangsboden eines Ut3 (links) und Su2 (rechts)	145
Abbildung 77:	Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Starkregenereignis vom 13.-14. Mai.1996.....	155
Abbildung 78:	Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Schneeschmelzeereignis vom 16.-17.März 1996.....	155
Abbildung 79:	Vergleich gemessener und simulierter jährlicher P-Austräge	156
Abbildung 80:	Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierten Bodenabträge in der Regionalskala ..	158
Abbildung 81:	Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge in der Lokalskala	159
Abbildung 82:	Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge auf der Feldblockska	160
Abbildung 83:	Vergleich der PESERA- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge in der Regionalskala	162
Abbildung 84:	Zusammenhang zwischen mittlerem Bodenabtrag und Sedimenteintragsrate (SDR) auf OWK-Ebene	165
Abbildung 85:	Sedimenteintragsrate (SDR) sächsischer Oberflächenwasserkörper für das WWC-Szenario	165
Abbildung 86:	Zusammenhang zwischen simuliertem Sedimentaustag und Tonanreicherung am Beispiel des Hölzelbergbaches (Simulationsjahr 1994)	166

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Eingabeparameter von EROSION 3D	48
Tabelle 2:	Ausgabeparameter von EROSION 3D	49
Tabelle 3:	GIS-Daten und abgeleitete Modellparameter in der DPROC-Datenbank (verändert nach Seidel 2008)	53
Tabelle 4:	Validierungsstandorte der neuen Messkampagne	58
Tabelle 5:	Primärinformation und Kategorien der DPROC-Datenbankabfrage	66
Tabelle 6:	Randbedingung der Simulationsszenarien	80
Tabelle 7:	Datengrundlagen der Simulationsszenarien	85
Tabelle 8:	Parametrisierungsannahmen der Validierungsszenarien	88
Tabelle 9:	Gesamt-Phosphor- und Schwermetall-Gehalte der untersuchten Böden	92
Tabelle 10:	Kornfraktionsspezifische Phosphor-Gehalte und entsprechende Phosphor-Verteilungsfaktoren (VF)	93
Tabelle 11:	Vorhersagequalität der kornfraktionsspezifischen Stoffgehalte über die Gesamt-Stoffgehalte	94
Tabelle 12:	Wasserlösliche Stoffgehalte	97
Tabelle 13:	Auswertung der interpolierten Oberboden-Stoffgehalte	99
Tabelle 14:	Mittlere Oberboden-Stoff-Gehalte der Teilbearbeitungsräume (geordnet nach Rangfolge mittlerer Oberbodenbelastung)	102
Tabelle 15:	Auswertung der interpolierten Oberboden-Schwermetallgehalte	104
Tabelle 16:	Statistische Auswertung des Worst-Worst-Case-Szenarios	106
Tabelle 17:	Mittlere Bodenabträge in den landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebieten	109
Tabelle 18:	Statistische Auswertung des Best-Worst-Case-Szenarios	110
Tabelle 19:	Statistische Auswertung des Ist-Stand2006-Szenarios.....	110
Tabelle 20:	Statistische Auswertung der Sedimenteinträge in Oberflächengewässer	113
Tabelle 21:	Statistische Auswertung der Sedimentausträge aus Oberflächenwasserkörpern	116
Tabelle 22:	Statistische Auswertung der Sedimentausträge aus den sächsischen Teilbearbeitungsräumen für das WWC	116
Tabelle 23:	Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC	123
Tabelle 24:	Statistische Auswertung der Stoffausträge aus den sächsischen Teilbearbeitungsräumen für das WWC	125
Tabelle 25:	Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das BWC126	
Tabelle 26:	Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das Ist2006.....	126

Tabelle 27:	Abflusskomponenten und P-Frachten für die gemessenen Abflussereignisse	127
Tabelle 28:	Grenzwerte und natürliche Gehalte der untersuchten Schwermetalle (Kuntze et al., 1994)	149
Tabelle 29:	Korrektur der Skinfaktoren für konventionelle Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)	150
Tabelle 30:	Korrektur der Erosionswiderstände für konventionelle Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)	151
Tabelle 31:	Korrektur der Skinfaktoren für konservierende Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)	151
Tabelle 32:	Korrektur der Erosionswiderstände für konservierende Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)	152
Tabelle 33:	Korrektur der Skinfaktoren für Direktsaat im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4).....	152
Tabelle 34:	Korrektur der Erosionswiderstände für Direktsaat im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)	153
Tabelle 35:	Vergleich der gemessenen und simulierten Validierungsgrößen	154
Tabelle 36:	Vergleich gemessener Stoffanreicherungen mit den simulierten Werten	167
Tabelle 37:	Ereignisbezogener Vergleich der P-Austräge aus Ackerflächen mit den Ergebnissen anderer Autoren.....	168
Tabelle 38:	Vergleich der mit EROSION 3D simulierten ereignisbezogenen P-Austräge aus sächsische Oberflächenwasserkörpern mit den Ergebnissen anderer Autoren (Jahresmittelwerte)	168
Tabelle 39:	Vergleich empirisch basierter Jahresmittelwerte der Stoffausträge für Sachsen mit ereignisbezogenen Austrägen nach EROSION 3D	169

Abkürzungsverzeichnis

A	Gebietsmittel des Bodenabtrags
AF	Anreicherungsfaktor/Abreicherungsfaktor [-]; Stoffgehalt im Sediment bezogen auf den Ausgangsboden
AGNPS	Agricultural Non-Point Source Pollution Model
ANSWERS	Areal Non-Point Source Watershed Environment Response Simulation
As	Arsen
ATKIS-DGM	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Geländemodell
ATKIS-DLM	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Landschaftsmodell
BK 50	Bodenkarte 1:50.000
BSA4	Bodenatlas Sachsen Teil 4
BSA3	Bodenatlas Sachsen Teil 3
BÜK200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
BWC	Best-Worst-Case
C	Bodenbedeckungs-/Bodenbearbeitungsfaktor (USLE/ABAG)
CC	Cross-Compliance
CLEAMS	Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System
C _{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
Cu	Kupfer
DGM	Digitales Geländemodell
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DPROC	Datenbankprozessor
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
ER	Enrichment Ratio (s. AF)
EUROSEM	European Soil Erosion Model
EZG	Einzugsgebiete
F	Jahresspende [kg]
Fe	Eisen
FILK	Flächenidentifikator
FK	Feldkapazität
FuE	Forschungs- und Entwicklungsvorhaben
GIS	Geographisches Informationssystem
GKZ	Gewässerkennzahl
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
K	Bodenerodierbarkeitsfaktor (USLE/ABAG)
KA 5	Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage
KINEROS	KINematic Runoff and EROsion
L	Korngrößenanteil [%]
L	Hanglängenfaktor (USLE/ABAG)
LASCAM	LArge Scale Catchment Model
LISEM	Limburg Soil Erosion Model
L _s	Korngrößenanteil Sand [%]
L _u	Korngrößenanteil Schluff [%]
L _t	Korngrößenanteil Ton [%]
M	Sedimentmenge
Max	Maximum
Min	Minimum

MIRSED	Minimum Information Requirement version of WEPP
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in River Systems
M_s	Sedimentmenge der Sandfraktion
M_U	Sedimentmenge der Schlufffraktion
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
M_T	Sedimentmenge der Tonfraktion
N	Anzahl der Probenahmetage
Ni	Nickel
n.n.	nicht nachweisbar
OWK	Oberflächenwasserkörper
P	Phosphor
Pb	Blei
PESERA	Pan-European Soil Erosion Risk Assessment
PKS	Parameterkatalog Sachsen
PO_4	Phosphat
PTF	Pedotransferfunktion
P-VF	Phosphor-Verteilungsfaktor
PWP	permanenter Welkepunkt
Ortho- PO_4	Ortho-Phosphat
Q	Durchfluss [m^3/s]
Q_{Jahr}	mittlerer Jahresdurchfluss [m^3/s]
Q_{Probe}	Mittelwert der Durchflüsse aller Probenahmetage [m^3/s]
$Q_{(ti)}$	Durchfluss am Probenahmetag
R	Niederschlagsfaktor (USLE/ABAG)
RBS	Reichsbodenschätzung
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
S	Sand
S	Hangneigungsfaktor (USLE/ABAG)
SDR	Sedimenteintragsverhältnis (engl. Sediment Delivery Ratio)
SF	Skinfaktor
SI3	mittel lehmiger Sand
Slu	schluffig lehmiger Sand
Ss	reiner Sand
Su2	schwach schluffiger Sand
SWAT	Soil Water Assessment Tool
T	Ton
Tt	reiner Ton
U	Schluff
Uls	sandig-lehmiger Schluff
Us	sandiger Schluff
USLE	Universal Soil Loss Equation
Ut2	schwach toniger Schluff
Ut3	mittel toniger Schluff
Ut4	stark toniger Schluff
VF	kornfraktionspezifischer Verteilungsfaktor, Stoffgehalt der Kornfraktion bezogen auf den Gesamtgehalt
WaSiM-ETH	Water Balance Simulation Model
WEPP	Water Erosion Prediction Project
WWC	Worst-Worst-Case
ZF II	Zusatzförderung II
Zn	Zink

Symbole und Einheiten

C	Bodenbedeckungs-/Bodenbearbeitungsfaktor USLE/ABAG
C	mittlerer Stoffgehalt [mg/kg]
c	Konzentration der suspendierten Teilchen in der Flüssigkeit [m^3/m^3]
C_L	Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche [-]
c_{max}	Grenzkonzentration [m^3/m^3] der Partikel bei Transportkapazität
C_{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff [M %]
$C_{(ti)}$	Konzentration am Probenahmetag [mg/l]
c_S	Stoffgehalt im Sand [mg/kg]
c_U	Stoffgehalt im Schluff [mg/kg]
c_T	Stoffgehalt im Ton [mg/kg]
\bar{D}	mittlerer Partikeldurchmesser [m]
d	Tage
D	Teilchendurchmesser [m]
dx_f/dt	Vorrückgeschwindigkeit [m/s]
E	Erosionskennzahl [-]
F	Jahresfracht [kg]
F	ausgetragene Stoffmenge [kg]
F_S	ausgetragene Sandmenge [kg]
F_T	ausgetragene Tonmenge [kg]
F_U	ausgetragene Schluffmenge [kg]
g	Erdbeschleunigung [m/s^2]
i	Infiltrationsrate [m/s]
i_1	stationäre Komponente
i_2	instationäre Komponente
K	Bodenerodierbarkeitsfaktor USLE/ABAG
k	hydraulische Leitfähigkeit [$\text{kg} \cdot \text{s}/\text{m}^3$]
L	Hanglängenfaktor USLE/ABAG
L_S	mittlerer Sandgehalt [%]
L_T	mittlerer Tongehalt [%]
L_U	mittlerer Schluffgehalt [%]
m	Parameter der VAN-GENUCHTEN-Gleichung [-]
N	Anzahl der Probenahmetage
n	Rauhigkeitsbeiwert nach Manning-Strickler [$\text{s}/\text{m}^{1/3}$]
n	Parameter der VAN-GENUCHTEN-Gleichung [-]
P	Erosionsschutzfaktor ABAG/USLE
p	Überschreitungswahrscheinlichkeit
Q_{Jahr}	Jahresmittelwert Durchfluss [m^3/s]
Q_{Probe}	Mittelwert der Durchflüsse aller Probenahmetage [m^3/s]
$Q_{(ti)}$	Durchfluss am Probenahmetag [m^3/s]
q	Abflussvolumenstrom [$\text{m}^3/(\text{m} \cdot \text{s})$]
$q_{s,in}$	Sedimentstrom in das betrachtete Hangsegment [$\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$]
$q_{s,max}$	maximale Transportkapazität [$\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$]
$q_{s,pot}$	potenzieller Feststoffmassenstrom [$\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$]
$q_{s,out}$	Sedimentstrom aus dem betrachtete Hangsegment [$\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$]
R	Regenerositätsfaktor USLE/ABAG
r	Korrelationskoeffizient
r	Niederschlagsintensität [m/s]
R^2	Bestimmtheitsmaß
r_α	Niederschlagsintensität einer geneigten Fläche [mm/s]
S	Hangneigungsfaktor USLE/ABAG

S	Hangneigung [m/m]
S	Sandgehalt [M %]
T	Tongehalt [kg/kg]
t	Zeit [s]
U	Schluffgehalt [kg/kg]
v_q	mittlere Fließgeschwindigkeit des Abflusses [m/s]
v_p	Sinkgeschwindigkeit [m/s] von Teilchen in nichtturbulenten Flüssigkeiten
v_r	mittlere Fallendgeschwindigkeit der Tropfen [m/s]
w_p	Massenstrom [kg/(m ² *s)]
$x_f(t)$	Eindringtiefe der Befeuchtungsfront [m] in Abhängigkeit der Zeit t
y	Erosion bzw. Deposition [kg/m ² *s]
α	Parameter der VAN-GENUCHTEN-Gleichung [-]
α	Hangneigungswinkel [°]
δ	Schichtdicke des Abflusses [m]
ΔT	Zeitintervall [s]
Δx	Länge des Hang- bzw. Rasterelementes [m]
η	Viskosität der Flüssigkeit [kg/(m*s)]
ρ_q	Flüssigkeitsdichte [kg/m ³]
ρ_b	Dichte der Partikel [kg/m ³]
ρ_b	Lagerungsdichte [kg/m ³]
σ	Standardabweichung
θ_0	Anfangswassergehalt [m ³ /m ³]
θ_r	Restwassergehalt bei pF 4,2 [m ³ /m ³]
θ_s	Wassergehalt an der Befeuchtungsfront [m ³ /m ³]
θ_s	Sättigungswassergehalt [m ³ /m ³]
θ_{Ψ_m}	Wassergehalt, dem Matrixpotential Ψ_m zugeordnet [m ³ /m ³]
φ_q	durch Oberflächenabfluss übertragener Impulsstrom [N/m ²]
$\varphi_{q,vert}$	vertikaler Impulsstrom [N/m ²]
φ_r	durch Tropfen übertragener Impulsstrom [N/m ²]
φ_{crit}	kritischer Impulsstrom (Erosionswiderstand) [N/m ²]
$\varphi_{r,a}$	auf eine geneigte Oberfläche übertragener tropfenimmanenter Impulsstrom [N/m ²]
Ψ_g	Gravitationspotential [J/kg]
Ψ_m	Matrixpotential [J/kg]
Ψ_{ms}	Matrixpotential bezogen auf den Wassergehalt in der Transportzone [J/kg]
Ψ_{m0}	Matrixpotential bezogen auf den Anfangswassergehalt [J/kg]
%	Prozent
\emptyset	Mittelwert
\tilde{X}	Median

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird das prozessbasierte Erosionsprognosemodell EROSION 3D flächendeckend auf regionaler Ebene für den Freistaat Sachsen angewendet. Ziel der Untersuchungen ist es Bodenabtrag, Sedimenttransport und -deposition bzw. den Eintrag partikelgebundener Nähr- und Schadstoffe in Oberflächengewässer für ein 10jähriges Starkniederschlagsereignis und drei verschiedene Landnutzungsszenarien zu beschreiben. Dazu wurden im Vorfeld verfügbare Geo-Basisdaten so aufbereitet, dass sie für die semiautomatische Parametrisierung mit der Software DPROC verwendet werden können. Diese Software wurde so erweitert, dass sowohl größere Einzugsgebiete als auch einzelne Teileinzugsgebiete parametrisiert werden können. Grundlage der Parametrisierung bildet eine relationale Datenbank, die auf Messwerten bzw. davon abgeleiteten Schätzwerten aus Starkregenexperimenten unter Feldbedingungen basiert. Der vorhandene Datenfundus wurde durch neue Ergebnisse zu verschiedenen Verfahren der ackerbaulichen Bodenbearbeitung mittels neu entwickelter Methodik korrigiert und erweitert. Die experimentellen Ergebnisse zeigen eine deutliche Abhängigkeit des Feststoffaustrages von der Eingriffsintensität bei der Bodenbearbeitung. Dabei ist die Direktsaat die einzige Bewirtschaftungsform, die den Boden effektiv vor Erosion schützt. Um den selektiven partikelgebundenen Nähr- und Schadstofftransport prozessbasiert abzuschätzen, wurden die Stoffgehalte für die Partikelfraktionen Sand, Schluff und Ton an Bodenproben bestimmt. Die regionalskalierten Simulationen identifizieren die sächsische Lössregion als Schwerpunkt der Bodenerosion in Sachsen. Beträchtliche Bodenabträge sind darüber hinaus in den sächsischen Mittelgebirgen zu erwarten. Partikelgebundene Stoffeinträge in Oberflächengewässer verteilen sich in Abhängigkeit von den Sedimentliefergebieten. Die Bodenumlagerungsprozesse einschließlich der damit verbundenen partikelgebundenen Stoffeinträge lassen sich bei konsequenter Umstellung auf konservierende Bewirtschaftungsmethoden entsprechend den Modellergebnissen um mehr als 90 % reduzieren. Im Rahmen der Modellvalidierung konnte die Zuverlässigkeit der berechneten Phosphorausträge auf Einzugsgebietsebene belegt werden. Verglichen mit empirisch basierten mittleren jährlichen Abschätzungen sind die in dieser Arbeit berechneten ereignisbezogenen Phosphor- und Schwermetallausträge um ein Vielfaches höher. Zurückzuführen sind diese Unterschiede vor darauf, dass bei den rein empirischen Ansätzen, die maximale Belastungsspitzen unberücksichtigt bleiben. Da Erosion stets ein diskontinuierlicher Prozess ist, sind diese Belastungsspitzen im höchsten Maße relevant und bei der Planung und Durchführung von Erosions- und Gewässerschutzkonzepten unbedingt zu berücksichtigen.

Abstract

The process based soil erosion simulation model EROSION 3D is applied on regional scale for the federal state of Saxony/Germany. This survey is aimed on modeling soil loss, sediment transport, deposition resp. the input of particle attached nutrients and pollutants into surface water bodies for 10years storm event and three land use scenarios. The available region-wide geo-data were preprocessed to be used in the parameterization interface DPROC. This software has been extended to parameterize large areas as well as small catchments. The basis of parameterization is a relational data base consisting of measured or estimated specific model soil parameters. These values have been derived by heavy rainfall simulation experiments below field conditions. The data base has been extended by the new results, which cover different soil tillage practices. The new experiments were conducted with a newly developed methodology. The experimental results show a significant relation of soil loss from the mechanical impact due to soil tillage. Only the non-tillage practice is able to protect soils efficiently from erosional soil losses. In order to describe particle attached nutrient and pollutant transport, soil samples were analyzed determining the element content of different particle fractions. The regional scale simulations identify the Saxonian Loess Belt as hotspot of soil erosion. However considerable amounts can also be expected in certain areas of the low mountain range. Particle attached element inputs into surface water bodies correspond to main sediment delivery areas. The amounts of erosional soil losses could be reduced to 90 % in case of consequently and area-wide transformation to conservation tillage practices. The calculated phosphorous inputs into surface waters on catchment scale are proofed to be valid. Compared to empirical based phosphorous and heavy metal yields the results in this study exceed this findings by a wide range. The differences are caused by lacking an event based consideration, which disregards system maximal impacts. Since erosion is an exclusive non continuous process, those maximal impacts are highly relevant and have to be considered in case of planning and execution of erosion and water protection concepts.

1 Einleitung

1.1 Motivation

Die Ressource Boden stellt die wichtigste Grundlage menschlichen Lebens auf der Erde dar. Demzufolge ist die voranschreitende Degradation dieser Ressource eines der bedeutendsten Umweltprobleme unserer Zeit (WBGU, 1994). Als Hauptursache gilt die Bodenerosion durch Wasser, die bereits ca. 8 % der eisfreien Landoberfläche (Lal, 2003) dauerhaft geschädigt hat.

Nur bei Vorhandensein einer permanenten Vegetationsdecke können Bodenverluste durch Bodenreubildung ausgeglichen werden (Brebuda und Richter, 1998; Schmidt, 1996). Die wirtschaftende Tätigkeit des Menschen verändert oder beseitigt jedoch diese Vegetationsdecke, wodurch die erosiven Prozesse die natürliche Bodenreubildungsrate um ein Vielfaches überschreiten (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Verglichen mit anderen Kontinenten liegt die mittlere jährliche Erosionsrate in Europa mit 13,4 t/ha unter dem globalen Durchschnitt (15,2 t/ha) (Lal, 2003), allerdings übersteigt sie z.B. in Deutschland mit 5,7 t/ha*a die jährliche Bodenreubildungsrate (0,3-1,5 t/ha*a (LUBW, 1995)) auf Ackerflächen um mehr als das Fünffache.

In Gesamteuropa sind Daten von Oldemann (1994) zufolge 17 % der genutzten Fläche durch Erosion beeinträchtigt. Im Freistaat Sachsen liegt der Anteil durch Wassererosion gefährdeter Ackerflächen sogar bei über 60 % (Schmidt, 1994).

Langfristig hat anhaltende Erosion den Rückgang bzw. gänzlichen Verlust der Bodenfruchtbarkeit zur Folge (sog. On-Site-Schäden). Dieser Verlust kann nur unter günstigen ökonomischen Bedingungen teilweise durch mineralische Düngung ausgeglichen werden. Böden besonders stark betroffener Gebiete werden hingegen irreversibel geschädigt. Dies gilt insbesondere für das Wasserhaltevermögen. Die entwaldeten und degradierten Landschaften des Mittelmeerraums zeugen noch heute vom Ausmaß und der Nachhaltigkeit antiker Bodenerosion (Toy et al., 2002).

Neben der Beeinträchtigung des Bodens selbst führt der Austrag an Boden zur Gefährdung benachbarter Ökosysteme und Infrastruktur (sog. Off-Site-Schäden). Vor allem Oberflächengewässer werden durch erosionsbedingte Nähr- und Schadstoffeinträge gefährdet.

Damit ist Erosionsschutz sowohl vor dem Hintergrund einer langfristigen Erhaltung der Ressource Boden als auch in Bezug auf die Vermeidung von Off-Site-Schäden ein zentrales Anliegen des vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes.

Das Auftreten erosiver Bodenabträge und damit zusammenhängender On- und Off-Site-Schäden wird durch Einzelereignisse gesteuert und ist stark von der räumlichen Verteilung der Einflussfaktoren (z. B. Relief, Landnutzung, Boden und Bodenbearbeitung) abhängig. Deshalb entziehen sich die ablaufenden Prozesse in der Regel der Beobachtung; Messungen sind nur sehr eingeschränkt übertragbar. Geeignete Modellvorstellungen hingegen können das Zusammenwirken der an der Bodenerosion beteiligten Einflussfaktoren abbilden (Schmidt, 1998a).

Die effektive Planung und Bemessung von Boden- und Gewässerschutzmaßnahmen setzt jedoch voraus, dass die erosiven Stofftransporte in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung möglichst genau beschrieben und die vorgesehenen Maßnahmen in ihrer Einzelwirkung, aber auch in ihren Wechselwirkungen und Synergieeffekten geprüft und aufeinander abgestimmt werden können. Ähnlich der Dimensionierung von Hochwasserschutzdeichen im Wasserbau steht das Einzelereignis als zeitliche Dimension dabei im Vordergrund.

Diesen Ansprüchen genügen ausschließlich prozessbasierte Modelle, die aufgrund ihrer Komplexität und ihres Datenbedarfs in geeigneter Auflösung bisher lediglich auf Einzugsgebietsebene angewendet wurden. Die Planungspraxis setzt jedoch voraus, dass die benötigten Informationen im gesamten Planungsraum und im entsprechenden Maßstab zur Verfügung stehen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es deshalb, am Beispiel des zum Teil erheblich erosionsgefährdeten Planungsraums Sachsen eine flächendeckende, prozessbasierte Abschätzung des Bodenabtrages und damit zusammenhängender Sediment-, Nähr- und Schadstoffeinträge in Oberflächengewässer für ein Einzelereignis auf der Basis der Modellanwendung von EROSION 3D zu ermitteln.

Da die flächendeckende Anwendung prozessorientierter Modelle vor allem durch die hohen Datenanforderungen und eine aufwendige Parametrisierung eingeschränkt ist, besteht die größte Herausforderung darin, diese Daten verfügbar zu machen und die Parametrisierung zu vereinfachen.

Folgende Teilziele sollen im Rahmen dieser Arbeit dafür erreicht werden:

- 1. Erstellung eines konsistenten Geo-Basisdatensatzes**
- 2. Realisierung einer semiautomatischen Modellparametrisierung**
- 3. Verbesserung der Szenarientauglichkeit der Parameter-Datenbank**
- 4. Bestimmung kornfraktionsspezifischen Nähr- und Schadstoffgehalte für erosionsanfällige Bodenarten**
- 5. Flächendeckende Modellierung von Bodenabtrag und Deposition für drei Nutzungsszenarien**
- 6. Flächendeckende Modellierung des Sediment- und partikelgebundenen Nähr- und Schadstofftransportes für drei Nutzungsszenarien**
- 7. Modellvalidierung auf Einzugsgebietsebene**

Mit der Erstellung des Eingangsdatensatzes und der damit verbundenen Modellanwendung soll die Möglichkeit geschaffen werden, zukünftig die Wirkungen von Landschaftseingriffen und Landnutzungsänderungen, bei langfristiger Betrachtung auch die Effekte regionaler Klimaänderungen auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag und Sediment-, Nähr- und Schadstoffeintrag in Gewässer, schnell und unkompliziert abschätzen zu können.

1.2 Aufbau der Arbeit

Nach Erläuterung der zugrunde liegenden Motivation und der daraus resultierenden Zielstellung wird im Kapitel 1.3 der aktuelle Forschungsstand aufgezeigt. Die ersten beiden Unterkapitel beschäftigen sich dabei mit den an der Erosion beteiligten Prozessen und deren Einflussfaktoren. Daran schließt sich in 1.3.3 und 1.3.4 die Darstellung von Erosionsschäden bzw. deren Vorbeugung durch gesetzliche Richtlinien und die praktische Umsetzung von Maßnahmen an. Im Unterkapitel 1.3.5 erfolgt die detaillierte Beschreibung zum internationalen Stand der Erosionsmodellierung und den daraus resultierenden Defiziten. Kapitel 1.3.6 stellt die Möglichkeiten und Grenzen der experimentellen Starkniederschlagssimulation zur Parameterfassung von Erosionsmodellen dar. Kapitel 1.3.7 gibt einen Überblick über aktuelle Ergebnisse zur Phosphor- und Schwermetallverteilung in den Bodenfraktionen.

In Kapitel 2 werden alle in der Arbeit verwendeten Daten und Methoden beschrieben. Kapitel 2.1 zielt auf die Beschreibung des Untersuchungsraums und dessen Besonderheiten in Bezug auf Sedimentdynamik und partikelgebundene Phosphor- und Schwermetalleinträge ab. Die Kapitel 2.2 und 2.3 liefern grundlegende Informationen zum verwendeten Bodenabtragsmodell EROSION 3D und der Parametrisierungssoftware DPROC. Kapitel 2.4 beschreibt die Durchführung der Starkregensimulationen zur Modellparametrisierung, die statistische Auswertung der Messergebnisse und die anschließende Erweiterung und Korrektur der DPROC-Datenbank. Im Kapitel 2.5 werden die Methoden zur Ableitung kornfraktionsspezifischer Phosphor- und Schwermetallverteilungen und deren Verwendung zur Ermittlung von partikelgebundenen Stoffausträgern beschrieben. Im Unterkapitel 2.7 werden die verfügbaren GIS-Daten, deren Korrektur und Aufarbeitung zu einem sachsenweiten Geo-Basis-Datensatz erläutert. Kapitel 2.8 beschreibt die Parametrisierung des Erosionsmodells und die Simulationsrechnungen zur Ermittlung von Bodenabtrag, Sedimenttransport und -deposition für drei Standardnutzungsszenarien. Darüber hinaus wird die hierarchische Risikoabschätzung für das Planungsgebiet „Freistaat Sachsen“ erläutert (2.9). Kapitel 2.10 beschreibt die Methoden zur Modellvalidierung im Kleinzugsgebiet Hölzelbergbach für Abflussereignisse und Referenzjahre.

In Kapitel 3 werden alle in der Arbeit erzielten Ergebnisse dargestellt. Kapitel 3.1 liefert die detaillierte Beschreibung der experimentellen Ergebnisse aus den Starkregensimulationen und den kornfraktionsabhängigen Phosphor- und Schwermetallverteilungen. Kapitel 3.2 stellt die korrigierten Daten des Geo-Basis-Datensatzes dar.

Kapitel 3.3 beschreibt die räumliche Verteilung von Erosion, Sedimenttransport und -deposition und den Eintrag von partikelgebundenen Phosphor und Schwermetallen in den Planungseinheiten für drei Standardnutzungsszenarien. Kapitel 3.4 gibt Aufschluss über die Ergebnisse der Modellvalidierung im Kleinzugsgebietsmaßstab.

Das Kapitel 4 setzt sich mit der Gültigkeit und Übertragbarkeit der erzielten Ergebnisse auseinander. Die experimentellen Ergebnisse der Starkregensimulationen werden in Kapitel 4.1 hinsichtlich der Bearbeitungsabhängigkeit der ermittelten Parameter ausgewertet. Die Parameter Erosionswiderstand und Skinfaktor werden aufgrund einer neuen Untersuchungsmethodik auf Plausibilität geprüft. Des Weiteren werden die ermittelten kornfraktionsabhängigen Verteilungsfaktoren für Phosphor und Schwermetalle mit Daten aus der Literatur verglichen und bewertet. Die kritische Auseinandersetzung mit dem entwickelten Geo-Basis-Datensatz (4.2) zielt vor allem auf die erreichte Aussagequalität und die damit zusammenhängende Ergebnisqualität der Modellrechnung. Kapitel 4.3 diskutiert die Weiterentwicklung der DPROC-Datenbank, welche die Qualität der Modellrechnung ebenfalls erheblich beeinflusst. In Kapitel 4.4 wird die Zuverlässigkeit des Modells auf Einzugsgebietsebene geprüft, um in Kapitel 4.5 schließlich alle erzielten Modellergebnisse hinsichtlich der räumlichen Verteilung und Gültigkeit zu bewerten. Besonderer Fokus liegt auf dem Vergleich der ermittelten Stoffausträge mit vorhandenen Ergebnissen.

Abschließend wird in Kapitel 5 der mit der Arbeit erzielte Erkenntnisfortschritt abschließend bewertet und der zukünftige Forschungsbedarf hinsichtlich der effizienten und detaillierten Beschreibung der Sedimentdynamik in Einzugsgebieten und partikelgebundener Nähr- und Schadstoffeinträge in Oberflächengewässer vorgeschlagen.

1.3 Stand der Forschung

1.3.1 Prozesse und Skalen der Bodenerosion

Der Begriff Wassererosion (nachfolgend als Bodenerosion bezeichnet) fasst eine Vielzahl von Einzelprozessen zusammen, die in Abhängigkeit des dominierenden Prozesses in flächenhaften und linienhaften Abtrag (Morgan, 1980) unterteilt werden können. Unter dem Begriff flächenhafte Bodenerosion werden die Prozesse Partikelablösung durch Luftporenabfluss, Partikelablösung durch Regentropfenaufschlag (Splash), Partikelablösung durch Oberflächenabfluss, Partikeltransport und Deposition zusammengefasst (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Diese Prozesse unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Raum- und Zeitskalen, in denen sie ablaufen (Hölzel, 2010) (vgl. Abbildung 1). Die folgende Beschreibung orientiert sich dabei an zunehmenden Raum-Zeit-Skalen.

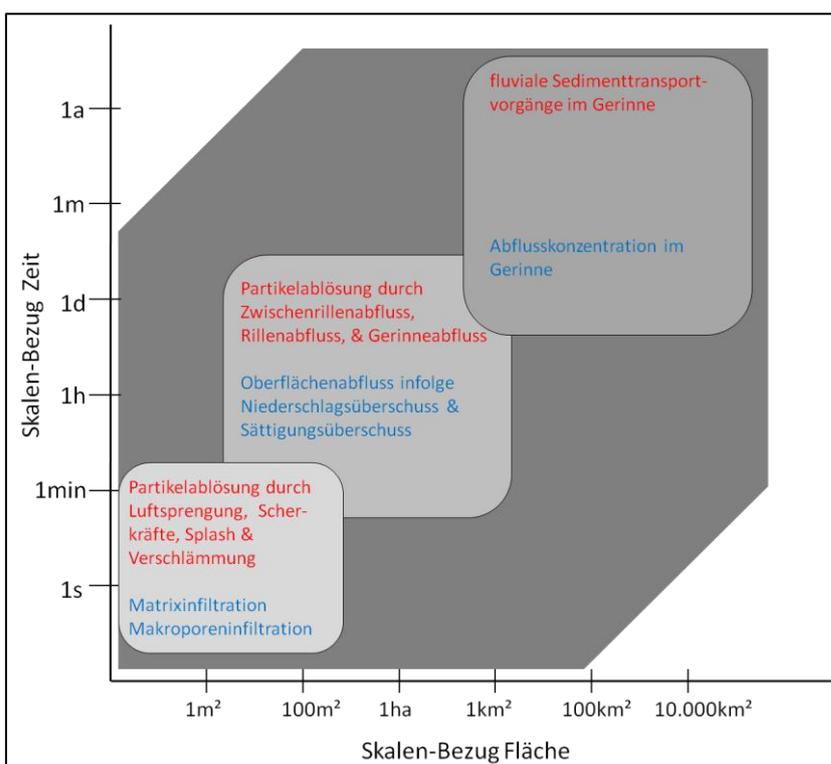


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Erosions- (rot) und Abflussprozesse (blau) in räumlichen und zeitlichen Skalen (Hölzel, 2010; Möller und Volk, 2010; Renschler und Harbor, 2002) (aus Darstellungsgründen sind dominante Prozessgruppen in Kästchen zusammengefasst)

Einsetzender Starkniederschlag führt auf ausgetrockneten Bodenoberflächen zum Einschuss von Luft in Aggregaten. Der Luftdruck kann bis auf 10^5 Pa steigen, was die Sprengung und vollständige Zerstörung der Aggregate zur Folge hat. (Auerswald, 1998;

Scheffer und Schachtschabel, 2002). Mit anhaltender Niederschlagsdauer treten diese Prozesse hinter der Partikelablösung durch Tropfenaufrall zurück. Mit wachsender Niederschlagsintensität steigen Anzahl und Durchmesser der Tropfen. Da mit dem Durchmesser der Tropfen auch die Fallgeschwindigkeit zunimmt, steigt der auf den Bodenverband übertragene Impuls überproportional (Laws und Parson, 1943; Salles et al., 2002). Dabei können im Auftreffzentrum kurzzeitig Drücke bis zu 10^6 Pa entstehen (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Niederschlagswasser kann vollständig oder teilweise in den Boden infiltrieren. Die Infiltrationsrate eines Bodens wird bestimmt durch dessen Wasserdurchlässigkeit und die Saugspannung der Bodenmatrix (Matrixpotenzial). Da das Niederschlagswasser bei Auftreffgeschwindigkeit nicht vollständig in den Boden infiltrieren kann, weicht es entlang der Bodenoberfläche radial aus und bewirkt hohe Scherspannungen (Nearing et al., 1987; Torri und Poesen, 1992), die bis zu 10^2 Pa betragen können (Poesen und Savat, 1981; Scheffer und Schachtschabel, 2002). In der Folge wird die Bodenoberfläche verdichtet, Bodenteilchen werden aus dem Verband herausgeschleudert und verstopfen die Poren (Bresson und Boiffin, 1990; Bresson und Cadot, 1992; Kwaad und Múcher, 1994; Le Bissonnais et al., 2005) Dieser Prozess, der als Verschlámmung bezeichnet, wird führt zur Ausbildung bis zu mehrerer mm dicken Verschlámmungsschichten, die eine verringerte Infiltrationsfähigkeit der Bodenoberfläche zur Folge hat (Rómkens et al., 1990). Besonders davon betroffen sind Böden geringer Strukturstabilität und guter Transportierbarkeit, wie es bei schluffreichen Lössböden der Fall ist (Cerdan et al., 2002).

Fállt mehr Niederschlag als pro Zeiteinheit in den Boden infiltrieren kann, setzt Oberflächenabfluss ein (Niederschlagsüberschuss, (Horton, 1933). Die dabei vom Oberflächenabfluss übertragenen Scherkräfte können abhängig von Abflussvolumenstrom und -geschwindigkeit weitere Partikel ablösen. Verglichen mit den Scherkräften der auftreffenden Regentropfen sind die des Oberflächenabflusses aufgrund geringer Geschwindigkeiten verhältnismäßig klein (Auerswald, 1998; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Dennoch besitzt die Partikelablösung durch Oberflächenabfluss im Prozessgefüge Erosion eine zentrale Bedeutung, da ihr Flächenbeitrag wesentlich höher ist und die Ablösung durch Regentropfenaufrall aufgrund eines bis mehrere mm mächtigen Flüssigkeitsfilms verringert bzw. aufgehoben wird (Auerswald, 1998; Parson et al., 1998). Überstaute Böden sind bei Vorhandensein von Makroporen (>50 μm , AGBoden, 2005) in der Lage, Niederschlagswasser schnell über diese Poren abzuführen. Die Geschwindigkeit der Wasserbewegung in Makroporen übersteigt dabei die in der Matrix um ein Vielfaches, wie aus Untersuchungen von Gerlinger (1997) hervorgeht.

Konzentriert sich der Abfluss, tritt linienhafte Bodenerosion auf, die sich häufig entlang vorgeprägter Rillen, wie Fahrspuren und Saatzeilen orientiert. In diesen Rillen ändern sich die hydraulischen Eigenschaften des Abflusses grundlegend vom laminaren zum turbulenten Fließen (Hieke, 2010), was unmittelbaren Einfluss auf die Partikelablösung hat (Toy et al., 2002, Bryan, 1998). Bei steigender Transportkapazität nehmen die Sedimentkonzentration und die Größe der transportierten Partikel zu (Alberts, 1980). Die linearen Ablösungsprozesse werden abhängig von der Tiefe der Struktur in Rillenerosion (<10cm), Rinnenerosion (10-40 cm) oder Grabenerosion (engl. „Gullyerosion“, >40 cm) differenziert (Hiller, 2007).

Das abgelöste Bodenmaterial wird mit dem Oberflächenabfluss hangabwärts transportiert, wobei seine Transportkapazität, d.h. die Fähigkeit Material zu transportieren von der Abflussgeschwindigkeit, der Abflussmenge und den strömungsimmanenten Turbulenzen abhängig ist. Verringert sich die Transportkapazität, z.B. durch Gefälleabnahme am Hangfuß oder nutzungsbedingte Rauigkeitssprünge, lagert sich Material ab. Abhängig von ihrer Größe werden die Sedimentpartikel unterschiedlich weit transportiert und gelangen schließlich über die Vorfluter ins Gewässernetz. Im Vorfluter unterliegen die Sedimenttransportprozesse (Renschler, 2000) durch die hydrodynamischen Eigenschaften des Abflusses. Diese werden maßgeblich durch das Abflussvolumen und die Gerinnemorphologie beeinflusst.

1.3.2 Einflussgrößen der Bodenerosion

Das Auftreten von Wassererosion ist an das Zusammenspiel der komplex auftretenden Prozesse Infiltration, Oberflächenabfluss, Partikelablösung und -transport gekoppelt. Eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst einen oder mehrere dieser Prozesse. Diese Faktoren sind standort- bzw. witterungsbedingt, allerdings auch durch die wirtschaftende Tätigkeit des Menschen beeinflussbar. Andere Prozesse, wie z. B. Verschlammung oder Makroporeninfiltration werden durch die Art der Landnutzung oder der Bodenbearbeitung dominant beeinflusst und werden deshalb separat beschrieben.

1.3.2.1 Standort- und witterungsbedingte Einflussgrößen

Die Eigenschaften des Reliefs spielen bei Erosionsprozessen eine große Rolle. Da Regentropfen, die auf geneigte Oberflächen treffen mehr Material hangabwärts transportieren können, nimmt die Partikelablösung durch Tropfenaufprall mit der Hangneigung zu. Zudem wächst mit steigender Hangneigung [-] der Impulsstrom des Oberflächenabflusses, der folglich mehr Material ablösen und transportieren kann

(Assouline und Ben-Hur, 2006; Fox et al., 1997). Bezüglich der Hanggeometrie konnte Schmidt (1996) die relativ höchsten Sedimentausträge für konvex gewölbte Hangsegmente ermitteln. Demgegenüber stehen die Beobachtungen von besonders gefährdeten Hangmulden (konkav gewölbte Hangbereiche), in denen konzentrierter Abfluss besonders hohe Austräge bis hin zur Grabenerosion hervorrufen kann (Evrard et al., 2008; Molina et al., 2009).

Die Feinbodenzusammensetzung beeinflusst vor allem Infiltration, Partikelablösung und Partikeltransport. Je höher der Anteil kleiner Korngrößen, desto geringer ist der verfügbare Porenraum und die Durchlässigkeit dieser Böden. Schluff- und Tonböden besitzen deshalb ein geringeres Infiltrationsvermögen als Sandböden (AGBoden, 2005; Seidel, 2008). Allerdings können sekundäre Makroporen (Schrumpfrisse, Regenwurmgänge etc.) die Infiltrationsfähigkeit dieser Böden temporär erhöhen s.u. (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Neben der Infiltration beeinflusst die Körnung die Prozesse Partikelablösung und -transport. Sandige Böden besitzen eine höhere Anzahl größerer d.h. schlechter transportierbarer Partikel. Tonpartikel bilden häufig gut verkittete Aggregate, die schwer zerstört werden können. Aus Schluffpartikeln aufgebaute Aggregate zerfallen schnell aufgrund fehlender Verkittungseigenschaften in kleine gut mobilisierbare Körner, weshalb Schluffböden generell erosionsanfälliger sind (Scheffer und Schachtschabel, 2002; Schmidt, 1996).

Die Infiltration wird neben der Wasserdurchlässigkeit maßgeblich durch die Wasserretentionsfähigkeit bestimmt. Dabei ist besonders die Anfangsbodenfeuchte [Vol.-%] von Böden entscheidend, da mit wachsendem Sättigungsgrad die Wasseraufnahmefähigkeit zurückgeht. Neben der Bodenart (AGBoden, 2005) bestimmen Witterungsbedingungen, insbesondere vorausgegangene Niederschlagsereignisse über den Sättigungsgrad des Bodens. Die Anfangsbodenfeuchte beeinflusst darüber hinaus die Saugspannung [hPa] (Matrixpotenzial) an der Befeuchtungsfront. Je höher diese ist, umso schneller kann Wasser von der Matrix aufgenommen werden. Allerdings können bei sehr trockenen Böden Phänomene, wie Hydrophobizität oder der Luftpolestereffekt, Infiltration verringern oder verzögern (Blanco-Canqui und Lal, 2008; Seidel, 2008).

Mit der Zunahme der Niederschlagsintensität [mm/min] steigt der tropfenimmanente Impulsstrom [N/m²] und damit die Partikelablösung durch Tropfenaufschlag, was jedoch nur bei kurzen Hanglängen von Bedeutung ist (Schmidt, 1988). Michael (2002) klassifiziert Niederschläge mit Spitzenintensitäten über 0,1 mm/min als erosionswirksam. Die Niederschlagsdauer [min] bestimmt den Verlauf der Infiltration. Lang anhaltende

Niederschläge führen zur Reduktion der Infiltrationsrate [mm/min], da infiltriertes Wasser sukzessive den verfügbaren Porenraum auffüllt.

1.3.2.2 Landnutzungs- und bewirtschaftungsbedingte Einflussgrößen, ackerbauliche Erosionsschutzmaßnahmen

Die ackerbauliche Tätigkeit des Menschen gilt als Hauptursache für das Auftreten erosiver Prozesse. Demzufolge können über eine standortangepasste Landnutzung und Bewirtschaftung die besten Ergebnisse zur Verminderung bzw. Verhinderung erosiver Bodenabträge erzielt werden. Landnutzungen, wie Grünland und Forst tragen nur untergeordnet zu Bodenverlusten zum Sedimentaustrag bei, da eine flächendeckende permanente Vegetationsschicht einen effektiven Schutz gegen Bodenerosion darstellt.

Mit wachsenden Hanglängen führt der Zuwachs an Oberflächenabfluss zu höheren Sedimentausträgen. Die erosionsmindernden Effekte einer Gehölz- oder Grasbedeckung werden im Ackerbau zur Verkürzung der Hanglängen benutzt. Diese werden als Ackerraine, Hecken oder im Bereich von Tiefenlinien als begrünte Abflussbahnen (engl. „grassed waterways“) etabliert. Durch eine Unterteilung und differenzierte Bewirtschaftung von Schlägen können vergleichbare Effekte erzielt werden.

In der ackerbaulichen Praxis nimmt besonders die Art der Bodenbearbeitung Einfluss auf die Prozesse der Abflussbildung und Erosion. Nach KTBL (1998) kann diese in konventionelle Bodenbearbeitung, konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat unterteilt werden. Bei konventioneller Bodenbearbeitung erfolgt die jährliche Grundbodenbearbeitung durch krumentiefes lockerndes Pflügen (Köller und Linke, 2001). Pflanzenreste der Vor- und Zwischenfrucht bzw. des Unkrautes werden dabei in den Boden eingearbeitet. Die konservierende Bodenbearbeitung erfolgt mit nichtwendenden Bearbeitungsgeräten (Brunotte, 1993; Frielinghaus et al., 2001; Tebrügge und Eichhorn). Die Bearbeitungsintensität sollte gegenüber konventionell bestellten Flächen deutlich reduziert sein (Schmidt, 2008), was jedoch in der Praxis oftmals nicht eingehalten wird (Nitzsche et al., 2002b). Eine Sonderform der konservierenden Bodenbearbeitung stellt das Direktsaatverfahren dar. Dabei wird gänzlich auf eine Bodenbearbeitung verzichtet, wobei das Saatgut lediglich in einen sog. Sähschlitz abgelegt wird (Grosch, 2007).

Die konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren zielen vornehmlich auf den Erhalt einer ganzjährigen Bodenbedeckung durch lebende oder abgestorbene Pflanzen (Mulch) ab. Diese bietet den wirksamsten Schutz vor Erosion, da sie den Tropfenaufschlag auf die Bodenoberfläche verhindert sowie die Interzeption und die Oberflächenrauigkeit erhöht (Bradford und Huang, 1994; Foley et al., 1991; Lal, 2009; Wilson et al., 2008). Bedeckte

Böden neigen deshalb generell zu höheren Infiltrationsraten und niedrigeren Bodenabträgen als unbedeckte (Bradford und Huang, 1994; Engel et al., 2009; Marques et al., 2007). Armand (2009) geht davon aus, dass Erosion erst ab Bedeckungen von >30% wirksam minimiert werden kann. In den USA gilt dieser Schwellenwert als Einstufung der konservierenden Bodenbearbeitung (CTIC, 1996). Die Bodenbedeckung wird neben der Bearbeitung durch die angebaute Fruchtart bestimmt. Der Anbau spätdeckender Kulturen, wie Mais oder Zuckerrüben unterstützt die Prozesse Splash und Verschlammung und reduziert damit das Erosionsrisiko.

Eine Erhöhung der hydraulischen Rauigkeit durch Hindernisse im Mikrorelief (z. B. Vegetation oder Pflanzenrückstände) setzen die Fließgeschwindigkeit und damit den strömungsimmanenten Impulsstrom herab. Folglich werden die Partikelablösung durch den Oberflächenabfluss und die Transportkapazität verringert (Panuska et al., 2008; Verstraeten und Poesen, 2002). Die hydraulische Rauigkeit kann mit dem Rauigkeitsbeiwert Mannings n [$\text{s/m}^{1/3}$] (Michael et al., 1996) oder der Oberflächenrauigkeit [cm] (engl. random roughness) abgebildet werden (Mwendera, 1992). So lange Böden bedeckt sind, hat die Dichte der Bodenbedeckung den größten Einfluss auf die Rauigkeit (Schindewolf und Schmidt, 2011). Die Rauigkeit unbedeckter Böden wird bestimmt durch die Aggregat- bzw. Partikelgrößen. Deshalb ist vor allem die Rauigkeit frisch gepflügter Flächen und Direktsaatflächen am höchsten (Guzha, 2004; Lampurlanés und Cantero-Martínez, 2006; Mwendera und Feyen, 1994).

Neben der Menge und Struktur der Bodenbedeckung hat die Art und Intensität der Bodenbearbeitung Einfluss auf die Faktoren, Lagerungsdichte, Porosität, Bodengefüge, und C_{org} -Gehalt des Bodens.

Je stärker eine Bodenlockerung ausfällt umso geringer ist die Lagerungsdichte [kg/m^3] und umso größer sind das Porenvolumen [m^3/m^3] und die hydraulische Leitfähigkeit im Bearbeitungshorizont (Blanco-Canqui et al., 2007). Die Kontinuität der Sekundärporen ist jedoch gestört, weshalb die Ableitung von Niederschlagswasser überwiegend nur in der Matrix (Primärporen) stattfinden kann (Seidel, 2008). Unterhalb des Bearbeitungshorizontes kann besonders durch das Befahren mit schweren Maschinen unter feuchten Bedingungen (u. a. beim Pflügen) eine Unterbodenverdichtung mit negativen Auswirkungen auf die Tiefenversickerung zur Folge haben. Beim Übergang der Befeuchtungsfront zu tieferen Bodenhorizonten können Rückstaueffekte auftreten wie sie u.a. von Seidel (2008) beobachtet wurden.

Konservierend bearbeitete und insbesondere unter Direktsaat bestellte Böden besitzen aufgrund reduzierter oder fehlender Lockerung besonders im Oberboden erhöhte

Lagerungsdichten bzw. reduzierte Porenvolumina (DBU, 2002; Frede et al., 1994). Die höchsten Lagerungsdichten werden in der Regel unter Direktsaat erreicht (Hermle et al., 2008). Allerdings können sich unter diesen Bedingungen wesentlich besser kontinuierliche Sekundärporensysteme (insbesondere Regenwurmgänge) ausbilden, über die Niederschlagswasser schnell in größere Tiefen abgeleitet werden kann. Der Zusammenhang zwischen Makroporen und einem erhöhten Infiltrationsvermögen wird u.a. durch Zimmerling (2004) und Lipiec et al. (2006) bestätigt.

Der Einfluss der Makroporen auf das Gesaminfiltrationsvermögen kann über den sog. By-Pass-Fluss-Ansatz (Johannson und Karlberg, 2001) oder Infiltrationsfaktoren (z. B. Skinfaktor in Schmidt, 1996) berücksichtigt werden.

Der organische Kohlenstoffgehalt (C_{org} -Gehalt) [%] ist maßgeblich für den Zusammenhalt der Bodenaggregate verantwortlich (Bronick und Lal, 2005; Zhang et al., 2007). Böden mit hohem Anteil an organischem Kohlenstoff besitzen infolge größerer Aggregate und Makroporen meist ein verbessertes Infiltrationsvermögen (Michael, 2000; Schmidt et al., 1996). Der C_{org} -Gehalt wird maßgeblich durch die Menge an Pflanzenresten bestimmt, die nach der Ernte auf der Bodenoberfläche verbleiben. Diese Menge ist vor allem von der angebauten Kultur und dem angewendeten Bodenbearbeitungsverfahren abhängig (Chivenge et al., 2007). Eine intensive Belüftung, wie sie vor allem bei konventionellen Bodenbearbeitungsverfahren auftritt, fördert den schnellen Abbau organischer Substanz und mindert damit die Aggregatstabilität (Michael, 2000).

Eine instabiles Bodengefüge, hervorgerufen durch sehr feine Saatbettbereitung und geringe Gehalte an organischem Kohlenstoff, führen zu einer Verringerung der Aggregatstabilität und des Erosionswiderstandes (Michael, 2000). Aus diesem Grund sind besonders Böden unter konventioneller Bearbeitung erosionsanfälliger als Böden unter konservierender Bearbeitung und Direktsaat (Lal, 2007; Rimal und Lal, 2009; Strauss et al., 2003a).

Darüber hinaus neigen diese Böden zur Ausbildung von nur wenige Millimeter mächtigen Verschlammungsschichten an der Bodenoberfläche, deren hydraulische Leitfähigkeit deutlich verringert ist (Assouline und Ben-Hur, 2006; Fohrer et al., 1999; Römkens et al., 1997). Die reduzierte Infiltration infolge Oberflächenverschlammung kann mit geeigneten Konzepten, wie dem Verschlammungsparameter nach Niehoff (2001) oder dem Skinfaktor nach Schmidt (1996) beschrieben werden.

Die reduzierte Infiltrationsrate ist dabei abhängig von der kumulativen Niederschlagsmenge, wie aus Laborberechnungsversuchen von Schmidt (1996) hervorgeht (vgl. Abbildung 2). In Feldberechnungsversuchen konnte dieser Trend von Botschek (1998)

beim Fehlen von parzellengenauen Niederschlagsdaten über die Zeit nach der Bodenbearbeitung ebenfalls nachgewiesen werden.

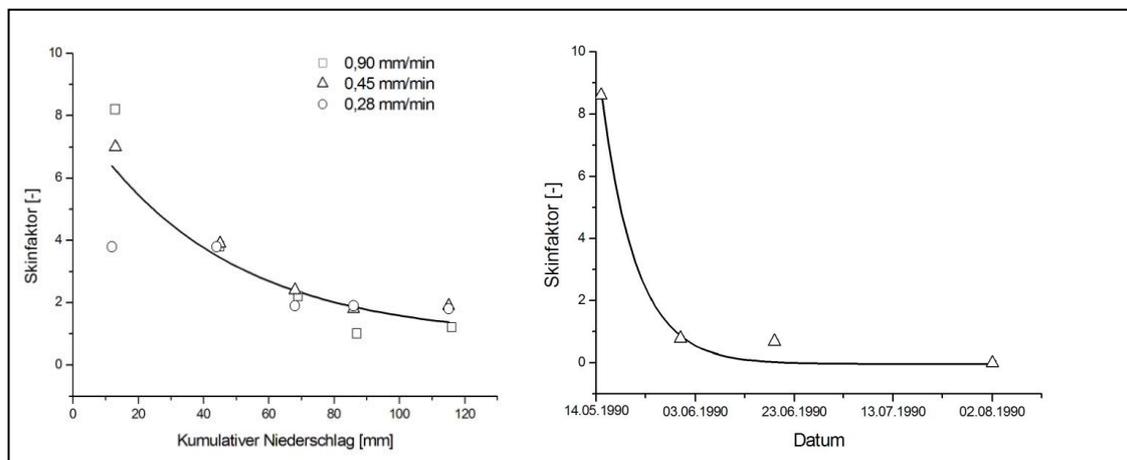


Abbildung 2: Abhängigkeit des Skinfaktors von der kumulativen Niederschlagsmenge (links, nach Schmidt 1996) und von der Zeit nach Bodenbearbeitung (rechts, nach Botschek 1998)

1.3.3 Erosionsschäden

Sowohl der Verlust an Bodenmaterial von der Fläche als auch die Ablagerung von Sediment an anderer Stelle sind Schädwirkungen der Wassererosion. Diese werden in der Literatur als On- bzw. Off-Site-Schäden bezeichnet.

Unter „On-Site“-Schäden oder flächeninternen Schäden versteht man alle Schädwirkungen, die direkt am Ort der Bodenumlagerung stattfinden.

Freigespültes Saatgut oder die Bedeckung der Feldfrüchte mit Bodenmaterial führt kurzfristig zu Ertragseinbußen bzw. Zeit- und Kostenaufwänden für Neubestellung (Auerswald, 2008). Langfristig tritt durch Verkürzung der Bodenprofile und dem Austrag von Feinboden, Humus, Tonkolloiden und Pflanzennährstoffen ein Verlust der Bodenfruchtbarkeit, der Wasserhaltekapazität und des Filtervermögens auf. Im Sinne des BBodSchG § 1, 2 (1998) liegt eine schädliche Veränderung des Bodens durch Erosion dann vor, wenn diese Beeinträchtigung erheblich und nachhaltig ist, d.h. wenn Bodenverluste durch Bodenneubildung nicht ausgeglichen werden können. Als Grenze für reversible Bodenverluste gibt die OECD (2001) in Abhängigkeit der Bodenart $1-5t/(ha \cdot a)$ an. Für Europa gelten Verluste von $0,3 - 1,4 t/(ha \cdot a)$ als tolerabel (Verheijen et al., 2009). Streng genommen können Grenzwerte eines tolerierbaren Bodenabtrags nur auf Verwitterungsböden angewendet werden, da der Abtrag von Böden aus begrenzt mächtigen Sedimentdecken, vor allem fruchtbare Lössböden, in jedem Falle irreversibel ist. Kuhlmann et al. (2008) geben auf Basis des mittleren jährlichen Bodenabtrags von

17 t/(ha*a) für Europa (Pimentel et al., 1995) einen Rückgang der Produktivität von 0.12 %/(ha*a) an. Görlach (2004) geht von einem ökonomischen Schaden von 7,08 €/ (ha*a) für die Ackerflächen der Europäischen Union aus, was bei ca. 12 Mio. Hektar Ackerfläche in Deutschland (Statistisches Bundesamt, 2010) einer Summe von ca. 85 Mio. €/a entspricht.

„Off-Site“-Schäden bezeichnen die Beeinträchtigung benachbarter Ökosysteme, Verkehrswege und Gebäude durch den Eintrag von Sedimenten sowie partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffen, die vor allem in aquatischen Ökosystemen zur Toxifizierung und Eutrophierung führen (Buczko und Kuchenbuch, 2007; Castoldi et al., 2009; Fuchs und Schwarz, 2007; Scherer et al., 2003; Tetzlaff, 2006).

Phosphor (P) führt als Pflanzennährstoff zu einer erhöhten Primärproduktion in Oberflächengewässern. Die anschließende Zersetzung abgestorbener Pflanzen verbraucht Sauerstoff. Sinkt der Sauerstoffgehalt im Gewässer unter einen kritischen Wert, treten anaerobe Zersetzungsprozesse in den Vordergrund. Diese haben die Bildung giftiger Stoffe zur Folge, die eine Verschlechterung des Gewässerzustandes bis hin zum Fischsterben bewirken können.

Schwermetalle hingegen können nicht abgebaut werden, sie reichern sich in der Nahrungskette an und besitzen gegenüber Organismen eine toxische Wirkung. Für die Schadwirkung ist hierbei von Bedeutung, dass diese Stoffe vor allem an die kleineren Partikel gebunden sind (Miller et al., 2009; Qian et al., 1996; Schmidt, 1996), die sich durch selektiven Transport entlang der Fließstrecke anreichern. Die Belastung der Oberflächengewässer mit schädlichen Stoffen, wie Phosphor und Schwermetallen ist stark vom Ausmaß der Bodenerosion abhängig (Blume, 1992; Schmidt, 1996). Erosionsbedingte Phosphoreinträge tragen Untersuchungen von Behrendt et al. (2002) und Maniak (2005) zur Folge neben häuslichen Abwässern und Einträgen aus dem Grundwasser zu ungefähr einem Drittel zum Gesamt-P-Eintrag in Oberflächengewässer bei. Scherer (2003) geht davon aus, dass derzeit 47 % der Chrom-, 37 % der Blei- und 17 % der Kupferimmissionen in deutsche Oberflächengewässer erosionsbedingt sind. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass mit einer weiteren Reduktion der Punkquellen der erosionsbedingte Anteil am Gesamteintrag zunimmt (Fuchs und Schwarz, 2007). Weigert (2007) beziffert die Kosten zur Sedimentberäumung aus Oberflächengewässern auf 4800 €/t. Auerswald schätzt die Schäden die durch Beseitigung von Sediment in Deutschland jährlich tatsächlich entstehen auf 19 Mio. €. Die Kosten für die Beseitigung erosionsbedingter Phosphoreinträge in deutsche Oberflächengewässer würden bei Entfernung der Pflanzenbiomasse, wie es z. B. in Podraza et al. (2008) beschrieben wird, mit geschätzten 2.6 Mrd. € (Auerswald, 2006) sogar ein Vielfaches dessen betragen. Hierfür sind in erster

Linie extreme Einzelereignisse von Bedeutung, die zwar relativ selten auftreten, gleichwohl aber für einen Großteil der partikelgebundenen Stoffeinträge ursächlich sind.

1.3.4 Gesetzliche Regelungen zum Erosionsschutz

Obwohl Bodenerosion durch Wasser eine bedeutende Gefährdung für die europäischen Bodenressourcen darstellt, ist deren Schutz in der Europäischen Union nicht in einer vergleichbaren länderübergreifenden Rahmenrichtlinie festgelegt (Gobin et al., 2004).

Für die Wasserressourcen hingegen ist dieser Schritt bereits vollzogen und in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie festgelegt (EG-WRRL, EG, 2000). Das zentrale Ziel dieser Richtlinie ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer bzw. eines guten chemischen Zustandes für Grundwasser bis zum Jahr 2015. Diese Zielerreichung erfordert u.a. die Einschätzung und Beschreibung diffuser, d. h. in erster Linie erosionsbedingter Quellen (EG, 2000) und die Ableitung entsprechender Maßnahmen. Die räumliche Bezugseinheit bilden dabei Flussgebietseinheiten (Einzugsgebiete) deren kleinste Einheit sog. Oberflächenwasserkörper (OWK) mit mind. 10 km² Fläche sind (EG, 2003). Die Zielerreichung der WRRL wird jedoch nach Auffassung der (LAWA, 2002) nur mit einer Änderung der derzeitigen landwirtschaftlichen Praxis möglich sein.

Im europäischen und nationalen Rahmen zielen Instrumente des Bodenerosionsschutzes vor allem auf Vorsorgemaßnahmen bzw. wirtschaftliche Anreize ab (Möller und Volk, 2010). Folgende Instrumente wurden dazu auf europäischer Ebene entwickelt:

Im Rahmen einer Reform zur Gemeinsamen Agrarpolitik haben die EU-Agrarminister einen Sanktionsmechanismus beschlossen, der Direktzahlungen an Landwirte und Verpflichtungen des Umwelt-, Verbraucher- und Tierschutzes festlegt (Möller und Volk, 2010). Die Cross-Compliance-Verpflichtungen (CC-Verpflichtungen) der EU-Agrarreform, sind in der EG-Durchführungsverordnung (EG, 2004) dem Direktzahlungsverpflichtungsgesetz (DirektZahlVerpflG, 2004) sowie der Direktzahlungsverpflichtungsverordnung (DirektZahlVerpflV, 2004) festgelegt, in denen der Schutz des Bodens vor Erosion gesetzlich geregelt und entsprechende Gegenmaßnahmen vorgeschrieben sind (Möller und Volk, 2010). Diese Vorsorgemaßnahmen orientieren sich seit 2010 am Grad der Erosionsgefährdung, die bundeslandspezifisch nach DIN 19708 ermittelt wird (DirektZahlVerpflVÄndV, 2009). In Sachsen erfolgt die Ableitung über die ABAG-Faktoren K, S und R (vgl. Kapitel 1.3.5.1).

Darüber hinaus ist die nachhaltige Sicherung und Wiederherstellung der Bodenfunktionen auf nationaler Ebene im Bundes-Bodenschutzgesetz verankert (BBodSchG, 1998). Nach §

17 besitzt darin jeder landwirtschaftende Grundbesitzer die Vorsorgepflicht zur Erfüllung „der guten fachlichen Praxis“, die in §7 beschrieben ist. Eine standortangepasste Bodennutzung soll die Bodenstruktur erhalten oder verbessern, Bodenabträge gilt es zu vermeiden. Naturbetonte Strukturelemente der Feldflur, biologische Aktivität und einen standorttypischen Humusgehalt sollen erhalten werden (BBodSchG, 1998). Aus Abbildung 3 wird ersichtlich, in welcher räumlichen und zeitlichen Diskretisierung die jeweiligen gesetzlichen Regelungen zur Vermeidung von Bodenerosion durch Wasser angesiedelt sind. Der wesentliche Unterschied zwischen den Anforderungen der CC-Verpflichtung und des Bundesbodenschutzgesetzes zur Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie ist der jeweilige Planungsmaßstab. Erstere beziehen sich auf den Ackerschlag, die WRRL hingegen auf Oberflächenwasserkörper bzw. ganze Stromgebiete.

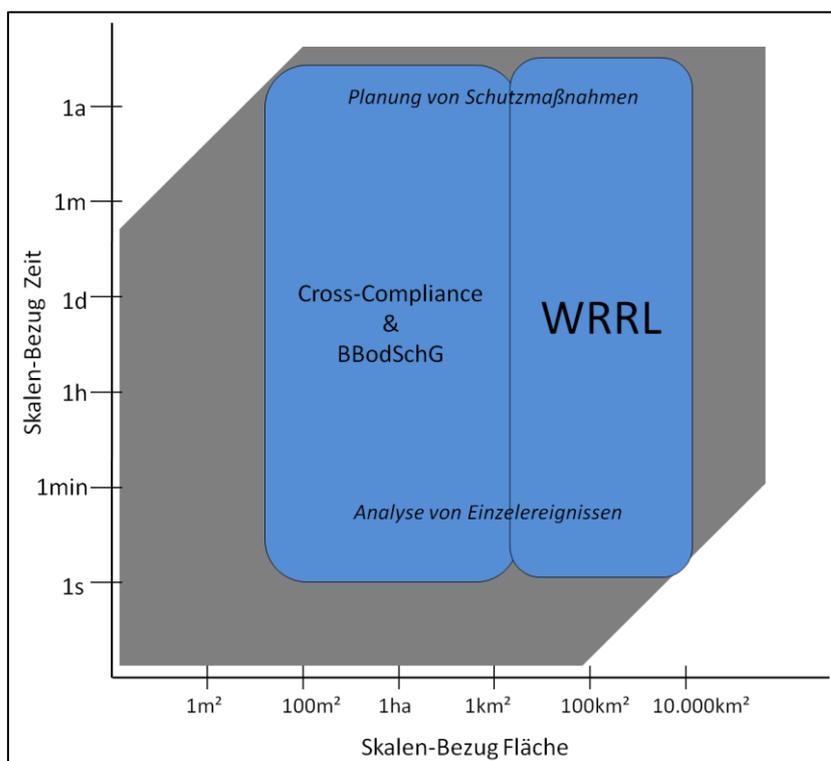


Abbildung 3: Räumliche und zeitliche Diskretisierung gesetzlicher Regelungen zum Boden- und Gewässerschutz (geändert nach Fiener, 2011; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Bodenerosionsprozesse)

1.3.5 Erosionsmodellierung

Wassererosion ist ein diskontinuierlicher Prozess, der stets im Zusammenhang mit einzelnen extremen Niederschlagsereignissen auftritt. Auerswald (2008) gibt an, dass die Hälfte der gesamten Bodenerosion von weniger als 1 % der erosiven Regenereignisse verursacht wird, die wiederum nur ein Tausendstel der Gesamt ereignisse ausmachen. Die

einzelnen Teilprozesse der Erosion sind von einer Vielzahl natürlicher und anthropogener, zeitlich und räumlich variabler Einflussgrößen abhängig. Demzufolge ist die Vergleichbarkeit einzelner beobachteter Ereignisse und die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf andere Initialbedingungen nahezu unmöglich (Schmidt, 1998a). Dies schränkt vor allem die Szenarienfähigkeit empirischer Modelle erheblich ein (Plate und Zehe, 2008). Mit Hilfe von statistischen oder physikalisch basierten Modellvorstellungen ist es jedoch möglich Erosionsprozesse über die beobachteten Randbedingungen hinaus zu beurteilen (Schmidt, 1998a). Seit der Entwicklung erster statistisch basierter Modellansätze wie z. B. der USLE durch Wischmeier und Smith (1978) wurden zahlreiche weitere Erosionsmodelle entworfen. Diese werden in Abhängigkeit der simulierten Prozesse, der Modellalgorithmen zur Beschreibung dieser Prozesse und ihrer Datenanforderung in die zwei Kategorien, empirisch und physikalisch basiert, unterschieden (Aksoy und Kavvas, 2005; Merritt et al., 2003). Morgan und Quinton (2001) schlagen ebenfalls zwei Modellkategorien vor: Prognosemodelle und Forschungsmodelle, wobei erstere vor allem die Landmanagemententscheidungen unterstützen sollen und letztere vorzugsweise der Vertiefung des Prozessverständnisses dienen sollen.

Die Grenze zwischen diesen Modellkategorien verläuft fließend, da sich Modelle häufig aus mehreren Modulen unterschiedlicher Kategorien zusammensetzen (Merritt et al., 2003). Da selbst physikalisch basierte Modelle empirische oder konzeptionelle Stoffe enthalten können, werden sie im Folgenden als prozessbasiert beschrieben.

1.3.5.1 Empirische und konzeptionelle Modelle

Die rein empirischen Modelle bilden die einfachsten Ansätze zur Beschreibung der Erosion. Sie basieren in erster Linie auf der Auswertung von Messdaten aus Einzugsgebieten oder Parzellen, wobei aus Ein- und Ausgabedaten statistische Beziehungen abgeleitet werden, für die keine Kenntnisse der genauen Prozesse notwendig sind (Scherer, 2008). Der Vorteil empirischer Modelle liegt im vergleichbar geringen Daten- und Rechenaufwand (Merritt et al., 2003). Sie haben allerdings den Nachteil, dass sie nicht ohne weiteres auf andere Bedingungen, als jene für die sie entwickelt wurden, übertragen werden können. Der Aufwand, die Faktoren an die örtlichen Bedingungen anzupassen, ist unverhältnismäßig groß (Schmidt, 1998a).

Die fehlende Prozessbetrachtung verhindert sowohl die Lokalisierung von Depositionsflächen und Sedimentübertrittspunkten als auch die Abschätzung von Menge und Korngrößenzusammensetzung des eingetragenen Sediments. Das schränkt den Einsatz dieses Modelltyps zur Abschätzung partikelgebundener Stoffeinträge erheblich ein. Foster (1985) kritisiert weiterhin die fehlende Eignung zur Betrachtung individueller

Einzelereignisse, wie sie zur Risikoabschätzung und als Bemessungsgrundlage von Schutzmaßnahmen benötigt wird.

Dennoch werden empirische Modelle häufig gegenüber prozessbasierten Modellen bevorzugt, besonders in Fällen geringer Datenverfügbarkeiten (Merritt et al., 2003). Auerwald (2008) gibt an, dass von 15 Modellen in wissenschaftlichen Artikeln zwischen 2001 und 2003 verwendeten Erosionsmodellen 51 % allein Anwendungen der USLE bzw. RUSLE ausmachten. Prosser et al. (2001) verweisen zusätzlich darauf, dass besonders in der Regionalskala die Muster des Sedimenteintrages und die Verweilzeit des Sediments schlecht verstanden werden und folglich deren Vorhersage mit empirischen Modellen besser beschrieben werden kann.

Die USLE (Universal Soil Loss Equation) ist das am weitesten verbreitete Erosionsmodell (Wischmeier und Smith, 1978). Die Gleichung basiert auf der statistischen Auswertung einer großen Anzahl von Bodenabtragsmessungen auf standardisierten Testflächen (Parzellengröße 22,1m x 1,87m, Neigung 9°) in den USA. Die USLE beschreibt den langjährigen mittleren Bodenabtrag A als das Produkt aus sechs Faktoren.

$$(1) \quad A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Mit:

R	Niederschlagsfaktor	[-]
K	Bodenerodierbarkeitsfaktor	[-]
LS	Hanglängen bzw. Hangneigungsfaktor	[-]
C	Bodenbedeckungs-/Bodenbearbeitungsfaktor	[-]
P	Erosionsschutzfaktor	[-]

Alle Faktoren werden durch empirisch abgeleitete Tabellen und Nomogramme bestimmt. Die Anpassung der USLE an die Klima- und Bodenbedingungen anderer Landschaftsräume erfordert umfangreiche Adaptionen, wie sie z.B. durch Roose (1975) für Westafrika, Singh et al. (1981) für Indien und Schwertmann (1987) für Bayern realisiert wurden.

Die USLE wurde überarbeitet (RUSLE) (Renard et al., 1991) und modifiziert, um für Einzelereignisse (MUSLE) (Williams et al., 1984) bzw. für ungleichmäßige Hangformen verwendet zu werden (Kinnell und Risse, 1998).

Konzeptionelle Modelle stellen Übergangsformen zwischen rein empirischen und physikalisch basierten Ansätzen dar. Beispiele für solche Modelle liefern Viney et al. (2000) mit LASCAM, Arnold et al. (1998) mit SWAT oder Lindenschmidt et al. (2004) bzw. Rode

und Lindenschmidt (2001) mit der Modellkopplung WaSiM-ETH (Schulla und Jasper, 1998) und AGNPS (Young et al., 1989).

Da Sedimenttransport und Deposition mit der USLE nicht abgebildet werden können, wird eine Anbindung der Sedimentlieferfläche an Gewässer über das Sedimenteintragsverhältnis hergestellt (engl. Sediment Delivery Ratio, SDR) (Scherer, 2008). Dabei beschreibt das SDR das Verhältnis zwischen Bodenabtrag und Sedimenteintrag in Gewässer, z.B. auf Basis der Einzugsgebietsgröße (Boardman, 1996). Grundlegend dafür sind einzugsgebietsbezogene Untersuchungen zum Sedimentaustrag wie sie z. B. in de Vente et al. (2007) zusammengefasst sind. Diese weisen überwiegend einen Rückgang der Sedimentausträge mit zunehmender Einzugsgebietsgröße nach. Auerswald (2008) gibt für 10 km² große Einzugsgebiete zu erwartende Sedimenteinträge von 20 % und für 100 km² sogar nur 10 % des abgetragenen Materials an. Viele Stoffemissionsmodelle bedienen sich bei der Beschreibung des Bodenabtrages dem Ansatz der USLE in Verbindung mit dem SDR-Konzept, wie z.B. STOFFBILANZ (Gebel et al., 2007), MONERIS (Behrendt, 1998), SEDD (Ferro und Porto, 2000), und AGNPS (Young et al., 1989). Die Modellierung sedimentgebundener Nähr- und Schadstoffe kann analog zum SDR-Konzept über Anreicherungsfaktoren (engl. Enrichment Ratio, ER) ermittelt werden, wie sie z.B. von Auerswald (1989) für langjährige Mittel der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff vorgestellt werden (vgl. Kapitel 1.3.7).

1.3.5.2 Prozessbasierte Modelle

Prozessbasierte Modelle beschreiben im Gegensatz zu empirischen Modellen die Teilprozesse der Bodenerosion unter Beachtung physikalischer Prinzipien. Sie basieren auf messbaren Modellparametern und sind deshalb auf andere Gebiete übertragbar (Schmidt, 1998a). Sie ermöglichen dem Anwender ein besseres Verständnis von Ursache und Wirkung sowie die isolierte Betrachtung einzelner Prozesskomponenten. Allerdings werden die an der Erosion beteiligten Prozesse z.T. nur sehr vereinfacht abgebildet, was die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit einschränkt (Scherer, 2008).

Prozessbasierte Modelle sind deutlich komplexer und erfordern eine wesentlich höhere Anzahl an Eingangsparametern, insbesondere bei der Betrachtung heterogener Systeme, wie z. B. Einzugsgebieten (Beck, 1995). Der erhöhte Parametrisierungsaufwand und die komplizierte Handhabung dieser Modelle verhindert bis zum heutigen Tag die flächendeckende Anwendung. Einen Überblick über die Vielzahl prozessbasierter Modelle geben vor allem Schmidt (1998a) Boardman und Favis-Mortlock (1998), Harmon und Doe (2001), Jetten und Favis-Mortlock (2006) und Scherer (2008).

Prozessbasierte Modelle werden hinsichtlich ihrer Modellansätze und der räumlichen und zeitlichen Prozessbeschreibung unterschieden. Dabei erfolgt die Simulation des Erosionsprozesses zweidimensional auf einem einzelnen Hang oder dreidimensional für ein Einzugsgebiet (Hebel, 2003) auf der Basis von Rastern oder Polygonen. Dabei bilden ungegliederte Modelle die Prozesse mit Einzelwerten ohne räumliche Verteilung ab, während gegliederte Modelle die räumliche Variabilität der Prozesse über die räumliche Verteilung der Parameterwerte berücksichtigen (Aksoy und Kavvas, 2005).

Bezüglich der Zeitskala werden ereignisbezogene und kontinuierliche Modelle differenziert. Ereignisbezogene Modelle simulieren den Bodenabtrag für ein Niederschlags-Abflussereignis, wobei einige Modelle mehrere Einzelereignisse sequentiell berechnen können. Kontinuierliche Modelle simulieren das Niederschlags-Abfluss-Geschehen und vor allem die niederschlagslosen Zeitabschnitte für längere Zeiträume. Dabei wird die zeitliche Variabilität des Bodenwasserhaushalts mit berücksichtigt. Generell berücksichtigen Erosionsmodelle die dynamischen Bedingungen der Erosionsprozesse durch deren Zerlegung in kleinere Zeitschritte (Minuten oder Sekunden). Einige Ausnahmen nehmen stationäre Bedingungen für längere Zeitschritte (Tage oder Einzelereignisse) an (Aksoy und Kavvas, 2005; Scherer, 2008).

1.3.5.3 Anwendungsbereiche der Modelltypen

Die USLE bzw. ihre überarbeiteten Formen sind aufgrund geringer Daten- und Rechenanforderungen am weitesten verbreitet (Auerswald, 2008). Besonders geeignet sind gut getestete empirische Modelle im Gegensatz zu Prozessmodellen zur Beantwortung einfacher Fragestellungen, wie der Abschätzung des Erosionsrisikos und mittleren jährlichen Abtragsraten (Jetten et al., 2003; Morgan und Quinton, 2001). Demzufolge ist es nicht verwunderlich, dass großskalige und flächendeckende Modellanwendungen fast ausschließlich auf den Grundlagen der USLE basieren (Bou Kheir et al., 2006; Fu et al., 2006; Hussein et al., 2007; Lim et al., 2005; Terranova et al., 2009). Weitere Beispiele sind die Erosionskarten für Europa von Van der Knijff et al. (2000), Grimm et al. (2001), CORINE (1992) und Podmanicky (2009). Nationale Beispiele auf europäischer Ebene sind Van der Knijff et al. (2002), Van der Knijff et al. (2000) und Grimm (2003) für Italien, Ibáñez (1999) für Spanien und Krasa (2007) für Tschechien. In Deutschland sind für alle Bundesländer flächendeckende Anwendungen der USLE vorgenommen worden. Beispielhaft seien hier Nordrhein-Westfalen (Hiller, 2007), Bayern (Auerswald und Schmidt, 1986; Stumpf und Auerswald, 2006), Baden-Württemberg (Gündra et al., 1987), Sachsen (LfUG, 2007b), Sachsen-Anhalt (Wurbs et al., 2007) und Thüringen (Werner, 2008) genannt.

Die bisherige Kenntnis partikelgebundener Nähr- und Schadstoffeinträge in Oberflächengewässer (Halbfaß et al. 2009) basiert im Wesentlichen auf monatlich oder gar jährlich gemessenen Frachten im Gewässer oder darauf kalibrierten Simulationsrechnungen mit empirischen Modellen (z. B. USLE). Scherer (2008) betrachtet dieses Vorgehen kritisch, da praktisch keine Validierung möglich ist. Beim Vergleich mit Gewässerdaten muss sowohl der Vorhersagezeitraum festgelegt, als auch das Sedimenteintragsverhältnis geschätzt werden. Da die Bodenerosion als stark nichtkontinuierlicher Prozess stets an das Auftreten einzelner Starkniederschlagsereignisse gekoppelt ist, liefert die nicht ereignisgebundene Messung bzw. Simulation der Stoffeintragsfrachten lediglich eine Aussage zur stofflichen Grundlast des Gewässers, sofern nicht zufällig ein Ereignis beprobt wird. Über den tatsächlichen Eintrag geben daher weder die monatlichen Messungen noch die bisherigen Simulationen auch nur annähernd hinreichend Aufschluss. Die entsprechenden Spitzenlasten können nur über eine ereignisbezogene Betrachtung bereitgestellt werden.

Beispiele für großskalige und flächendeckende USLE-basierte Modellierung partikelgebundener Nährstoffeinträge im Sinne einer Grundlast liefern z. B. STOFFBILANZ (Gebel et al., 2007) für Sachsen und MONERIS (Berendt, 1998) deutschlandweit bzw. für das gesamte Einzugsgebiet der Donau (Behrendt, 1999; Schreiber et al., 2005).

Das Modell AGNPS (Young et al., 1989) hat verglichen mit anderen empirischen Modellen einen weitaus größeren Datenbedarf, weshalb es vornehmlich für kleine und mittlere Einzugsgebiete verwendet wird, wie die Anwendungen verschiedener Autoren zeigen (Cho et al., 2008; Grunwald und Norton, 2000; Liu et al., 2008; Pekarova et al., 1999; Rode und Frede, 1999; Walling et al., 2003; Yuan et al., 2003). Ähnliches gilt für die Verwendung komplexer konzeptioneller Modelle, wie z. B. die Kopplung von WaSiM-ETH und AGNPS (Lindenschmidt et al., 2004; Rode und Lindenschmidt, 2001).

Großflächige Anwendungen konzeptioneller Modelle zur Vorhersage von Nährstoffausträgen stellen (Viney et al., 2000) mit LASCAM für große Einzugsgebiete in Australien oder (Krysanova et al., 2007) mit SWAT für das östliche Elbeeinzugsgebiet vor.

In einem Modellvergleich verschiedener empirischer Stoffeintragsmodelle von Kunst (2003) kritisiert Zweynert (2008) vor allem die fehlerhafte Abbildung der Phosphordynamik auf Einzugsgebietsebene, wofür nicht zuletzt die mangelhafte Beschreibung der Erosionsprozesse verantwortlich ist.

Prozessbasierte Modelle liefern nicht zwangsläufig genauere Aussagen, da bisher nicht alle beteiligten Prozesse ausreichend verstanden sind und empirische Komponenten in der Modellstruktur verwendet werden (Hessel et al., 2003a). Zudem ist die höhere Komplexität

mit steigenden Datenanforderungen verbunden, welche Fehler und Ungenauigkeiten zur Folge haben (Brazier et al., 2000; Jetten et al., 2003). Trotz dieser Einschränkungen ist einzig dieser Modelltyp in der Lage die wirkenden Prozesse abzubilden, was die Zuverlässigkeit der Vorhersagen bezüglich Landnutzungs- und Landmanagementänderungen erhöht (Brazier et al., 2000). Darüber hinaus geben sie zusätzliche Informationen z.B. zur räumlichen und zeitlichen Verteilung der Erosion (Morgan und Quinton, 2001), was besonders im Hinblick auf die Dimensionierung von Schutzmaßnahmen und die Bilanzierung von Off-Site-Schäden, wie partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffeinträgen, von Bedeutung ist.

Prozessbasierte Modelle kommen in erster Linie in mesoskaligen Einzugsgebieten zum Einsatz. Nachstehende internationale Anwendungsbeispiele prozessbasierter Modelle geben einen Überblick ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

CREAMS (Knisel, 1980) wurde in einigen kleinen Projekten in den USA oder als verbesserte Version CLEAMS (Nicks, 1998) in Skandinavien verwendet. Knisel und Totula (2000) benutzen nach Schramm (1994) eine für Schichtabflüsse ungeeignete Gleichung zur Berechnung der Transportkapazität (Schmidt, 1998a). Darüber hinaus kann das Modell nur für kleine Einzugsgebiete verwendet werden, die in Bezug auf Boden- und Landnutzungscharakteristika als homogen betrachtet werden (Merritt et al., 2003).

WEPP wurde vor allem in den USA (Flanagan et al., 2001; Lane und Nearing, 1989) in Brasilien (Angulo et al., 1990) in Peru (Baigorria und Romero, 2007; Romero et al., 2007) und in Großbritannien (Brazier et al., 2000) verwendet. Anwendungen zur Simulation partikelgebundener Stoffausträge liegen z. B. von Ikeda (2009) vor. Der große Daten- und Kalibrierungsaufwand verhindert den Einsatz des Modells für große Einzugsgebiete (Merritt et al., 2003).

EUROSEM (Morgan et al., 1998) fand zur Erosionsprognose Anwendung in Großbritannien, in den Niederlanden (Folly et al., 1999), in Mittelamerika (Veihe et al., 2001) und in China (Cai et al., 2005) und zur Simulation von partikelgebundenen Stoffausträgen in Westafrika (Visser et al., 2005).

Die Anwendung von LISEM (De Roo et al., 1996) konzentrieren sich auf Erosionsprognosen in den Niederlanden (De Roo und Jetten, 1999), Belgien (Takken et al., 1999) und China (Hessel, 2002; Hessel et al., 2003a; Hessel et al., 2003b). Die Ergebnisqualität von voll verteilten Modellen, wie LISEM, ist in starkem Maße abhängig von der Verfügbarkeit der notwendigen GIS-Daten. Hält der Trend zur Entwicklung von Raumdatenbanken an, werden diese Modelle davon profitieren (Merritt et al., 2003).

KINEROS (Smith, 1981; Woolhiser et al., 1990) wurde in den Niederlanden (Smith et al., 1995; Smith et al., 1999) und Thailand (Ziegler et al., 2001) angewendet.

Eine umfangreiche Anwendung von ANSWERS (Beasley et al., 1980) z. B. in wird vor allem durch einen erhöhten Parametereaufwand eingeschränkt (Merritt et al., 2003).

Das von Maurer (1997) entwickelte Modell CATFLOW wurde vor allem kleinräumig auch zur Vorhersage von erosionsbedingten Phosphorausträgen angewendet. (Gerlinger und Scherer, 1998; Scherer, 2000).

Mit dem Modell EROSION 2/3D (Schmidt et al., 1996; von Werner, 1995) wurde der Versuch unternommen der planerischen Praxis ein physikalisch begründetes Modell mit relativ wenigen Eingangsparametern zur Verfügung zu stellen, das die Lücke zwischen empirischen Modellen und stark forschungsorientierten Modellen schließt. Es wurde vor allem in mesoskaligen Einzugsgebieten in Deutschland (Deinlein und Boehm, 2000; Engelhardt, 1996; Schob et al., 2006; Seidel, 2008), den Niederlanden (Jetten et al., 1999; Schmidt et al., 1999) und der Tschechischen Republik (Nováková und Dostál, 2006), Ungarn (Kitka, 2009), in China (Schilde, 2008) angewendet.

In mehreren Studien wurden mit EROSION 3D partikelgebundene Einträge von Phosphor und Schwermetallen in Talsperren modelliert (Arnhold, 2007; Engelhardt, 1996; Naumann, 2005; Werner, 2009).

Nach DWA/BVB (2011) und Fiener (2011) wird EROSION 3D als einziges rein prozessbasiertes Modell für die Quantifizierung der erosionsbedingten Stoffeinträge und der daraus resultierenden Maßnahmenplanung auf Einzugsgebietsebene zur Umsetzung der WRRL empfohlen.

Die Anwendung prozessbasierter Modelle auf größere Skalen scheiterte bis zum heutigen Zeitpunkt an der Verfügbarkeit räumlich verteilter Eingangsinformationen zu Boden und Landnutzung. Die einzigen bekannten Ansätze zur Erosionsprognose sind die Verwendung des Modells PESERA (Gobin et al., 2004; Kirkby et al., 2004) für Europa und des Modells MIRSED in einer Variante von WEPP mit minimaler Datenanforderung für Großbritannien (Brazier et al., 2001; Evans und Brazier, 2005) und einer Rasterbreite von 1 km. Diese Anwendungen leiden trotz prozessorientierter Beschreibung der Erosion unter der geringen räumlichen Auflösung, die einen Nutzen dieser Modelle für die Planung von Erosionsschutzmaßnahmen auf Schlagebene unmöglich machen. Prozessbasierte Modelle hingegen sind in diesem Planungsmaßstab anwendbar, leiden aber unter hohem Daten- und Parametrisierungsaufwand. Eine grundsätzliche Anforderung an prozessbasierte Modelle besteht darin, auf regionaler Ebene flächendeckend Informationen zum

Bodenabtrag, Sedimenttransport bzw. -deposition und daran gekoppelte Stoffausträge bzw. -einträge im Planungsmaßstab (<50 m Rasterbreite) zu beschreiben. Beispielhaft ist diese Anforderung schematisch in Abbildung 4 für das Modell Erosion 3D dargestellt.

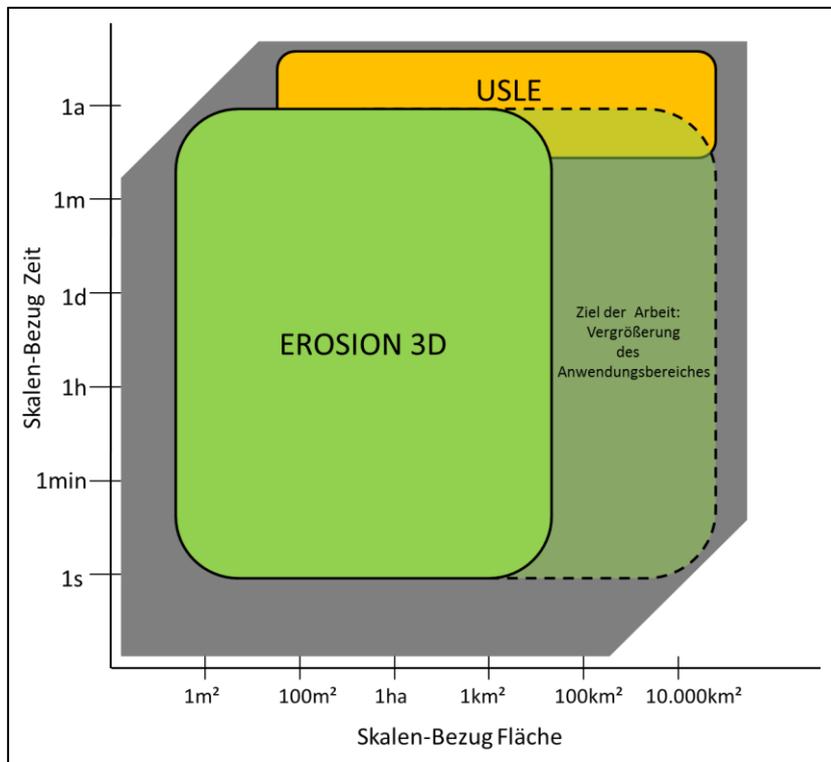


Abbildung 4: Raum-Zeit-Konzept für die Anwendung empirischer und prozessbasierter Erosionsmodelle (geändert nach Fiener, 2011; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Boden-erosionsprozesse)

Dies kann nur gewährleistet werden, wenn prozessbasierte Modelle effektiv an GIS-Interfaces gekoppelt werden, wie es von anderen Autoren ausschließlich für kleinere Gebiete durchgeführt wurde (Baigorria und Romero, 2007; De Jong van Lier et al., 2005; LfL und GeoGnostics, 2005; Naumann, 2005; Pullar und Springer, 2000).

Für eine regionalskalierte Abschätzung der Bodenerosion und damit assoziierter Nähr- und Schadstoffausträge müssen alle notwendigen Eingangsdaten flächendeckend in der geforderten räumlichen und zeitlichen Auflösung vorliegen. Das erfordert darüber hinaus eine Kopplung prozessbasierter Modelle mit Parameterdatenbanken, die aus verfügbaren Boden- und Landnutzungsdaten modellspezifische Parameter räumlich und zeitlich dynamisch ableiten können. Beispiele für solche Datenbanken liefern Ascough (1998) oder die in dieser Arbeit verwendete und erweiterte Anwendung DPROC (von Werner und Schröder, 2005).

1.3.6 Niederschlagssimulationen zur Parametererfassung

Prozessbasierte Erosionsmodelle benötigen zur Beschreibung der Kräfte (Adhäsion, Kohäsion und Reibung), die zur Ablösung der Bodenpartikel von der Matrix zu überwinden sind, spezielle Parameter. Diese Parameter werden für gewöhnlich durch Bodenabtragsmessungen auf Erosionsparzellen oder unter Laborbedingungen ermittelt. Um die Modelle effektiv in der Planung anwenden zu können, müssen sie dazu in der Lage sein verschiedenste Landnutzungs- und Bearbeitungsszenarien abzubilden. Berechnungsversuche auf Freilandmessparzellen bieten dabei die einzige Möglichkeit, rasch und gezielt die Wirkungsweisen einzelner Parameter wie Hangneigung, Bodenart, Bodenfeuchte, Bodenerodierbarkeit, Bodenbearbeitung, Bodennutzung und Bodenschutzmaßnahmen unter realen Bedingungen zu erfassen (Schmidt, 1998b). Über die Vielzahl der verwendeten Methoden berichten Agassi und Bradford (1999). Beispiele für Anwendungen in Deutschland finden sich u.a. bei Gerlinger (1997), Schramm, (1994), Auerswald (1984) und Schwertmann (1983). Mitte der 1990er Jahre führte Michael (2000) im Freistaat Sachsen eine großangelegte Berechnungskampagne mit dem Ziel durch, eine Daten- und Validierungsgrundlage für die routinemäßige Modellanwendung von EROSION 2/3D zu schaffen. Für diese Untersuchungen wurden Großberechnungsversuche auf 22*2 m großen Parzellen, so genannten USLE-Plots (Wischmeier und Smith, 1978) durchgeführt, die sehr zeit- und kostenintensiv sind (Kainz et al., 1992). Aus diesem Grund finden Berechnungsexperimente meist auf kleineren Parzellen statt. So wurden fast 50 % von 229 von Cerdá (1999) ausgewerteten Berechnungsversuchen auf Parzellen kleiner als 1,5 m² durchgeführt. Die Wahl der berechneten Hanglänge hat jedoch direkte Auswirkungen auf die Prozesse Oberflächenabfluss, Partikelablösung und -transport. Kleinparzellen dienen vornehmlich der Simulation von Splash, Verschlammung und Zwischenrillenerosion (Alves Sobrinho et al., 2008; Martínez-Mena, 2002; Seeger, 2007; Stroosnijder, 2005; Vahabi und Nikkami, 2008). Kleine Parzellen (0,15 m² bzw. 0,063 m²), wie sie z. B. von Aussouline (2006) oder Romero (2007) verwendet werden, sind ungeeignet zur Bestimmung von Bodenerodibilitätsparametern für prozessbasierte Modelle. Dieser Sachverhalt wird unter anderem durch die Experimente von Gomez und Nearing (1997) bzw. Panini et al. (2005) bestätigt. Die bedeutende Rolle der Hanglänge und Plotgröße wird u.a. von Knappen et al. (2007) herausgestellt. Stroosnijder (2005) geht davon aus, dass erst zwischen 1-5 m Hanglänge Partikelablösung durch Oberflächenabfluss stattfindet.

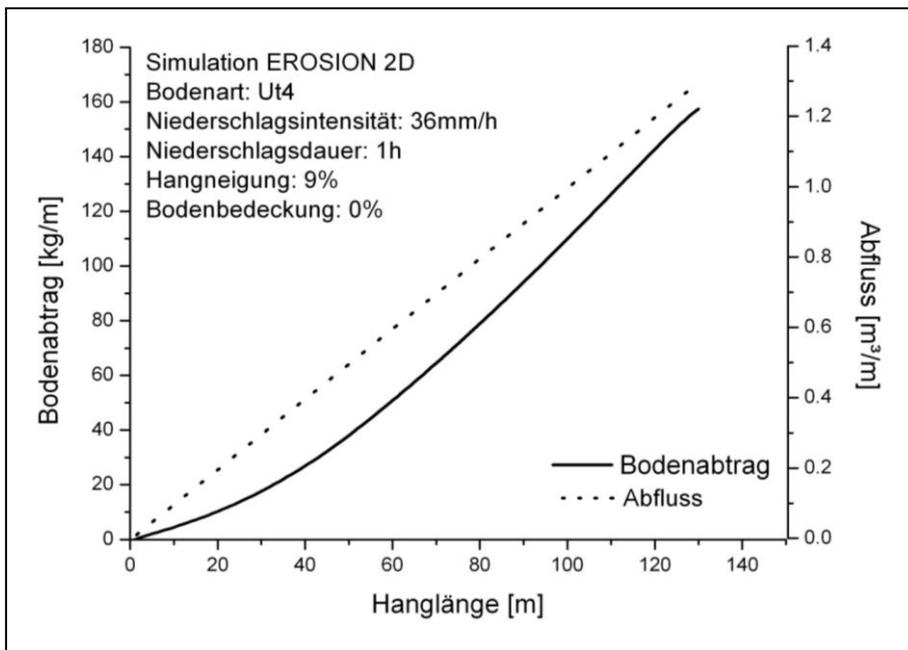


Abbildung 5: Abfluss und Bodenabtrag als Funktion der Hanglänge am Beispiel einer Simulation mit EROSION 2D für einen gestreckten Hang (Schmidt, 1996)

Simulationen von Schmidt (1996) ergaben für einen gestreckten Hang die in Abbildung 5 dargestellt Funktion für den Zusammenhang Hanglänge und Bodenabtrag. In den ersten Metern des Hanges ist der Kurvenverlauf relativ flach, da Partikelablösung bei geringen Hanglängen fast ausschließlich durch Splash generiert wird. Mit zunehmender Hanglänge nimmt der Einfluss des Oberflächenabflusses auf die Partikelablösung zu, was durch den steiler werdenden Kurvenverlauf verdeutlicht wird. Für das dargestellte Beispiel wird bei ca. 60 m die maximale Steigung der Kurve erreicht. Dieser Übergang zu einem linearen Zusammenhang kennzeichnet das Erreichen der Transportkapazität des Oberflächenabflusses.

Um die Hanglänge virtuell zu verlängern besteht die Möglichkeit sedimentbeladenes Wasser von Oberstrom in eine Erosionsmessparzelle einzuleiten. Dieser Ansatz wurde jedoch bisher nur im Labormaßstab (Hieke, 2010; Parson et al., 1998; Schmidt, 1996) oder zur Simulation der Rillenerosion im Feld ohne Beregnung verwendet (Polyakov und Nearing, 2003).

1.3.7 Kornfraktionsspezifische Verteilung partikelgebundener Nähr- und Schadstoffe

Stoffe, die im Boden überwiegend partikulär vorliegen, treten vor allem sorptiv gebunden und damit im Bereich kleiner Korngrößen auf.

Phosphor kommt im Boden als Orthophosphat-Anion auf. Aufgrund seiner nukleophilen Eigenschaften ist eine hohe Affinität zu stark elektrophilen Kationen gegeben. Deshalb liegt es im Boden vor allem in gebundener Form vor (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Da Phosphor überwiegend an feinen Bodenpartikeln, wie Al und Fe-Oxide und Hydroxide bzw. den Tonmineralen gebunden ist (Wegner, 1988), findet im Ausgangsmaterial bereits eine P-Anreicherung in den feinen Kornfraktionen statt.

Als Bestandteil vieler Minerale und Ausgangsgesteine liegen Schwermetalle oft in silikatischer, sulfidischer oder karbonatischer Bindung vor. Diese Bindungsformen sind nur schwer löslich. Aufbereitete anthropogene Schwermetalle (Stäube, Klärschlämme) sind in Form von Oxiden leichter löslich und führen langfristig zu einer Anreicherung im Boden (Kuntze et al., 1994). In fester Form befinden sich Schwermetalle vorwiegend an Bestandteilen hoher spezifischer Oberfläche und Ladung wie Tonmineralen und organischen Kolloiden (Lewandowski et al., 1997; Schinner und Sonnleitner, 1997).

Über den selektiven Partikeltransport kommt es entlang der Fließstrecke zu einer Anreicherung der feinen Bodenpartikel und den damit assoziierten Nähr- und Schadstoffen (Wild, 1988). Da mit abnehmender Transportkapazität des Oberflächenabflusses die Sedimentmenge und die Menge größerer Partikel abnehmen, ist dieser Anreicherungsprozess umso selektiver, je geringer die Erosionsrate ist (Auerswald, 1989; Quinton et al., 2001). Der Anreicherungsfaktor (AF ; engl.: Enrichment Ratio, ER) beschreibt dabei das Verhältnis zwischen dem Stoffgehalt im Sediment zum Stoffgehalt im Ausgangsboden (vgl. Gleichung 2). Bei Werten >1 liegt eine Anreicherung, bei Werten <1 hingegen eine Abreicherung vor (Fuchs und Schwarz, 2007).

$$(2) \quad AF = \frac{\text{Stoffgehalt im Sediment}}{\text{Stoffgehalt im Ausgangsboden}}$$

Die Anreicherung (AF) [-] ist indirekt proportional zum Gebietsmittel des Bodenabtrags (A) [$t/(ha \cdot a)$] (vgl. Gleichung 3; Auerswald, 1989).

$$(3) \quad AF = 2.53 * A^{-0,21}$$

Dieser Zusammenhang wird teilweise durch Ergebnisse von (Zheng et al., 2005) aus dem chinesischem Lössgebiet gestützt, die für Beregnungsexperimente Phosphoranreicherungen im Sediment gegenüber dem Ausgangsboden von 1,49 – 3,04 ermittelt haben. Allerdings ist für die von Zheng et al. (2005) vorgestellten Ergebnisse der Zusammenhang zwischen Phosphorgehalt im Ausgangsboden und Phosphoranreicherung im Sediment wesentlich ausgeprägter (R^2 0,92).

Demgegenüber stehen Untersuchungen von Wilke und Schaub (1996) bzw. Gerlinger und Scherer (1998), die keine Abhängigkeit der Stoffanreicherung von der Höhe des Bodenabtrags nachweisen konnten. Darüber hinaus stellten Gerlinger und Scherer (1998) fest, dass die Gesamtposphoranreicherung im Sediment über die Kenntnis der Phosphorgehalte in den Kornfraktionen und die Korngrößenverteilung im Sediment hinreichend genau bestimmt werden kann. Sie geben für sechs Beregnungsversuche (Plotgröße 22x4 m) Phosphorabreicherungen bzw. -anreicherungen im Sediment von 0,93 – 1,37 an.

Fuchs und Schwarz (2007) untersuchten Sedimentproben für verschiedene Hochwasserrückhaltebecken in Baden-Württemberg und ermittelten mittlere Ab- bzw. Anreicherungen zwischen 0,96 für Blei und 1,37 für Zink. Die Autoren weisen darüber hinaus eine methodisch bedingte Überschätzung der Stoffanreicherung basierend auf einer empirischen Ableitung nach (vgl. Gleichung 3).

Daraus schlussfolgernd erfordert die Ermittlung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer die Simulation des Wasser- und Sedimenttransportes, wie sie nur durch prozessorientierte Modellierung erreicht werden kann.

Obwohl prozessbasierte Modell wie z. B. CREAMS, WEPP und EROSION 2/3D eine fraktionsweise Unterscheidung der bei der Deposition sedimentierten Partikel (Schmidt, 1998a) erlauben, besteht bezüglich der fraktionsabhängigen Verteilung von Nähr- und Schadstoffen ein Forschungsdefizit. Die einzigen dem Autor bekannten Beispiele für fraktionsabhängige Stoffverteilungen geben Miller (2009) und Scalenghe et al. (2007) und Weigert (2007) für Phosphor bzw. Schmidt (1996), Engelhard (1996) und Qian et al. (1996) und Weigert (2007) für Schwermetalle an.

Um diese fraktionsspezifischen Stoffgehalte im Verhältnis zum Gesamt-Stoffgehalt des Bodens zu beschreiben wird im Folgenden der Begriff kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor (VF) verwendet.

$$(4) \quad VF = \frac{\text{kornfraktionsspezifischer Stoffgehalt}}{\text{Gesamt-Stoffgehalt}}$$

Die kornfraktionsspezifischen Verteilungsfaktoren schwanken für Phosphor im Ton zwischen 1,21 und 7,26, zwischen 0,24 und 1,92 im Schluff (Miller et al., 2009) und zwischen 0,1 und 1,5 im Sand (Scalenghe et al., 2007).

Für Schwermetalle werden für Tonfraktion Werte zwischen 1,47 (Arsen, As) (Weigert, 2007) und 2,2 (Zink, Zn) (Engelhardt, 1996), für die Schlufffraktion Werte zwischen 0,9 (Blei, Pb) und 1,05 (Nickel, Ni) (Schmidt, 1996) und für die Sandfraktion Werte zwischen 0,45 (Ni) und 0,7 (Pb) (Schmidt, 1996) angegeben. Qian et al. (1996) weisen darauf hin, dass geogen bedingte Schwermetallgehalte ebenfalls zu hohen Verteilungsfaktoren in der Sandfraktion führen können.

2 Material und Methoden

Im folgenden Kapitel finden alle verwendeten Materialien und Methoden Erwähnung, die für die Realisierung der gesetzten Ziele notwendig sind. Die Beschreibung des Untersuchungsraumes (Freistaat Sachsen) erfolgt im Hinblick auf dessen regionalspezifische Erosionsdisposition und die Bedeutung des partikelgebundenen Stoffeintrages in Oberflächengewässer. Von zentraler Bedeutung ist die Darstellung der durchgeführten Feld- und Laborexperimente, deren statistische Auswertung und entsprechende Kategorisierung, die eine zuverlässige Parametrisierung des Modells EROSION 3D unter aktuellen Landnutzungs- und Bearbeitungsbedingungen ermöglichen sollen. Die Zuweisung der entsprechenden Bodenparameter erfolgt über die Primärinformationen aus verfügbaren GIS-Daten, deren Weiterverarbeitung und Optimierung im Sinne der Arbeitsziele erläutert werden. Darüber hinaus wird veranschaulicht, wie die verfügbaren Punktdaten zu Phosphor- und Schwermetall-Gehalten flächig verfügbar gemacht werden und aus Bodenproben experimentell entsprechende kornfraktionsspezifische Gehalte abgeleitet werden. Des Weiteren werden die Rahmenbedingungen für die Parametrisierung der Landnutzungs- und Bearbeitungsszenarien für die anschließenden Modellanwendungen präzisiert. Anschließend wird erläutert, wie die gewonnenen Simulationsergebnisse mit den Ergebnissen der kornfraktionsabhängigen Stoffgehalte verknüpft und in hierarchisch gestuften Planungsmaßstäben bewertet werden. Letztlich werden die Datengrundlagen und Methoden zur Validierung des Modells auf Einzugsgebietsebene veranschaulicht.

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Allgemeine Charakteristik

Der Freistaat Sachsen umfasst eine Gesamtfläche von 18.400 km². Die Lage in Europa zeigt Abbildung 6. Naturräumlich ist Sachsen in das Niederlausitzer Heideland im Norden, und die Bergländer bzw. Mittelgebirge im südlichen Landesteil gegliedert (Mannsfeld und Syrbe, 2008). Den flächenmäßig größten Bereich bilden die Sächsischen Lössgefilde (Mannsfeld und Syrbe, 2008). Dieser Bereich ist Teil des Lössgürtels, der sich von der Atlantikküste Frankreichs bis nach China erstreckt und in erster Linie für die hohe Erosionsgefährdung des Landes Sachsen innerhalb Deutschlands verantwortlich.

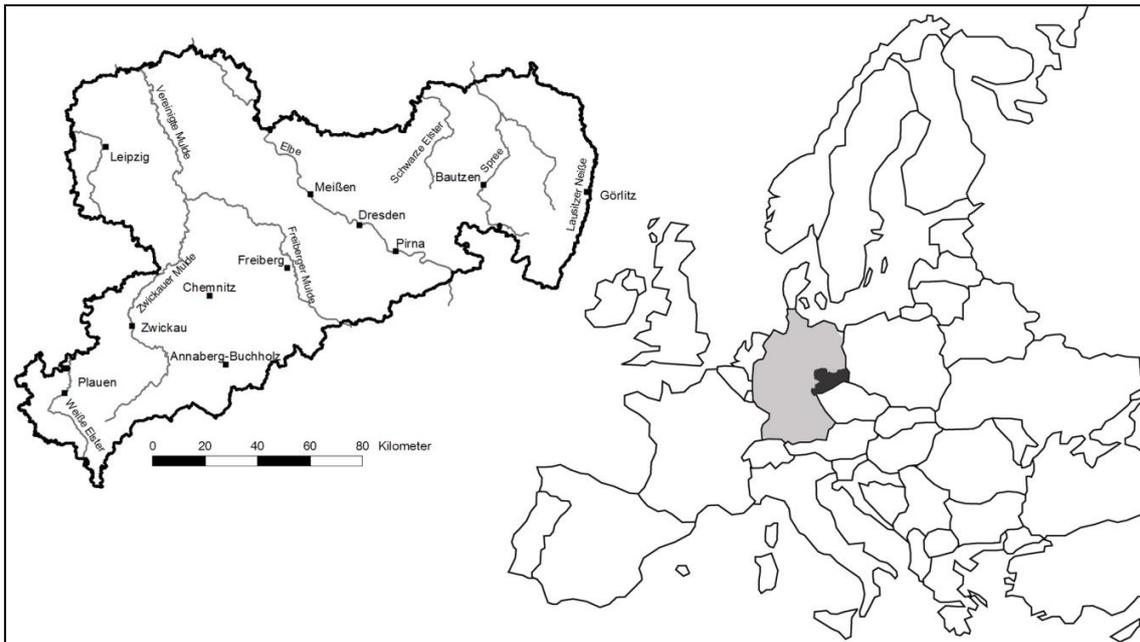


Abbildung 6: Freistaat Sachsen (links) und Lage in Europa (rechts)

2.1.2 Flächennutzung

Von den 56 % landwirtschaftlich genutzten Flächen (vgl. Abbildung 8) sind 79 % Ackerland und 21 % Grünland (Statistisches Landesamt des Freistaats Sachsens, 2010). Zweitgrößte Nutzungsform bilden mit 27 % Wald und Forst. Die ackerbaulich intensivste Nutzung erfolgt im sächsischen Lössgebiet, dort liegt der Ackerflächenanteil bei 52 %, der Waldanteil mit nur 17 % weit unter dem Landesdurchschnitt. Die Waldanteile liegen in den Mittelgebirgen und im Tiefland bei ca. 40 %. In den Mittelgebirgen macht Grünland fast 40 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus. Der Anteil ist hier damit doppelt so hoch wie im Tiefland und den Lössgebieten (Halbfaß et al., 2009).

2.1.3 Boden und Relief

Sachsen kann in sechs Bodenregionen geteilt werden, die in Abbildung 7 in drei Haupteinheiten zusammengefasst sind. Diese Bodenregionen orientieren sich grob an den Naturraumeinheiten nach Mannsfeld und Syrbe (2008) Im Norden befinden sich die Fluss- und Altmoränenlandschaften aus fluvialen und glazialen Sedimenten. In den Flusslandschaften sind darüber hinaus Flugsandgebiete charakteristisch. Im Mittel sind Ackerflächen in diesen Gebieten zwischen 0,9 - 3,0% geneigt. Die verbreiteten Hauptbodentypen sind Podsol, Braunerde und Vega (LfUG, 2007b). In südlicher Richtung, im Übergang zwischen Tief- und Hügelland, nehmen die Verbreitung und Mächtigkeiten äolischer Sedimente in den Löss- und Sandlösslandschaften zu und erreichen im

Mittelsächsischen Lössgebiet mit bis zu 20 m ihr Maximum (Mannsfeld und Syrbe, 2008). Dort liegen die mittleren Hangneigungen der Ackerflächen zwischen 0,9 und 5,8 %. In den Löss- und Sandlösslandschaften sind überwiegend Parabraunerden und Pseudogleye verbreitet (LfUG, 2007b). Im Übergang zum Bergland nimmt die Mächtigkeit der Lössdecke schnell wieder ab (≤ 1 m) (LfUG, 2007b). Diese Bergländer werden hinsichtlich des Ausgangsmaterials der Bodenbildung nochmals in drei Gruppen unterschieden. Im Berg- und Hügelland aus nichtmetamorphen Sand- und Tonsteinen ist ein engräumiger Wechsel von lössbeeinflussten Substraten der Ebenen und sandigen Substraten der Tafelberge und Felsbildungen im Südosten (vgl. Abbildung 7) anzutreffen. In diesem Gebiet dominieren Podsole (LfUG, 2007b).

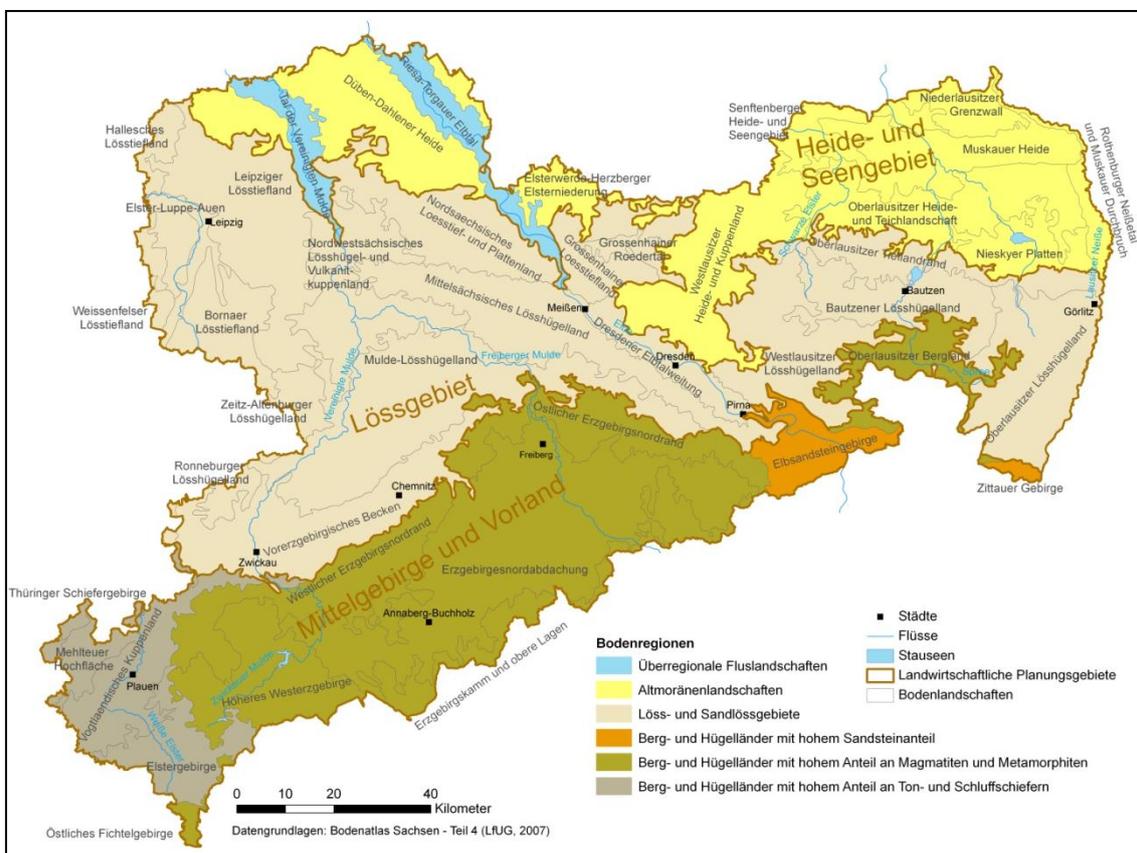


Abbildung 7: Bodenregionen und Bodenlandschaften in Sachsen

Die sächsischen Mittelgebirge gehören den Berg- und Hügelländern mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten, Südwestsachsen den Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern an. In beiden Regionen dominieren schluffig sandige Substrate auf denen sich Braunerden, Pseudogleye und Podsole entwickelt haben (LfUG, 2007b). In den Mittelgebirgen nehmen die Hangneigungen deutlich zu und betragen im

Mittel zwischen 5,4 und 8,5 %. Aufgrund der hohen Verbreitung schluffreicher Böden sind ca. 60 % der sächsischen Ackerböden erosionsgefährdet (Schmidt et al., 1996).

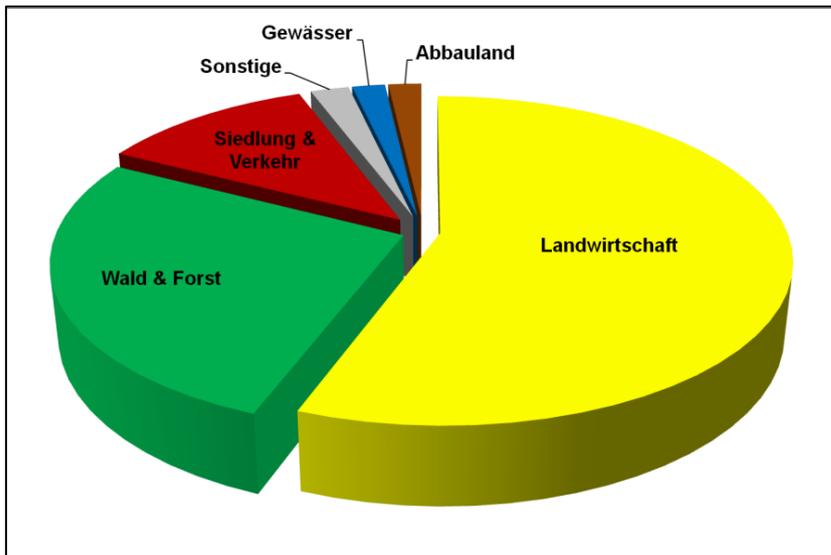


Abbildung 8: Landnutzungsverteilung in Sachsen

2.1.4 Gewässer

Das sächsische Gewässernetz ist 22.000 km lang, das entspricht einer Gewässernetzdichte von ca. 1.2 km/km². Aufgrund des generellen Süd-Nord-Gefälles fließen die meisten größeren Flüsse in nördliche Richtung. Darüber hinaus entwässert die Mehrzahl der Flüsse über die Elbe in die Nordsee. Die wichtigsten sind Schwarzer- und Weißer Schöps, Spree, Schwarze Elster, Pulsnitz, Große Röder, Elbe, Zwickauer Mulde, Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde, Flöha, Zschopau, Chemnitz, Pleiße, Weiße Elster, mit einem Einzugsgebietsanteil von mehr als 95 %. Lediglich im äußersten Osten entwässert die Lausitzer Neiße über die Oder in die Ostsee. Die größten Standgewässer sind Tagebaurestseen vor allem im Norden Sachsens. Der Freistaat zählt zu den Bundesländern mit den meisten Talsperren (LTV, 2010b), wovon die größten, Talsperre Quitzdorf und Bautzen, im Osten des Landes der Brauchwassergewinnung dienen. Die Mehrzahl der überwiegend zur Trinkwasserbereitstellung verwendeten Talsperren befindet sich im Erzgebirge. Vor allem die großen, nicht zur Trinkwasserbereitstellung genutzten Standgewässer sind durch Stoffeinträge in dem Maße betroffen, dass eine Zielerreichung im Sinne der EGWRRL unwahrscheinlich ist (SMUL, 2005).

2.1.5 Klima

Gemäß der Klimaklassifikation von Köppen (1936) in Hendl und Liedtke (1997) befindet sich Sachsen in den warmgemäßigten immerfeuchten Regenklimate (C_f), innerhalb der außertropischen Westwindzone mit ausgeprägten Jahreszeiten. Häufig ostwärts wandernde Tiefdruckgebiete bestimmen die atmosphärische Zirkulation, die Sachsen das ganze Jahr über Niederschläge bringen (Mannsfeld und Syrbe, 2008). Die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen betragen für den Freistaat 785 mm. Davon fallen 55 % in den Sommermonaten (Mai-Oktober) und 45 % im Winterhalbjahr (November-April). Das Niederschlagsgeschehen wird maßgeblich vom Relief beeinflusst. So steigen die mittleren Jahresniederschläge von 686 mm im Tiefland bis auf über 900 mm im Mittelgebirge an (Halbfaß et al., 2009).

In Anlehnung an die naturräumliche Gliederung hat der Deutsche Wetterdienst acht Starkniederschlags-Subregionen ausgewiesen (Michael et al., 1996). Dabei bildet die Subregion „Unteres Erzgebirge und Erzgebirgsvorland“ das Gebiet höchster Niederschlagsintensitäten im Referenzjahr (max. 1.18 mm/min). Die Eintrittswahrscheinlichkeit von Starkniederschlägen ist in den Monaten Juli und August am größten (LfUG, 2005a).

2.1.6 Planungsebenen

Die Bewertung der Bodenabträge und Sediment- bzw. partikelgebundenen Stoffeinträge in Oberflächengewässer findet in Kapitel 2.9 hierarchisch in unterschiedlichen Skalen statt. Grundlage dafür sind land- und wasserwirtschaftliche Planungsebenen, die im Folgenden erläutert werden.

2.1.6.1 Landwirtschaftliche Planungsebenen

Mit Hilfe der Einteilung des Planungsraumes Sachsens in landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete wird das Ziel verfolgt, die naturräumlichen Gegebenheiten hinsichtlich ihrer Produktionsfaktoren und Ertragsfähigkeit zu bewerten. Diese Einteilung orientiert sich an der Aggregation sog. Vergleichsregionen (Bodenlandschaften) zu Einheiten ähnlicher naturräumlicher Ausstattung, Bodenart und Höhenlage, die den Bodenregionen entsprechen (vgl. Abbildung 7). Sie werden als sächsische Heide- und Teichlandschaft, sächsisches Lössgebiet und sächsische Mittelgebirge und Vorland bezeichnet (LfULG, 2011).

2.1.6.2 Wasserwirtschaftliche Planungsebenen

Die EG-WRRL schreibt den Mitgliedstaaten vor, Gewässer in Flussgebietseinheiten, die aus mehreren Einzugsgebieten bestehen können, gemeinsam zu bewirtschaften (Halbfaß et al., 2009). In Sachsen befinden sich anteilig die Flussgebietseinheiten Elbe und Oder. Diese Flussgebietseinheiten untergliedern sich nochmals in Teilbearbeitungsräume, die wiederum aus Oberflächenwasserkörpern (OWK), den eigentlichen Bewertungs- und Bewirtschaftungseinheiten (Halbfaß et al., 2009) zusammengesetzt sind. Fließgewässer-OWK sind Einzugsgebiete mit einer Abschnittslänge von mindestens 5 km Abschnittslänge bzw. mindestens 10 km² Einzugsgebietsgröße. Stehgewässer-OWK besitzen einen Wasserkörper von mindestens 5 ha (LfULG, 2009a).

In Sachsen befinden sich 617 Fließgewässer-OWK und 34 Stehgewässer-OWK. Darüber hinaus existieren 62 Einzugsgebiete oder -anteile in Sachsen, für die der Freistaat nicht federführend ist. Da auch Einzugsgebietsanteile für die Maßnahmenplanung zu berücksichtigen sind, bilden insgesamt 713 OWK die Planungsgrundlage zur Umsetzung der EG-WRRL in Sachsen.

2.2 Simulationsmodell EROSION 3D

Das prozessbasierte Erosionsprognosemodell EROSION 3D ist sowohl in der Lage ereignisbasiert Bodenabtrag, Sedimenttransport und Deposition als auch partikelgebundene Stoffeinträge in Oberflächengewässer zu beschreiben. Das Modell ist umfangreich dokumentiert und validiert und wird sowohl zu Forschungs- als auch zu Planungszwecken eingesetzt. Die überschaubare Anzahl an Eingangsparametern lässt sich aus verfügbaren Primärinformationen und Berechnungsexperimenten ableiten. Eine relativ große Datenbasis ermöglicht die Simulation von Szenarien im Sinne von verschiedenen Bewirtschaftungs- und Bodenzuständen.

2.2.1 Modellgrundlagen

Das Erosionsmodell EROSION 3D (von Werner, 1995) basiert im Wesentlichen auf der von (Schmidt, 1991; Schmidt, 1996) erarbeiteten Hangprofilversion EROSION 2D. EROSION 3D ist ein rasterbasiertes, physikalisch begründetes und computergestütztes Modell zur Simulation von Bodenabtrag, Deposition und Sedimenteintrag in Fließgewässer. Unter Zuhilfenahme des GREEN-AMPT-Ansatzes (1911) wird die Infiltration berechnet. Die Kalkulation der Partikelablösung und des Partikeltransportes erfolgt über den Impulsstromansatz von Schmidt (1991; 1992; 1996).

Das Modell EROSION 3D ist umfangreich validiert (Deinlein und Boehm, 2000; Hebel, 2003; Jetten et al., 1999; Schmidt et al., 1999) und gut dokumentiert (Schmidt et al., 1996). Eine umfangreiche Datengrundlage zur Parametrisierung des Modells wurde im Rahmen des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen (LfUG, 1994a; LfUG, 1994b; LfUG, 1995a; LfUG, 1995b; LfUG, 1996) geschaffen, die im Parameterkatalog Sachsen (Michael et al., 1996) zusammengefasst ist. Das Modell wurde in zahlreichen Einzugsgebieten angewendet (Hebel, 2003; Jetten et al., 1999; Klik et al., 1998; Michael et al., 2005; Schilde, 2008; Schindewolf und Schmidt, 2009; Schmidt, 1996; Schmidt et al., 1999; Schob et al., 2006; Seidel, 2008).

Über die experimentell ermittelten Parameter Skinfaktor, Oberflächenrauigkeit und Erosionswiderstand können die bearbeitungsbedingten Effekte auf die Prozesse Infiltration, Oberflächenabfluss und Partikelablösung abgebildet werden.

EROSION 3D (Ver. 3.15) verfügt über mehrere obligatorische bzw. optionale Module. Im Folgenden werden nur solche erläutert, die unmittelbar mit dem Dissertationsvorhaben in Verbindung stehen. Das Modul Digitale Reliefanalyse dient der Generierung hydrologisch

essentieller Rasterdaten aus vorhandenen DGM-Datensätzen. Diese umfasst folgende Funktionen:

- Suche und Auffüllung abflussloser Senken
- Berechnung der flächenhaften Abflussverteilung und Abflusskonzentration
- Berechnung der zu jeder Rasterzelle gehörenden Einzugsgebietsfläche und Fließweglänge (Abflusskonzentration)
- Schwellenwertberechnung zur Bestimmung ephemerer Gerinne, die nur bei Starkniederschlägen wasserführend sind
- Bestimmung der Wasserscheidenlage und des Einzugsgebietsauslasses.

Das Boden-/Landnutzungsmodul dient dem Einlesen und Weiterverarbeiten von im Vorfeld generierten Eingabedatensätzen. Darüber hinaus ermöglicht es die graphische Darstellung des Infiltrationsverlaufs in Abhängigkeit von Boden- und Bearbeitungseigenschaften. Im Niederschlagsmodul können im Voraus erstellte Niederschlagsdaten weiterverarbeitet werden. Eine räumliche Verteilung von Niederschlagsdaten z. B. für Einzugsgebiete wird über Zonenraster und Niederschlagstabellen ermöglicht.

Zur Ermittlung des flächenspezifischen Oberflächenabflusses, des Bodenabtrags und der Deposition werden im Infiltrationsmodul folgende modellinterne hydrologische, hydraulische und bodenphysikalische Berechnungen durchgeführt (vgl. Abbildung 9):

- Niederschlagsinfiltration (GREEN-AMPT-Ansatz) mit der Annahme inhomogener Eigenschaften im Bodenprofil und Diskretisierung des Profils in mehrere Schichten
- Berechnung der Infiltration in teilweise gefrorene Böden
- Abflussbildung (Niederschlagsüberschuss)
- Im Erosionsmodell erfolgen die Berechnungen:
- Ablösung der Bodenpartikel von der Bodenoberfläche als Folge des Aufschlags der Regentropfen (Splash) und der Scherkraft des Oberflächenabflusses
- Partikeltransport sowie Deposition (differenziert nach neun Bodenartenklassen) in Abhängigkeit von der Transportkapazität des Oberflächenabflusses und
- Partikelanreicherung entlang des Transportweges durch selektive Deposition
- Erosions- und depositionsbedingte Änderung des Oberflächenreliefs

Darüber hinaus bietet das Abflussmodul des Modells die Möglichkeit, die hydrodynamische Abflussverzögerung nach dem Prinzip der kinematischen Welle zu simulieren (von Werner et al., 2004). Im Schneemodul können Prozesse der Schneeschmelze durch Regen und/oder Temperaturanstieg und die Infiltration in gefrorene Böden simuliert werden. Beide

Teilmodule werden im Rahmen der Arbeit zur Validierung des Modells herangezogen (vgl. Kapitel 2.10).

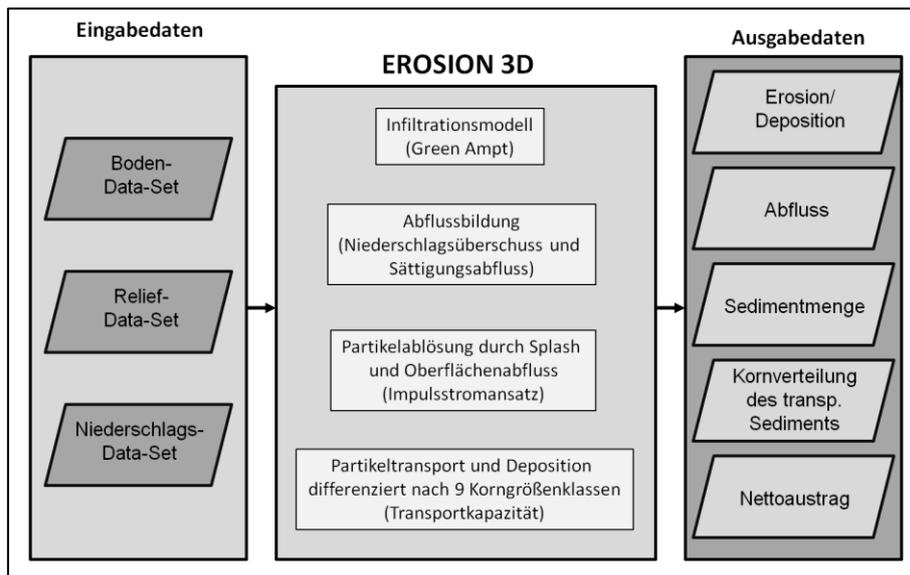


Abbildung 9: Fließschema EROSION 3D

Folgende Ausführungen zu den wichtigsten Modellalgorithmen werden bereits in Schmidt (1996) ausführlich beschrieben, dienen aber an dieser Stelle dem umfassenden Verständnis der Arbeitsweise des Modells.

2.2.2 Modellalgorithmen

2.2.2.1 Erosionsmodell

Das Erosionsmodell bilanziert nach Schmidt (1996) für jedes Rasterelement die Teilprozesse

1. Partikelablösung aus dem Bodenverband
2. Partikeltransport und -sedimentation

Partikelablösung

Für die Erosion bzw. Deposition y [kg/m²*s] innerhalb eines Hangsegmentes gilt folgende Annahme:

$$(5) \quad y = \frac{q_{s,in} - q_{s,out}}{\Delta x} * \Delta T$$

Mit:

$q_{s,in}$	Sedimentstrom in das betrachtete Hangsegment [kg/(m*s)]
$q_{s,out}$	Sedimentstrom aus dem betrachteten Hangsegment [kg/(m*s)]
Δx	Länge des Hangsegments [m]
ΔT	Zeitintervall [s]

Die von aufprallenden Tropfen φ_r [N/m²] und Oberflächenabfluss φ_q [N/m²] auf die Bodenoberfläche übertragenen Impulsströme werden miteinander verknüpft und beschreiben unter Verwendung des bodenspezifischen kritischen Impulsstromes (Erosionswiderstand) φ_{crit} [N/m²] die Erosionswirkung beider Prozesse.

$$(6) \quad E = \frac{\varphi_q + \varphi_r}{\varphi_{crit}}$$

Mit:

E	Erosionskennzahl [-]
φ_q	durch Oberflächenabfluss übertragener Impulsstrom [N/m ²]
φ_r	durch Tropfenimpuls übertragener Impulsstrom [N/m ²]
φ_{crit}	kritischer Impulsstrom (Erosionswiderstand) [N/m ²]

Sind die Impulsströme aus Tropfenaufprall φ_r [N/m²] und Oberflächenabfluss φ_q [N/m²] größer als der kritische Impulsstrom φ_{crit} [N/m²] ($E > 1$), findet Partikelablösung, d.h. Erosion, statt. $E \leq 1$ kennzeichnet hingegen den erosionsfreien Zustand.

Der durch den Oberflächenabfluss übertragene Impulsstrom φ_q [N/m²] wird beschrieben als:

$$(7) \quad \varphi_q = \frac{q \cdot \rho_q \cdot v_q}{\Delta x}$$

Mit:

q	Abflussvolumenstrom [m ³ /(m*s)]
ρ_q	Flüssigkeitsdichte [kg/m ³]
v_q	mittlere Fließgeschwindigkeit des Abflusses [m/s]
Δx	Länge des RasterStoffs [m]

Der Abflussvolumenstrom eines Rasterelement q [m³/(m*s)] wird bilanziert aus dem Niederschlagsüberschuss in dieser Zelle und den Zuflüssen der jeweiligen Oberliegerzellen:

$$(8) \quad q = (r_\alpha - i) * \Delta x + q_{in}$$

Mit:

r	Niederschlagsintensität [m/s]
α	Hangneigungswinkel [°]
i	Infiltrationsrate [m/s]
Δx	Länge des Hangsegments [m]
q_{in}	Zufluss aus darüber liegendem Hangsegment [m ³ /(m*s)]

Dabei ist die Niederschlagsintensität auf einer geneigten Fläche r_α definiert als:

$$(9) \quad r_\alpha = r * \cos \alpha$$

Unter der Annahme einer stationären mittleren Fließgeschwindigkeit v_q [m/s] bei hinreichend kleinen Zeitintervallen kann diese mit Hilfe des Ansatzes von Manning-Strickler wie folgt beschrieben werden:

$$(10) \quad v_q = \frac{1}{n} * \delta^{\frac{1}{3}} * S^{\frac{1}{2}}$$

Mit:

n	Rauigkeitsbeiwert nach Manning-Strickler [s/m ^{1/3}]
S	Hangneigung [m/m]
δ	Schichtdicke des Abflusses [m]
q	Abflussrate [m ³ /(m*s)]

Dabei ist die Schichtdicke δ [m] des abfließenden Wasserfilms definiert als:

$$(11) \quad \delta = \left[\frac{q \cdot n}{S^2} \right]^{\frac{3}{5}}$$

Der tropfenimmanente Impulsstrom $\varphi_{r,\alpha}$ [N/m²], der auf eine geneigte Oberfläche übertragen wird, ermittelt sich aus:

$$(12) \quad \varphi_{r,\alpha} = r_\alpha * \Delta y * \Delta x * \rho_q * v_r * \sin\alpha * (1 - C_L)$$

Mit:

r_α	Niederschlagsintensität bezogen auf die Hangneigung α [m/s]
ρ_q	Flüssigkeitsdichte des Niederschlages [kg/m ³]
v_r	mittlere Fallendgeschwindigkeit der Tropfen [m/s]
α	Hangneigung [m/m]
C_L	Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche [-]

Da die Messung der mittleren Fallgeschwindigkeit der Tropfen v_r [m/s] mit einem hohen Aufwand verbunden ist, erfolgt deren Abschätzung mit Hilfe der auf den Messdaten von Laws und Parson (1943) basierenden empirischen Funktion:

$$(13) \quad v_r = 4,5 * r^{0,12}$$

Mit:

r	Niederschlagsintensität [mm/h]
-----	--------------------------------

Der kritische Impulsstrom φ_{crit} [N/m²] lässt sich durch Strömungs- oder Berechnungsversuche bestimmen. Dabei wird vorausgesetzt, dass ein bodenspezifischer Mindestabfluss q_{crit} [m³/(m*s)] notwendig, ist um Partikelablösung zu initiieren.

$$(14) \quad \varphi_{crit} = \frac{q_{crit} * \rho_q * v_q}{\Delta x}$$

Mit:

q_{crit}	kritischer Mindestabfluss [m ³ /(m*s)]
------------	---

Zur Ermittlung des potenziellen Feststoffmassenstroms $q_{s,pot}$ [kg/(m*s)] leitete Schmidt (1996) basierend auf Abtragsmessungen folgenden empirische Zusammenhang ab:

$$(15) \quad q_{s,pot} = (1,75 * E - 1,75) * 10^{-4}$$

Mit:

$q_{s,pot}$	potenzieller Feststoffmassenstrom [kg/(m*s)]
-------------	--

Partikeltransport und -Deposition

Beim Transport der Bodenpartikel sinken diese infolge der Schwerkraft ab. Die Sinkgeschwindigkeit ist dabei maßgeblich vom Partikeldurchmesser abhängig. Dieser Absinkbewegung wirkt eine aufwärtsgerichtete turbulente Strömung entgegen, die im Modell als vertikaler Impulsstrom $\varphi_{q,vert}$ [N/m²] beschrieben wird. Dieser vertikale Impulsstrom ist Teil der Summe aus den strömungs- φ_q [N/m²] und tropfenimmanenten $\varphi_{r,a}$ [N/m²] Impulsströmen.

Die Abschätzung der Sinkgeschwindigkeit v_p [m/s] von Teilchen in nichtturbulenten Flüssigkeiten erfolgt mit dem STOKE'schen Gesetz für insgesamt neun Korngrößenklassen.

$$(16) \quad v_p = \frac{D^2 * (\rho_p - \rho_q) * g}{18 * \eta}$$

Mit:

v_p	Sinkgeschwindigkeit [m/s]
D	Teilchendurchmesser [m]
ρ_p	Dichte der Teilchen [kg/m ³]
ρ_q	Flüssigkeitsdichte [kg/m ³]
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
η	Viskosität der Flüssigkeit [kg/(m*s)]

Der Massenstrom w_p [kg/(m²*s)] der absinkenden Partikel kann beschreiben werden als:

$$(17) \quad w_p = c * \rho_q * \Delta x * \Delta y * v_p$$

Mit:

w_p	Massenstrom [kg/(m ² *s)]
c	Konzentration der suspendierten Teilchen in der Flüssigkeit [m ³ /m ³]
ρ_q	Dichte der Partikel [kg/m ³]
Δx	Länge des RasterStoffs [m]
Δy	Breite des RasterStoffs [m]

Analog zur Berechnung der Partikelablösung ist zur Beschreibung der Deposition ein kritischer Impulsstrom φ_{crit} [N/m²] nötig, der sich aus der Multiplikation der Sinkgeschwindigkeit v_p mit dem Massenstrom w_p ergibt. Wird dieser durch den vertikalen Impulsstrom $\varphi_{q,vert}$ [N/m²] unterschritten, findet Partikelablagerung statt.

$$(18) \quad \varphi_{crit} = w_p * v_p = c * \rho_q * \Delta x * \Delta y * v_p^2$$

Der vertikale Impulsstrom $\varphi_{q,vert}$ [N/m²] ergibt sich aus:

$$(19) \quad \varphi_{q,vert} = \frac{1}{k} * (\varphi_q + \varphi_{r,a})$$

Mit:

k Depositionskoeffizient [-]

Der Depositionskoeffizient k [-] basiert auf der iterativen Anpassung der gemessenen an die berechnete Kornverteilung ($k \approx 1000$). Die Transportkapazität $q_{s,max}$ [kg/(m*s)] des Oberflächenabflusses ist erreicht, wenn der vertikale Impulsstrom $\varphi_{q,vert}$ [N/m²] gleich dem kritischen Impulsstrom φ_{crit} [N/m²] der suspendierten Partikel entspricht. Die Grenzkonzentration c_{max} [m³/m³] der Partikel bei Transportkapazität ergibt sich demnach aus den Gleichungen 17 und 18 wie folgt:

$$(20) \quad c_{max} * \rho_q * \Delta x * \Delta y * v_p^2 = \frac{1}{k} * (\varphi_q + \varphi_{r,a})$$

Nach Umstellen der Gleichung ist c_{max} definiert als:

$$(21) \quad c_{max} = \frac{1}{k} * \frac{(\varphi_q + \varphi_{r,a})}{\rho_q * \Delta x * \Delta y * v_p^2}$$

Die Transportkapazität des Oberflächenabflusses ergibt sich aus:

$$(22) \quad q_{s,max} = c_{max} * \rho_q * q$$

Mit:

$q_{s,max}$ maximale Transportkapazität [kg/(m*s)]

ρ_q Dichte der Partikel [kg/m³]

q Abflussrate [m³/(m*s)]

2.2.2.2 Infiltrationsmodell

Das Infiltrationsmodell beruht auf dem Ansatz von GRENN und AMPT (1911). Dabei liegt die vereinfachte Annahme zugrunde, dass das Niederschlagswasser kolbenförmig in den Boden infiltriert und dabei den verfügbaren Porenraum vollständig aufsättigt (Hartge, 1978).

Die Infiltrationsrate i [m/s] wird mit Hilfe der Darcy-Gleichung für die vertikale Wasserbewegung im Boden berechnet:

$$(23) \quad i = -k \frac{\Delta(\Psi_m + \Psi_g)}{x_f(t)}$$

Mit:

i	Infiltrationsrate [m/s]
k	hydraulische Leitfähigkeit [kg*s/m ³]
Ψ_m	Matrixpotential [J/kg]
Ψ_g	Gravitationspotential [J/kg]
$x_f(t)$	Eindringtiefe der Befeuchtungsfront [m] in Abhängigkeit der Zeit t

Die Gleichung 23 lässt sich zerlegen in eine stationäre Komponente $i_1 = f(\Psi_g)$ und eine instationäre Komponente $i_2 = f(\Psi_m)$.

Für die instationäre Komponente gilt:

$$(24) \quad i_1 = -k \frac{\Delta(\Psi_g)}{x_{f1}} = -k * g$$

Mit:

g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
-----	---------------------------------------

und für die instationäre Komponente:

$$(25) \quad i_2 = -k \frac{\Delta(\Psi_m)}{x_{f2}}$$

Rückt die Befeuchtungsfront sukzessive in den Boden vor, ergibt sich die infiltrierte Wassermenge durch Multiplikation der Vorrückgeschwindigkeit dx_f/dt [m/s] mit der Differenz aus Anfangswassergehalt θ_0 [m³/m³] und dem Wassergehalt an der Befeuchtungsfront θ_s [m³/m³]. Demnach gilt für die stationäre Komponente:

$$(26) \quad -k * g = \rho_q * \Delta\theta * dx_f/dt$$

Mit: $\Delta\theta = \theta_s - \theta_0$

und für die instationäre Komponente:

$$(27) \quad -k \frac{\Delta \Psi_m}{x_{f2}} = \rho_q * \Delta \theta * dx_f / dt$$

Mit:	$\Delta \Psi_m = \Psi_{m0} - \Psi_{ms}$
ρ_q	Flüssigkeitsdichte [kg/m ³]
θ_s	Sättigungswassergehalt [m ³ /m ³]
θ_0	Anfangswassergehalt [m ³ /m ³]
Ψ_{ms}	Matrixpotential bezogen auf den Wassergehalt in der Transportzone [J/kg]
Ψ_{m0}	Matrixpotential bezogen auf den Anfangswassergehalt [J/kg]
t	Zeit [s]

Näherungsweise gilt, dass in der Transportzone gesättigte Bedingungen erreicht werden.

$$\begin{aligned} \Psi_{ms} &\approx 0 \\ \Psi_m &\approx \Psi_{m0} \\ k &\approx k_s \end{aligned}$$

Folglich ergibt sich die Eindringtiefe der Befeuchtungsfrent für die stationäre Komponente x_{f1} [m]:

$$(28) \quad x_{f1} = - \left[\frac{k_s * g * t}{\rho_q * \Delta \theta} \right]$$

und für die instationäre Komponente:

$$(29) \quad x_{f2} = - \left[\frac{2k_s * \Psi_{m0} * t}{\rho_q * \Delta \theta} \right]^{\frac{1}{2}}$$

Durch Aufsummieren der beiden Komponenten x_{f1} und x_{f2} [m] erhält man die Eindringtiefe der Befeuchtungsfrent x_f [m]:

$$(30) \quad x_f = x_{f1} + x_{f2} = \left[\frac{k_s * g * t}{\rho_q * \Delta \theta} \right] + \left[\frac{2k_s * \Psi_{m0} * t}{\rho_q * \Delta \theta} \right]^{\frac{1}{2}}$$

Wird die Gleichung 30 in die Darcy-Gleichung (Gleichung 23) eingesetzt, können alle Variablen durch Messung gewonnen, oder über Schätzverfahren aus bekannten Größen abgeleitet werden.

Der Zusammenhang zwischen Matrixpotential Ψ_m [hPa] und Anfangswassergehalt θ_{Ψ_m} [m^3/m^3] ist nur mit großem Aufwand messtechnisch ermittelbar. Deshalb wird im Modell auf das Schätzverfahren von Van Genuchten (1980) zurückgegriffen.

$$(31) \quad \theta_{\Psi_m} = \theta_r + \frac{\Delta(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \cdot \Psi_m)^n]^m}$$

Mit:

θ_{Ψ_m}	Wassergehalt, dem Matrixpotential Ψ_m zugeordnet [m^3/m^3]
θ_s	Sättigungswassergehalt [m^3/m^3]
θ_r	Restwassergehalt bei pF 4,2 [m^3/m^3]
α, n, m	Parameter ohne physikalische Bedeutung [-]
Ψ_m	Matrixpotential [hPa]

Dabei ist $m = 1$ (Vereecken, 1989). Das dem Anfangswassergehalt zugehörige Matrixpotenzial Ψ_{m0} [hPa] ergibt sich wie folgt:

$$(32) \quad \Psi_{m0} = \left[\left(\frac{\theta_s - \theta_r}{\theta_0 - \theta_r} - 1 \right) * \frac{1}{\alpha^n} \right]^{\frac{1}{m}}$$

Die für die Umrechnung der Einheiten des Matrixpotenzials von hPa in J/kg zur Verwendung in Gleichung 23 gilt:

$$(33) \quad \psi_{m0} = \frac{\Psi_{m0} * 100}{\rho_q}$$

Die Schätzung des Sättigungswassergehaltes θ_s , des Restwassergehaltes θ_r sowie der Parameter α und n zur Lösung der Gleichung 32 erfolgt mit den von Vereecken (1989) entwickelten Regressionsgleichungen.

$$(34) \quad \theta_s = 0,81 - 0,231 * 10^{-3} * \rho_b + 0,001 * T$$

$$(35) \quad \theta_r = 0,015 + 0,005 * T + 0,014 * C_{org}$$

$$(36) \quad \ln(\alpha) = -2,486 + 0,025 * -0,315 * C_{org} - 2,617 * \rho_b - 0,023 * T$$

$$(37) \quad \ln(n) = 0,053 - 0,009 * S - 0,013 * T + 0,00015 * S^2$$

Mit:

ρ_b	Lagerungsdichte [kg/m^3]
C_{org}	Gehalt an organischem Kohlenstoff [M %]
T	Tongehalt [M %]
S	Sandgehalt [M %]

Da auch die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_s [m/s] nur mit großem Aufwand messtechnisch bestimmt werden kann, wird sie im Modell mit der Formel von Campbell (1985) abgeleitet:

$$(38) \quad k_s = 4 * 10^{-3} * \left(\frac{1,3 * 10^{-3}}{\rho_b} \right)^{1,3b} * \exp(-0,069 * T - 0,037 * U)$$

Mit:

ρ_b	Lagerungsdichte [kg/m ³]
T	Tongehalt [kg/kg]
U	Schluffgehalt [kg/kg]
b	siehe Parameter der folgenden Gleichung

Der Parameter b ergibt sich aus dem mittleren Partikeldurchmesser \bar{D} [m] und der dazugehörigen Standardabweichung δ_b [m].

$$(39) \quad b = (10^{-3} * \bar{D})^{-0,5} + 0,2\delta_b$$

Mit:

\bar{D}	mittlerer Partikeldurchmesser [m]
δ_b	Standardabweichung [m]

2.2.3 Modellparameter

Erosion 3D benötigt eine überschaubare Anzahl Eingangsparameter, von denen die meisten direkt messtechnisch bestimmt oder aus frei verfügbaren Daten abgeschätzt werden können. Die Eingabeparameter des Modells EROSION 3D werden unterteilt in Boden-, Relief- bzw. Niederschlagsparameter und sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Eingabeparameter von EROSION 3D

Boden	Einheit
Lagerungsdichte	kg/m ³
Anfangswassergehalt	V.-%
Organischer Kohlenstoffgehalt	M.-%
Bodenbedeckungsgrad	%
Korngrößenverteilung für neun Korngrößen	M.-%
Erosionswiderstand	N/m ²
Hydraulische Rauigkeit <i>n</i>	s/m ^{1/3}
Skinfaktor	-
Relief	
x-, y-, z-Koordinaten	m
Niederschlag	
Niederschlagsdauer	min
Niederschlagsintensität	mm/min

Als Ausgabeparameter liefert das Modell flächen- und querschnittsbezogene Informationen (vgl. Tabelle 2). Flächenbezogene Ausgabeparameter geben Informationen zur Erosion [kg/m²] und Deposition [kg/m²] der einzelnen Rasterzellen und deren Zellenzugsgebieten. Die querschnittsbezogenen Parameter beschreiben den Wasser- und Sedimenttransport für Zelleinzugsgebiete. Zur detaillierten Beschreibung partikelgebundener Stofftransporte erfolgt die Berechnung des Sedimentzuflusses [kg/m] für die Korngrößenklassen Ton und Schluff getrennt. Der Sandanteil im Sediment ergibt sich aus der Differenz zwischen Gesamtsedimentzufluss [kg/m] und den Zuflüssen an Ton [kg/m] und Schluff [kg]. Der Wasser- und Sedimenttransport wird zusätzlich für Landoberflächen und Vorfluter differenziert betrachtet.

Tabelle 2: Ausgabeparameter von EROSION 3D

Flächenbezogene Parameter	
Erosion, Deposition (Sedimentbilanz)	kg/m ²
Nettoerosion im Einzugsgebiet des Vorfluternetzes	t/ha
Durchschnittlicher Abtrag innerhalb des jeweiligen Zelleinzugsgebietes	t/ha
Durchschnittliche Deposition innerhalb des jeweiligen Zelleinzugsgebietes	t/ha
Durchschnittlicher Austrag (Nettoerosion) aus dem jeweiligen Zelleinzugsgebiet	t/ha
	-
Querschnittsbezogene Parameter	
Oberflächenabflussvolumen	m ³ /m
Sedimentkonzentration	m ³ /m ³
Zufluss aus dem jeweiligen Einzugsgebiet	m ³ /m
Sedimentzufluss aus dem jeweiligen Einzugsgebiet	kg/m
Tonzufluss aus dem jeweiligen Einzugsgebiet	kg/m
Schluffzufluss aus dem jeweiligen Einzugsgebiet	kg/m
Gesamtaustrag aus dem Zelleinzugsgebiet, differenziert nach neun Korngrößen	kg/m
Abflussvolumen im Vorfluter	m ³ /m
Transportiertes Sediment im Vorfluter	kg/m

2.3 Parametrisierungsinterface DPROC

2.3.1 Programmgrundlagen

Der Datenbankprozessor DPROC ist ein PC-gestütztes, interaktives Software-Werkzeug, das über Datenbankabfragen aus den verfügbaren Geo-Basisdaten (digitale Relief-, Boden-, und Landnutzungsdaten) flächendeckende Eingabewerte für die spezifischen Boden- und Landnutzungsparameter des Prognosemodells EROSION 3D generiert (vgl. Abbildung 10; LfL und GeoGnostics, 2005).

Die Grundlage dieser Software bildet der Parameterkatalog Sachsen (Michael et al., 1996). Auf dieser Basis entwickelte (Köhler, 2000) eine Datenbankanwendung, die es ermöglicht aus den Primärinformationen zu Landnutzung und Boden, die notwendigen Eingangsparameter für EROSION 2/3D abzuleiten.

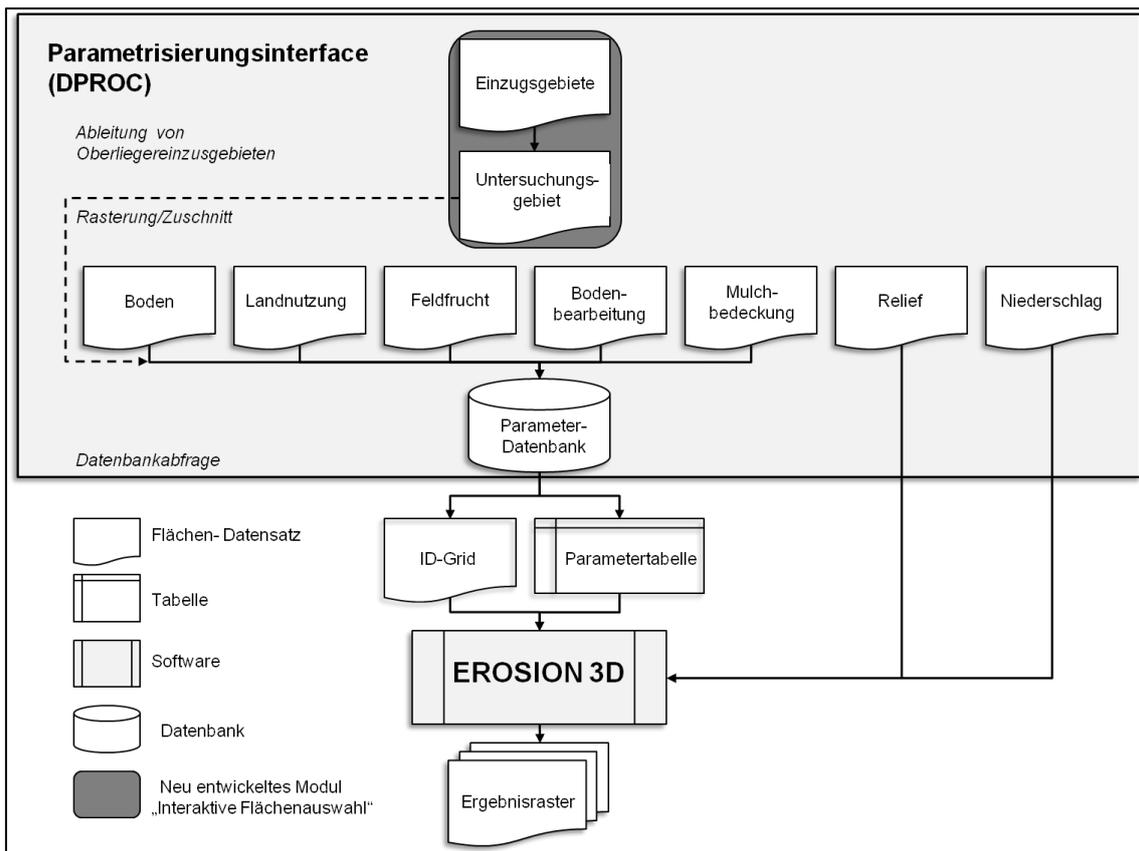


Abbildung 10: Arbeitsweise des Datenbankprozessor (DPROC)

Bei den verwendeten Primärinformationen handelt es sich um verfügbare oder selbst erhobene Raumdaten (Boden- und Landnutzungsdaten), zumeist um Vektor-Daten, die ggf. mit sekundären Tabellen gekoppelt sind (LfL und GeoGnostics, 2005). Je

nach Aussagekraft bzw. Flächendeckung können diese Daten hierarchisch geordnet werden. Dabei erstellt der Datenbankprozessor jeweils aus den unterschiedlichen Primärinformationen ein Landnutzungs- und ein Bodenraster, dass im weiteren Verlauf zu einem Elementarflächenraster (s.u.) verarbeitet wird. Abbildung 11 stellt beispielhaft eine hierarchische Ordnung der Primärdaten (ATKIS-DLM25, InVeKoS, Schlagkarte, BK 50 und BÜK 200) dar. Dabei bilden die Geo-Daten größter Flächendeckung und geringstem Detailgrad bzw. räumlicher Auflösung die erste Hierarchieebene (ATKIS-DLM25-Polygone bzw. BÜK200) ergänzt werden diese Informationen mit i.d.R. Daten geringerer Flächendeckung aber höherem Detailgrad bzw. höherer räumlicher Auflösung (InVeKoS, Schlagkarte, ATKIS DLM25-Linien bzw. BK50).

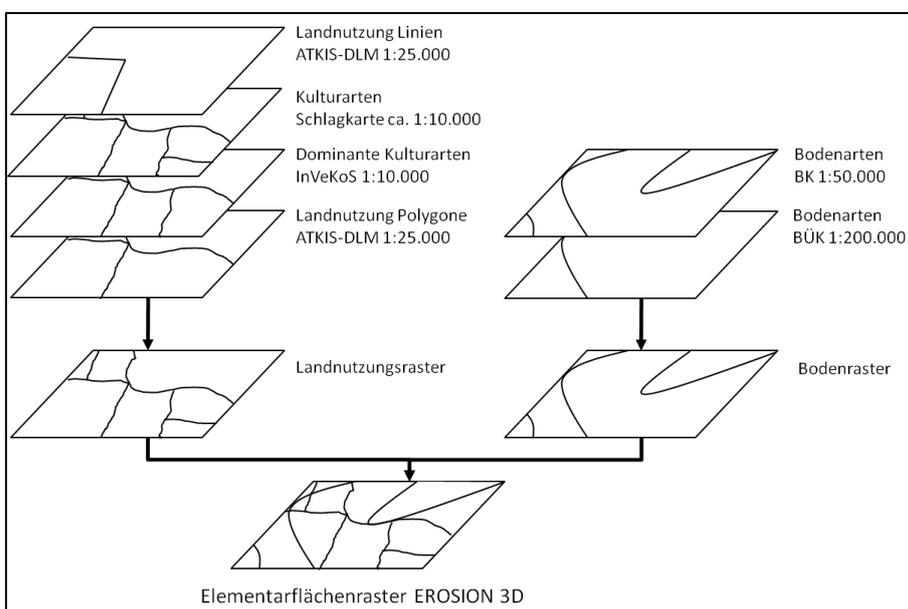


Abbildung 11: Beispielhafte Überlagerung verschiedener Datenhierarchien zur Verwendung im DPROC

2.3.2 Datenbank

Im Programmhintergrund des Datenbankprozessors werden über eine relationale Datenbank jeder räumlichen Primärinformation (Bodenart, Landnutzung, Bearbeitungssystem, Feuchtestufe), in Abhängigkeit des Simulationszeitpunktes (Monat), spezifische Modellparameter zugewiesen. Die Beziehungen zwischen Primärinformation und Modellparametern sind in Tabelle 3 dargestellt. Wie oben bereits erwähnt, basiert diese Datenbank auf den Ergebnissen des Parameterkataloges Sachsen (Michael et al., 1996), der wiederum aus den Ergebnissen der 129 Großberechnungsexperimente des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen (LfUG, 1994a; LfUG, 1994b; LfUG, 1995a; LfUG, 1995b; LfUG, 1996) zusammengestellt wurde.

Michael et al. (1996) teilten die Versuche in Klassen mit ähnlichen Parameterkonstellationen (Bodenart, Anfangsbodenfeuchte, Lagerungsdichte, Fruchtart, Bodenbearbeitung), übernahmen Einzelwerte oder leiteten Mittelwerte ab. Konstellationen, die nicht mit gemessenen Daten hinterlegt sind, werden Schätzwerte zugewiesen. Diese Schätzungen basieren auf Untersuchungen anderer Autoren wie z. B. Zimmerling (2004).

Ein Datenbankabfragemenü erlaubt die Auffüllung von Leerfeldern und die Zuweisung globaler Nutzungen und Bodenarten. Bodenzustände, Bodenfeuchten und Entwicklungszustände der Feldfrüchte. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit diese Angaben und Bodenbedeckung durch Mulch bei genauer Gebietskenntnis über selbst erstellte Raster zu definieren. Eine intern erzeugte Protokolldatei gibt Auskunft über die Qualität der erzeugten Datensätze, d. h. für jede Elementarfläche werden die Eingangsparameter nach ihrer Schätzqualität („1“, sehr gut – „4“, befriedigend) bewertet. Datenlücken sind durch den Wert „-9999“ gekennzeichnet.

Im Zeitraum des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen (1993-1996) wurden die Techniken der konservierenden Bodenbearbeitung in Sachsen neu eingeführt. Deshalb standen weniger konservierend als konventionell bearbeitete Untersuchungsflächen zur Verfügung (42 konservierende vs. 66 gepflügte Flächen). Darüber hinaus haben sich in den letzten 15 Jahren maschinentechnische Änderungen ergeben. Zum Beispiel wird der Zinkenrotor als Arbeitsgerät heute seltener eingesetzt als noch Mitte der 1990er Jahre (Schmidt, 2009).

Ein weiteres Problem ergibt sich durch die Anwendungsdauer der konservierenden Bodenbearbeitung. Viele der damaligen Untersuchungsflächen wurden nur einmalig pfluglos bestellt. Experimentelle Untersuchungen zu dauerhaft konservierend bearbeiteten Flächen fanden nur an den Standorten Lüttewitz (acht Experimente) und Methau (18 Experimente) statt. Da im Untersuchungszeitraum Direktsaatverfahren in Sachsen noch nicht angewendet wurden, fehlen Untersuchungen auf solchen Flächen gänzlich.

Zur Parametrisierung von Bearbeitungsszenarien mussten die bisher verfügbaren experimentellen Daten ergänzt werden. Aus Untersuchungsergebnissen anderer Autoren (Grosch, 2007; Reger, 2007; Schramm, 1994) stehen darüber hinaus Daten zur Verfügung, die bisher keinen Eingang in die Datenbank zur Parametrisierung des Modells EROSION 3D gefunden haben. Eine genaue Prüfung der DPROC-Datenbank führte zu dem Schluss, dass einige Parameter unplausibel abgeschätzt bzw. Nutzungen nicht korrekt zugeordnet werden. Diese Probleme sind insbesondere auf die Vielzahl der Bearbeiter zurückzuführen, die seit Publikation des Parameterkatalogs Sachsen (Michael et al., 1996)

an der Erstellung und Pflege der Datenbank beteiligt waren. Das Fehlen einer einheitlichen und fortgeschriebenen Dokumentation schränkt die konsistente Pflege erheblich ein.

Aus diesen Erkenntnissen ergaben sich für diese Arbeit folgende Aufgabenstellungen und Ziele:

- Neukategorisierung der Originalversuche des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen
- Erweiterung der Datengrundlage für dauerhaft konservierend bearbeitete Flächen durch eigene Untersuchungen
- Schaffung einer Datengrundlage für Direktsaatflächen durch eigene Untersuchungen
- Einarbeitung von Daten anderer Autoren
- Korrektur unplausibel abgeschätzter Parameter und Zuordnung neuer Nutzungen

Tabelle 3: GIS-Daten und abgeleitete Modellparameter in der DPROC-Datenbank (verändert nach Seidel 2008)

Modell- parameter Primär- information	Textur	Θ	C_{org}	ρ	Φ	n	C	SF
	[M.-%]	[Vol.-%]	[M.-%]	[kg/m ³]	[N/m ²]	[s/m ^{1/3}]	[%]	[-]
Landnutzung			x	x	x	x	x	x
Kulturart			x	x	x	x	x	x
Bearbeitung		x		x	x	x	x	
Bodenart	x	x	x	x	x			
Monat				x	x	x	x	x

Θ : Anfangsbodenfeuchte; ρ : Lagerungsdichte; Φ : Erosionswiderstand; n : hydraulische Rauigkeit; C : Bodenbedeckungsgrad; SF: Skinfaktor

2.3.3 Flächenauswahl und Datenzuschnitt

Im Rahmen der Parametrisierung war eine interaktive Flächenauswahl notwendig, um die Geo-Basisdaten (Relief-, Landnutzungs- und Bodeninformation) im Vorfeld der Datenbankabfrage auf die gewünschte räumliche Ausdehnung und Auflösung zuzuschneiden. Diese Flächenauswahl soll für hydrologisch eindeutig abgegrenzte Systeme, wie Einzugsgebiete (EZG) und Oberflächenwasserkörper (OWK) durchgeführt werden. Die hydrologisch korrekte Abbildung der Wasser- und Stoffflüsse in einem Einzugsgebiet erfordert deshalb die Berücksichtigung aller Oberliegereinzugsgebiete eines Zielgebietes. Dazu wurde die Parametrisierungssoftware DPROC durch die Firma GeoGnostics Berlin entsprechend weiterentwickelt.

Aus hydrologischer Sicht wird das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland in sechs Stromgebiete und die Küstengebiete unterteilt (LAWA, 1978). Diese Stromgebiete und die

darin enthaltenen Teilgebiete sind durch eindeutige Zahlen, die so genannte Gewässerkennzahl; (GKZ) verschlüsselt.

Die erste Stelle der GKZ gibt das Stromgebiet, die zweite Ziffer die erste Unterteilung des Gebietes an. Die folgenden Stellen unterteilen die Teilgebiete weiter. Die GKZ besteht aus 10 Ziffern. Die Nummerierung beginnt jeweils an der Mündung des Gewässers. Einzugsgebiete entlang des Hauptfließgewässers werden als Zwischengebiete bezeichnet und werden mit ungeraden Ziffern kodiert, während Einzugsgebiete der Nebenfließgewässer mit geraden Ziffern belegt werden (Koschitzki, 2004). Die Kodierung erlaubt nicht nur eine einfache Zuordnung eines Einzugsgebietes zu einem größeren Flussgebiet, sondern bietet zusätzlich die Möglichkeit, durch eine einfache Abfrage die oberhalb eines Punktes gelegenen Gewässerabschnitte zu identifizieren. Umgekehrt können auch alle Gewässerabschnitte unterhalb eines Punktes bis zur Mündung selektiert werden (LAWA, 1993).

Die Berechnung konsistenter Wasser- und Sedimentflüsse in EROSION 3D setzt die Kenntnis des Oberliegereinzugsgebietes eines Zielgebietes voraus. Diese Auswahl wird ausgehend von der Gewässerkennzahl des Zielgebietes („*StartGKZ*“) vorgenommen. Die Oberliegereinzugsgebiete („*BasisGKZ*“) können aus der Gesamtliste aller Einzugsgebiete im DPROC durch eine spezielle Programmroutine selektiert werden:

Diese lokalisiert in der Gewässerkennzahl von rechts die erste gerade Ziffer und ersetzt alle rechtsstehenden Ziffern durch Nullen. Im zweiten Schritt erfolgt die Prüfung aller GKZ auf folgende Bedingungen:

$$GKZ \leq StartGKZ \text{ und } GKZ \geq BasisGKZ$$

Ist das Ergebnis dieser Abfrage wahr, gehört die abgefragte GKZ zum Einzugsgebiet des aktuellen Gebietes.

Beispiel

Für das Zielgebiet Lockwitzbach oberhalb Mündung Folgenbach *GKZ 5371921500* (vgl. Abbildung 12) sollen die Oberlieger bis zur Mündung gesucht werden. Von rechts ausgehend werden alle ungeraden Ziffern (5) durch Nullen bis zur ersten geraden Ziffer (2) ersetzt.

Das Ergebnis ist die "*Basis-GKZ*" *5371920000*. Die Oberlieger einschließlich der „*Start-GKZ*“ ergeben sich durch die Abfrage: *GKZ ≤ 5371921500 und GKZ ≥ 5371920000*.

Für die Gebiete 5371921500, 5371921300, 5371921200 und 5371921100 ist diese Abfrage wahr, d.h. sie bilden das abgeleitete Zielgebiet (vgl. Abbildung 12, rechts).

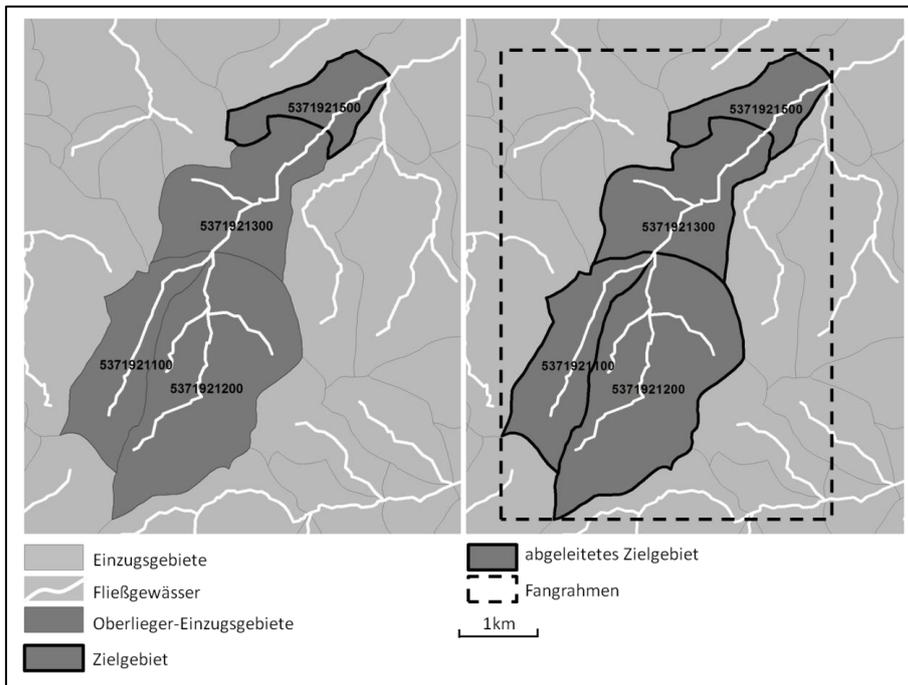


Abbildung 12: Oberliegerableitung im DPROC (Beispielgebiet: Lockwitzbach)

Für den Fangrahmen des ausgewählten Gebietes werden intern die Randkoordinaten ermittelt. Beim Einlesen der einzelnen Flächendaten erfolgt deren Zuschnitt zur Weiterverarbeitung in der Datenbankabfrage.

2.4 Experimentelle Untersuchungen

Ziel der experimentellen Untersuchungen ist es, die DPROC-Datenbank um Modellparameter für dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat auf Basis von Beregnungsversuchen zu erweitern.

2.4.1 Untersuchungsstandorte

Um den Einfluss dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung auf Infiltration und Sedimentaustrag experimentell zu erfassen, werden bevorzugt Untersuchungsflächen ausgewählt, die über einen Zeitraum von ≥ 5 Jahren durchgehend konservierend bewirtschaftet wurden (vgl. Abbildung 14).

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt lag auf Flächen, die dauerhaft in Direktsaat bestellt werden, da die DPROC-Datenbank für diesen Bewirtschaftungstyp zunächst nur Schätzwerte enthielt.

Flächen, auf denen konservierende Bodenbearbeitungsverfahren zum Einsatz kommen, bilden den Großteil der Untersuchungsflächen ($n = 17$, von 32). Um die Szenarienfähigkeit der neu entwickelten Datenbasis im Hinblick auf derzeitige Förderrichtlinien (Europäischer Landwirtschaftsfond zur Entwicklung des Ländlichen Raumes, ELER u. a.) zu gewährleisten, wurden bis auf eine Ausnahme Standorte untersucht, die ≥ 5 Jahre nichtwendend bearbeitet wurden. Zu diesen Flächen zählen Gersdorf und Oberlungwitz, Hohndorf, Großolbersdorf und Niedersaida.

Aufgrund der geringen Verbreitung des Direktsaatverfahrens in Sachsen liegen die Schwerpunktfelder zur Parameterableitung in einem Landwirtschaftsbetrieb in Waldenburg/Ortsteil Oberwinkel. Für die Untersuchungen wurden sechs Schläge unterschiedlicher Fruchtarten untersucht. Die Direktsaatflächen in Lüttewitz wurden der konservierenden Bodenbearbeitung zugeordnet, da eine flache Saatbettbereitung zur Zuckerrübe durchgeführt wird.

Zu Validierungszwecken wurden ferner auch konventionell durch Pflug bearbeitete Flächen untersucht und zwar an den Standorten Lüttewitz, Methau und Oberlungwitz.

Die Standorteigenschaften der Versuchspartellen sind im Anhang dargestellt. Hangneigungen der Messpartellen liegen zwischen 7 % (Garbisdorf I, Versuch-Nr. 9) und 22 % (Niedersaida, Versuch-Nr. 24). Die Ton- und Schluffgehalte schwanken mit den geringsten Werten auf den Verwitterungsböden des Erzgebirges und den höchsten im Lösshügelland, zwischen 4 % und 22 % bzw. 31 % und 88 % (vgl. Abbildung 13). Die

Sandgehalte der untersuchten Böden schwanken zwischen 6.5 % im Lösshügelland und 65 % im Erzgebirge. Die auf Basis der Korngrößenzusammensetzung abgeleiteten Bodenarten besitzen alle eine hohe Erosionsanfälligkeit (vgl.

Abbildung 22) Es handelt sich vor allem um Schluffböden (Ut4, Ut3 und U1s) auf Lössstandorten. Die Verwitterungsstandorte des Erzgebirges und Vorerzgebirgischen Beckens weisen hingegen Sandböden zwischen Su3 und Slu auf (vgl. Abbildung 13).

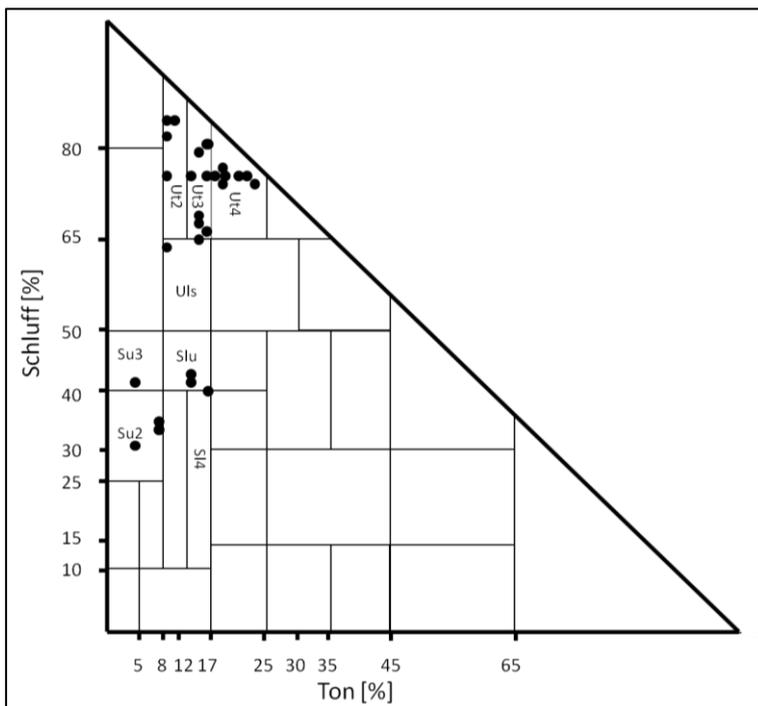


Abbildung 13: Korngrößenzusammensetzung der Untersuchungsstandorte

Die Lagerungsdichten der Böden variieren zwischen 1,23 g/cm³ und 1,6 g/cm³. Sie liegen demnach alle im mittleren Bereich der KA5-Einstufung (AGBoden, 2005). Die höchsten Lagerungsdichten werden auf den Direktsaatflächen erreicht.

Die C_{org}-Gehalte der Parzellen schwanken zwischen 0,76 % und 2,85 %. Die höchsten C_{org}-Gehalte werden auf den sandreichen Substraten des Erzgebirges und des Vorerzgebirgischen Beckens gemessen.

Die DPROC-Datenbank basiert in ihrer bisherigen Form auf den 129 Beregnungsexperimenten des Bodenerosionsmessprogramms (vgl. Kapitel 2.3.2) Sachsen. Da die Großberegnungsanlage (vgl. Kapitel 2.4.2) dieses Programms für die vorliegenden Untersuchungen nicht mehr Verfügung stand, wurden die erosionsrelevanten Bodenparameter mit einer Kleinberegnungsanlage ermittelt.

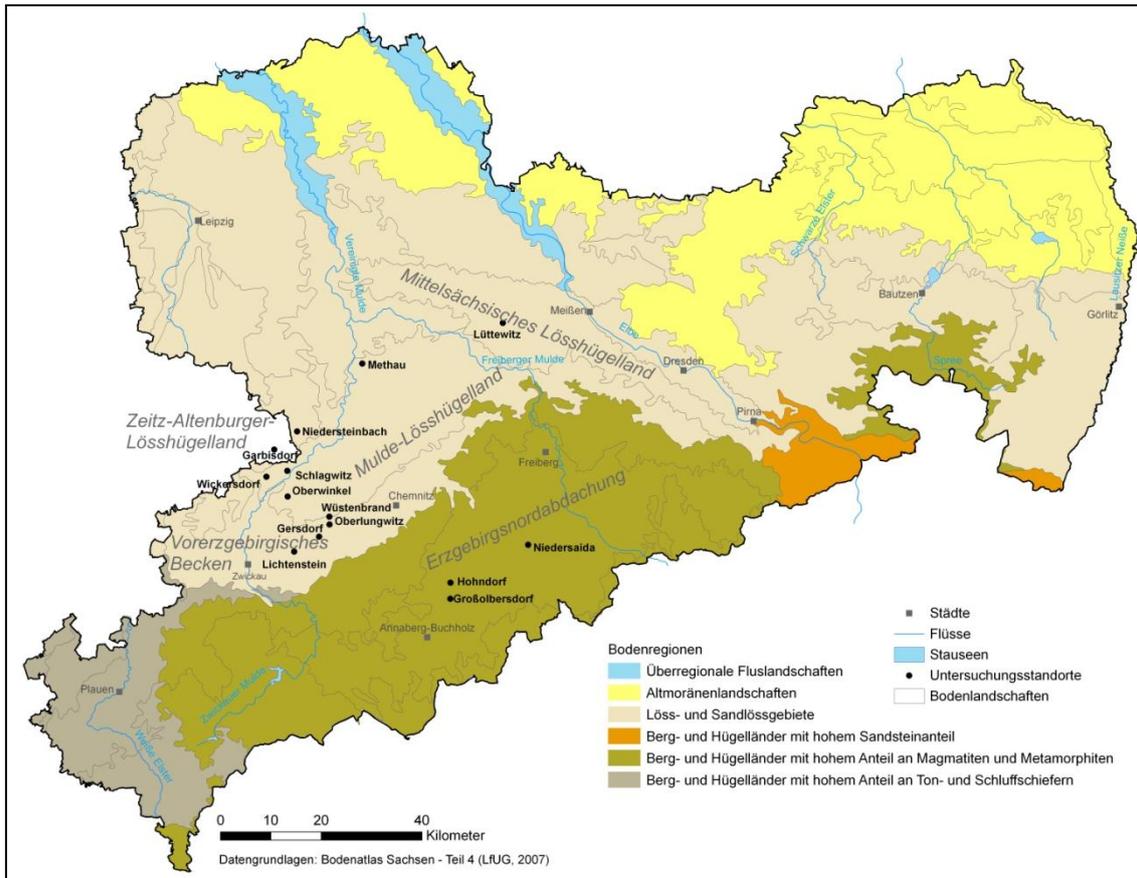


Abbildung 14: Untersuchungsstandorte in den sächsischen Bodenlandschaften

Um die bestehende Datenbank mit diesen Daten korrigieren und erweitern zu können, mussten die Gültigkeit und die Vergleichbarkeit zu den Messdaten des Bodenerosionsmessprogramms gewährleistet werden. Es wurden daher verschiedene Untersuchungsflächen des ursprünglichen Bodenerosionsmessprogramms erneut aufgesucht und unter unterschiedlichen Bewirtschaftungsbedingungen untersucht. Hierbei handelt es sich um folgende, in Tabelle 4 dargestellten, Standorte:

Tabelle 4: Validierungsstandorte der neuen Messkampagne

Standort	Landkreis	Bodenlandschaft	Bearbeitung
Lüttewitz	Mittelsachsen	Mittelsächsisches Lösshügelland	konventionell (Pflug) konservierend (Grubber)
Methau	Mittelsachsen	Mulde-Lösshügelland	konventionell (Pflug) konservierend (Grubber) konservierend (Zinkenrotor)
Wüstenbrand/Lichtenstein	Zwickau	Vor erzgebirgisches Becken	konservierend (Grubber)

2.4.2 Durchführung von Erosionsexperimenten mit Starkregensimulation

2.4.2.1 Beregnungsanlage

Der Aufbau der Anlage orientiert sich an der von Astalosch (1990) und Schramm (1994) beschriebenen Großberegnungsanlage, wie sie von Michael et al. (1996) im Rahmen des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen verwendet wurde. Die Kopplung von 15 bis 30 Beregnungsmodulen ermöglichte die Beregnung einer Fläche von 22*2 bzw. 4 m.

In der aktuellen Studie werden drei Beregnungsmodule zur Beregnung einer 3*1 m großen Fläche benutzt. Die Parzelle wird durch einen Metallrahmen gegenüber der Umgebung abgegrenzt und (vgl. Abbildung 15). Der Auffangkasten am unteren Ende des Rahmens wird in den Boden eingesetzt und im Übergang zur Parzelle abgedichtet. Am Kasten wird ein Ablaufrohr zum Auffangen von Oberflächenabfluss und Sediment angebracht. Das Modulgerüst wird über die höhenverstellbaren Füße gleichmäßig auf 2 m Höhe ausgerichtet.

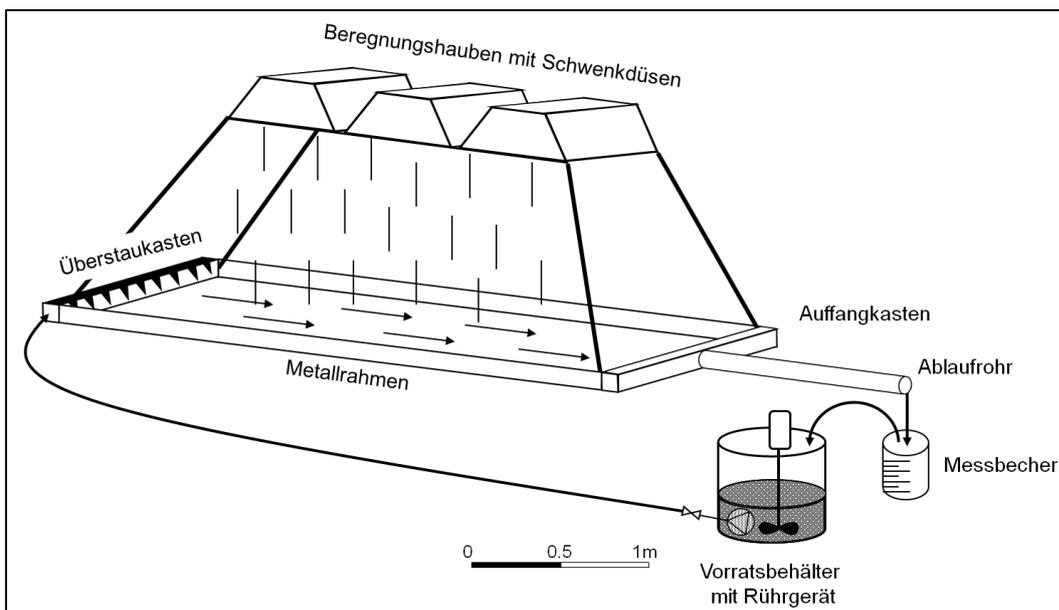


Abbildung 15: Aufbau der Beregnungsanlage

Am oberen Ende des Beregnungsrahmens befindet sich ein Überstauomodul, über das sedimentbeladenes Wasser vom unteren Ende der Messfläche von Oberstrom erneut eingespeist werden kann. Um dabei die Partikel in Suspension zu halten, wird der Flüssigkeitsvorrat ständig gerührt. Über eine Schmutzwasserpumpe kann der Zustrom in die Messfläche dosiert werden.

Die identischen Berechnungsmodule sind jeweils mit einer Flachstrahldüse ausgestattet. Um eine gleichmäßige Niederschlagsverteilung zu gewährleisten, müssen die Flachstrahldüsen über die Fläche bewegt werden. Die Niederschlagsintensität wird über die Schwenkgeschwindigkeit und die Verweilzeit in den Umkehrpunkten geregelt.

Auffangrinnen in den Hauben dienen zur Ableitung des Überschusswassers, während die Düsen an den Umkehrpunkten verweilen. Bei den Düsen handelt es sich um das Fabrikat VeeJet 80/100 der Fa. Spraying Systems, die aufgrund ihres mit natürlichen Starkregen vergleichbarem Tropfenspektrums [-] und Fallgeschwindigkeit der Tropfen [m/s] einen Quasistandard in der Erosionsforschung darstellen (Auerswald et al., 1992; Foster et al., 1982; Hassel und Richter, 1992; Kainz et al., 1992).

Der Düsenvordruck bestimmt das Tropfenspektrum und die Fallgeschwindigkeit bzw. die resultierende Impulsstromdichte [N/m^2] bei einer gegebenen Niederschlagsintensität. Zimmermann (1989) untersuchte mittels Distrometer die durch VeeJet 80/100 an einem Kleinregner erzeugten Niederschläge für unterschiedliche Druckstufen. Verglichen mit den Angaben von Diem (1971), Wischmeier (1978) und Brandt (1989) zu natürlichen Niederschlägen ergaben sich die besten Übereinstimmungen hinsichtlich Tropfenspektrum und Fallgeschwindigkeit der Tropfen für 0,5 bar Düsenvordruck und >30 mm/h Niederschlag (Gerlinger, 1997; Schramm, 1994; Zimmermann, 1989).

Der Düsenvordruck [bar] wird vor jedem Experiment über ein Druckminderungsventil geregelt. Die Berechnungsintensität [mm/h] kann darüber hinaus über die Einstellung von Schwenkgeschwindigkeit und Verweildauer der Düsen in den Umkehrpunkten variiert werden. Die angestrebte Niederschlagsintensität orientiert sich an dem im Boderosionsmessprogramm Sachsen zugrunde gelegten mittleren Wert von ca. 36 mm/h. Trotz sorgfältiger Voreinstellung der Anlagenparameter ist die Intensität nicht exakt reproduzierbar. Um die genaue Intensität für das Einzelexperiment zu bestimmen, wird die Fläche mit einer Folie abgedeckt und somit der Niederschlag vollständig zum Abfluss gebracht. Aus dem gemessenen Abflussvolumenstrom kann dann die Niederschlagsmenge pro Flächen- und Zeiteinheit bestimmt werden.

Nach Entfernen der Folie beginnt die eigentliche Messung. Der Berechnungsversuch gliedert sich in zwei Teilexperimente. Im ersten Teil erfolgt die Bestimmung der Infiltrationsrate [mm/min] zur späteren Ermittlung des Skinfaktors (vgl. Abbildung 16). Dazu wird der abfließende Volumenstrom [ml/min] minütig mit Hilfe eines Messbechers bestimmt. Der Oberflächenabfluss wird in einer 200 l Tonne aufgefangen. Bei Erreichen konstanter Infiltrationsraten bzw. bei einer ausreichend abgeflossenen Wassermenge (mind. 50 l), schließt sich das zweite Teilexperiment an. Es dient der Simulation des

Sedimentmassenstromes $[\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})]$ zur späteren Bestimmung des Erosionswiderstandes. Dazu wird der installierte Überstau zugeschaltet, um einen Zustrom von sedimentbeladenem Wasser in die Parzelle zu ermöglichen. Die Menge des Zustroms $[\text{ml}/\text{min}]$ kann unter Feldbedingungen nicht genau bestimmt werden. Allerdings wird stets so viel sedimentbeladenes Wasser eingespeist, dass eine virtuelle Hanglänge von 15 - 35 m erreicht wird. Die Einspeisung muss demzufolge das 5 - 12fache des ursprünglichen Durchflusses (ohne Zustrom) betragen. Die Beprobung des Oberflächenabflusses erfolgt wiederum im ein-minütigen Rhythmus. Parallel dazu wird die Fließgeschwindigkeit des Abflusses $[\text{m}/\text{s}]$ mit dem Farbtracer „Vitasyn Blau AE85“ bestimmt. Ermittelt wird die Zeit $[\text{s}]$, die der Tracer benötigt, um die gesamte Parzellenlänge $[3 \text{ m}]$ zu überwinden. In jedem Überstauexperiment werden mindestens vier Tracerversuche, oft auch in Bereichen unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten, durchgeführt (vgl. Abbildung 16).

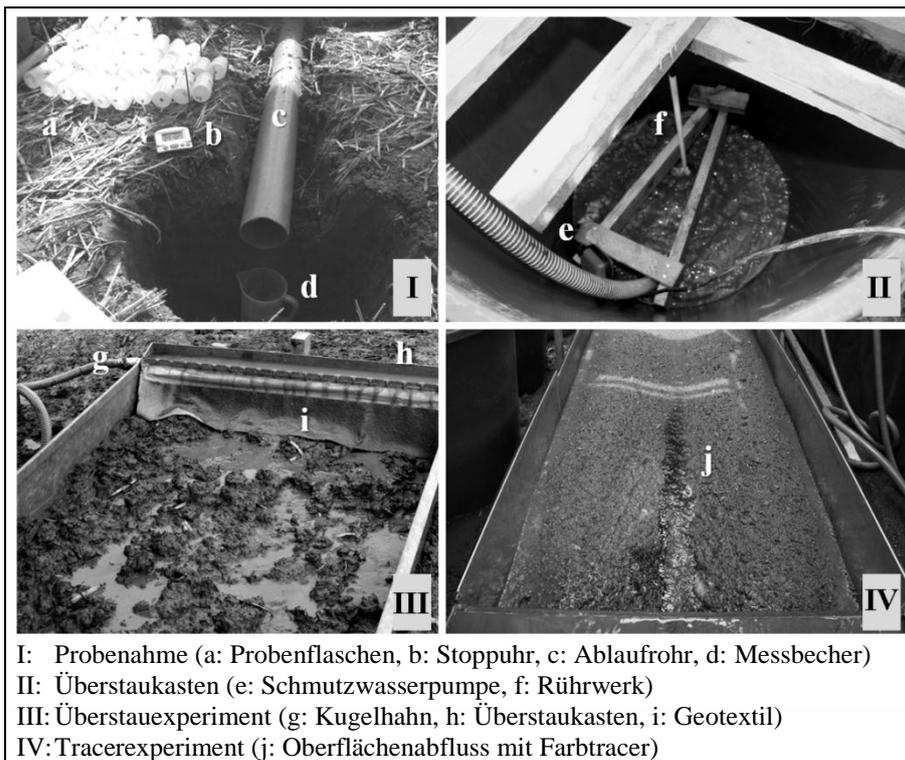


Abbildung 16: Detailansichten eines Beregnungsexperimentes

2.4.2.2 Probennahmen und Laboranalysen

Parallel zu den Beregnungsexperimenten erfolgt die Messung der Hangneigung mit Gliedermaßstab, der Bodenbedeckung mit Hilfe der Schätztafel (AGBoden, 2005; Michael et al., 1996) und die Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung laborativ messbarer Modellparameter (Lagerungsdichte, C_{org} -Gehalt, Anfangsbodenfeuchte, Korngrößen-

zusammensetzung). Zu diesem Zweck werden aus 20 cm Tiefe jeweils sechs Stechzylinder (100 cm^3) und eine Mischprobe entnommen.

Die Mischproben werden im Labor nach DIN ISO 11464 vorbereitet. Eine Teilprobe des Feinbodens wird zur Korngrößenanalyse nach dem Sieb- und Schlämmverfahren DIN ISO 11277 verwendet, wobei auf eine chemische Vorbehandlung mit H_2O_2 verzichtet wurde. Um den bei der Erosion auftretenden mechanischen Zerfallsprozess der Bodenaggregate nachzubilden, werden die Proben im Ultraschallbad vorbehandelt (Michael et al., 1996). Eine weitere Teilprobe des Feinbodens wird zur Bestimmung des C_{org} -Gehalt gemäß DIN ISO 10694 verwendet. Die Stechzylinderproben dienen der Ermittlung des Anfangswassergehaltes und der Lagerungsdichte nach DIN ISO 11272.

2.4.3 Parameterableitung

Das Beregnungsexperiment erfolgt in zwei Teillexperimenten, wobei der erste Teil der Bestimmung des Skinfaktors dient. Aus den Ergebnissen des zweiten Experimententeils werden die Modellparameter Erosionswiderstand und hydraulische Rauigkeit abgeleitet. Gemessen werden dabei der Abflussvolumenstrom im ersten und der Sedimentmassenstrom bzw. die Fließgeschwindigkeit im zweiten Experimententeil (vgl. Abbildung 17).

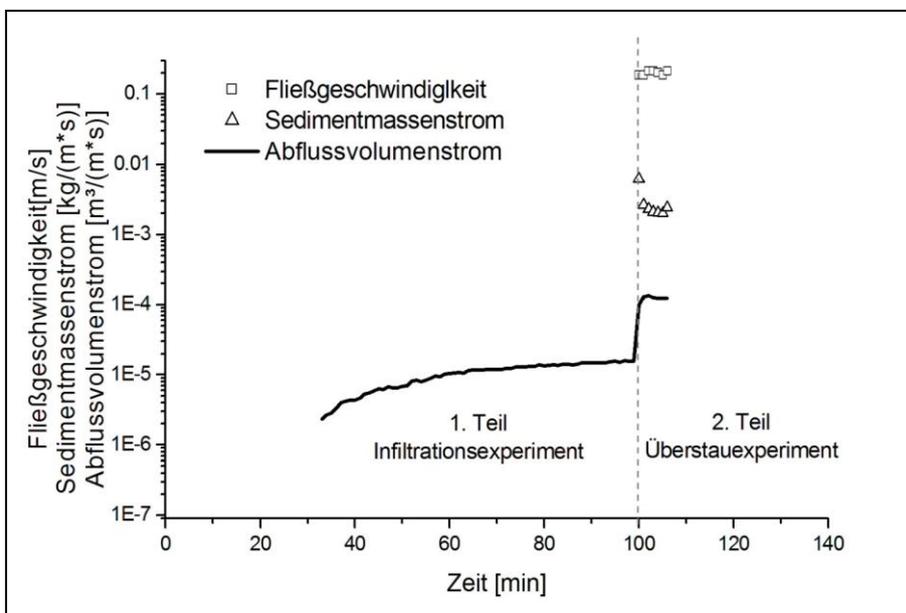


Abbildung 17: Beispielhafte Darstellung des Beregnungsexperimentes

2.4.3.1 Skinfaktor

Die Ermittlung des Skinfaktors wie auch des Erosionswiderstandes (s. u.) erfordert die Auswertung der experimentellen Daten mit Hilfe des Bodenerosionsmodells EROSION 2D (Hangprofilversion von EROSION 3D) mit den oben aufgeführten Messdaten (vgl. Kapitel 2.4.2.2).

Zunächst wird das Infiltrationsexperiment mit dem Modell simuliert. Dabei wird über die Veränderung des Skinfaktors der simulierte Abflussvolumenstrom so lange variiert, bis er unter ansonsten unveränderten Bedingungen dem gemessenen Abflussvolumenstrom entspricht (vgl. Abbildung 18). Die Infiltrationsrate ergibt sich dabei aus der Differenz aus Niederschlags- und Abflussmenge pro Zeiteinheit.

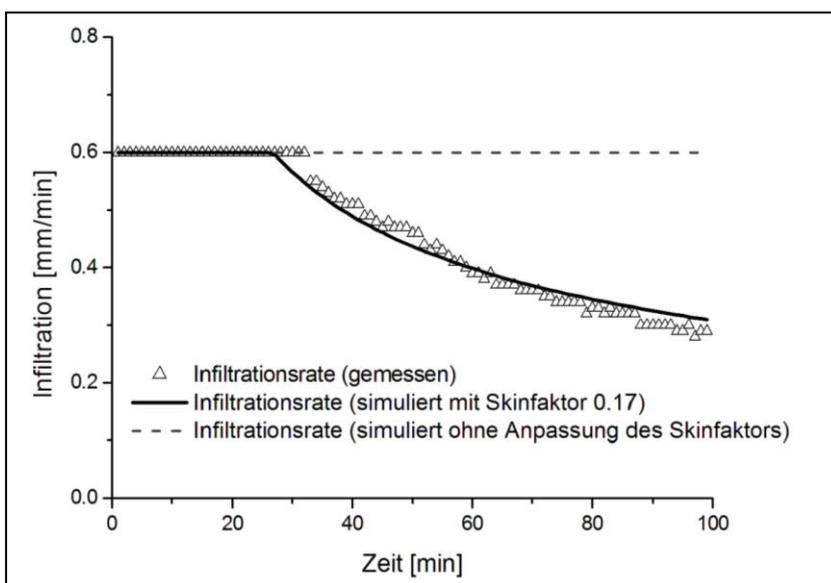


Abbildung 18: Ermittlung des Skinfaktors aus Infiltrationsraten im Infiltrationsexperiment

2.4.3.2 Hydraulische Rauigkeit

Die hydraulische Rauigkeit wird aus der gemessenen mittleren Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses gemäß Gleichung 40 berechnet (vgl. Abbildung 19):

$$(40) \quad n = v_q^{-\frac{5}{3}} * q^{\frac{2}{3}} * S^{\frac{1}{2}}$$

Mit:

n	Oberflächenrauigkeit nach Manning [s/m ^{1/3}]
v_q	Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses [m/s]
q	Abflussvolumenstrom [m ³ /(s*m)]
S	Hangneigung [-]

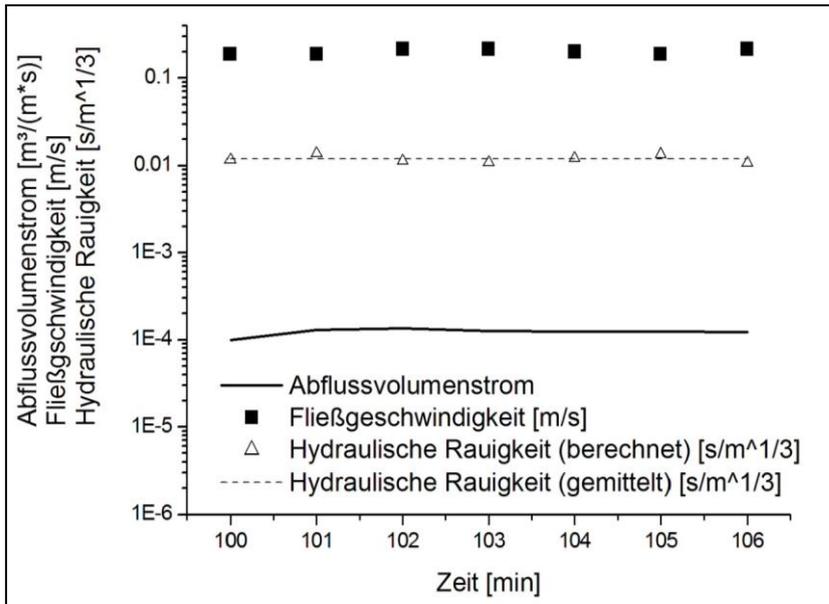


Abbildung 19: Ermittlung der hydraulischen Rauigkeit aus der Fließgeschwindigkeit und dem Abflussvolumen im Überstauexperiment

2.4.3.3 Erosionswiderstand

Zur Bestimmung des Erosionswiderstandes wird ebenfalls der zweite Teil der Beregnungsversuche ausgewertet. Die Bezugsgrößen sind dabei die virtuelle Hanglänge der Versuchsparzelle, der Durchfluss und die mittlere gemessene Sedimentkonzentration im Beregnungsexperiment bei zusätzlichem Zustrom von oben. Die virtuelle Hanglänge ergibt sich aus Gleichung 41 wie folgt:

$$(41) \quad vL_p = \frac{Q_{\dot{U}} \cdot L_p}{Q}$$

Mit:

vL_p	virtuelle Parzellenlänge
L_p	tatsächliche Parzellenlänge
Q	Durchfluss ohne Überstau
$Q_{\dot{U}}$	Durchfluss mit Überstau.

Dazu liegt die Annahme zugrunde, dass die ermittelte Endinfiltration Zeitraum des Überstauexperimentes (Dauer 5-10 min) konstant ist.

Durch Anpassung des Erosionswiderstandes wird der mit EROSION 3D simulierte Sedimentmassenstrom schließlich dem gemessenen Austrag iterativ angenähert (vgl. Abbildung 20).

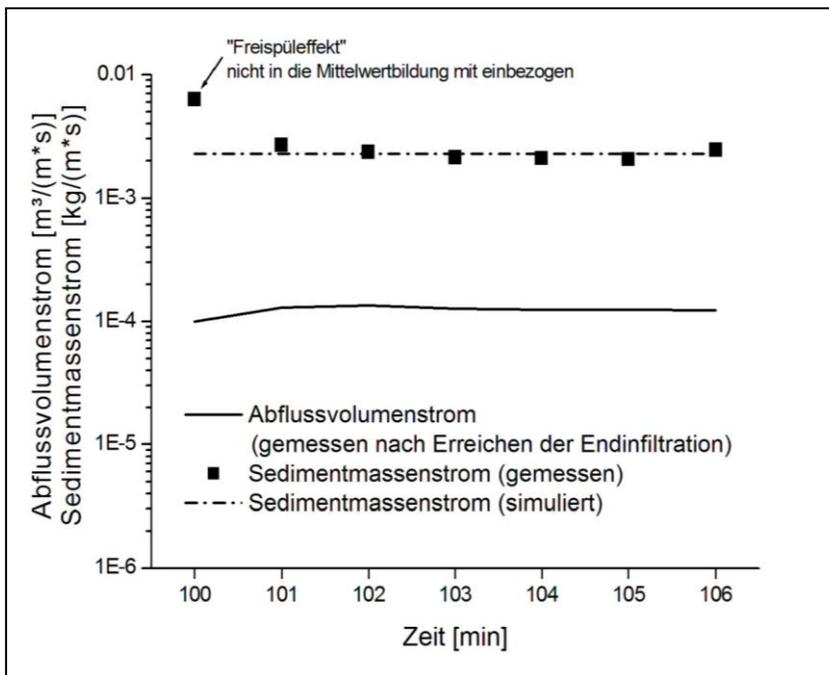


Abbildung 20: Abflussvolumenstrom und Sedimentmassenstrom im Überstauexperiment

2.4.4 Korrektur- und Erweiterung der DPROC-Datenbank

Im Nachgang des Bodenerosionsmessprogramms 1993-1995 wurden diverse Einzeluntersuchungen mit Beregnungsexperimenten durchgeführt, deren Ergebnisse zur Korrektur und Erweiterung der DPROC-Datenbank im Rahmen dieser Arbeit ausgewertet wurden. Umfangreiche Beregnungsdaten aus Versuchen mit einer Kleinberegnungsanlage liefert die Arbeit von Zimmerling (2004) die das Infiltrationsverhalten auf konservierend bearbeiteten Ackerflächen zum Gegenstand hatte. Nach einer Validierung von Haubeninfiltrationsversuchen zur Ermittlung des Skinfaktors durch Helbig (2007) konnten Grosch (2007) und Reger (2007) erstmals Skinfaktoren für Direktsaatflächen zur Verfügung stellen.

Leider war die Verfügbarkeit von Daten zum Erosionswiderstand weitaus eingeschränkter, sodass nur vereinzelt Daten von Schramm (1994) und Deumlich (1995) in Michael (2000) vor allem für konventionell bearbeitete Standorte zur Ergänzung herangezogen werden konnten.

Da keine Informationen zur Zuordnung einzelner Datensätze zu bestehenden DPROC-Kategorien (Bodenart, Bodenbearbeitung, Feuchtestufe, Bodenzustand, Entwicklungszustand (vgl. Tabelle 5) existieren, wurden alle verfügbaren Datensätze neu kategorisiert. Dieses Vorgehen erleichtert vor allem zukünftige Pflegemaßnahmen an der Datenbank.

Tabelle 5: Primärinformation und Kategorien der DPROC-Datenbankabfrage

Primärinformation	Kategorie
Bodenart	Ss-Tt
Bodenbearbeitung	Pflug, Grubber, Zinkenrotor, Direktsaat
Feuchtestufe	hoch (FK), normal*, trocken (PWP)
Bodenzustand	normal, dicht, verschlämmt, gelockert
Entwicklungszustand	gut, durchschnittlich, schlecht

Ss = reiner Sand; Tt = reiner Ton; FK = Feldkapazität; PWP = permanenter Welkepunkt;

* im Bodenerosionsmessprogramm Sachsen (vgl. Kapitel 2.3.2) als „normal“ klassifizierte Bodenfeuchten

Die Zuordnung der Kategorien Bodenart und Bodenbearbeitung erfolgte über die Sekundärinformationen der Datensätze. Eine Unterteilung in verschiedene Feuchtestufen ist vor allem für die Ausprägung des Skinfaktors von Bedeutung. Mit abnehmender Bodenfeuchte nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, dass Bodenluft bei Starkniederschlägen in den Bodenporen eingeschlossen wird. Dieser sogenannte Luftpolstereffekt hat, verglichen mit den berechneten Infiltrationsraten, geringere gemessene Infiltrationsraten zur Folge. Dieses Verhalten spiegelt sich in geringeren Skinfaktoren der Trockenläufe gegenüber den Feuchtläufen wider. Die einfache Ableitung aus den Trocken- und Feuchtläufen des Bodenerosionsmessprogramms reicht zur Bestimmung des Feuchtezustandes nicht aus. Deshalb wurden alle Versuche als „feucht“ klassifiziert, deren Anfangswassergehalt sich im Bereich der Feldkapazität befand. Die Feldkapazität der einzelnen Bodendatensätze wurde mit Hilfe der KA 5 (AGBoden, 2005) abgeleitet. Trockene Standorte wurden nur selten berechnet, sodass von einer gesonderten Gruppierung dieser Versuche abgesehen wurde.

Die Kategorie Bodenzustand (vgl. Tabelle 5) unterscheidet vier Ausprägungen, die auf signifikanten Unterschieden der Parameter Erosionswiderstand, Skinfaktor und Lagerungsdichte in den Versuchsreihen basieren.

- Der Bodenzustand „normal“ stellt den am häufigsten unter Feldbedingungen angetroffenen Bodenzustand dar.
- Flächen, deren Oberbodenhorizonte nachweislich mit Walzen verdichtet wurden oder besonders hohe Lagerungsdichten aufweisen, besitzen häufig gegenüber dem Normalzustand (geringere Lagerungsdichten) erhöhte Skinfaktoren. Für den Erosionswiderstand ergeben sich gegenüber dem Normalzustand keine wesentlichen Änderungen.
- Verschlämmte Flächen besitzen deutlich verringerte Infiltrationsraten, was durch eine Verringerung des Skinfaktors abgebildet wird. Die Destabilisierung der Bodenaggregate führt darüber hinaus zu leicht reduzierten Erosionswiderständen auf solchen Flächen.

- Eine gelockerte Bodenoberfläche ist bei Versuchen nachweisbar, deren Lagerungsdichte im Trockenlauf deutlich geringer als im Feuchtlauflauf ist. Lockerung führt zu verringerten Skinfaktoren. Die Schaffung kleiner Aggregate durch intensives Auflockern setzt den Erosionswiderstand leicht herab.

Auch innerhalb dieser Gruppen können die ermittelten Parameter erheblich schwanken. Eine Mittelwertbildung mit Hilfe des Median führt gegenüber dem arithmetischen Mittel zur plausibleren Beschreibung parametrisierbarer Feldzustände, da sich dieser robuster gegenüber Ausreißern verhält (Stoyan et al., 1997).

Ein Anlass zur Korrektur des Skinfaktors ergab sich aus den korrigierten Algorithmen zur Beschreibung des Matrixpotentials (Schindewolf und Schmidt, 2009). Aus diesem Grund wurden alle 129 Versuche des Bodenerosionsmessprogramm Sachsen und eines Vorprojektes (Michael, 2000) komplett neu parametrisiert und kalibriert. Für den Zusammenhang zwischen den abgeleiteten Skinfaktoren der ursprünglichen und neuen Pedotransferfunktion wurden Regressionsgleichungen abgeleitet. Basierend auf diesen Regressionsgleichungen wurden die Skinfaktoren für die unvollständigen Datensätze anderer Autoren (Schramm, 1994; Zimmerling, 2004) entwickelt (vgl. Abbildung 21).

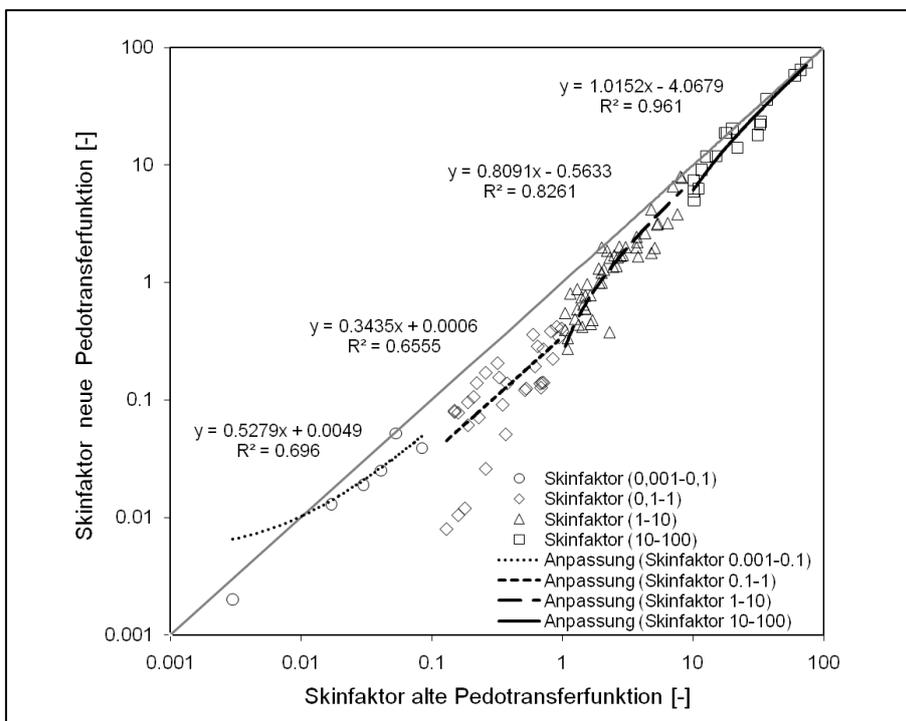


Abbildung 21: Ableitung von Regressionsgleichungen für die Korrektur des Skinfaktors durch eine neue Pedotransferfunktion

2.5 Ermittlung der Phosphor- und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer

2.5.1 Regionalisierung und Validierung amtlicher Datenquellen

Der Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000) stellt die Gesamtgehalte von Phosphor und Schwermetallen der Böden im Freistaat Sachsen flächendeckend im Raster von 4*4 km zur Verfügung. Der Datenbestand enthält horizontdifferenzierte Informationen für Forst-, Grünland-, und Ackerböden. Aufgrund der Tatsache, dass nennenswerter Bodenabtrag und damit zusammenhängende partikelgebundene Phosphor- bzw. Schwermetallverluste nur auf Ackerflächen stattfinden, ist es zweckmäßig, aus dieser Datenbasis nur die Oberbodenhorizonte der Ackerlandstandorte zu selektieren. Die verbleibenden Punktinformationen werden mit Hilfe der Kriging-Interpolation zu einem Raster von 200 m Kantenlänge interpoliert.

Da die Basisinformation des Bodenatlas Sachsen - Teil 3 in einem relativ kleinen Maßstab erstellt wurde und die zu Grunde liegende Beprobung mehr als 13 Jahre zurück liegt, wurde eine stichprobenweise Überprüfung der Stoffgehalte durchgeführt. Für die Prüfung wurden zwei Talsperreneinzugsgebiete herangezogen (Saidenbachtalsperre und Talsperre Bautzen, vgl. Abbildung 23), die sich aufgrund der bestehenden Datenlage und ihrer Bedeutung für den Phosphor- bzw. Schwermetalleintrag in Oberflächengewässer besonders eignen (Engelhardt, 1996; Leichtfuß et al., 2006; Richter, 2004).

2.5.2 Probenahmen und Laboranalysen

Die Probenahme erfolgte in Anlehnung an die Vergleichsuntersuchung des Bodenatlas Sachsen Teil 3 (LfUG, 2000) als Mischprobe der Oberbodenhorizonte bis max. 30 cm Tiefe. Für jedes Gebiet wurden jeweils 29 Standorte beprobt, die sowohl ein breites Bodenartenspektrum abdecken als auch repräsentativ für Sedimentausträge sind. Zusätzlich wurden in den genannten Testgebieten Proben zur fraktionsabhängigen Ermittlung der Stoffgehalte (vgl. Kapitel 2.5.3) genommen. Aufgrund des enormen Zeitaufwandes für das Trennverfahren der Kornfraktionen (nach Atterberg in Müller 1964, vgl. Kapitel 2.5.3) ist der Probenumfang auf fünf erosionsanfällige Bodenarten mit jeweils drei Wiederholungen begrenzt. Als Auswahlkriterium für die Bodenarten dient der Modellparameter Erosionswiderstand.

Abbildung 22 klassifiziert die Erosionsanfälligkeit der Bodenarten nach dem Parameter Erosionswiderstand in Böden hoher (<0,001 N/m²), mittlerer (0,001-0,0023 N/m²) und geringer (>0,0023 N/m²) Erosionsanfälligkeit (links). Darüber wird die räumliche Verteilung hoch erosionsanfälliger Bodenarten in Sachsen dargestellt (rechts). Auf Grundlage dieser Auswertung wurde versucht, bei der Probenahme die Bodenarten Uls, Ut3, Slu, Su3 und Us besonders zu berücksichtigen.

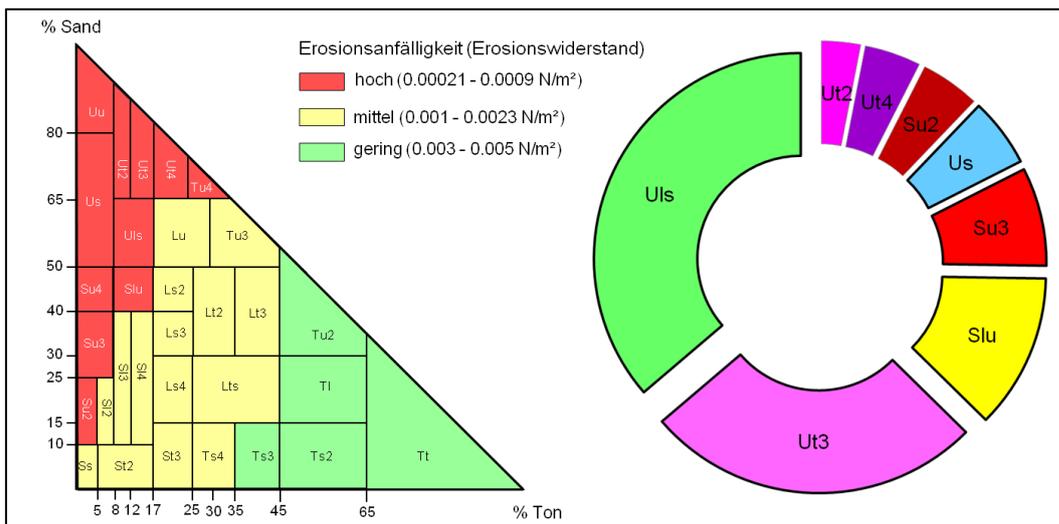


Abbildung 22: Erosionsanfällige Bodenarten und deren räumliche Verteilung in Sachsen

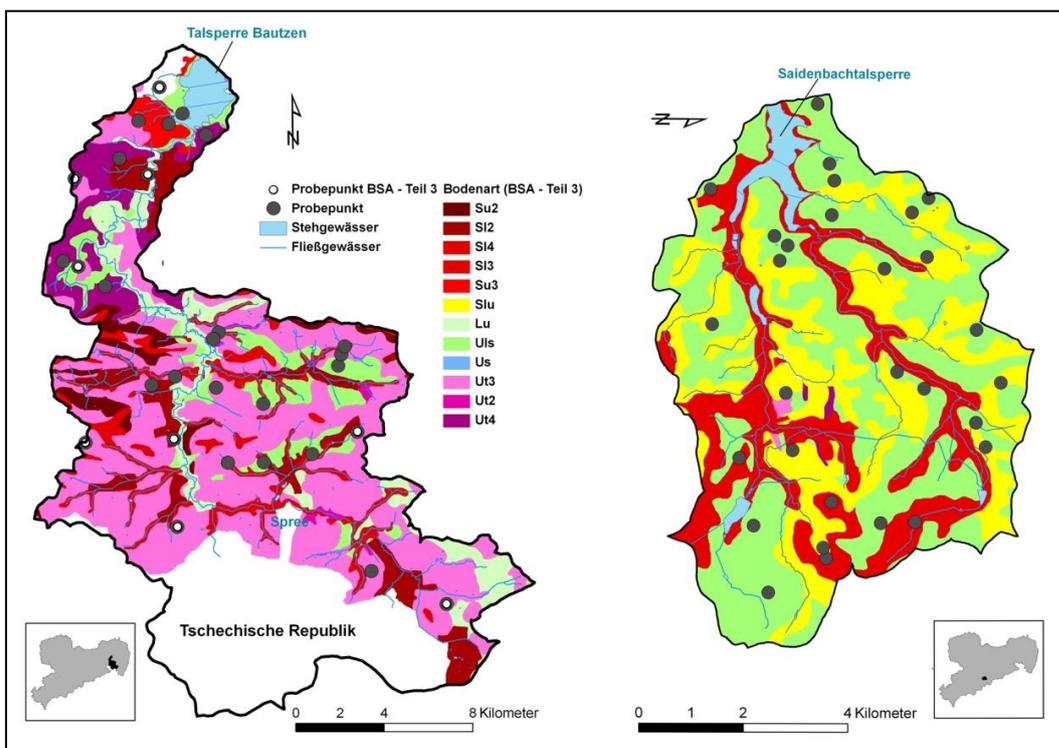


Abbildung 23: Untersuchungsgebiete zur Phosphor- und Schwermetallprobennahmen

Nach Vorbereitung der Proben gemäß DIN ISO 11464 wurde ein Königswasseraufschluss hergestellt. Im Mineralogischen Labor der TU Bergakademie Freiberg wurden diese Proben gemäß EN ISO 11885:1997 E22 hinsichtlich ihrer Phosphor- und Schwermetallgehalte analysiert.

2.5.3 Bestimmung der kornfraktionsspezifischen Phosphor- und Schwermetallgehalte

Da Phosphor vornehmlich an den kleineren Kornfraktionen gebunden ist (Quinton, 1999; Schmidt, 1996) und im Verlauf der Erosions- und Transportprozesse eine Sortierung der Kornfraktionen stattfindet, müssen die Stoffgehalte für die einzelnen Fraktionen bekannt sein. Für die Trennung der Fraktionen steht das sehr aufwendige Sieb-Sedimentations-Verfahren nach ATTERBERG (Müller, 1964) zur Verfügung (vgl. Abbildung 24).

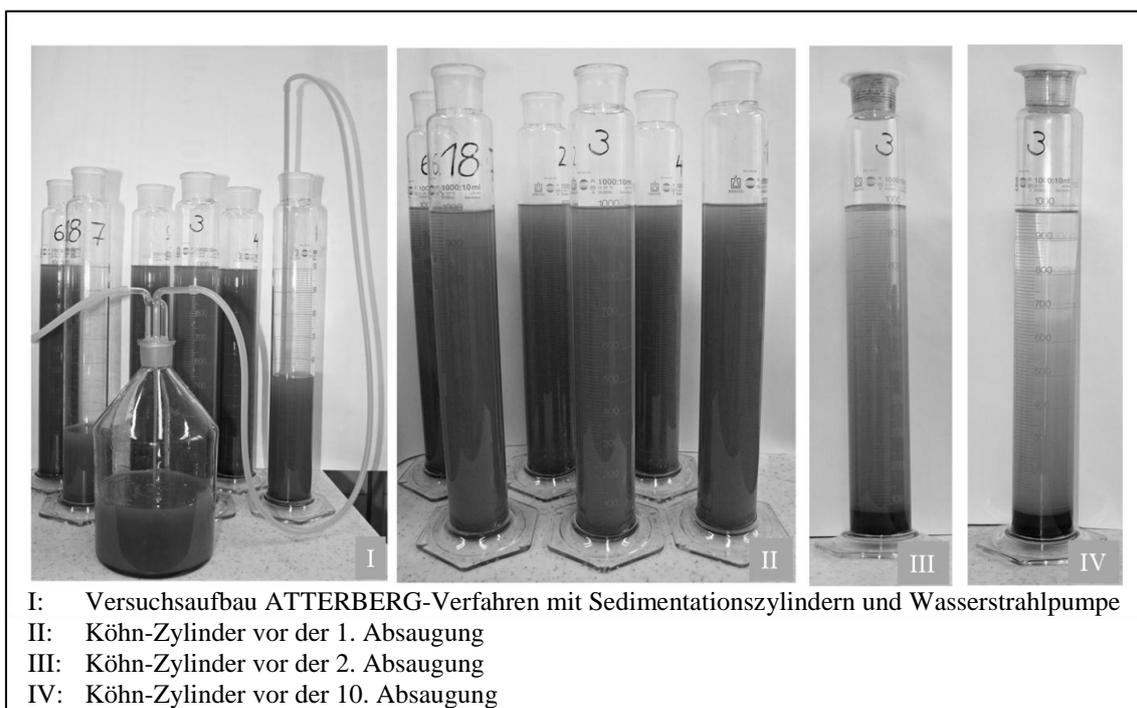


Abbildung 24: Modifiziertes ATTERBERG-Verfahren

Das Verfahren basiert auf dem STOKES'schen Gesetz (Scheffer und Schachtschabel, 2002) das zur Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit unterschiedlich großer Bodenpartikel z. B. bei der Körnungsanalyse angewendet wird. Das Verfahren ermöglicht in genormten Zeitabständen die noch in Suspension befindliche Korngröße zu separieren. In den vorliegenden Untersuchungen wird die Tonfraktion nach mind. 24 h so oft bis der Überstand im Sedimentationszylinder tonfrei, d. h. klar ist (vgl. Abbildung 24). Die

suspendierte Ton- und Schlufffraktion wird danach eingedampft, die Sandfraktion im Vorfeld abgeseiht. Die getrennten Kornfraktionen Ton, Schluff und Sand werden nach Probenvorbereitung auf ihre Phosphor und Schwermetallgehalte geprüft (vgl. Kapitel 2.5.2).

Zusätzlich wird für eine Probe der Anteil an Phosphor- bzw. Schwermetallen in der Lösung bestimmt. Dazu werden 3 g Probe mit destilliertem Wasser aufgeschüttelt und nach 24 h wird der sedimentfreie Überstand abgesaugt und analysiert (vgl. Kapitel 2.5.2).

2.5.4 Ermittlung der Phosphor- und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer unter Verwendung der Simulationsergebnisse

Zur Ermittlung der partikelgebundenen Stoffeinträge in Oberflächengewässer muss die mittlere Korngrößenzusammensetzung des Ausgangsmaterials auf OWK-Ebene bekannt sein. Diese wird mit Hilfe der Bodenarten des Bodenatlas Sachsen – Teil 4 (LfUG, 2007b) und der ArcGIS-Funktion „Zonal-Statistik“ ermittelt. Für diese Bodenarten werden die interpolierten und flächengewichteten Stoffgehalte (vgl. Kapitel 2.5.1) entsprechend der fraktionsabhängigen Stoffbindung (vgl. Kapitel 2.5.3) auf die Kornfraktionen Sand, Schluff und Ton verteilt (Weigert, 2007).

$$(42) \quad C = (L_S * c_S + L_U * c_U + L_T * c_T)/100$$

Mit:

C	mittlerer Stoffgehalt [mg/kg]
L _S	mittlerer Sandgehalt [%]
L _U	mittlerer Schluffgehalt [%]
L _T	mittlerer Tongehalt [%]
c _S	Stoffgehalt im Sand [mg/kg]
c _U	Stoffgehalt im Schluff [mg/kg]
c _T	Stoffgehalt im Ton [mg/kg]

Aus den Ergebnissen werden Regressionen (vgl. Kapitel 2.6) abgeleitet, die eine bessere Abschätzung der fraktionsabhängigen Stoffgehalte ermöglichen sollen, als es durch Mittelwertbildung möglich ist. Da alle fraktionsabhängigen Gehalte aus den empirisch erhobenen Informationen abgeleitet werden, kann es vorkommen, dass der errechnete Gesamtgehalt von den auf OWK-Ebene gemittelten Gehalten abweicht. Dieser Fehler wird anteilmäßig auf die Kornfraktionen des OWK aufgeteilt.

Nach erfolgter Simulation der Sedimenteinträge (vgl. Kapitel 2.9.2) in Oberflächengewässer wird am jeweiligen Wasserkörperauslass die Menge und Korngrößenverteilung des transportierten Sedimentes abgefragt. Mit Hilfe der spezifischen Stoffgehalte können auf dieser Basis die Stoffausträge wie folgt berechnet werden (Weigert, 2007):

$$(43) \quad F = (F_S * c_S + F_U * c_U + F_T * c_T)/100$$

Mit:

F	eingetragene Stoffmenge [kg]
F _S	eingetragene Sandmenge [kg]
F _U	eingetragene Schluffmenge [kg]
F _T	eingetragene Tonmenge [kg]

Die An- bzw. Abreicherung des jeweiligen Stoffes ergibt sich dabei aus dem Verhältnis der Stoffgehalte im simulierten Sediment am OWK-Auslass und dem Stoffgehalt im Ausgangsboden (vgl. Kapitel 1.3.7).

2.6 Statistische Auswertung der experimentellen Daten

Die statistische Auswertung der experimentell bzw. laborativ erhobenen Daten erfolgt mit der Software STATGRAFICS CENTURION XVI. Version 16.1.03 und EXCEL 2007.

In erster Linie werden die Standardkenngrößen Minimum (Min), Maximum (Max), arithmetisches Mittel (\bar{x}), Median (\tilde{x}), Standardabweichung (σ) und Variationskoeffizient (VK) ausgewertet. Die Abweichung der Stichprobe von einer Normalverteilung wird mit der Schiefe (v) beschrieben. Dabei ist $v > 0$ eine rechtsschiefe und $v < 0$ eine linksschiefe Verteilung der Datenwerte (Bahrenberg et al., 1990).

Nach Prüfung der Verteilung der Datenwerte im Merkmalsraum werden lineare Zusammenhänge nahezu normalverteilter Daten (in dieser Arbeit $v \leq 2$) mit der Pearson-Korrelation, schiefe Verteilungen ($v > 2$) mit der Spearman-Rangkorrelation geprüft.

Als Maß des linearen Zusammenhangs wird der Korrelationskoeffizient (r) verwendet. Der Korrelationskoeffizient bewegt sich zwischen -1 und 1; je näher er an 0 liegt, desto geringer ist der lineare Zusammenhang der beiden Variablen. Da der Korrelationskoeffizient keine Auskunft über die statistische Signifikanz des Zusammenhangs liefert, wird zusätzlich der p-Wert angegeben. In dieser Arbeit werden Werte von $p \leq 0,003$ dabei als hoch signifikant, Werte von $p \leq 0,05$ als signifikant und Werte von $p \leq 0,1$ als Trend bezeichnet.

Bestimmte Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen werden in Streudiagrammen veranschaulicht. Dabei werden die Wertepaare zweier statistischer Merkmale in einem kartesischen Koordinatensystem eingetragen und Korrelationen der abhängigen von den unabhängigen Variablen mit Hilfe einer Regressionsanalyse formelmäßig beschrieben (Stoyan et al., 1997). Die Vorhersagequalität der Funktion wird mit Hilfe des Bestimmtheitsmaßes (R^2) abgeschätzt. R^2 kann einen Wertebereich zwischen 0 und 1 annehmen. Je näher dieser Wert an 1 liegt, umso besser ist die Anpassung der ermittelten Funktion an die gemessenen Daten.

Da die Mehrheit der Parameter bearbeitungsabhängig ist, werden diese separat in Box-Whisker-Diagrammen getrennt, nach Art der Bearbeitung, dargestellt. Bei diesem Diagrammtyp handelt es sich um ein Variabilitätsschema, in dem die statistischen Kenngrößen Median, Viertelspanne, Minimal- und Maximalwerte graphisch dargestellt werden (Stoyan et al., 1997). In der hier verwendeten, abgewandelten Form wird zusätzlich das arithmetische Mittel aufgeführt.

2.7 GIS-Daten und Datenaufbereitung

2.7.1 Reliefdaten

Das korrigierte Digitale Geländemodell auf Basis des ATKIS-DGM 25 (Köthe et al., 2005) lag blattschnittfrei vor und wurde auf die in EROSION 3D erzeugte Vorfluternetzverteilung hin geprüft. Da zum Teil erhebliche Lageabweichungen auch bei den Hauptgewässern festgestellt werden, müssen diese mit geeigneten GIS-Werkzeugen korrigiert werden. Hierfür wird die AGREE-Methode verwendet (Hellweger, 1997), welche im GIS-System ArcGIS 9.2 zur Verfügung steht (Maidment und Djokic, 2000). Damit ist es möglich, sowohl den Gewässerlauf in das DGM einzutiefen als auch die Umgebungspixel diesem Gewässerlauf anzupassen, um so zu gewährleisten, dass die Fließgewässer tatsächlich den tiefsten Geländebereichen folgen (vgl. Abbildung 25).

Für die Gewässer wurden die verfügbaren Fließgewässer (LfUG, 2007a) und Oberflächengewässer entsprechend ATKIS-DLM 25 (GeoSN, 2005) zugrunde gelegt. Um das Relief als Grenzfläche der im Zentrum stehenden Prozesse nicht in unrealistischer Weise zu verändern, wurde ein Kompromiss aus Anpassung und Beibehaltung der vorhandenen Strukturen angestrebt.

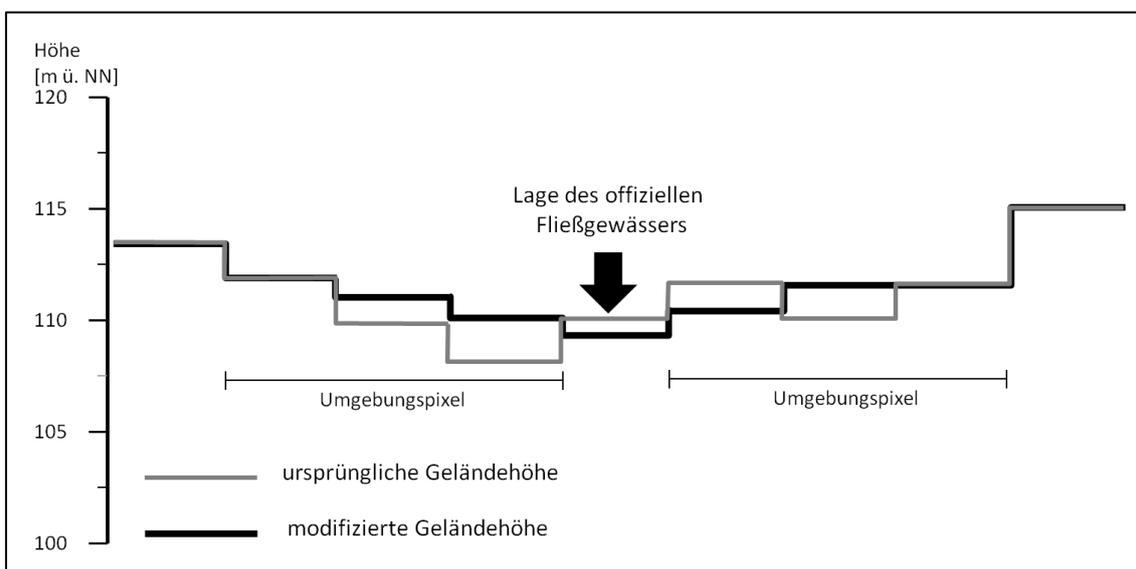


Abbildung 25: Reliefaufbereitung zur verbesserten Abbildung der Wasser- und Stoffflüsse

Das digitale Relief wurde im Bereich der Fließgewässer um einen Meter abgesenkt, wobei jeweils drei Pufferpixel in die Ableitung einbezogen worden (vgl. Abbildung 25). Die Bearbeitung erfolgte für die gesamte Landesfläche gleichermaßen. Streng genommen müssten diese Parameter im Flachland anders definiert werden als im Mittelgebirge. Da

viele Einzugsgebiete Sachsens jedoch in Nord-Süd-Richtung mehrere Landschaftsräume berühren und die Parametrisierung der Teileinzugsgebiete sehr zeitaufwendig ist, wurde diese Parametrisierung (1 m Höhenänderung und 3 Pufferpixel) in einem Testgebiet validiert und auf alle Einzugsgebiete übertragen. Im Nachgang wurde das so angepasste DGM der Fließgewässerableitung in EROSION 3D unterzogen.

2.7.2 Bodendaten

Zur Ableitung der Primärinformation Bodenart wurden die Basisdaten des Bodenatlasses Sachsen - Teil 4 (LfUG, 2007b) verwendet. Dabei handelt es sich um überarbeitete Informationen der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BGR, o.J.). Die Bodenkarte wies Fehlflächen vor allem im Bereich von Siedlungen und Tagebauen auf. Diese Fehlflächen wurden in Abhängigkeit der Nutzung und der umgebenden Bodenarten ergänzt. Zur standardisierten Weiterverarbeitung wurden alle für den DPROC nicht relevanten Informationen aus den Attributtabelle entfernt.

2.7.3 Landnutzung und Bodenbearbeitung

Für den Freistaat Sachsen stehen Informationen zur Landnutzung und Bodenbearbeitung in diversen Maßstäben mit unterschiedlichen Informationsgehalten zur Verfügung. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden das ATKIS-DLM 25 (GeoSN, 2005), die InVeKoS-Feldblöcke inklusive Datenbank (LfL, 2006b) und die Maßnahmenanträge zur Zusatzförderung im Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ verwendet (LfL, 2006a).

Das ATKIS-DGM (Amtlich Topographisches Informationssystem Digitales Landschaftsmodell) im Maßstab 1:25.000 beinhaltet als Vektorinformation alle permanenten Landnutzungsgeometrien, unterscheidet jedoch Landwirtschaftsflächen nur in Ackerland, Grünland und Sonderkulturen.

Die InVeKoS-Feldblöcke (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, geführt vom LfULG) stellen im Maßstab von 1:10.000 die permanenten Geometrien von landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Verfügung. Permanent bedeutet in diesem Zusammenhang, dass es sich um zusammenhängende, durch Wege, Gewässer oder andere Nutzungen abgegrenzte, Flächen handelt. In einem Feldblock können mehrere Schläge unterschiedlicher Kulturarten liegen. Die Information zur tatsächlichen Verteilung der Kulturen eines Erntejahres auf den Feldblöcken wird durch die InVeKoS-Datenbank zur Verfügung gestellt.

Die Datenbank der Maßnahmenanträge zur Zusatzförderung stellt ähnlich der InVeKoS-Datenbank die Flächenanteile der in Mulchsaat bestellten Kulturen eines Feldblockes zusammen.

2.7.3.1 Nutzungsarten

Die Einzelblätter des ATKIS-DLM 25 wurden zunächst zu landesweiten Polygon- bzw. Liniendateien verschnitten. Die Prüfung dieser Dateien ergab ca. 4500 nicht klassifizierte Polygone, d. h. Flächen, für die keine Information im ATKIS-DLM vorliegt. Diese wurden in einem aufwendigen Verfahren manuell mit Hilfe digitaler Orthophotos nachklassifiziert. Die Klassifizierung orientiert sich dabei an der späteren Parametrisierung durch den DPROC, der lediglich folgende Nutzungen unterscheidet:

- Wald/Forst
- Wiese
- Acker
- bebaute Fläche
- Straße/asphaltierter Weg
- bewachsener Weg
- unbewachsener Weg
- Ruderalvegetation
- Gewässer.

Die Geometrien des ATKIS-DLM 25 wurden grundsätzlich beibehalten. Bei gemischter Nutzung unversiegelter Polygone wurde die Nutzung (z. B. Ackernutzung) nach dem größten Flächenanteil klassifiziert. Beinhaltete ein Polygon versiegelte und unversiegelte Flächen zu etwa gleichen Anteilen, galt das Polygon als versiegelt. Waren weniger als 20 % versiegelt, wurde die dominante Nutzung auch für die versiegelten Flächen übernommen. Dieses Vorgehen entspricht im Wesentlichen der Topographischen Aufnahme des ATKIS-DLM 25 in diesem Maßstabsbereich. Nach der Bereinigung der Fehlflächen wurden die Tabelleninformationen homogenisiert. Es wurden nur die zur Weiterverarbeitung notwendigen Tabellenspalten mit den Nutzungsangaben beibehalten.

Obwohl der Datenbankprozessor über eine Filterfunktion verfügt, wurden nicht parametrisierbare Objekte (z. B. Ortslage, Verwaltungseinheit) aus der Datengrundlage entfernt, um mögliche Fehlerquellen bei Anwendung des DPROC im Voraus auszuschließen.

2.7.3.2 Kulturarten

Die digitalen Nutzungsinformationen der InVeKoS-Feldblöcke (LfL, 2006b) lagen flächendeckend für das Jahr 2006 vor. Da jeder Feldblock in einem Erntejahr mehrere Kulturen unterschiedlicher Flächenanteile beinhalten kann, wird mit Hilfe des DPROC jeweils die gewichtete dominante Kultur für das Erntejahr 2006 abgeleitet. Das Ergebnisraster wurde stichprobenartig auf Plausibilität geprüft. Aus dem digitalen Feldblockkataster wurden alle Tabelleninformationen entfernt, die für die Parametrisierung nicht benötigt werden.

2.7.3.3 Bodenbearbeitung

Die Anträge auf Zusatzförderung des Programms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ (LfL, 2006a) ermöglichen landesweite Aussagen zur dominanten landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung einzelner Feldblöcke. Dazu wurden alle Feldblöcke ausgewählt, für die im Erntejahr 2006 ein Antrag vorlag. Für diese Auswahl wurden aus der InVeKoS-Datenbank manuell die dominanten Kulturen über Aufsummierung der Flächenteile der verschiedenen Nutzungscodes eines Feldblocks ermittelt. Das Vorgehen erfolgte analog für die Anträge auf Zusatzförderung. Diese wurden mit den Flächenanteilen der dominanten Kulturen verglichen. Werden über 50 % der dominanten Kulturart in Mulchsaat bestellt, gilt der Feldblock in der Parametrisierung „Ist-Stand2006“ als konservierend bewirtschaftet.

2.7.4 Niederschlagsdaten

Die Grundlage der verwendeten Niederschlagsdaten bildet ein Gutachten des DWD (Reg.-Nr. 322-93, in Michael et. al. 1996). Dieses Gutachten basiert auf der Auswertung einer 40jährigen Reihe Niederschlagsereignisse (1941-1980) an etwa 50 Stationen des Freistaates Sachsens gemessener Niederschlagsereignisse. Alle Starkregenereignisse wurden hinsichtlich des Eintrittszeitpunkts, der Ereignisdauer und der Ereignishäufigkeit ausgewertet. Auf dieser Basis wurden acht Subregionen bezüglich des Starkniederschlagsgeschehens regionalisiert. Darauf aufbauend wurden für jede Subregion Ereignisse mit einer statistischen Wiederkehrzeit von 2, 5, 10, 20, 50 und 100 Jahren mit dem jeweiligen Eintrittsdatum abgeleitet. Die zeitliche Auflösung der Niederschlagsintensitäten beträgt dabei 10 min (Michael, 2000).

Aus den gemessenen Datenreihen wurden darüber hinaus alle erosiven Ereignisse (Spitzenintensität 0,1 mm/min) selektiert und deren Häufigkeit dekadenweise (= 10 Tagesschritte) ermittelt. Für jede Region konnte auf dieser Grundlage ein mittleres

Extremniederschlagsjahr definiert werden. Dazu wurde aus den realen Extremniederschlagsjahren das Jahr ausgewählt, das gegenüber der mittleren Häufigkeitsverteilung der Starkregen die größte Übereinstimmung aufwies. Die Extremereignisse und deren Eintrittstermine im Jahresverlauf sind die Grundlage des Referenzjahres (Michael, 2000). Ein auf Basis der Niederschlagsregionen des Parameterkataloges Sachsen (Michael et al., 1996) erstelltes Zonenraster ermöglicht die räumliche Zuordnung der Extremniederschlagsdaten.

2.7.5 Andere Flächendaten

Die offiziellen Einzugsgebietsgrenzen (LfUG, 2007c) liegen landesweit vor. Die Gewässer können per Gewässerkennzahl (GKZ) nach LAWA-Kodierung (LAWA, 1978) einem der 13 Hauptgewässer in Sachsen zugeordnet werden. Die Daten wurden übernommen und im DPROC zur interaktiven Gebietsauswahl hinterlegt. Oberlieger der Einzugsgebiete können über die Gewässerkennzahl automatisch identifiziert werden (vgl. Kapitel 2.3.3). Problematisch sind hingegen kleine Teilgebiete, deren Geometrien fehlerhaft sind. Diese Gebiete konnten durch Anpassung von Geometrie und/oder Gewässerkennzahl korrigiert werden.

2.8 Simulationsrechnungen

Das Kernstück der Arbeit bildet die Modellanwendung von EROSION 3D zur Berechnung von Bodenabtrag, Deposition und Sediment- bzw. partikelgebundenen Stofftransport in Oberflächengewässer auf regionaler Ebene. Die Vorgehensweise zur Modellparametrisierung soll an dieser Stelle näher erläutert werden.

2.8.1 Aufteilung in Untereinheiten

Aufgrund der großen räumlichen Ausdehnung von Sachsen (215*162 km) kann die Parametrisierung und Modellierung mit dem verfügbaren Computer (4 GB Arbeitsspeicher) nur in Teilgebieten erfolgen. Diese Teilgebiete dürfen 14 – 15 Mio. Zellen nicht übersteigen, was bei der angestrebten räumlichen Auflösung von 20 m Rasterweite eine Aufteilung Sachsens in zwölf Untereinheiten zur Folge hat, die gleichzeitig hydrologisch konsistente Systeme bilden. Im Anschluss werden diese Untereinheiten im DPROC parametrisiert und mit EROSION 3D berechnet.

2.8.2 Szenarien

Ein Szenario bezeichnet in der Planung einen möglichen Zustand in der Zukunft (Börjeson et al., 2006). In den Umweltwissenschaften dienen Szenarien vor allem der Analyse von Ursache und Wirkung im Bereich des Risikomanagements z. B. zur Erarbeitung von Hochwasserschutzkonzepten. Im Rahmen dieser Arbeit werden folgende Szenarien zugrunde gelegt:

2.8.2.1 Worst-Worst-Case-Szenario

Das Worst-Worst-Case-Szenario (WWC) gibt die maximale Erosionsgefährdung bezogen auf ein 10jähriges Extremereignis an und dient der Identifizierung sowohl erosionsgefährdeter Flächen als auch besonders von Sedimenteinträgen betroffener Gewässerabschnitte. Um landnutzungs- und bearbeitungsbedingte Einflüsse auf den Bodenabtrag auszuschließen, werden globale Nutzungs- und Bearbeitungsverhältnisse für die Ackerflächen angenommen. Um die bodenart- und reliefbedingten Einflüsse auf das Abtragsverhalten herauszustellen, wird global ein Saatbettzustand mit hoher Vorbodenfeuchte angenommen (vgl. Tabelle 6). Aufgrund der räumlichen Auflösung der Simulation (20*20 m) wurden schmale Linienobjekte (Wege) im Voraus aus dem Datenbestand gefiltert.

Tabelle 6: Randbedingung der Simulationsszenarien

Szenario Randbedingung	Worst-Worst-Case	Best-Worst-Case	Ist-Stand2006
Landnutzung	real	real	real
Kulturarten	Ackerland im Saatbettzustand	Ackerland im Saatbettzustand	real (Feldblöcke 2006)
Anfangsbodenfeuchte	hoch (FK)	hoch (FK)	mittel* (PKS)
Mulchgehalt	0%	30%	30% auf konservierend bearbeiteten Flächen
Arbeitsgerät	Pflug	Grubber	Pflug und Grubber auf konservierend bearbeiteten Flächen
Bodenzustand	mittel	mittel	Mittel
Niederschlag	10j. Extremereignis	10j. Extremereignis	10j. Extremereignis
Simulationsmonat	Mai	Mai	Mai

FK: Feldkapazität; j.: jährlich; PKS: Parameterkatalog Sachsen; * im Bodenerosionsmessprogramm Sachsen (vgl. Kapitel 2.3.2) als „normal“ klassifizierte Bodenfeuchten

2.8.2.2 Best-Worst-Case Szenario

Um das Verhalten landwirtschaftlicher Nutzflächen bei flächendeckender Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung zu beschreiben, wurde ein Best-Worst-Case-Szenario (BWC) simuliert. Hierfür gelten alle Annahmen des WWC insbesondere der Bezug auf ein 10jähriges Extremereignis, die Landnutzungsverteilung, der Entwicklungsstand der Pflanzen und der Anfangswassergehalt. Im Unterschied zum WWC wird allerdings eine nichtwendende (pfluglose) Bodenbearbeitung durch Grubber unterstellt und die Bodenbedeckung auf 30 % erhöht, um eine Mulchbedeckung zu simulieren (vgl. Tabelle 6).

2.8.2.3 Ist-Stand2006-Szenario

Das Ist-Stand2006-Szenario (Ist2006) dient der Erfassung des Abtrags- und Depositionsgeschehens unter realen Bedingungen für das Anbaujahr 2006. Im Sinne der Vergleichbarkeit der Szenarien wird wiederum auf das 10jährige Extremereignis Bezug im Simulationsmonat Mai genommen. Als Landnutzungskulisse stehen die dominanten Kulturarten der InVeKoS-Feldblöcke und die Informationen des ATKIS-DLM zur Verfügung. Die Raster „Bodenbearbeitung“ und „Mulchbedeckung“ (30 %) (vgl. Tabelle 6) werden aus den Anträgen auf Zusatzförderung (LfL, 2006b, vgl. Kapitel 2.7.3.3) erzeugt.

2.9 Risikoabschätzung

Die im Zusammenhang mit Erosion entstehenden Umweltrisiken sind in erster Linie die Beeinträchtigung der Schutzgüter Boden und Wasser. Da landwirtschaftlich genutzte Böden dabei überwiegend von On-Site-Schäden und Oberflächengewässer vor allem durch Off-Site-Schäden betroffen sind (vgl. Kapitel 1.3.3), erfolgt die Risikobewertung für beide Schutzgüter getrennt. Die mögliche Beeinträchtigung von Verkehrswegen und Gebäuden bleibt hierbei unberücksichtigt. Aufgrund der relativ hohen räumlichen Auflösung von EROSION 3D (20*20 m) können diese Ergebnisse mit Hilfe eines Upscaling-Ansatzes bewertet werden. Dieser Ansatz verfolgt die schrittweise Aggregation kleinräumiger Ergebnisse (z. B. Raster) auf größer werdende Gebiete und ermöglicht somit die jeweiligen Planungsräume hierarchisch zu bewerten. Um die rasterbezogenen Erosions- bzw. Depositionswerte auf vektorisierte Raumeinheiten umzurechnen, wird die Funktion „Zonal-Statistik“ im Softwarepaket ArcGIS 9.2 bzw. die entsprechende EROSION 3D-Funktion ausgewertet.

2.9.1 Landwirtschaftliche Nutzflächen

Die Risikobewertung der Ackerflächen erfolgt von der Pixelebene über Feldblöcke zu Bodenregionen (vgl. Abbildung 26). Dabei werden Erosionsbeträge generell mit negativen, Depositionsbeträge mit positiven Zahlenwerten angegeben. Auf der Pixelebene werden für alle Szenarien Mittel- und Maximalwerte für den Planungsraum Sachsen bzw. die Bodenregionen (landwirtschaftliche Vergleichsregionen vgl. 2.1.6) ausgewertet. Darüber hinaus wird beispielhaft dargestellt, wie kleinräumige Erosions- und Depositionsmuster in einem Landschaftsausschnitt bewertet werden können.

Auf Feldblockebene, der eigentlichen Maßnahmenebene landwirtschaftlicher Planung, werden Erosion und Deposition getrennt voneinander ermittelt. Diese Ergebnisse werden auf der Ebene der Bodenregionen bzw. landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebiete (vgl. Kapitel 2.1.6) zusammengefasst. Dabei richtet sich die Abschätzung nur auf das WWC-Szenario als Abbildung maximal möglicher Bodenabträge und Deposition.

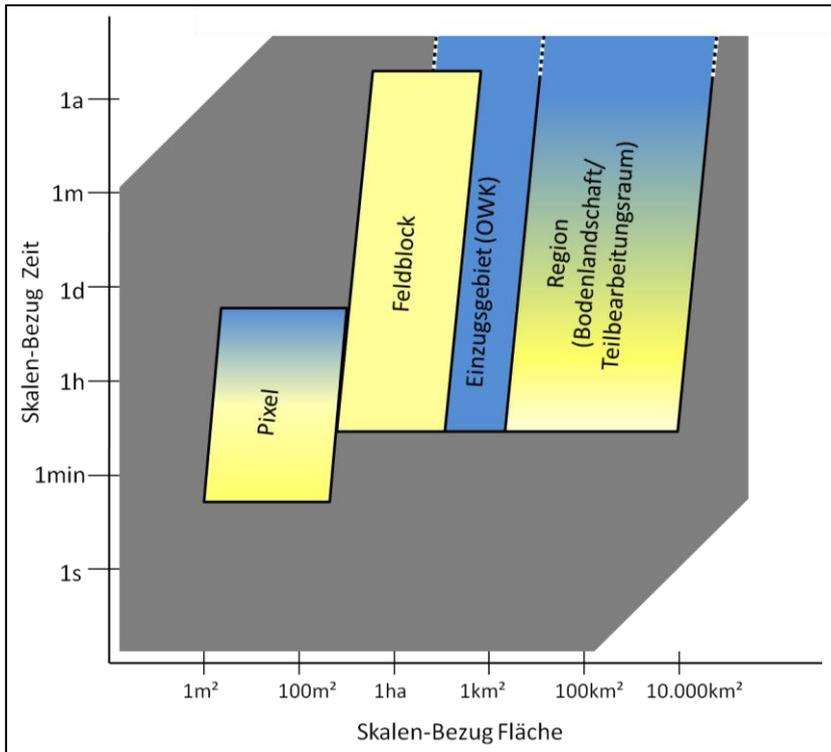


Abbildung 26: Raumeinheiten der hierarchischen Risikobewertung (gelb: Landwirtschaft, blau: Oberflächengewässer; grauer Kasten: Raum-Zeit-Skalen der Bodenerosionsprozesse)

2.9.2 Oberflächengewässer

Besonders im Hinblick auf die Einhaltung der Ziele der EG-WRRL ist es sinnvoll, die Übertrittspunkte (Pixel) von Sediment in Oberflächengewässer zu identifizieren. Dazu müssen zwei Informationsebenen, Gewässer und Sedimentmassenströme, miteinander verschnitten werden. Ein EROSION 3D erzeugtes Vorfluterraster bildet dabei die Verortungsgrundlage von Sedimentübertrittspunkten. Anschließend werden die Sedimentmassenströme mit diesem Fließgewässerraster verschnitten. Ergebnis ist eine Rasterkarte mit farblich klassifizierten Gewässerabschnitten, die die jeweiligen Sedimenteinträge abbilden. Die Abschätzung der partikelgebundenen Stoffeinträge für jeden Einzelpixel erfordert die Abfrage der jeweiligen Kornverteilung des Sediments und des Ausgangsbodens des jeweiligen Pixeleinzugsgebietes. Da dieses Vorgehen zu aufwendig ist, werden Bodenabträge, Sedimenteinträge und partikelgebundene Stoffeinträge (vgl. Kapitel 2.5.4) auf Ebene der OWK, der Maßnahmenebene der EG-WRRL aggregiert, wobei Austräge als Flächenthemen (OWK) und Einträge als Linienthemen (Fließgewässer) dargestellt werden. Es liegt die Annahme zugrunde, dass die Menge der eingetragenen Sedimente und partikelgebundenen Stoffe mit dem Gebietsaustrag identisch ist. Eine Retention im Gewässernetz bleibt dabei unberücksichtigt und ist insofern nicht relevant, da Sedimente und partikelgebundene Stoffe aufgrund

ständiger Depositions- und Remobilisierungsprozesse über längere Zeiträume wirksam sind.

Im letzten Schritt werden diese Ergebnisse für die Teilbearbeitungsräume der EG-WRRL zusammengefasst (vgl. Abbildung 26). Neben der mengenmäßigen Erfassung der Sediment- und partikelgebundenen Stoffeinträge wird das Sedimenteintragsverhältnis, (Verhältnis von Sedimenteintrag zum Bodenabtrag in einem Gebiet, vgl. Kapitel 1.3.5) und die Stoffanreicherung im eingetragenen Sediment ermittelt.

2.10 Modellvalidierung

2.10.1 Gebietsauswahl und Gebietscharakteristik

Die Validierung von Erosionsmodellen ist an einen enormen Datenbedarf gekoppelt, der nur selten bereitgestellt werden kann. Nach umfassender Recherche verfügbarer Datenquellen im Freistaat Sachsen kam nur das Einzugsgebiet Hölzelbergbach für eine Validierung in Frage. Für dieses Gebiet existieren zumindest für zwei Einzelereignisse Messdaten Außerdem liegen einige Zeitreihen-Daten zum P-Austrag ohne Ereignisbezug vor. Das Validierungsgebiet ist ein Teileinzugsgebiet der Saldenbachtalsperre (vgl. Abbildung 23) ca. 25 km südlich von Chemnitz. Hydrologisch wird die Talsperre dem Elbestromgebiet zugeordnet. Sie entwässert über die Flöha, die Zschopau, die Freiburger und die Vereinigte Mulde in die Elbe. Das Teileinzugsgebiet Hölzelbergbach ist ca. 0,7 km groß. Klimatisch betrachtet, befindet es sich im Luvbereich des Erzgebirges und ist durch ein typisches Mittelgebirgsklima gekennzeichnet (Richter und Aurada, 1984), mit mittleren jährlichen Niederschlägen von 948 mm (Zeitreihe 1967 - 1996, Messstation Reifland, LTV) und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 6,8°C. Die höchsten Niederschlagsmengen werden im Sommerhalbjahr erreicht. Dabei treten häufig Starkniederschläge auf. Gemäß Parameterkatalog Sachsen (Michael et al., 1996) gehört das Gebiet zur Niederschlagsregion 7 „Unteres Erzgebirge und Erzgebirgsvorland“, mit 22 erosiven Ereignissen im Referenzjahr. Der Hölzelbergbach besitzt einen mittleren Durchfluss von ca. 0,02 m³/s (Zeitreihe 1999 - 2002, LTV, 2005). Die Abflussspitzen liegen im Frühjahr nach der Schneeschmelze und im Sommer zwischen Juli und August (LTV, 2005). Über dem kristallinen Deckgestein befindet sich eine bis max. 5 m mächtige Lockergesteinsdecke, die im Bereich flach geneigter Flächen aus autochthonem Verwitterungsmaterial und im Bereich stärker geneigter Flächen aus dessen Umlagerungsprodukten besteht. Das Relief im Gebiet wird durch sanft gerundete Höhen und weite, offene Täler bestimmt. Grundlage der Bodenbildung des Gebietes sind sandig-lehmige lössbeeinflusste Fließerdren (Schmidt, 1996). Die Verteilung der Böden ist vom Relief abhängig. In den Kuppenbereichen haben sich Braunerden mit hohen Skelettbodenanteilen (>30 %) in stärker geneigten Hangbereichen stauwasserbeeinflusste Pseudogley-Braunerden entwickelt. Die Tiefenlinien und Auenbereiche werden durch Kolluvien bedeckt. Im Validierungsgebiet dominiert landwirtschaftliche Nutzung (82 %) davon entfallen 42 % auf Grünland und 40 % auf Ackerland. Die Hauptanbaufüchte sind Getreide (Triticale und Gerste) und Futterpflanzen (Kleegrass und Silomais). Das Gebiet wird flächendeckend konservierend bewirtschaftet (LfL, 2005a).

2.10.2 Datengrundlagen der Modellvalidierung

Für die Validierung der Modellergebnisse konnte die Sächsische Landestalsperrenverwaltung Messdaten zum P-Austrag zur Verfügung stellen (LTV, 2010a). Bei diesen Daten handelt es sich um langjährige Messreihen, bei denen mehrmals im Jahr Gesamtphosphat (PO_4), Orthophosphat (Ortho- PO_4) sowie der Durchfluss gemessen wurden. Die P-Konzentrationen wurden spektralphotometrisch nach DEV D11, DIN-EN 1189-3 für Orthophosphat und nach DEV D11, DIN-EN 1189-6 für Gesamtphosphat bestimmt (Ackermann et al., 2010).

Tabelle 7: Datengrundlagen der Simulationsszenarien

Information	Datensatz	Quelle	zeitl./räuml. Auflösung
Niederschlag [mm/min]	Niederschlagsschreiber Forchheim	LfL (2005b)	10min/-
Klimadaten - Lufttemperatur [°C] - Windgeschwindigkeit [m/s] - Globalstrahlung [W/m ²]	Klimastation Forchheim	LfL (2005b)	1h.-
Landnutzung	ATKIS-DLM	GeoSN (2005) überarbeitet vgl. 3.2.2	- /1:25:000
Kulturarten	Schlagkartei	LfL (2005a)	a./1:10:000
Boden	Reichsbodenschätzung	LfUG, 2005b	- /1:10.000
Relief	ATKIS-DGM	GeoSN (2005), überarbeitet vgl. 3.2.1	-/1:25.000, 20 m Rasterweite
Durchfluss	Pegelmessung	Grünwald et al. (1996)	10min-5.h (n.ä.)/ -
Phosphorkonzentration	P-Messung, e.	Grünwald et al. (1996)	10min-5h. (n.ä.)/ -
	P-Messung, m.	LTV (2010)	1-2 m./ -

e.: ereignisbezogen; m.: monatlich; a.: jährlich; min.: minütlich; h.: stündlich; n.ä.: nicht äquidistant

Aus einem abgeschlossenen Forschungsprojekt der BTU Cottbus existieren darüber hinaus ereignisbezogene P-Austragsmessungen zu zwei Abflussereignissen. Bei den Abflussmessungen kam ein Schwimmerpegel zum Einsatz. Ein automatischer Probenehmer entnahm durchflussproportional pro 500 m³ Abfluss einen Liter Probe. Im Abfluss wurden analog zu den Monatsmessungen Gesamtphosphat und Orthophosphat gemessen (Grünwald et al., 1996). Die korrespondierenden Niederschlags- und Klimadaten wurden von der LfL (2005b) zur Verfügung gestellt. Die notwendigen Landnutzungsdaten konnten aus Aufnahmen der LfL (2005a) und aus dem überarbeiteten ATKIS-DLM 25 (vgl. Kapitel 3.2.2) entnommen werden. Als DGM steht das überarbeitete ATKIS-DGM mit 20m Rasterweite zur Verfügung (vgl. Kapitel 3.2.1 und Tabelle 7).

Zur Berechnung der partikulären P-Fracht [kg/ha] liegt die Annahme zugrunde, dass der partikuläre Anteil dem Gesamtposphat abzüglich dem löslichen Orthophosphatanteil (Nash und Halliwell, 2000) entspricht.

Die jährliche P-Fracht wurde mit Hilfe der abflusskorrigierten Standardmethode der LAWA (2003) aus den Zeitreihen-Daten bestimmt. Damit wird berücksichtigt, dass durch die in der Regel monatlich stattfindenden Probenahmen die tatsächliche Abflussdynamik nur unzureichend erfasst wird. Die ermittelte P-Fracht am Probenahmetag wird dazu mit einem Abflusskorrekturfaktor multipliziert, der das Verhältnis des Abflusses am Probenahmezeitpunkt zum mittleren Jahresabfluss beschreibt (vgl. Gleichung 44).

$$(44) \quad F = \frac{364 \cdot 86.400}{0.001 \cdot 1.000.000} * \frac{1}{N} * \frac{\sum_{i=1}^N C(t_i) \cdot Q(t_i)}{Q_{Probe}} * Q_{Jahr}$$

Mit:

F	Jahresfracht [kg]
Q_{Jahr}	Jahresmittelwert Durchfluss [m ³ /s]
Q_{Probe}	Mittelwert der Durchflüsse aller Probenahmetage [m ³ /s]
N	Anzahl der Probenahmetage
$C(t_i)$	Konzentration am Probenahmetag [mg/l]
$Q(t_i)$	Durchfluss am Probenahmetag [m ³ /s]

Die ereignisbezogenen Frachten wurden aus den gemessenen partikulären P-Konzentrationen und korrespondierenden Durchflusswerten ermittelt. Durchflussmessungen und die Messung der P-Konzentration erfolgten nicht äquidistant. Zur Berechnung der Ereignisfracht wurden beide Werte auf 10minütigen Intervallen bis zum nächsten Messzeitpunkt normiert.

2.10.3 Modellparametrisierung

2.10.3.1 Abflussereignisse

Den ereignisbezogenen Simulationen und den Referenzjahr-Simulationen liegen, basierend auf der jeweiligen Kenntnis der Initialbedingungen, differenzierte Parametrisierungsannahmen zugrunde.

Die für die Validierung herangezogenen Einzelereignisse unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Charakteristik deutlich. Bei Ereignis 1 handelt es sich um ein Niederschlags-Abflussereignis mit Sedimentaustrag zwischen dem 13. und 14. Mai 1995. Bei diesem

Ereignis fielen 41,5 mm Niederschlag innerhalb von 24 Stunden, wodurch ein Gesamtabfluss von ca. 780 m³ Wasser verursacht wurde (Grünwald et al., 1996).

Das zweite Ereignis hingegen ist ein reines Schneeschmelzereignis, bei dem aufgrund fehlenden Niederschlags nur Partikelablösung durch Oberflächenabfluss stattfand. Grünwald et al. (1996) berichten von einer geschlossenen Schneedecke auf gefrorenem Boden, die innerhalb von fünf Tagen komplett abtaute. Im Zeitraum vom 17. bis zum 18. März führte die Schneeschmelze zu einem Gesamtabfluss von 7750 m³ Wasser.

Grundsätzlich wurden beide Ereignisse über die Parameter Skinfaktor und Anfangsbodenfeuchte so kalibriert, dass die simulierte Abflussmenge annähernd der gemessenen entspricht (vgl. Tabelle 8). Eine Kalibrierung des Parameters Erosionswiderstand fand nicht statt. Da für beide Ereignisse nur P-Messungen vorliegen, kann über die ausgetragenen Sedimentmengen und die Beziehung zwischen partikulärem P und Sedimentaustrag keine Aussage getroffen werden. Der Oberflächenabfluss wurde mit der Software „Base Flow Filter“ (Arnold und Allen, 1999; Arnold et al., 1999) vom gemessenen Gesamtabfluss separiert.

Der Parametrisierung der beiden Ereignisse liegt jeweils die reale Landnutzung zugrunde. Die Bodenbearbeitung erfolgte konservierend mit unterschiedlichen Arbeitsgeräten (LfL, 2005a). Eigenen Untersuchungen zu Folge fanden Maßnahmen der konservierenden Bodenbearbeitung bis etwa Mitte der 1990er Jahre in weniger intensiv statt, als es derzeit der Fall ist (Schindewolf und Schmidt, 2010). Deshalb wurde zur Parametrisierung der Bodenbearbeitung der weniger invasive Zinkenrotor als Arbeitsgerät angenommen.

Für das erste Ereignis wurde gemäß den Beobachtungen von Grünwald et al. (1996) eine mittlere Bodenfeuchte gemäß Parameterkatalog Sachsen vorausgesetzt. Aufgrund der Anfangsfeuchtebedingungen, der Dauer des Niederschlagsereignisses und der gefallen Niederschlagsmenge reichen die oberen 30 cm (Bearbeitungshorizont) zur Beschreibung der Infiltrationsprozesse nicht aus. Das Modell bietet im Mehr-Schicht-Modell die Möglichkeit, die Infiltration in vertikalen Schichten differenziert zu beschreiben (Schindewolf und Schmidt, 2009; von Werner et al., 2004). Die Parametrisierung dieser Schichten erfolgte mit Hilfe der Daten der Reichsbodenschätzung (LfUG, 2005b). Als Skinfaktor für die unteren Schichten wurde global 0,5 angesetzt (vgl. Tabelle 5). Die Zuweisung der Modellparameter erfolgte mit der DPROC-Datenbank (von Werner und Schröder, 2005) in ihrer überarbeiteten Form (vgl. Kapitel 4.3).

Bezogen auf das zweite Ereignis berichten Grünwald et al. (1996), dass das Einzugsgebiet zu Beginn der Schmelzperiode (17.03.1996) mit einer Schneedecke bedeckt war, die ein Wasseräquivalent von 43 mm besaß. Bodenfrost reichte bis in 80 cm Tiefe (Da über das

Winterhalbjahr eine Aufsättigung des Bodens stattfindet, wurden Anfangsbodenfeuchten bei Feldkapazität angenommen. Das Modell beschreibt die Infiltration in gefrorene Böden auf Basis der von Weigert und Schmidt (2005) entwickelten Algorithmen. Für die Simulation des Schmelzprozesses wurde die Temperatur-Wind-Methode verwendet (GEOGNOSTICS, 2005). Die hydrologisch wirksamen Parameter wurden so kalibriert, dass der simulierte Abfluss näherungsweise dem gemessenen entspricht (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Parametrisierungsannahmen der Validierungsszenarien

Modell	Eigenschaft/Parameter	Starkregen	Schneesmelze	Referenzjahr
Basismodell	Simulationsmonat	April	März	Ereignismonat
	Bearbeitungsgerät	Zinkenrotor	Zinkenrotor	Zinkenrotor
	Anfangsbodenfeuchte	mittel (FK)	hoch (FK)	mittel*/hoch
	Mulchgehalt	30%	30%	30%
	Bodenzustand	normal	normal	normal
	Entwicklungszustand	normal	normal	normal
Abflussmodell	interner Speicherkoeffizient [-]	1	1	-
	interne zeitliche Auflösung [s]	600	600	-
Infiltrationsmodell	Mehrschichtinfiltration	ja	ja	nein
	Anpassung der Anfangsbodenfeuchte [%]	+1	+/-0	+/-0
	Skinfaktor ab Schicht II [-]	0,5	0,5	-
Schneemodell (Temperatur/Wind-Methode)	Übergang Regen zu Schnee [°C/K]	-	1	-
	Temperaturlimit Regen/Schnee [°C]	-	0,6	-
	Temperaturlimit für Schneesmelze [°C]	-	-0,5	-
	Tagesgradfaktor o. Windberücksichtigung [mm/(d*°C)]	-	6	-
	Tagesgradfaktor m. Windberücksichtigung [mm/(d*°C)]	-	3	-
	Speicherkapazität des Schnees für Wasser [-]	-	0,05	-
	Rückgefrierungskoeffizient [-]	-	1	-
	Skalierungsfaktor bei Korrektur der Temperatur durch Exposition	-	10	-

FK: Feldkapazität; * im Bodenerosionsmessprogramm Sachsen (vgl. Kapitel 2.3.2) als „normal“ klassifizierte Bodenfeuchten

2.10.3.2 Referenzjahre

Bei einem Referenzjahr handelt es sich um ein real gemessenes Extremniederschlagsjahr, das dem statistisch bestimmten mittleren Extremniederschlagsjahr am ähnlichsten ist (vgl. Kapitel 2.7.4). Die Parametrisierung der Einzelereignisse des Referenzjahres erfolgte bezüglich Bodeneigenschaften, Bodenbearbeitung, Landnutzung und Kulturartenverteilung

vergleichbar zu den Ereignissimulationen (vgl. Tabelle 8). Gegenüber den gemessenen Einzelereignissen treten im Referenzjahr kurze, unterschiedlich intensive Niederschläge auf (Michael et al., 1996). Es wird daher angenommen, dass die Niederschläge nicht über 30 cm hinaus in den Boden eindringen. Demzufolge können diese Ereignisse mit dem Ein-Schicht-Infiltrationsmodell simuliert werden. Für die betreffende Niederschlagsregion 7 (Unteres Erzgebirge und Erzgebirgsvorland) besteht das Referenzjahr aus 22 einzelnen Niederschlagsereignissen. Treten diese Ereignisse in kurzzeitigen Abständen hintereinander auf, wie es im Mai und Juni der Fall ist, werden feuchte Anfangsbedingungen für das Folgeereignis zugrunde gelegt (vgl. Abbildung 27). Alle übrigen Ereignisse werden mit mittlerer Bodenfeuchte nach Michael (1996) parametrisiert.

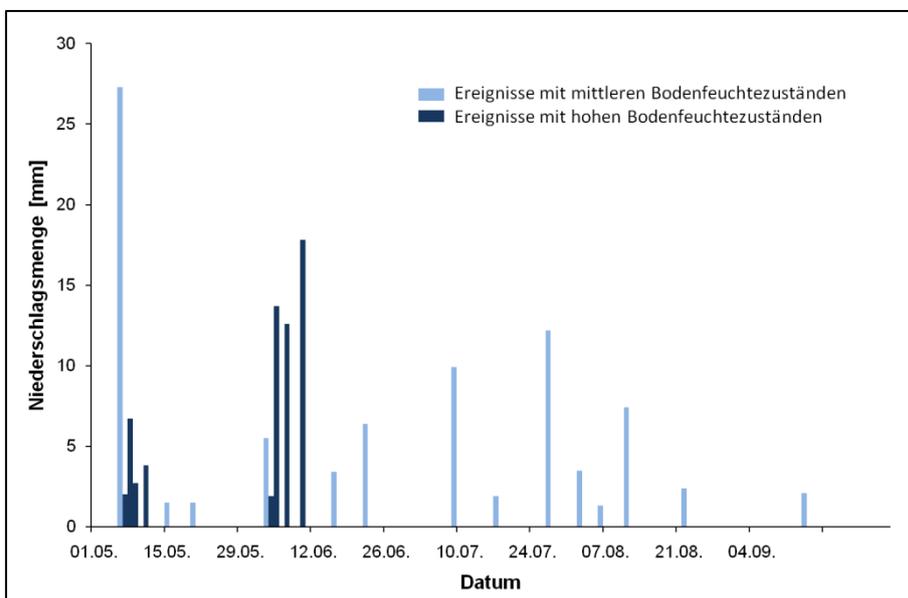


Abbildung 27: Niederschlagsmenge der Ereignisse im Referenzjahr der Subregion 7

3 Ergebnisse

3.1 Experimentelle Ergebnisse

3.1.1 Starkregensimulationen

Im Folgenden werden die im Feld und im Labor erhobenen Messdaten der Starkregensimulationen und die mit dem Modell EROSION 2D berechneten Daten dargestellt. Die Flächencharakteristik der Untersuchungsstandorte wurde bereits in Kapitel 2.4.1 beschrieben und in den Datenblättern der Beregnungsexperimente (vgl. Anhang) zusammengefasst.

3.1.1.1 Zustandsgrößen der Versuchsflächen vor Beregnungsbeginn

Die Bodenbedeckung ist abhängig von dem Entwicklungsgrad der Pflanzen, der Mulchauflage und dem Skelettgehalt des Bodens. Auf den Untersuchungspartellen schwanken die Gesamtbodenbedeckungen zwischen 5 % (Lüttewitz V und IV, Versuch-Nr. 30 und 31) und 100 % (Garbisdorf I, Versuch-Nr. 3). Die Bedeckung durch eine Mulchauflage schwankt zwischen 0 % und 100 %, wobei die höchsten Werte auf Direktsaatflächen gemessen werden. Die gemessenen Anfangsbodenfeuchten schwanken abhängig vom Witterungsgeschehen und Standort zwischen 15,7 Vol.-% (Großolbersdorf, Versuch-Nr. 8) und 41,3 Vol.-% (Niedersteinbach, Versuch-Nr. 1).

3.1.1.2 Abgeleitete Daten

Die folgenden Ergebnisse werden auf Basis der Messdaten (vgl. Kapitel 2.4.3) mit dem Modell EROSION 2D abgeleitet. Die hydraulischen Rauigkeiten schwanken über zwei Zehnerpotenzen ($0,0062 \text{ s/m}^{1/3}$ in Lüttewitz III, Versuch-Nr. 15 und $0,64 \text{ s/m}^{1/3}$ in Oberwinkel II, Versuch-Nr. 19). Umgekehrt proportional zu den Fließgeschwindigkeiten, die zwischen $0,02 \text{ m/s}$ (Oberwinkel II, Versuch-Nr. 19) und $0,29 \text{ m/s}$ (Oberlungwitz II, Versuch-Nr. 5) variieren, sind die Rauigkeiten auf stark bedeckten Böden am höchsten. Die Skinfaktoren variieren über vier Zehnerpotenzen zwischen $0,004$ (Großolbersdorf, Versuch-Nr. 8) und $22,13$ (Oberwinkel II, Versuch-Nr. 19). Auf den Beregnungsflächen im Lösshügelland sind die Skinfaktoren durchschnittlich höher als im Erzgebirge und Vorerzgebirgischen Becken. Dabei weisen vor allem stark bedeckte und feuchte Böden die höchsten Skinfaktoren auf.

Die Erosionswiderstände schwanken über zwei Zehnerpotenzen mit $0,00036 \text{ N/m}^2$ in Lüttewitz VII (Versuch-Nr.-32) und $0,008 \text{ N/m}^2$ in Niedersaida (Versuch-Nr. 24). Die Verwitterungsböden des Erzgebirges weisen leicht höhere Erosionswiderstände auf als die des Lösshügellandes. Zudem sind vor allem stark bedeckte Böden durch hohe Werte gekennzeichnet.

3.1.2 Ableitung sachsenweiter Kornfraktionsspezifischer Stoffgehalte

3.1.2.1 Allgemeine Charakteristik

Die Kornfraktionsabhängige Verteilung der untersuchten Stoffe wurde für fünf besonders erosionsanfällige Bodenarten untersucht. Diese prioritären Bodenarten wurden in den Einzugsgebieten der Talsperre Saidenbach und der Talsperre Bautzen mit Hilfe der verfügbaren Bodenkarten lokalisiert (vgl. Kapitel 2.5.2). Da die tatsächliche Bodenart der schließlich entnommenen Proben von den generalisierten Angaben der Bodenkarten abweichen kann, sind in Abbildung 28 zusätzlich die Ergebnisse der probenbezogenen Korngrößenanalysen dargestellt. Obwohl schließlich fünf der 15 Bodenproben außerhalb der prioritären Bodenarten liegen und sandiger Schluff (Us) nicht beprobt werden konnte, wird das Spektrum erosionsanfälliger Bodenarten sehr gut abgedeckt.

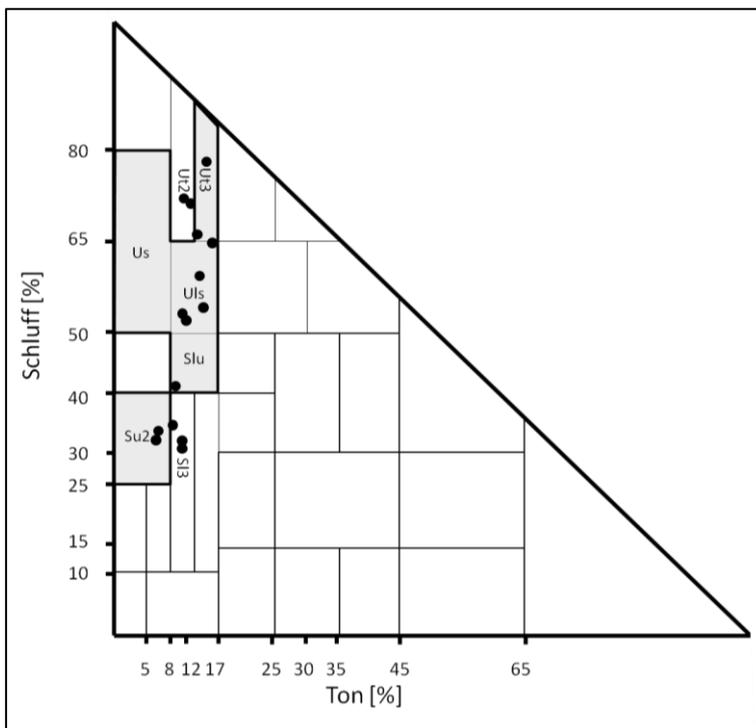


Abbildung 28: Bodenarten der Bodenproben (grauer Kasten: prioritäre Bodenarten)

Die sandreicheren Substrate (Su2, Sl3 und Slu) sind dabei im Gebiet der Talsperre Saidenbach vorherrschend, wohingegen im Einzugsgebiet der Talsperre Bautzen schluffreiche Bodenarten (Uls, Ut2 und Ut3) dominieren.

Die Gesamt-P-Gehalte der genommenen Proben variieren zwischen 490 mg/kg und 1640 mg/kg, wobei die höchsten Werte im Einzugsgebiet der Talsperre Saidenbach erreicht werden (vgl. Tabelle 9). Analog zum Gesamt-Phosphorgehalt sind auch die Schwermetallgehalte im EZG der Saidenbachtalsperre höher als im EZG der Talsperre Bautzen. Die durchschnittlich höchsten Gehalte erreicht Zink mit 86 mg/kg, gefolgt von Blei mit 46 mg/kg. Die Nickel-, Kupfer- und Arsengehalte liegen zwischen 15 und 19 mg/kg.

Tabelle 9: Gesamt-Phosphor- und Schwermetall-Gehalte der untersuchten Böden

Probenkennung	Phosphor [mg/kg]	Arsen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Nickel [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]
Sai_2	1320,0	33,8	40,0	32,1	85,9	203
Sai_9	1030,0	23,6	18,3	13,6	66,0	74,7
Sai_11	1070,0	36,5	18,0	12,9	59,5	85,7
Sai_12	1060,0	32,1	19,0	8,7	83,8	145
Sai_22	1640,0	15,8	23,1	11,9	50,7	104
Sai_27	1360,0	13,5	21,1	14,0	43,0	128
Bau_0	620,6	n.n.	12,4	11,1	30,4	50,5
Bau_6	831,2	8,9	27,9	14,1	50,5	64,6
Bau_9	634,7	8,9	11,4	13,3	25,1	54,3
Bau_12	859,7	7,7	16,9	26,3	30,0	65,1
Bau_16	490,0	n.n.	15,4	9,9	23,2	44,8
Bau_17	552,9	8,9	16,3	12,4	23,3	65,4
Bau_18	584,1	11,0	15,4	11,6	38,4	67,8
Bau_23	744,9	9,2	21,3	18,0	46,4	71,5
Bau_30	566,5	13,2	13,5	16,7	27,1	62,6

3.1.2.2 Kornfraktionsspezifische Stoffgehalte und -verteilungen

Phosphor

Die gemessenen P-Gehalte der untersuchten Bodenproben schwanken in der Fraktion Sand zwischen 107 und 1330 mg/kg, in der Schlufffraktion zwischen 170 und 1585 mg/kg und in der Tonfraktion zwischen 1940 und 6494 mg/kg (vgl. Tabelle 10).

Wie aus Abbildung 29 ersichtlich, unterscheiden sich die Verteilungen der Stoffe auf die Kornfraktionen quantitativ und qualitativ. Die P-Verteilungsfaktoren für die Tonfraktion sind

wie erwartet am höchsten (\bar{x} 3,96) und weisen zudem geringe Schwankungen auf. Die Verteilungsfaktoren für die Schlufffraktion liegen im Mittel bei 0,55 und für die Sandfraktion sogar bei 0,66, wobei die Schwankungen in der Sandfraktion am größten sind.

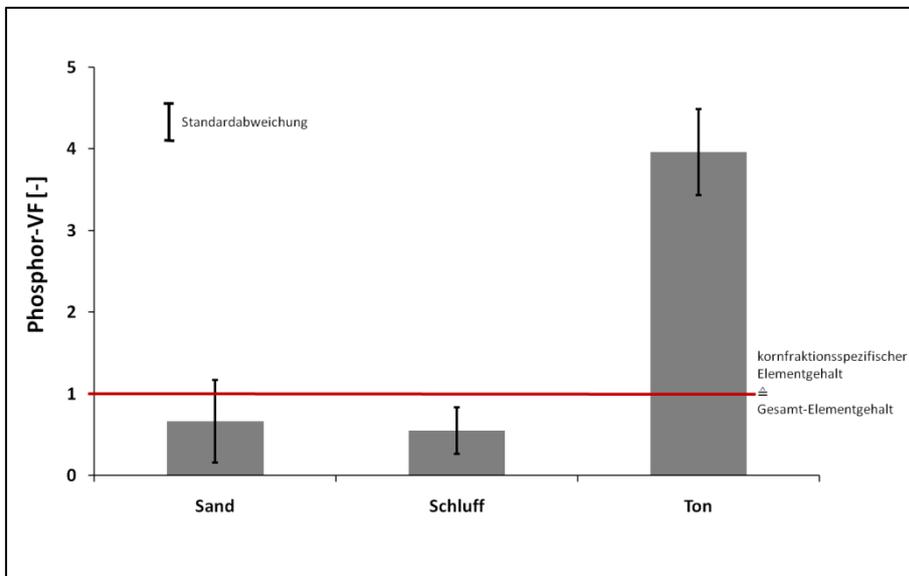


Abbildung 29: Kornfraktionsspezifische Phosphor-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

Tabelle 10: Kornfraktionsspezifische Phosphor-Gehalte und entsprechende Phosphor-Verteilungsfaktoren (VF)

Probenkennung	Gesamt-P-Gehalt [mg/kg]	P-Gehalt im Sand [mg/kg]	P-Gehalt im Schluff [mg/kg]	P-Gehalt im Ton [mg/kg]	P-VF im Sand [-]	P-VF im Schluff [-]	P-VF im Ton [-]
Sai_2	1320	479	6058	4500	0,37	0,45	3,41
Sai_9	1030	725	899	3260	0,70	0,87	3,17
Sai_11	1070	370	913	3890	0,35	0,85	3,64
Sai_12	1060	236	692	3610	0,22	0,65	3,41
Sai_22	1640	565	1560	6820	0,34	0,95	4,16
Sai_27	1360	471	1580	5090	0,35	1,16	3,74
Bau_0	621	351	200	2650	0,57	0,32	4,27
Bau_6	831	756	274	3680	0,91	0,33	4,43
Bau_9	635	1330	210	2410	2,1	0,33	3,80
Bau_12	860	964	296	3460	1,1	0,34	4,02
Bau_16	490	107	276	2630	0,2	0,56	5,37
Bau_17	553	564	176	2170	1,0	0,32	3,92
Bau_18	584	626	231	2300	1,1	0,40	3,94
Bau_23	745	477	182	2910	0,6	0,24	3,91
Bau_30	566	394	265	2390	0,7	0,47	4,22

P: Phosphor; VF: Kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Für die Zusammenhänge zwischen Gesamt-Stoffgehalt und Stoffgehalt in der Ton-, Schluff- bzw. Sandfraktion können Regressionsgleichungen abgeleitet werden (vgl. Tabelle 11). Die Vorhersagewahrscheinlichkeiten liegen für die Ton, Schluff- und Sandfraktion bei R^2 0,56 bzw. 0,95 (vgl. Tabelle 11) was in Anbetracht der Probenzahl ($n=15$) akzeptabel ist. Bessere Bestimmtheitsmaße können in diesem Zusammenhang nur über die Erhöhung des Stichprobenumfangs erreicht werden.

Tabelle 11: Vorhersagequalität der Kornfraktionsspezifischen Stoffgehalte über die Gesamt-Stoffgehalte

Stoff		Stoffgehalt im Sand	Stoffgehalt im Schluff	Stoffgehalt im Ton
Phosphor	p	0,8502	0,0000	0,0000
	r	-0,0534	0,8896	0,9527
	Regressionsgl.	-	$C_{P_U} = 0.0017 * C_P^{1.8429}$	$C_{P_T} = 13.291 * C_P^{0.8188}$
	R ²	-	0.7838	0.8925
Arsen	p	0,3112	0,1462	0,0000
	r	0,357	0,6691	0,981
	Regressionsgl.	-	-	$C_{As_T} = 5,0594 * C_{As}^{0,842}$
	R ²	-	-	0.9394
Kupfer	p	0,1646	0,0511	0,0194
	r	0,3714	0,5214	0,625
	Regressionsgl.	-	-	$C_{Cu_T} = 6.762 * C_{Cu}^{0,6983}$
	R ²	-	-	0.5597
Nickel	p	0,0436	0,45	0,0004
	r	0,5393	0,2	0,9429
	Regressionsgl.	-	-	$C_{Ni_T} = 8.0025 * C_{Ni}^{0.6144}$
	R ²	-	-	0.6164
Blei	p	0,447	0,0009	p 0,0000
	r	0,2125	0,7652	0,9731
	Regressionsgl.	-	$C_{Pb_U} = 0,2553 * C_{Pb}^{1,1868}$	$C_{Pb_T} = 7.2866 * C_{Pb}^{,7616}$
	R ²	-	0,6566	0,9374
Zink	p	0,1646	0,0511	p 0,0194
	r	0,3714	0,5214	0,625
	Regressionsgl.	-	-	$C_{Zn_T} = 44.539 * C_{Zn}^{0.4056}$
	R ²	-	-	0.6326

fett: Ableitung von Regressionsgleichungen zur Vorhersage; C: Gehalt; P: Phosphor; As: Arsen; Cu: Kupfer; Ni: Nickel; Pb: Blei; Zn: Zink; T: Ton; U: Schluff

Abbildung 30 veranschaulicht die P-Verteilung über die Kornfraktionen im Ausgangsboden am Beispiel des Haselbachs im Einzugsgebiet der Talsperre Saidenbach (1322 mg/kg, Slu). Trotz geringer Tongehalte von 13 % liegen über 50 % des partikulären P in dieser Fraktion vor. Die Sandfraktion hingegen trägt trotz 45 %igen Anteils an der Kornverteilung weniger als 10 % zum Gesamt-P-Gehalt bei.

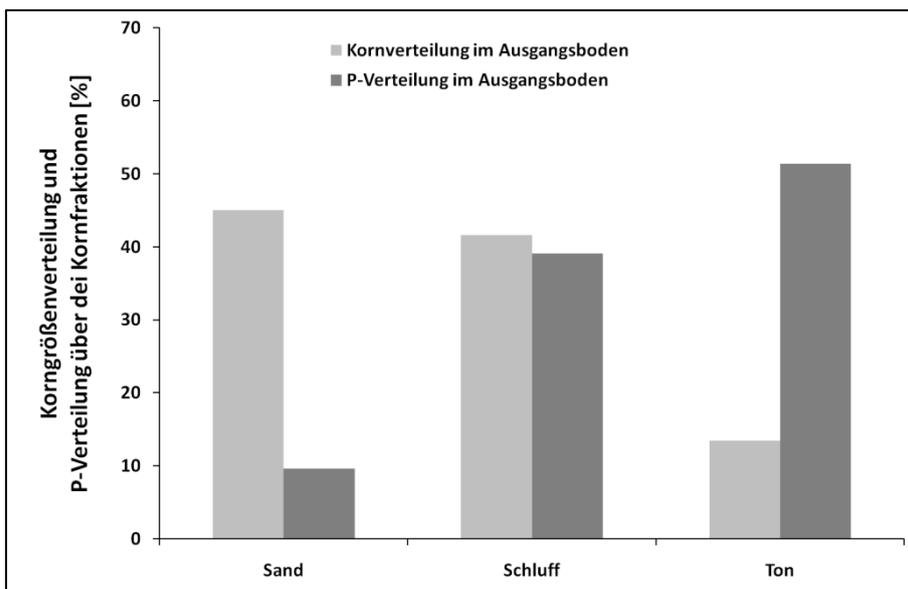


Abbildung 30: Korngrößenverteilung und anteiliges P vom Gesamtgehalt am Beispiel des Haselbaches (1322 mg/kg P, Slu)

Schwermetalle

Die gemessenen Stoffgehalte in den einzelnen Kornfraktionen der untersuchten Proben sind im Anhang dargestellt. Generell sind die Stoffgehalte wie erwartet in der Tonfraktion am höchsten. Dort betragen sie über alle Schwermetalle gemittelt mehr als das Dreifache des Gesamtgehaltes. Der Verteilungsfaktor ist dabei für Zink mit 3,45 am höchsten und für Kupfer mit 2,94 am niedrigsten. In der Schlufffraktion sind die Stoffgehalte im Mittel geringer als die Gesamtgehalte. Die Verteilungsfaktoren liegen zwischen 0,54 für Kupfer und 0,7 für Arsen. In der Sandfraktion betragen die Verteilungsfaktoren, abhängig vom untersuchten Stoff, sowohl zwischen 1,9 für Nickel und 0,52 für Zink. Auf dieser Basis kann im Gesamtwertebereich nur für Zink (vgl. Abbildung 31) eine Zunahme der Stoffgehalte mit kleiner werdenden Korndurchmessern nachgewiesen werden. Die Gehalte aller anderen Stoffe zeigen eine bimodale Verteilung.

Im Gebietsvergleich treten weitere Unterschiede auf. Im Mittel ist die Stoffverteilung auf die Ton- und Sandfraktion im EZG der Talsperre Bautzen höher als im EZG der Saidenbachtalsperre. Generell höhere Verteilungsfaktoren für die Schlufffraktion der Proben aus dem EZG der Talsperre Saidenbach bewirken eine Abschwächung des bimodalen Verteilungsmusters bei allen Stoffen, wie es in Abbildung 32 am Beispiel Blei dargestellt ist.

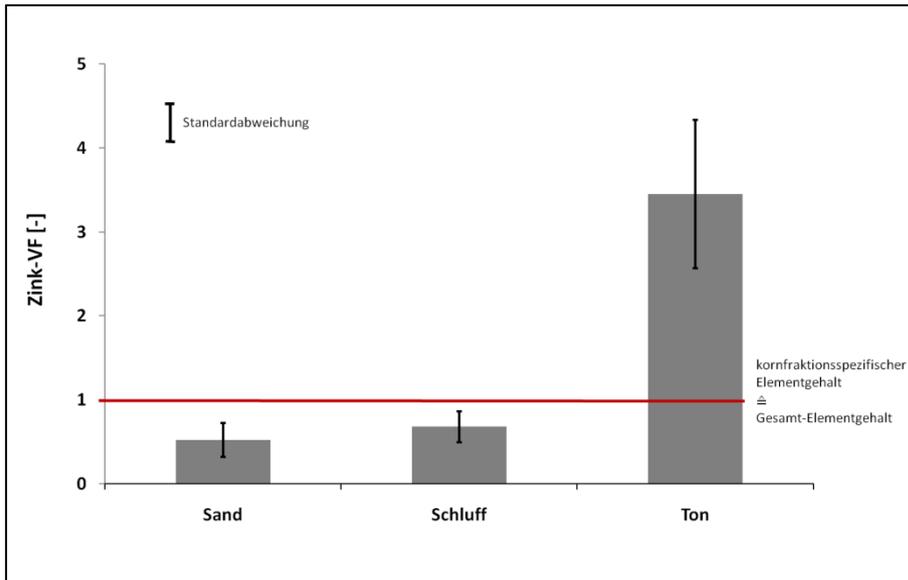


Abbildung 31: Kornfraktionsspezifische Zink- Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

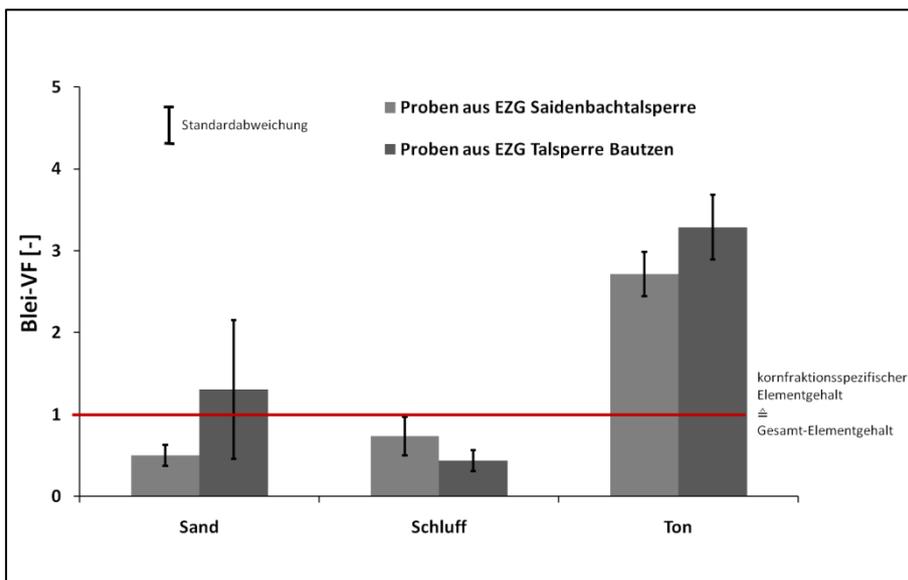


Abbildung 32: Kornfraktionsspezifische Blei- Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben in den Talsperreneinzugsgebieten Bautzen und Saidenbach

Lösliche Phosphor- und Schwermetallanteile

Da im ATTERBERG-Verfahren jeweils der Überstand der Sedimentationszylinder mit dem darin befindlichen Ton abgesaugt und eingedampft wurde, werden mögliche wasserlösliche Anteile der betreffenden Stoffe der Tonfraktion zugeschlagen. Um diesen Fehler größenordnungsmäßig abzuschätzen, wurde vorab exemplarisch an einer Probe der wasserlösliche Anteil des Gesamt-Stoffgehaltes ermittelt. Diese liegen zwischen 0 % für Arsen und 18,6 % für Blei (vgl. Tabelle 12).

Tabelle 12: Wasserlösliche Stoffgehalte

Stoff	Konzentration Eluat Sai_9 [mg/l]	Konzentration Blindwert [mg/l]	löslicher Anteil [%]
Phosphor	2210	n.n.	3,4
Arsen	n.n.	n.n.	n.n.
Kupfer	61,2	n.n.	2,4
Nickel	31,8	n.n.	1,4
Blei	2740	889	18,6
Zink	20,5	10,2	0,1

n.n.: nicht nachweisbar

3.2 Ergebnisse aus GIS-Operationen

3.2.1 Reliefdaten

Aufgrund der inkonsistenten Abbildung des Gewässernetzes durch das verfügbare ATKIS-DGM (Köthe et al., 2005) war eine Absenkung des Vorfluternetzes in das DGM nötig (vgl. Kapitel 2.7.1). Diese Absenkung liefert eine bessere Übereinstimmung der Vorfluter und verfügbarer Fließgewässergeometrien, die eine genauere Verortung der Sedimentübertrittspunkte in Gewässer ermöglicht. Basierend auf den Ergebnissen der DGM-Anpassung wurden für 15 % der Raster Höhenänderungen durchgeführt. Dabei wurden ca. 11 % angehoben und 4 % gesenkt.

3.2.2 Landnutzungsdaten

3.2.2.1 Kulturarten

Die Kulturarten wurden den Feldblockgeometrien mit Hilfe der InVeKoS-Datenbank (LfL, 2006b) nach dem Dominanzprinzip für das Jahr 2006 zugeordnet (Szenario „Ist2006“). Den flächenmäßig größten Anteil (25 %) bilden Grünlandnutzungen oder Feldfutteranbau jeglicher Art, die der DPROC-Objektgruppe „Wiese“ entsprechen. Winterweizen (22 %), Raps (17 %) und Wintergerste (11 %) bilden den Anbauschwerpunkt ackerbaulicher Nutzung. Winterkulturen machen über 50 % der gesamten Feldblockkulisse aus. Nicht zu vernachlässigende Anteile bilden Ruderalvegetation (6 %) auf Stilllegungsflächen und Sommergetreide (6.5 %) (vgl. Abbildung 33). Alle übrigen Kulturen spielen für die Gesamtlandesfläche eine untergeordnete Rolle.

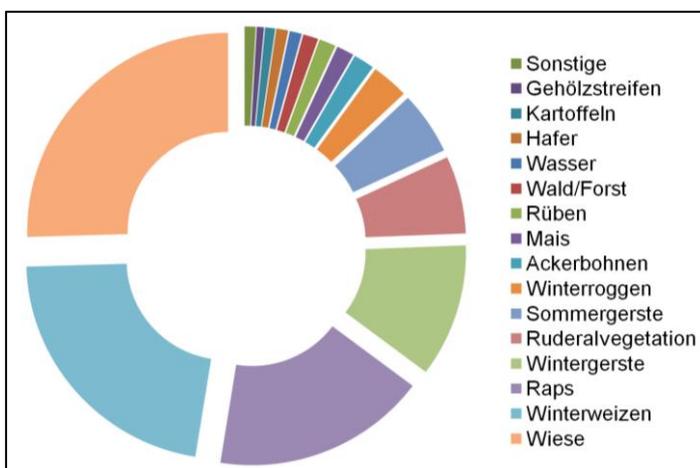


Abbildung 33: Flächenanteile abgeleiteter DPROC-Objektgruppen aus der InVeKoS-Datenbank für das Erntejahr 2006

3.2.2.2 Bodenbearbeitung

Aus den Maßnahmenanträgen zur Zusatzförderung II (LfL, 2006a) wurden darüber hinaus die Feldblöcke bestimmt, auf denen Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung durchgeführt wurden. Die Ableitung erfolgte vergleichbar zur Kulturart nach dem Dominanzprinzip (vgl. Kapitel 2.7.3). Mit dieser Annahme werden 16 % der Ackerfläche im Erntejahr 2006 als konservierend bearbeitet ausgewiesen.

3.2.3 Andere GIS-Daten

3.2.3.1 Regionalisierte Phosphor- und Schwermetallgehalte

Zur Regionalisierung sachsenweiter Oberboden-Stoffgehalte auf Ackerflächen wurden aus dem Bodenatlas Sachsen Teil 3 (LfUG, 2000) 1004 Datenpunkte zur weiteren Verwendung im Kriging-Interpolationsverfahren selektiert.

Phosphor

Die interpolierten Flächenwerte schwanken in Sachsen zwischen 348 und 2940 mg/kg mit einem Mittelwert von 1011 mg/kg (vgl. Abbildung 34 und Tabelle 13). Die höchsten P-Gehalte werden auf den Ackerstandorten der Verwitterungsböden aus Festgesteinen und im Übergangsbereich zu Böden aus Löss bzw. Sandlöss (z. B. nördlich von Freiberg, dem Erzgebirgsnordrand und dem Vogtland) erreicht.

Tabelle 13: Auswertung der interpolierten Oberboden-Stoffgehalte

Stoff	Maximum [mg/kg]	Minimum [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]
Phosphor	2042	348	1012
Arsen	4,4	76,7	21,1
Kupfer	1,4	173,4	19,1
Nickel	2,4	129,7	18,2
Blei	8,9	507,7	64,5
Zink	21,4	245,8	29,0

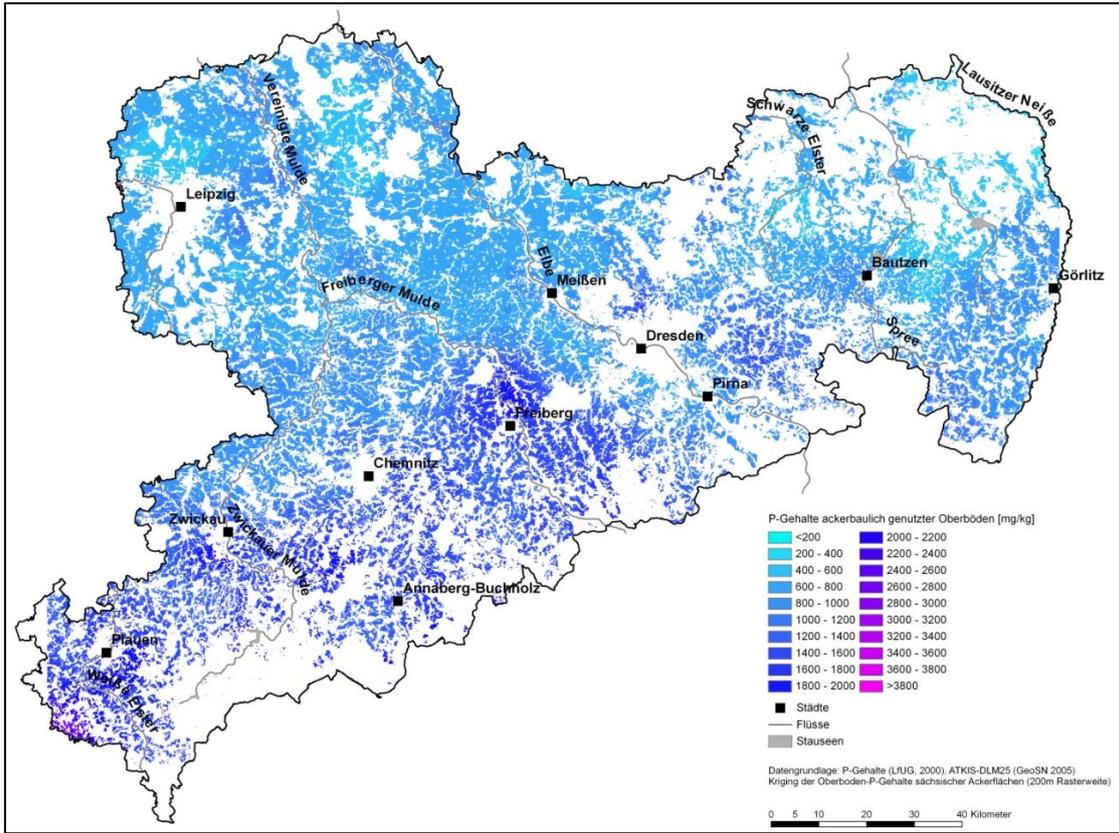


Abbildung 34: Interpolierte P-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

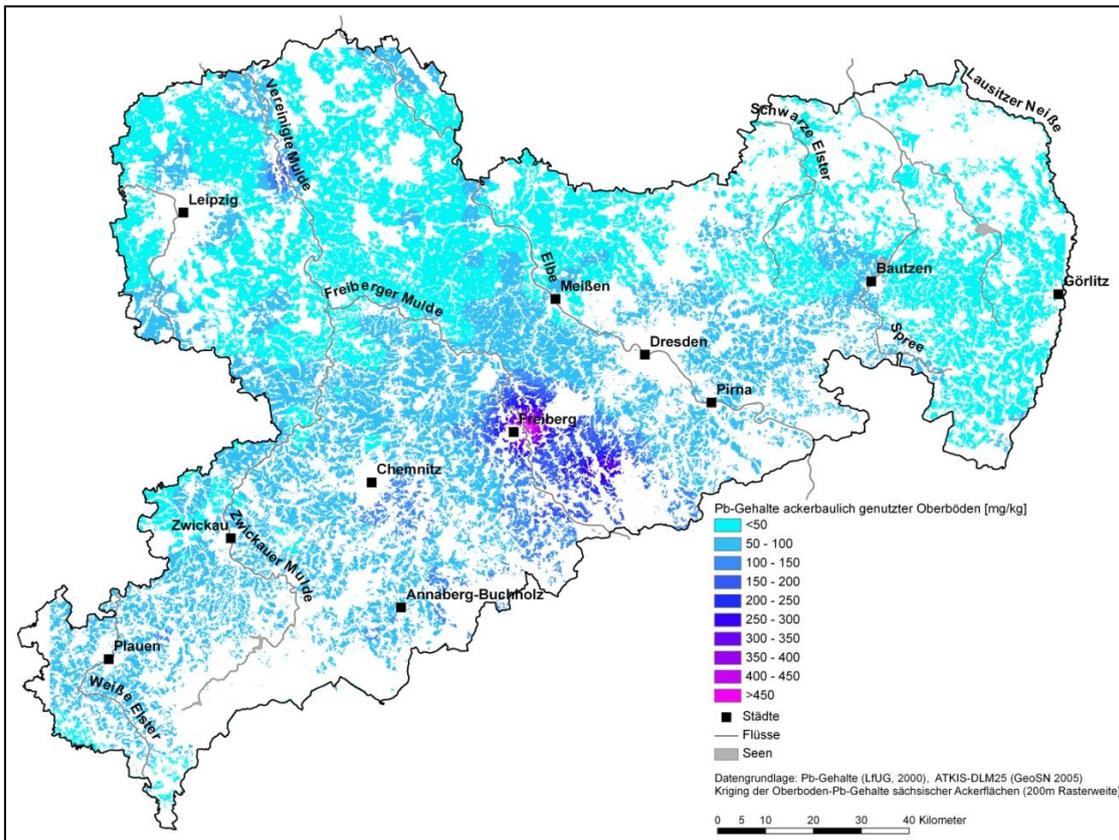


Abbildung 35: Interpolierte Pb-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

Schwermetalle

Die interpolierten Mittelwerte der Oberboden-Schwermetallgehalte liegen in der gleichen Größenordnung zwischen 18,1 mg/kg für Nickel und 29,0 mg/kg für Zink. Lediglich die mittleren Bleigehalte sind mit über 64 mg/kg mehr als doppelt so hoch und weisen die größte Spannweite auf (vgl. Tabelle 13).

Generell sind die Schwermetallbelastungen auf Verwitterungsböden der Mittelgebirge höher als auf den lössbürtigen Böden des Hügellandes und den Sandböden des Tieflandes. Zwischen den einzelnen Schwermetallen treten jedoch regionale Unterschiede auf:

Die höchsten Oberboden-Arsengehalte befinden sich im Bereich Freiberg, zwischen Zwickau und Annaberg-Buchholz und im Bereich Plauen sowie im Oberlaufgebiet der Lausitzer Neiße. Hohe Oberboden-Kupfergehalte sind überwiegend nördlich von Plauen und im westlichen Teil des Vogtlandes anzutreffen. Weitere Hotspots liegen im Bereich Zwickau-Aue-Annaberg-Buchholz, in den Bereichen Chemnitz und Freiberg sowie zwischen Eilenburg und Wurzen. Hinsichtlich hoher Oberboden-Nickelgehalte stechen das Vogtland und das Westerzgebirge zwischen Zwickau und Marienberg hervor. Die mit Abstand höchsten Oberboden-Bleigehalte treten im Freiburger Raum auf. Kleinere Anomalien befinden sich im Raum Chemnitz, Marienberg und Eilenburg (vgl. Abbildung 35). Die flächenhaft höchsten Oberboden-Zinkgehalte werden im Erzgebirge und Vogtland, sowie punktuell in der Oberlausitz und im Raum Eilenburg erreicht.

3.2.3.2 Mittlere Phosphor- und Schwermetallgehalte der Oberflächenwasserkörper

Die Ableitung der partikelgebundenen Stoffeinträge in Oberflächengewässer erfolgt aufgrund des hohen Bearbeitungsaufwandes nicht bezogen auf Einzelpixel sondern auf Ebene der Oberflächenwasserkörper (vgl. Kapitel 2.9.2). Dazu wurden die interpolierten Flächendaten auf dieser Ebene zu Mittelwerten aggregiert.

Phosphor

Die höchsten P-Gehalte sind in den OWK südlich von Plauen, im höheren Westerzgebirge südöstlich von Auerbach, im Bereich des Erzgebirgskammes und auf der Erzgebirgsnordabdachung zwischen Freiberg und Nossen zu finden. Den Maximalwert von 2407 mg/kg erreicht der OWK Feilebach im Vogtlandkreis südwestlich von Plauen. Die geringsten Oberboden-P-Gehalte treten dagegen im äußersten Nordosten des Landes, im OWK Lausitzer Neiße 9 auf (395 mg/kg, vgl. Abbildung 36).

Bezogen auf die Teilbearbeitungsräume zeigt sich ein ähnliches Bild. Relativ hoch belastete Bereiche im Südwesten, Zentrum und Süden des Landes stehen überwiegend gering belasteten im Norden und Nordosten gegenüber. Die Teilbearbeitungsräume mit den höchsten Werten sind die Sächsische Weiße Elster/Eger mit 1657 mg/kg und die Freiburger Mulde mit 1371 mg/kg. Die Gebiete geringster Gehalte sind Obere Spree und Elbestrom 2 mit jeweils 691 mg/kg (vgl. Tabelle 14).

Schwermetalle

Analog zu den Ergebnissen der Kriging-Interpolation (vgl. Kapitel 3.2.3.1) sind besonders die OWK der Mittelgebirge durch hohe Oberboden-Schwermetallgehalte gekennzeichnet. Die Teilbearbeitungsräume mit den höchsten Gehalten sind die Sächsische Weiße Elster/Eger, Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde (vgl. Tabelle 14). Für die einzelnen Stoffe ergibt sich folgende Situation:

Tabelle 14: Mittlere Oberboden-Stoff-Gehalte der Teilbearbeitungsräume (geordnet nach Rangfolge mittlerer Oberbodenbelastung)

Teilbearbeitungsraum	Phosphor-Gehalt [mg/kg]	Arsen-Gehalt [mg/kg]	Kupfer-Gehalt [mg/kg]	Nickel-Gehalt [mg/kg]	Blei-Gehalt [mg/kg]	Zink-Gehalt [mg/kg]
Sächsische Weiße Elster/Eger	1657	25	42	50	69	149
Freiberger Mulde	1371	35	29	20	107	129
Zwickauer Mulde	1358	28	26	25	73	142
Elbestrom 1	1058	23	18	17	84	89
Sächsische Weiße Elster/Pleißer	793	11	16	16	48	65
Lausitzer Neiße	773	16	15	17	37	65
Vereinigte Mulde	721	13	13		46	64
Elbestrom 2	691	11	14	13	41	52
Schwarze Elster	803	8	10	10	43	48
Obere Spree	691	8	11	12	38	51

fett: Maxima

Hohe Oberboden-As-Gehalte liegen vor allem im Oberlauf der Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde. Hohe Oberboden-Cu-, -Ni-, und -Zn-Gehalte befinden sich vor allem im Oberlaufgebiet der Sächsischen Weißen Elster/Eger bzw. Zwickauer Mulde, während erhöhte Oberboden-Pb-Gehalte ausschließlich im Oberlauf der Freiburger Mulde anzutreffen sind (vgl. Tabelle 15 und Abbildung 37).

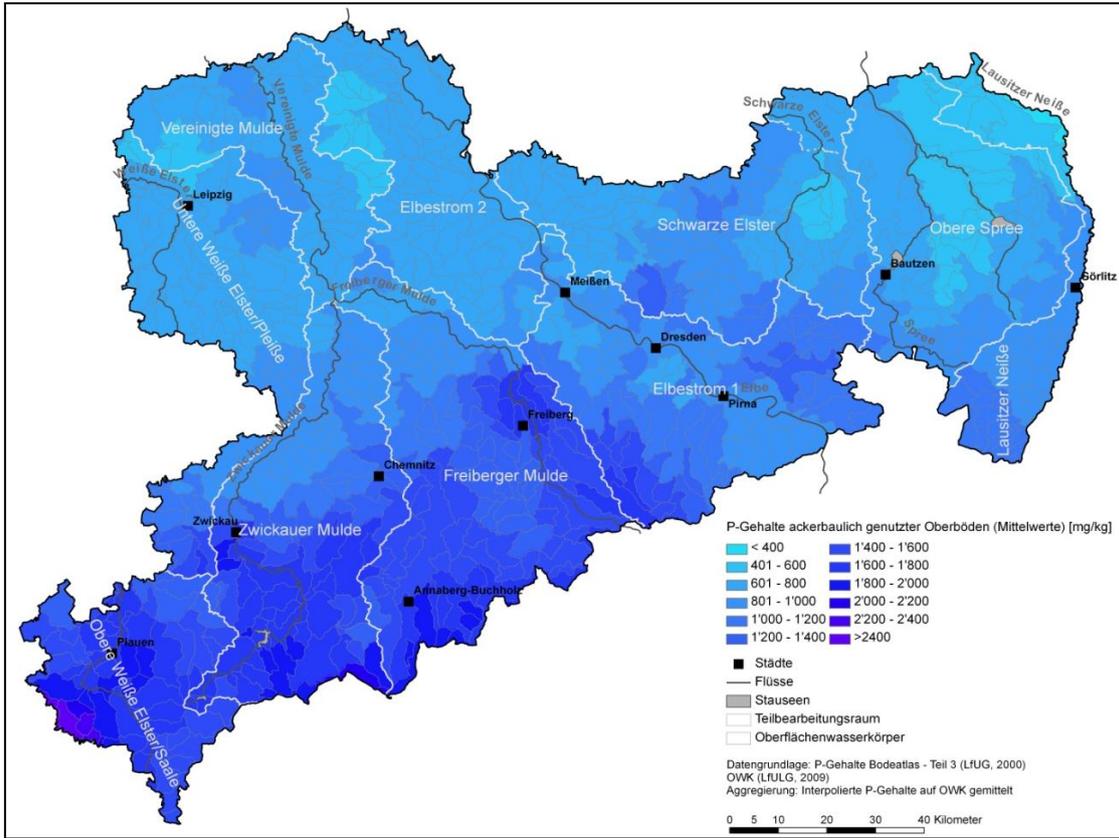


Abbildung 36: Mittlere P-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

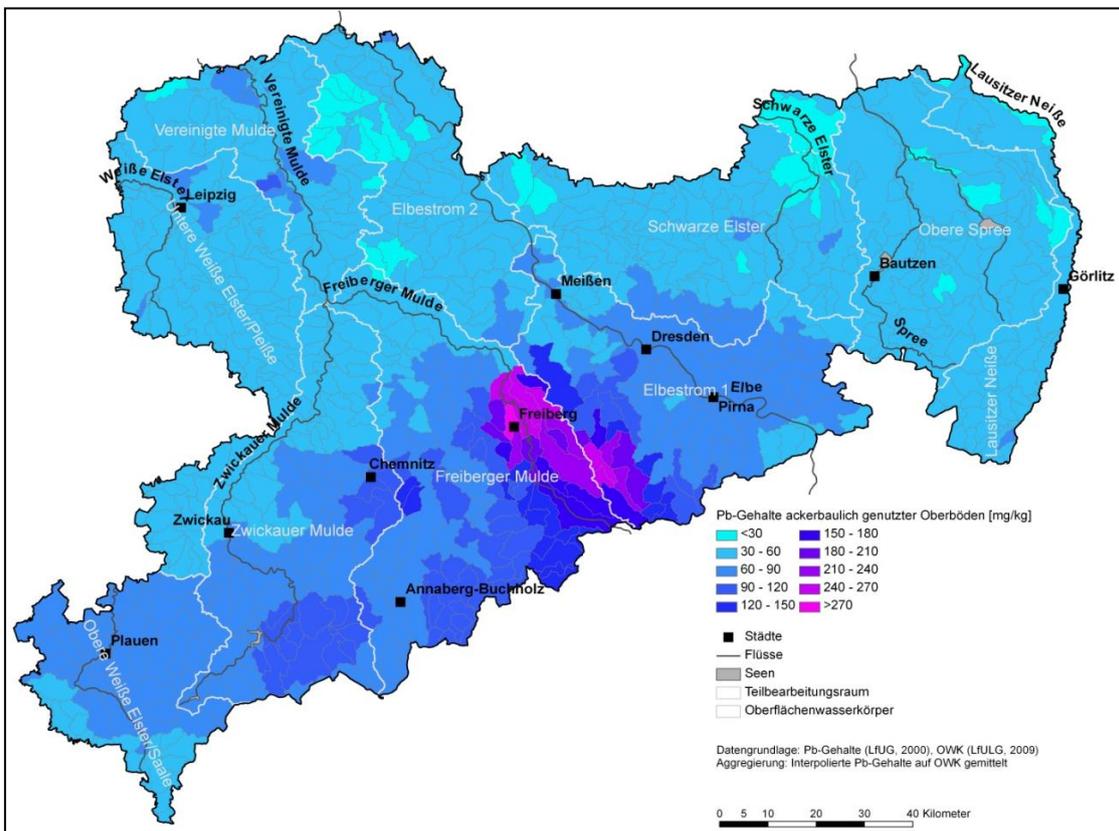


Abbildung 37: Mittlere Pb-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

Tabelle 15: Auswertung der interpolierten Oberboden-Schwermetallgehalte

Schwermetall	Minimum [mg/kg]	Maximum [mg/kg]	Mittelwert [mg/kg]
Arsen	5 (Hopfengartenbach)	64 (Greifenbach)	19
Kupfer	3 (Spree-4)	104 (Syrabach)	19
Nickel	4 (Weigersdrofer Fließ-2)	118 (Feilebach-1)	19
Blei	23 (Wudra)	304 (Münzbach-2)	62
Zink	25 (Altes Schwarzwasser)	213 (Gornsdorfer Bach)	88

3.3 Ergebnisse aus Simulationsrechnungen

3.3.1 Landwirtschaftliche Nutzflächen

3.3.1.1 Worst-Worst-Case-Szenario (WWC)

Pixelebene

Die Ergebnisse des Worst-Worst-Case-Szenarios (WWC) bilden den Einfluss der Boden-, Relief- und Flächennutzungsverhältnisse ohne die Berücksichtigung der feldblockspezifischen Anbau- bzw. Bodenbearbeitungsverhältnisse für ein 10jähriges Extremereignis ab. Im sachsenweiten Überblick nimmt die Erosionsgefährdung zunächst von Nord nach Süd zu und erreicht in den Lösshügelländern ihren Höhepunkt, um in südlicher Richtung wieder abzusinken (vgl. Abbildung 38). Fast die Hälfte der Landesfläche (44 %) ist direkt durch Bodenerosion betroffen. Davon entfallen 34 % auf On-Site-Schäden durch Erosion (negative Zahlenwerte) und 10 % auf Off-Site-Schäden durch Deposition (positive Zahlenwerte, vgl. Tabelle 16). Das Verhältnis zwischen Erosion und Deposition ist 7,7 zu 2,3.

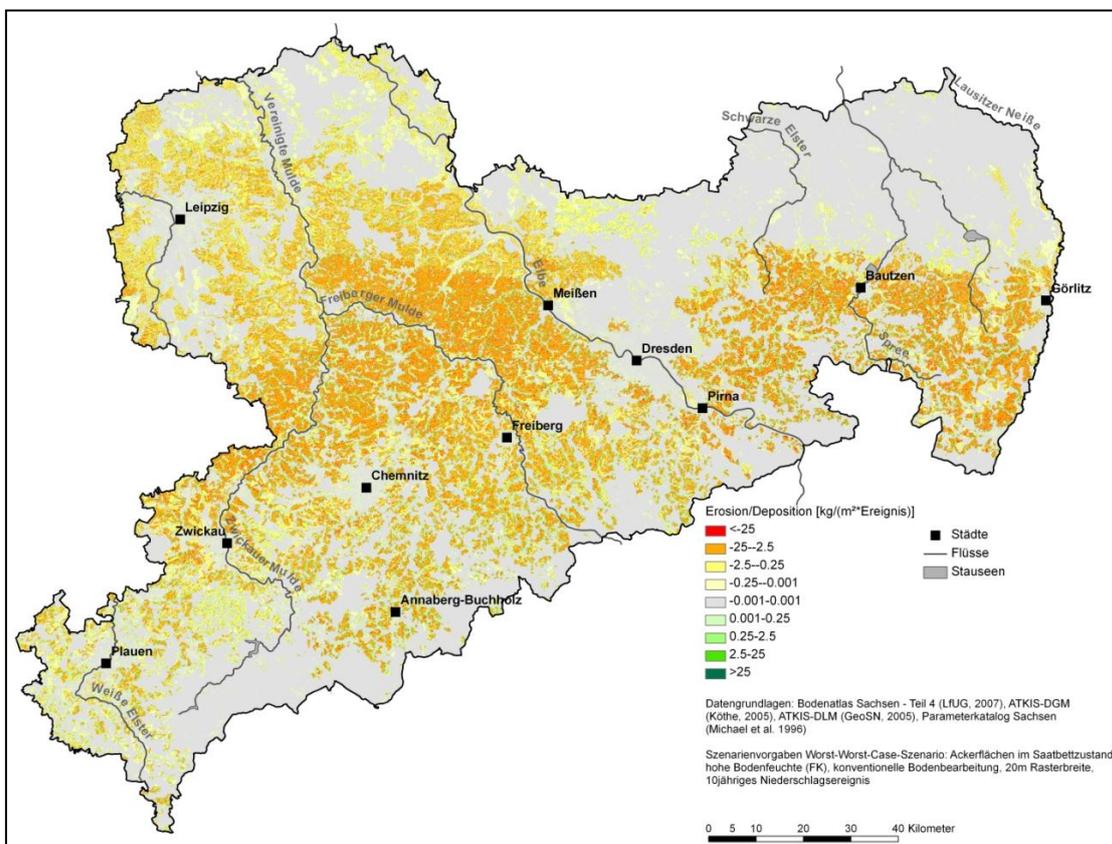


Abbildung 38: Verteilung von Erosion und Deposition für das WWC-Szenario

Tabelle 16: Statistische Auswertung des Worst-Worst-Case-Szenarios

	Fläche [km ²]	Anteil [%]	Mittelwert [kg/(m ² *Ereignis)]	Standard- abweichung
Erosion	6336	34,4	-9,5	42,1
Deposition	1828	9,9	7,9	31,0

Die rastergenaue Darstellung für ganz Sachsen eignet sich besonders um Hotspots zu erwartender On- und Off-Site Schäden durch Bodenumlagerungsprozesse zu identifizieren. Abbildung 39 stellt das räumliche Verteilungsmuster von Erosion und Deposition in einem Landschaftsausschnitt südlich von Freiberg (Großsolbersdorf) dar. Besonders stark von Erosion betroffen sind die stärker geneigten Ackerflächen in der Mitte des Ausschnittes, wo im Bereich von Hangrinnen Bodenabträge $<-250 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$ erreicht werden. Beim Übergang der Ackerfläche in eine begrünte Abflussbahn (Grünland) kommt es im Muldenbereich zur Deposition von Bodenmaterial, wie es auch nach einem Starkregenereignis im April 2008 beobachtet werden konnte (siehe auch Foto 1). Foto 2 zeigt mit Blick in nordwestliche Richtung Flächen hoher Depositionsraten, die durch die Simulation ebenfalls realitätsgetreu wiedergegeben werden. Dies gilt ebenso für die Deposition beim Übergang vom Grünland zur Straße (Foto 3).

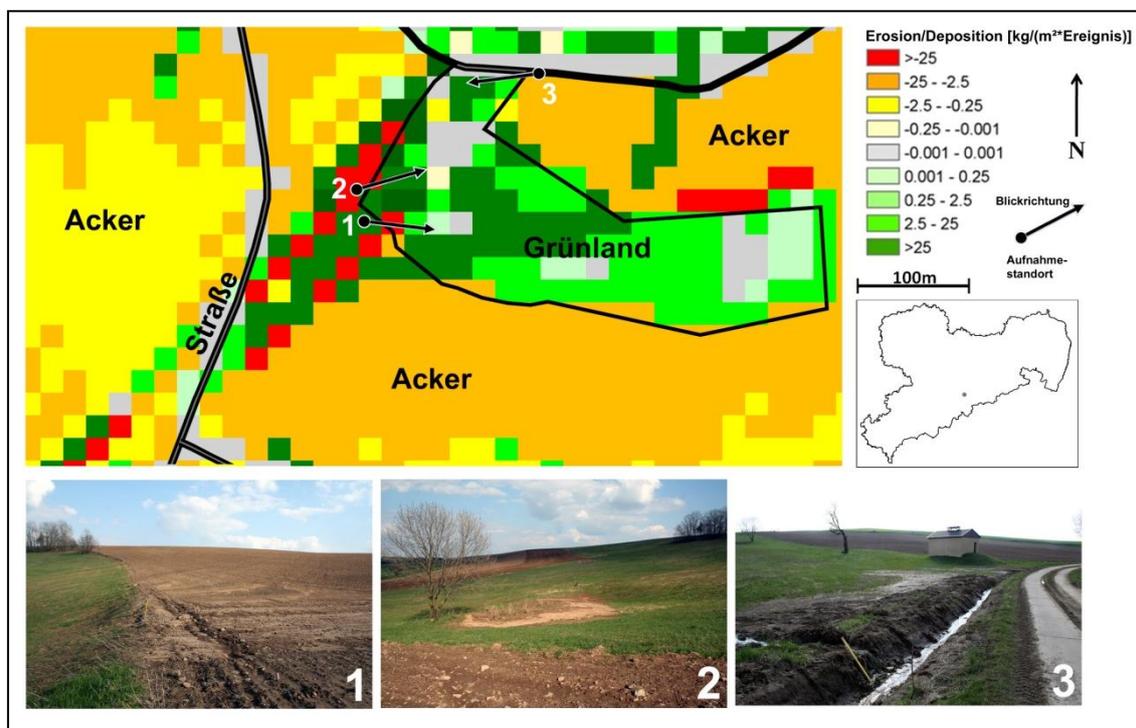


Abbildung 39: Verteilung der Erosion und Deposition für das WWC-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg (Foto 1: Deposition am Übergang Acker-Grünland, Foto 2: Deposition in der Hangmulde, Foto 3: Deposition am Übergang Grünland-Straße)

Feldblöcke

Die durch Erosion gefährdeten Feldblöcke sind in erster Linie Ackerlandfeldblöcke. Diese konzentrieren sich vor allem auf die Lösshügelländer (vgl. Abbildung 41). Feldblöcke in der höchsten Gefährdungsstufe ($>-10 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Ereignis})$) finden sich vor allem im Bautzener-, Mittelsächsischen-, Oberlausitzer- sowie im Westlausitzer-Lösshügelland sowie im Oberlausitzer Bergland. Darüber hinaus existieren vor allem in den Mittelgebirgen und deren Übergangsbereichen vereinzelt Feldblöcke höchster Erosionsgefährdung ($>-10 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Ereignis})$) (vgl. Abbildung 41).

Durch Deposition gefährdete Flächen sind überwiegend Grünlandfeldblöcke, Teiche Gewässerrandstreifen, forstwirtschaftlich genutzte Feldblöcke aber auch bebaute Flächen, wie Verkehrswege, Siedlungen und Industrieflächen. Diese befinden sich vor allem in den Tiefenlinien unterhalb von Ackerlandfeldblöcken. Beispielhaft ist diese Klassifizierung für das Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre in Abbildung 40 dargestellt. Der Großteil der Feldblöcke ist durch mittlere Bodenabträge zwischen -1 und $-10 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$ gekennzeichnet. Wesentlich geringere Anteile nehmen stark erosionsgefährdete ($<-10 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$), schwach gefährdete ($>-1 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) und durch Deposition betroffene Feldblöcke ein.

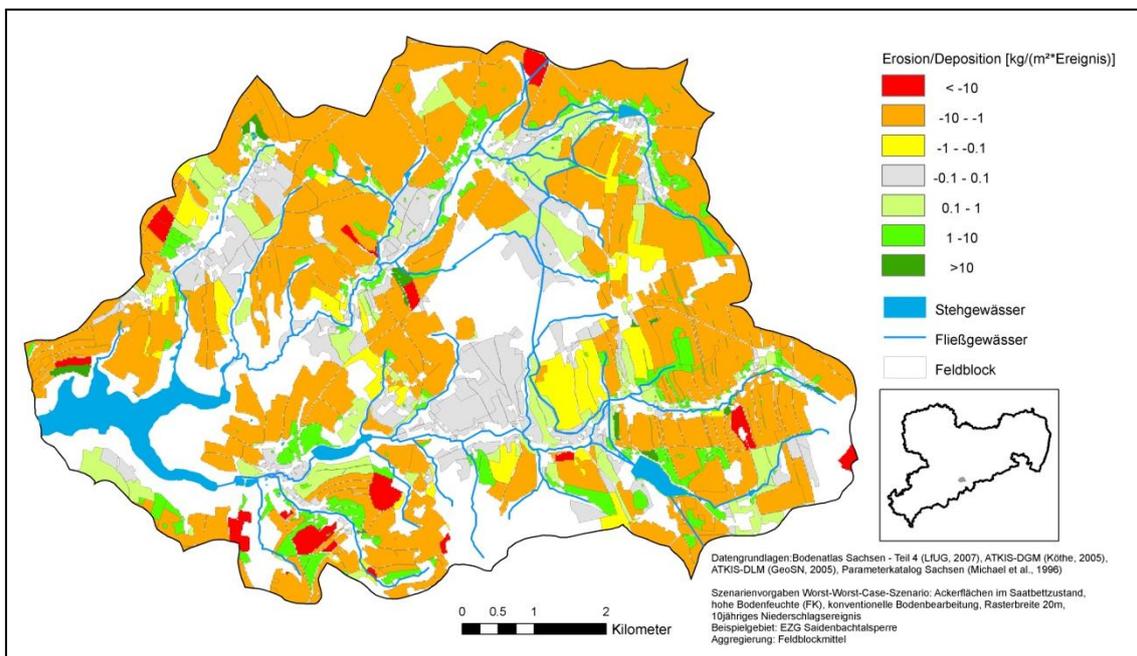


Abbildung 40: Durch Erosion bzw. Deposition betroffene Feldblöcke für das WWC-Szenario im EZG der Saidaenbachtalsperre

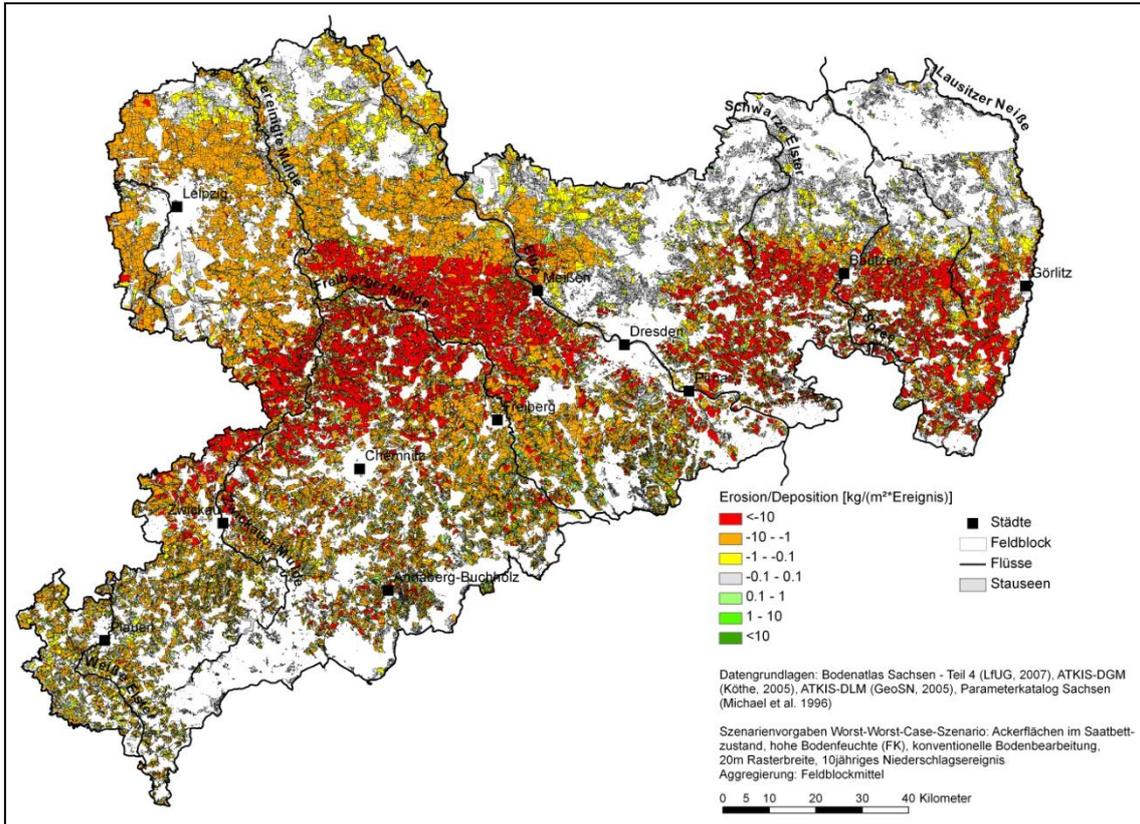


Abbildung 41: Durch Erosion bzw. Deposition betroffene Feldblöcke für das WWC-Szenario

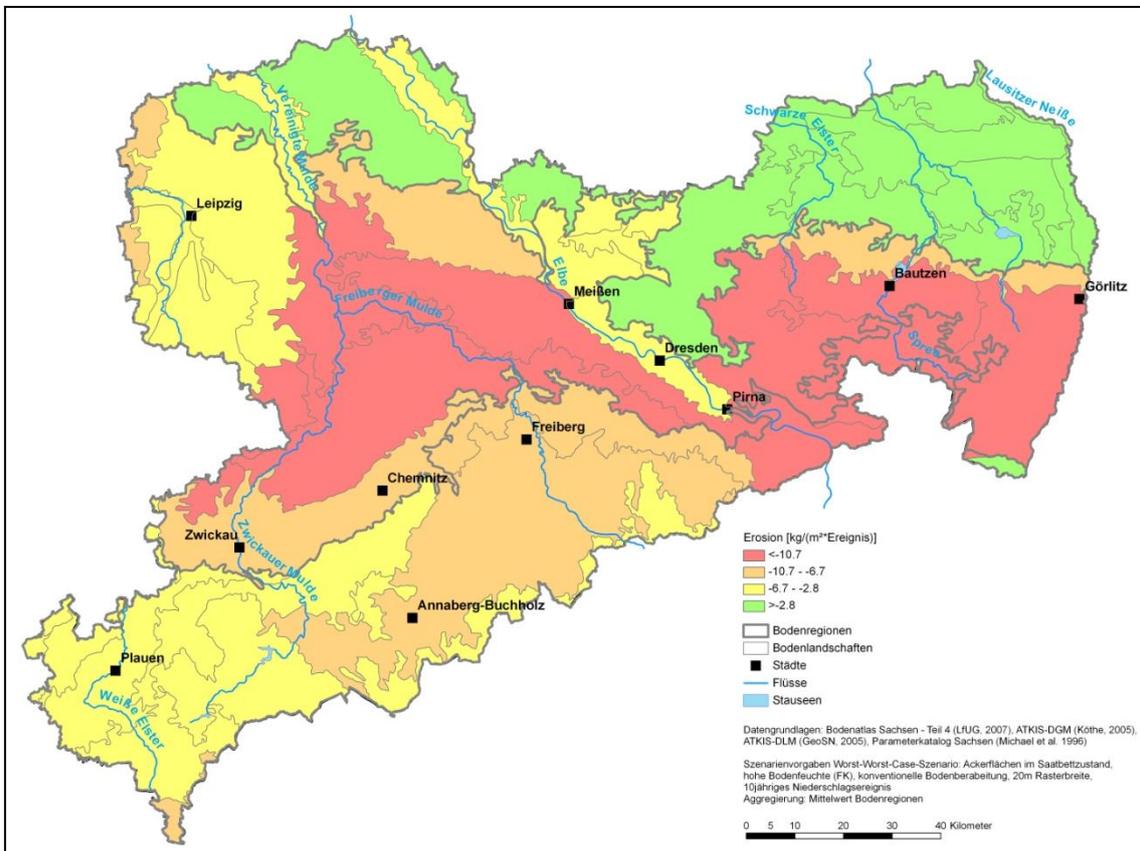


Abbildung 42: Erosionsgefährdung der Bodenlandschaften für das WWC-Szenario

Bodenlandschaften und landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete

Abbildung 42 zeigt die Erosionsgefährdung bezogen auf die Bodenlandschaften. Die Einstufung gilt jeweils für die anteilige Ackerfläche und orientiert sich an den Quartilen der Mittelwerte, so dass die Regionen unterhalb der höchsten Gefährdungsstufe ($>10,7 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Ereignis})$) 75 % des Gesamtwertebereiches widerspiegeln.

In Tabelle 17 sind darüber hinaus die aggregierten Ergebnisse für die landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebiete dargestellt. In der sächsischen Lössregion sind über 40 % der Gesamtfläche und gut 3/4 aller Ackerflächen betroffen. Der mittlere Bodenabtrag auf Ackerflächen beträgt das 5fache der in den Heide und Teichlandschaften erreichten Werte und ist fast doppelt so hoch wie in den Mittelgebirgen und Vorländern. Obwohl die Mittelwerte in den südlichen Regionen deutlich geringer sind, ist der gefährdete Ackerflächenanteil mit mehr als 80 % beträchtlich.

Tabelle 17: Mittlere Bodenabträge in den landwirtschaftlichen Wirtschaftsgebieten

Landwirtschaftliche Wirtschaftsgebiete	Gesamtfläche [km ²]	betroffene Fläche [%]	betroffenes Ackerland [%]	Mittelwert auf Ackerland [kg/(m ² *Ereignis)]
Sächsische Heide- und Teichlandschaft	3856	15,2	33,0	-1,9
Sächsisches Lössgebiet	5626	41,8	77,6	-10,7
Sächsische Mittelgebirge und Vorland	8619	30,6	82,2	-6,5

3.3.1.2 Best-Worst-Case-Szenario (BWC)

PixelEbene

Im Best-Worst-Case-Szenario (BWC) werden nur noch 8 % des Bodenverlustes des Worst-Worst-Case-Szenarios (=100%) erreicht. Gleichwohl beträgt der Flächenanteil des von Umlagerungsprozessen betroffenen Gebietes 93 % des Worst-Worst-Case-Szenarios (vgl. Tabelle 18). Die räumliche Verteilung der Bodenerosion (vgl. Anhang) ändert sich nur unwesentlich. Lediglich die Verteilung der am Austrag beteiligten Flächen schwankt geringfügig, da Methoden der konservierenden Bodenbearbeitung abhängig von der Bodenart ein unterschiedliches Erosionsminderungspotenzial besitzen. Das Verhältnis zwischen Erosion und Deposition erweitert sich gegenüber dem WWC-Szenario (7,7 zu 2,3) auf 8 zu 2.

Tabelle 18: Statistische Auswertung des Best-Worst-Case-Szenarios

	Fläche [km ²]	Anteil [%]	Mittelwert [kg/(m ² *Ereignis)]	Standard- abweichung
Erosion	6167	33,5	-0,72	3,2
Deposition	1446	7,9	0,64	2,5

Im Ausschnitt der sachsenweiten Rasterkarte (vgl. Abbildung 43) ändern sich vor allem die Beträge der Bodenerosion. Der Bodenabtrag erreicht, von einem Pixel abgesehen, lediglich noch Maximalbeträge von 2,5-25 kg/(m²*Ereignis). Der Großteil des Sediments lagert sich schon im oberen Bereich der Hangmulde ab.

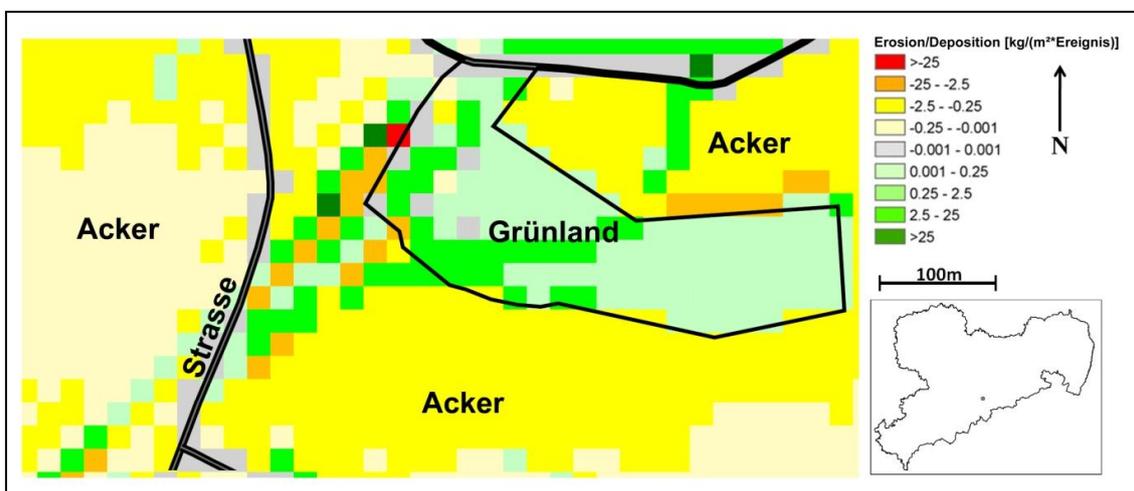


Abbildung 43: Verteilung der Erosion und Deposition für das BWC-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg

3.3.1.3 Ist-Stand-2006-Szenario (Ist2006)

Pixelebene

Im Ist-Stand-2006-Szenario beträgt die Erosion im Mittel lediglich 12 % des WWC-Szenarios (=100%). Das entspricht einer Verdopplung der mittleren Bodenabträge gegenüber dem BWC. Die von Erosion betroffene Fläche beträgt dennoch nur 83 % des BWC- und sogar nur 78% des WWC-Szenarios (vgl. Tabelle 19)

Tabelle 19: Statistische Auswertung des Ist-Stand2006-Szenarios

	Fläche	Anteil	Mittelwert	Standard-
--	--------	--------	------------	-----------

	[km ²]	[%]	[kg/(m ² *Ereignis)]	abweichung
Erosion	5262	28,6	-1,1	0,8
Deposition	1085	5,9	0,6	0,5

Wie oben bereits erwähnt (vgl. Kapitel 3.3.1.2), ändern sich für das Ist-Standard2006-Szenario sowohl die Erosions- und Depositionsbeträge als auch deren räumliche Verteilung, die neben den Boden- und Reliefverhältnissen vor allem von Kulturarten- und Bearbeitungsgrenzen bestimmt wird. Das Schwerpunktgebiet der Bodenumlagerung liegt bodenart- und reliefbedingt ebenfalls in der sächsischen Lössregion, wobei im Unterschied zum Worst-Worst-Case-Szenario mit der höchsten Gefährdung im Bautzener Lösshügelland nun das Mittelsächsische Lösshügelland die Region höchster Gefährdung darstellt. Das Verhältnis zwischen Erosion und Deposition steigt weiter zugunsten der Erosion auf 8,3 zu 1,7.

Für das gewählte Beispiel können im Bereich der Hangmulde weder ein nennenswerter Bodenabtrag noch Deposition nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 44). Verantwortlich dafür ist die reale Kulturartenverteilung des Erntejahres 2006. Die Ackerfläche im oberen Teil der Hangmulde unterlag zu diesem Zeitpunkt einer Flächenstilllegung mit entsprechender Ruderalvegetation. Der Feldblock im äußersten Südwesten des Ausschnittes wurde durch Winterraps (konventionell) genutzt und unterliegt geringen (-0,001 - -0,25 kg/(m²*Ereignis)) Bodenabträgen. Auf dem im Westen befindlichen Feldblock wurde Sommergerste (konventionell) kultiviert, was mittlere Bodenabträge (-0,25 - -2.5 kg/(m²*Ereignis)) zur Folge hat. Diese sind auch maßgeblich für die Depositionerscheinungen in der Hangmulde verantwortlich.

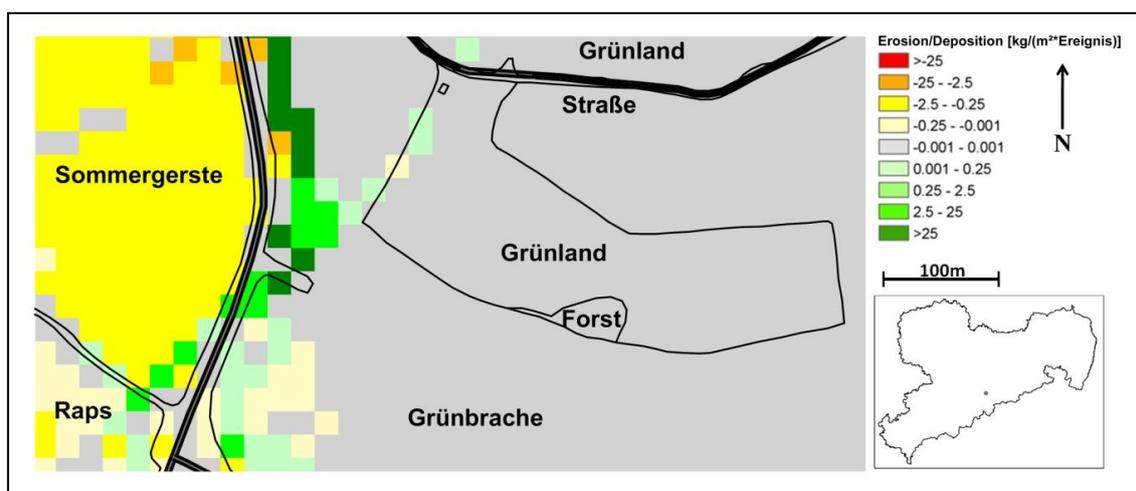


Abbildung 44: Verteilung der Erosion und Deposition für das Ist2006-Szenario in einem Ausschnitt südlich von Freiberg

3.3.2 Oberflächengewässer

3.3.2.1 Sedimenttransport

3.3.2.1.1 Worst-Worst-Case-Szenario

PixelEbene

Die Sedimenteinträge in Oberflächengewässer schwanken unter Worst-Worst-Case-Bedingungen um einen Mittelwert von 27.5 t/Ereignis (vgl. Tabelle 20).

Erwartungsgemäß sind die Sedimenteinträge dort am größten, wo auch die Bodenabträge hoch sind. Die Hotspots befinden sich dementsprechend in den stark erosionsgefährdeten Lössgebieten. Allerdings ist das Auftreten von Maximalbelastungen stark von den räumlichen Gegebenheiten, wie dem Gewässeranschluss, der Sedimentlieferflächen und dem Vorhandensein sowie der Wirksamkeit von Depositionsflächen abhängig. Deshalb sind die drei Gebiete mit den höchsten zu erwartenden Einträgen sachsenweit verteilt, im Einzugsgebiet der Bobritzsch (*GKZ54227*), dem Hinterhermsdorfer Bach (*GKZ53711852*) einem Teilgebiet der Kirnitzsch und dem Kleditzschgrundbach (*GKZ5373154*), einem Teilgebiet der Elbe.

Tabelle 20: Statistische Auswertung der Sedimenteinträge in Oberflächengewässer

Szenario	Maximum [t/Ereignis]	Mittelwert [t/Ereignis]	Standard- abweichung
WWC	11.353	27.5	123
BWC	725	1.6	7
Ist2006	1670	1.8	15

Die rastergenaue Abbildung der zu erwartenden Sedimenteinträge ermöglicht erstmals die Identifizierung von Sedimentübertrittspunkten in Oberflächengewässer. Die Punkte höchster Einträge (>20.000 kg/Ereignis) befinden sich dabei im Mündungsbereich von Tiefenlinien ohne nennenswerte Retentionsflächen (vgl. Abbildung 45, Detailkarte). In Bereichen, die durch Grünland und/oder Wald begrenzt werden, bleiben die Einträge dagegen gering oder gänzlich aus.

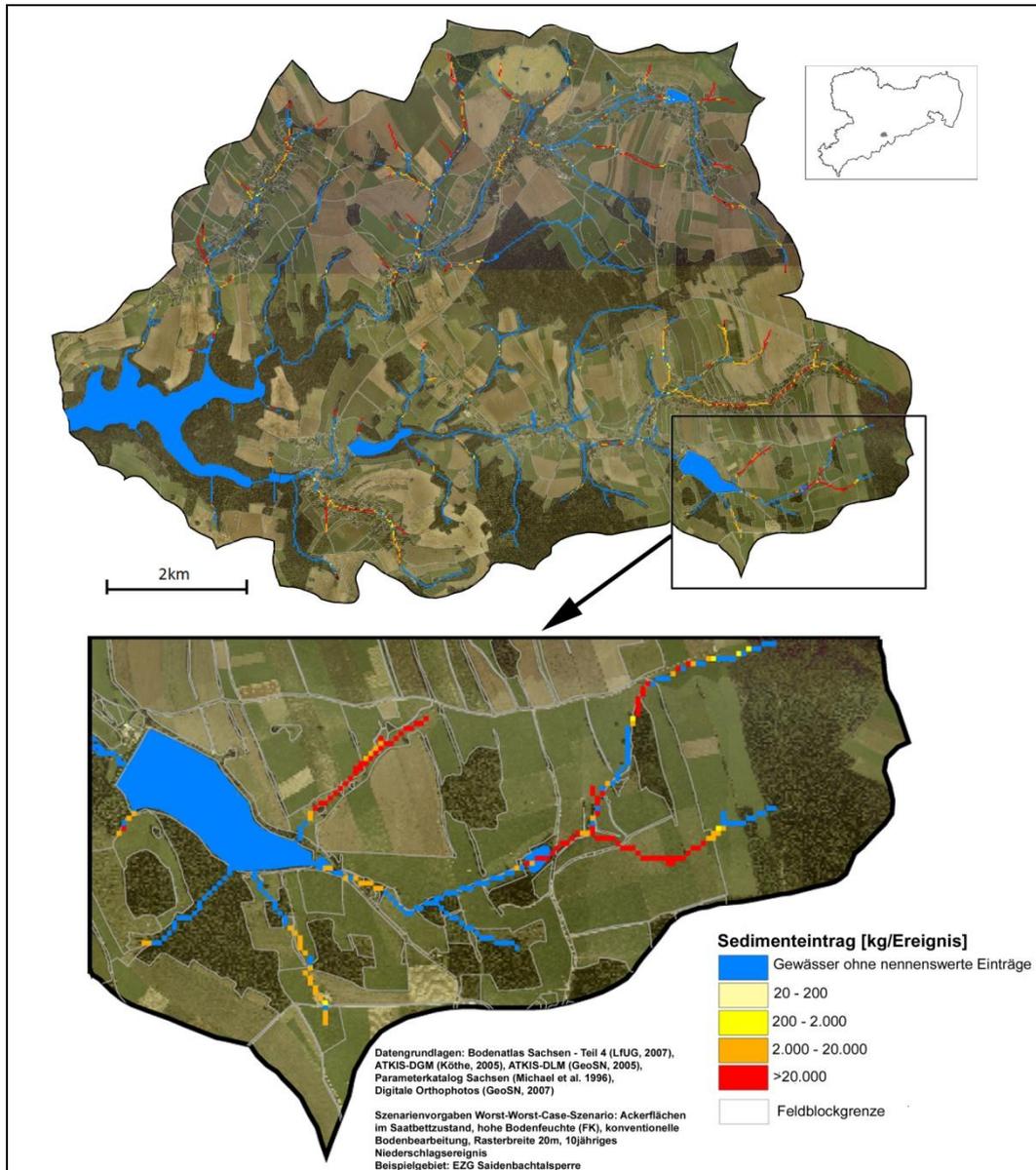


Abbildung 45: Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saldenbachtalsperre für das WWC-Szenario

Diese Rasterinformationen können nun für Gewässerabschnitte, Einzugsgebiete, Oberflächenwasserkörper aufsummiert werden. Abbildung 46 stellt dabei die erste Aggregierungsebene dar. Besonders gefährdet, mit Einträgen $>7 \text{ t}/(\text{m Fließweglänge} \cdot \text{Ereignis})$, sind im Einzugsgebiet der Saldenbachtalsperre vor allem die Oberlaufgebiete mit einem hohen Anschlussgrad von Ackerlandfeldblöcken.

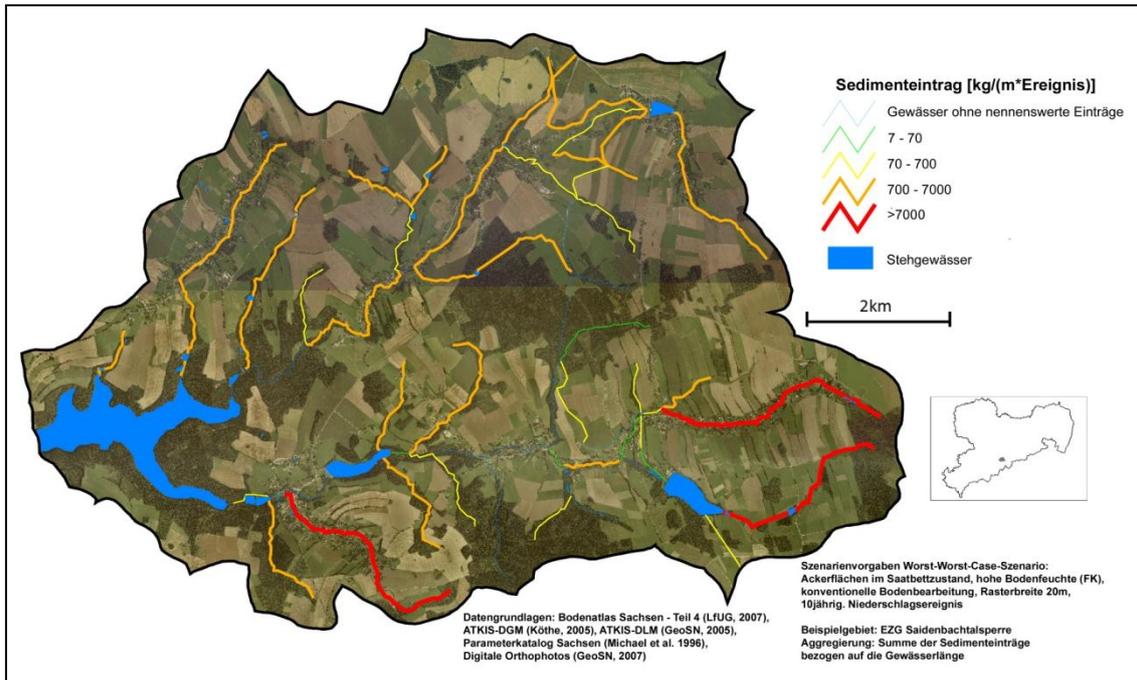


Abbildung 46: Sedimenteinträge in Gewässerabschnitte am Beispiel des EZG Saldenbachtalsperre für das WWC-Szenario (Unterschiede zu Abbildung 45 durch abweichende Fließgewässergeometrien)

Oberflächenwasserkörper

Die in Oberflächengewässer eingetragenen Sedimentmengen sind in erster Linie von der räumlichen Verteilung der Bodenabträge abhängig (vgl. Abbildung 47). Die mittleren Einträge liegen bei $2 \text{ t}/(\text{m Fließweglänge} \cdot \text{Ereignis})$. Einträge von $>7 \text{ t}/(\text{m} \cdot \text{Ereignis})$ werden vor allem im Mittellauf der Elbe und in den Unterlaufgebieten der Freiberger und Zwickauer Mulde erreicht. Darüber hinaus sind einige Oberlaufgebiete von Lausitzer Neiße, Spree, Schwarzer Elster und Weißer Elster/Pleiße betroffen. Die Abweichungen zur räumlichen Verteilung der Sedimentausträge (vgl. Abbildung 48) werden vor allem durch unterschiedliche Fließweglängen der einzelnen OWK hervorgerufen, wie es am Beispiel kleiner OWK westlich von Freiberg und um Leipzig erkenntlich wird.

Die gebietsspezifischen mittleren Sedimentausträge liegen für das WWC-Szenario bei $26 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$ mit Maximalwerten von über $130 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$ (vgl. Tabelle 21). Diese sind ebenfalls von der räumlichen Verteilung der Bodenabträge abhängig. Gebiete hoher Austräge ($>50 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) orientieren sich deshalb vor allem in der sächsischen Lössregion. Die OWK mittlerer Sedimentausträge ($5 - 50 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) machen den Großteil der Landesfläche aus und betreffen vor allem die Gebiete geringerer Hangneigungen im Nordwesten des Landes und die Gebiete mit Böden mittlerer Erosionsanfälligkeit in den Mittelgebirgen und deren Übergangsbereichen im Süden des

Landes. Gebiete geringer Sedimentausträge ($<5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) besitzen in der Regel die geringsten Ackerflächenanteile vor allem im Norden und den Kammlagen der Mittelgebirge im Süden (vgl. Abbildung 48).

Tabelle 21: Statistische Auswertung der Sedimentausträge aus Oberflächenwasserkörpern

Szenario	Maximum Sedimentaustrag [t/ha*Ereignis]	Mittelwert Sedimentaustrag [t/(ha*Ereignis)]	Standard- abweichung
WWC	134	26	27
BWC	10,9	1,9	2,0
Ist2006	12,1	1,4	1,9

Teilbearbeitungsräume

Am stärksten von Sedimentausträgen betroffen sind die Teilbearbeitungsräume mit einem hohen Anteil austragsrelevanter Flächen, wie es in den Gebieten Elbestrom 2, Freiburger Mulde mit Mittelwerten $>30 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$ der Fall ist. Diese entwässern den Großteil der sächsischen Lössregion. Die Teilbearbeitungsräume mittlerer Sedimentausträge ($20 - 30 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) entwässern hingegen kleinere Anteile der sächsischen Lössregion, überwiegend Gebiete mittlerer Erosionsdisposition der Mittelgebirge bzw. Tieflandsbereiche. Die gering von Sedimentausträgen ($<20 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{Ereignis})$) betroffenen Teilbearbeitungsräume (Schwarze Elster, Sächsische Weiße Elster/Eger) entwässern vor allem die gering von Erosion betroffenen Gebiete im Nordosten bzw. Südwesten (vgl. Tabelle 22).

Tabelle 22: Statistische Auswertung der Sedimentausträge aus den sächsischen Teilbearbeitungsräumen für das WWC

Teilbearbeitungsraum	Max Sedimentaustrag [t/ha*Ereignis]	Mittelwert Sedimentaustrag [t/(ha*Ereignis)]	Standard- abweichung
Elbestrom 2	121,1	38,9	38,7
Freiburger Mulde	125,1	32,6	27,3
Elbestrom 1	134,5	28,6	22,9
Lausitzer Neiße	87,2	27,4	29,3
Sächsische Weiße Elster/Pleiße	120,5	25,9	19,6
Zwickauer Mulde	105,6	25,6	25,4
Vereinigte Mulde	116,6	22,0	18,6
Obere Spree	118,8	21,5	27,9
Schwarze Elster	96,6	15,6	23,9
Sächsische Weiße Elster/Eger	18,0	6,2	4,2

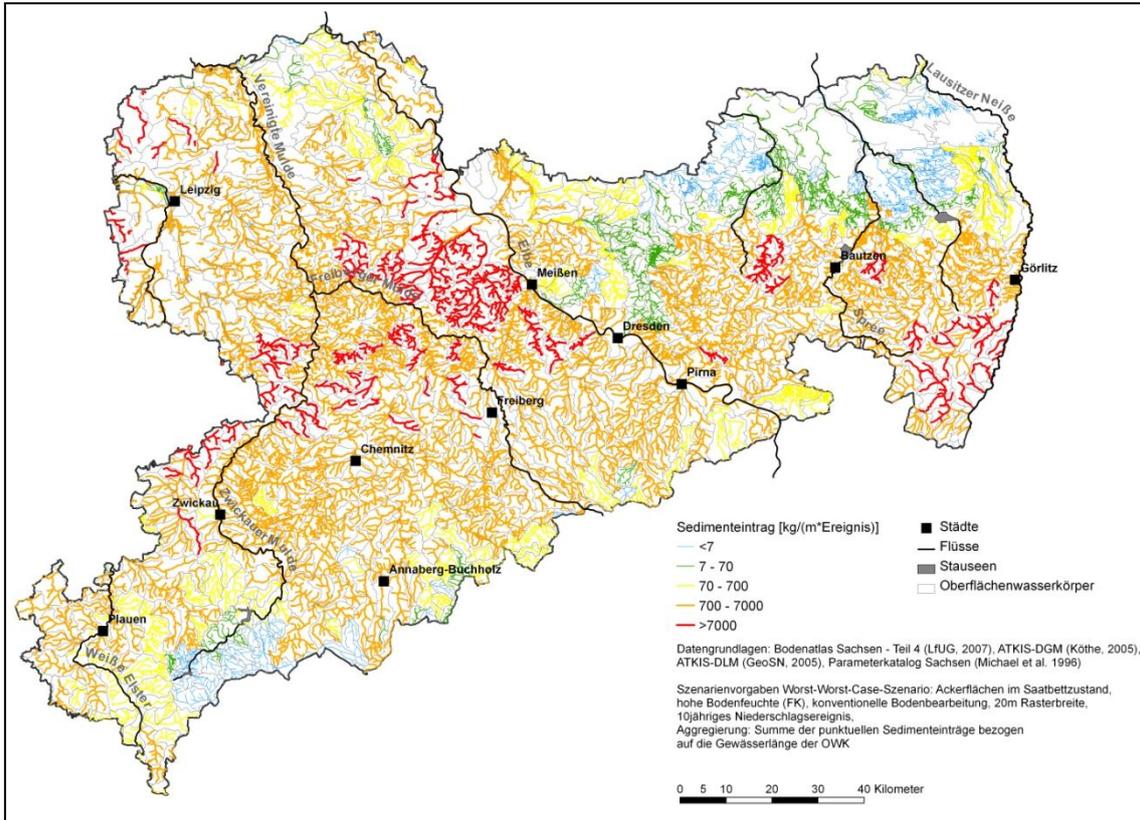


Abbildung 47: Sedimenteinträge in Oberflächengewässer für das WWC-Szenario

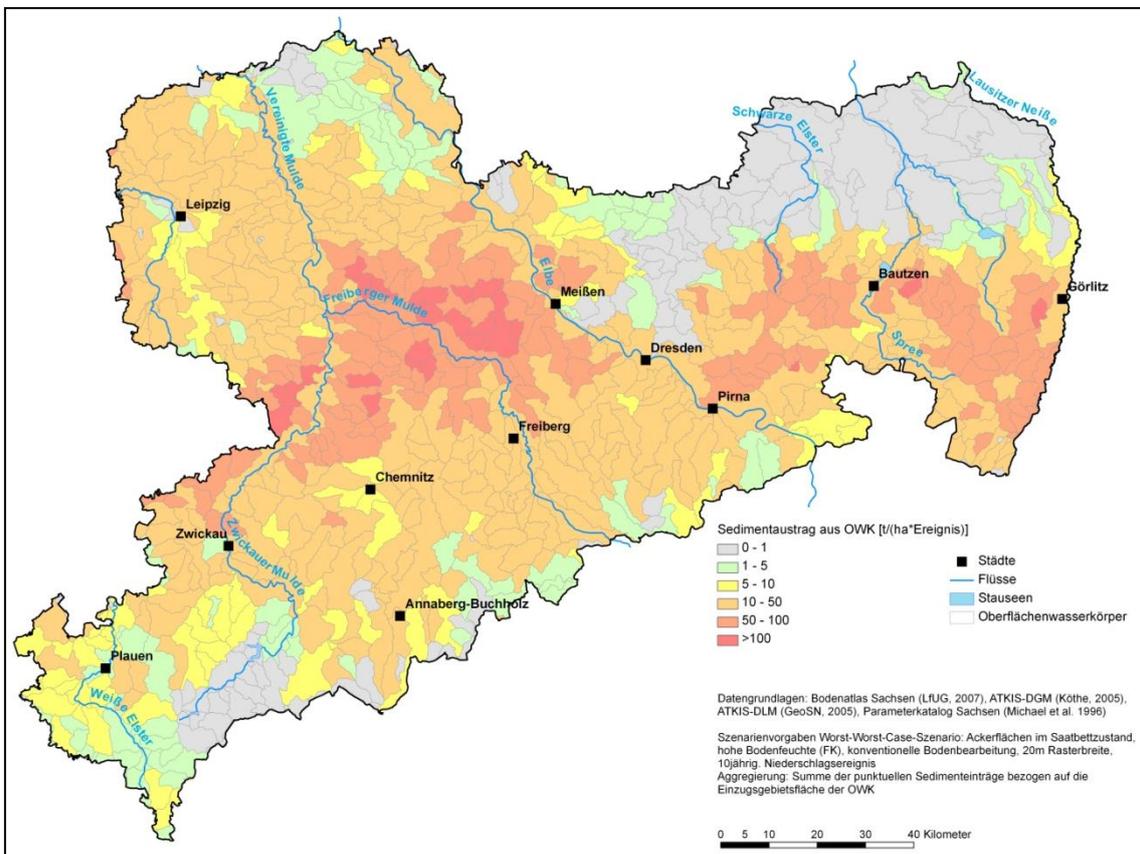


Abbildung 48: Sedimentausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario

3.3.2.1.2 Best-Worst-Case-Szenario

Analog zu den Bodenabträgen verringern sich die Sedimentausträge bei Annahme konservierender Bodenbearbeitung um 80-90 %. Der Rückgang der Sedimentausträge ist dabei nicht einheitlich. Der Norden und Nordosten Sachsens profitieren am meisten von der Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung. Es werden Werte zwischen 1 und 5 % vom Bodenabtrag des WWC-Szenarios (=100 %) erreicht (vgl. Tabelle 21). Im Nordwesten und im zentralen Landesteil sind die Änderungen geringer und betragen nur zwischen 6 und 10 % des WWC-Szenarios. Für die oberen Lagen der Mittelgebirge werden schließlich Rückgänge auf Werte zwischen 3 und 10 % des WWC verzeichnet.

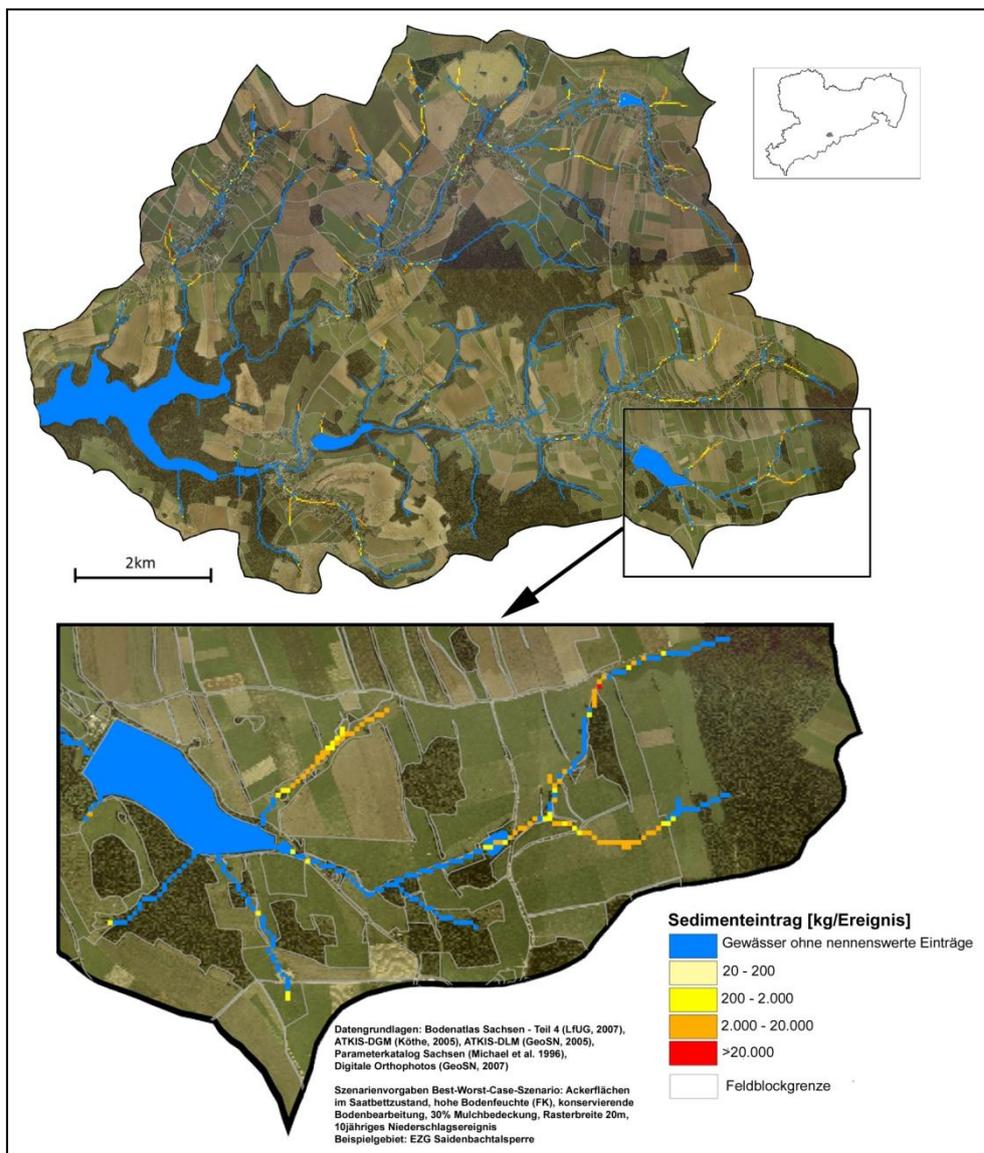


Abbildung 49: Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saldenbachtalsperre für das BWC-Szenario

Für die rastergenaue Abbildung der zu erwartenden Sedimenteinträge im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre ergibt sich dabei folgende Situation:

Die Hauptübertrittstellen von Sediment in den Vorfluter ändern sich im Vergleich zum WWC nicht, erhalten aber (von einem Pixel abgesehen) höchstens Einträge von $>20.000 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Ereignis})$. Zusätzlich verringert sich die Anzahl möglicher Sedimentübertritte vor allem im südlichen Bereich der Detailkarte (vgl. Abbildung 49), was darauf hindeutet, dass über den Rückgang des Sedimentaustrages auch die Effektivität von Sedimentretentionsflächen zunimmt.

3.3.2.1.3 Ist-Stand2006-Szenario

Im Ist-Stand2006-Szenario werden im regionalen Mittel nur noch 5 % der Sedimentausträge des WWC-Szenario (=100 %) erreicht (vgl. Tabelle 21). Der Rückgang der Sediment- und Stoffausträge im IST2006-Szenario ist weniger homogen verteilt als im BWC-Szenario. Besonders profitiert der Nordosten und Nordwesten sowie die Nordabdachung des Erzgebirges von den geänderten Szenarienvorgaben. Die zentralen Landesteile zeichnen sich durch weniger starke Rückgänge aus. Vereinzelt treten vor allem im Südwesten (Vogtländisches Kuppenland, Westerzgebirge) sowie im Norden Oberflächenwasserkörper mit einem Sedimentaustrag $>10 \%$ des WWC-Szenarios auf.

Im Beispieleinzugsgebiet der Saidenbachtalsperre geht die Anzahl der Sedimentübertrittstellen bei der Annahme realer Kulturartenverteilung und Bearbeitungsbedingungen im IST2006 deutlich zurück. Für den Detailausschnitt lassen sich nur noch drei markante Bereiche identifizieren, die durch Sedimenteinträge von erosionsanfälligen Feldblöcken betroffen sind (vgl. Abbildung 50). Im südlichen Teil kann ein Ackerbohnenfeldblock und im zentralen bzw. nördlichen Teil zwei Sommergerstefeldblöcke dafür verantwortlich gemacht werden. Beide Kulturen besitzen im Simulationsmonat Mai noch geringe Bodenbedeckungen und werden basierend auf den Eingangsdaten konventionell bewirtschaftet. Auf den übrigen im WWC- und BWC-Szenario austragsrelevanten Feldblöcken werden Grünland und Raps kultiviert. Diese Nutzungen bieten ganzjährig bzw. im Simulationsmonat Mai hohe Bedeckungen und somit einen guten Erosionsschutz.

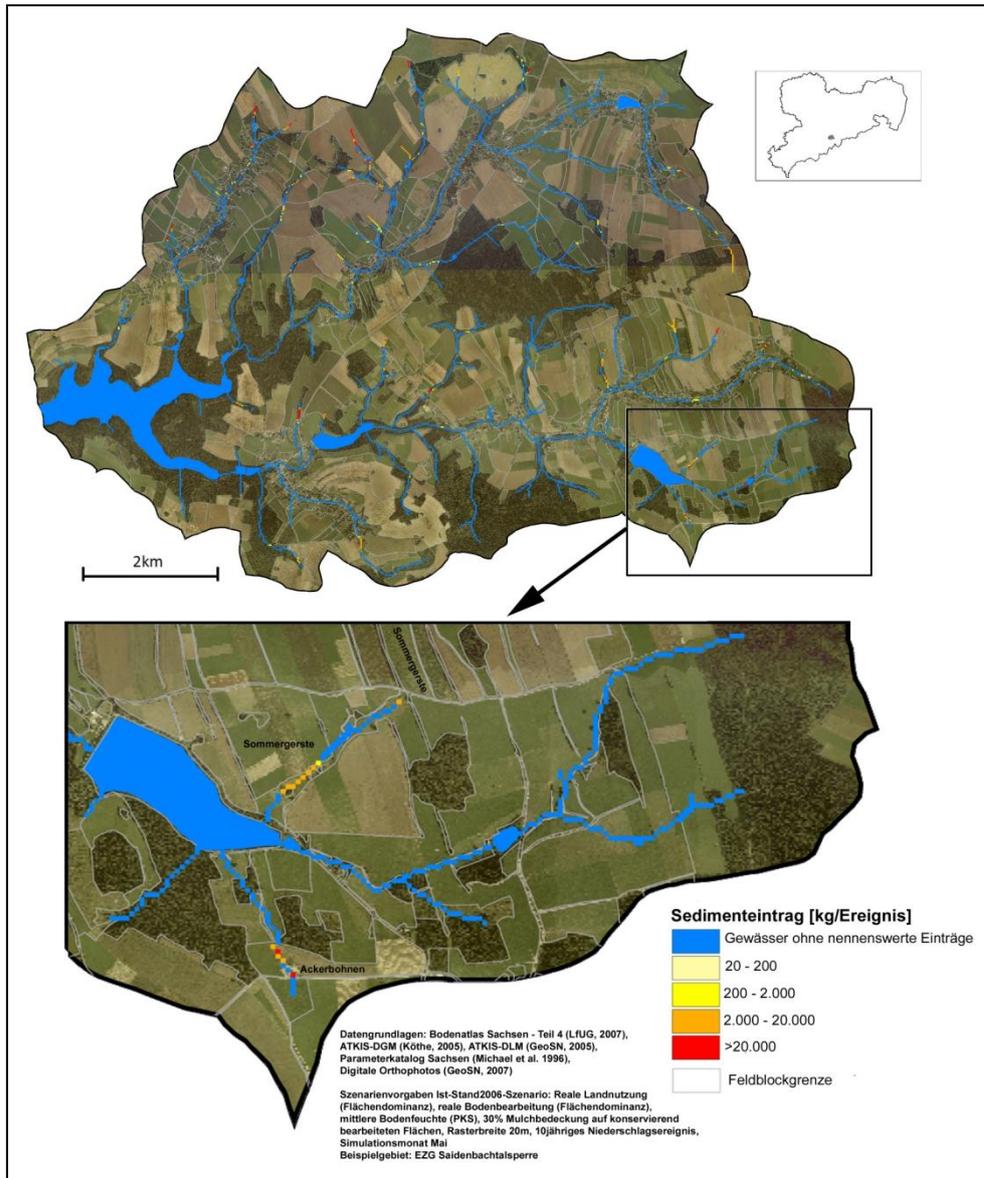


Abbildung 50: Sedimenteintrag in Oberflächengewässer am Beispiel des EZG Saldenbachtalsperre für das Ist2006-Szenario

3.3.2.2 Partikelgebundener Stofftransport

3.3.2.2.1 Worst-Worst-Case-Szenario

Oberflächenwasserkörper

Phosphor

Für Einzelpixel wurden keine separaten Stoffeinträge ermittelt, da jeder Punkt einzeln bezüglich der Partikelgrößenzusammensetzung des eingetragenen Sediments abgefragt werden muss (vgl. Kapitel 2.9.2).

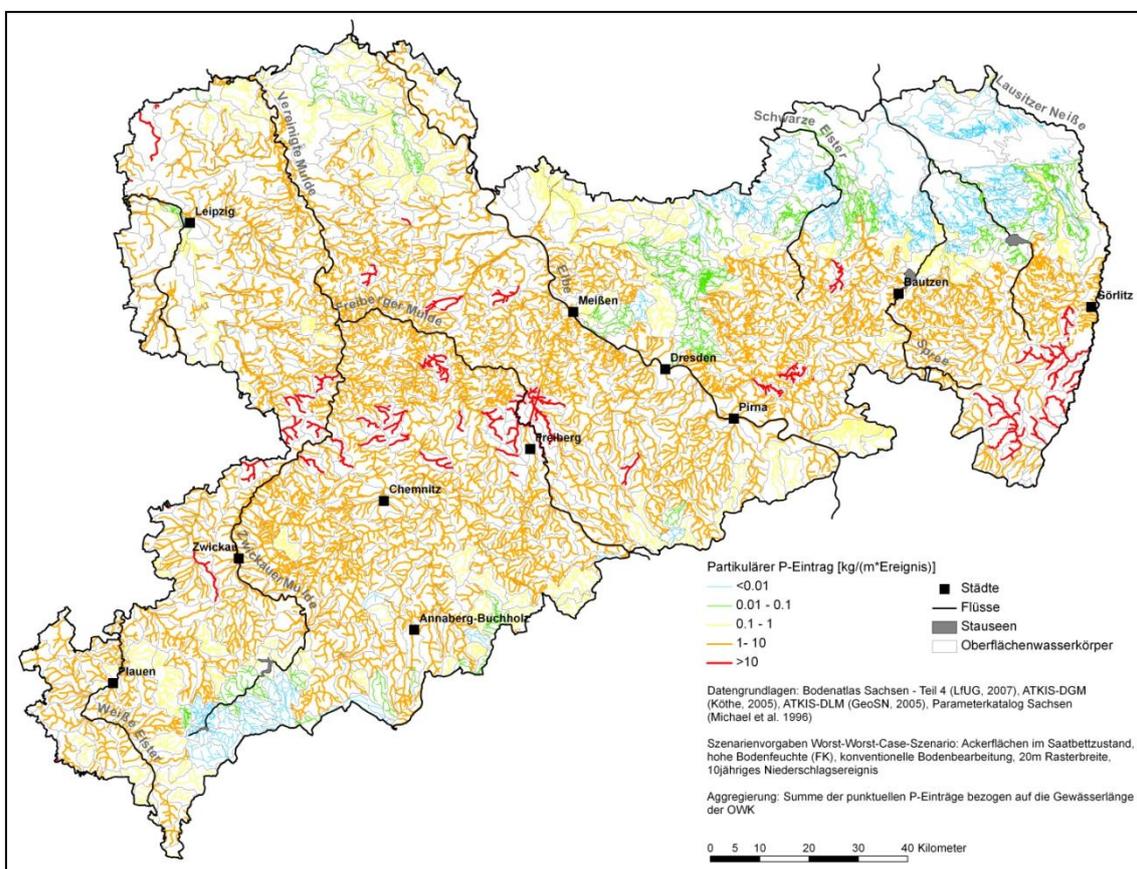


Abbildung 51: Partikuläre P-Einträge in Oberflächengewässer für das WWC-Szenario

Die von P-Einträgen besonders betroffenen OWK sind erwartungsgemäß durch hohe Sedimenteinträge gekennzeichnet. In erster Linie sind das die OWK (>10 kg/(m²*Ereignis)), die das sächsische Lösshügelland entwässern und geringe Fließweglängen des Gewässernetzes aufweisen. Das ist vor allem für einzelne Gebiete im Mittellauf der Freiberger Mulde, Zwickauer Mulde und Lausitzer Neiße bzw. Mittellauf der Spree der Fall

ist (vgl. Abbildung 51). Mittlere P-Austräge ($1 - 10 \text{ kg}(\text{m}^*\text{Ereignis})$) machen fast die gesamte Landesfläche aus. Gering belastet sind dagegen der Oberlauf der Zwickauer Mulde und die Unterlaufgebiete von Schwarzer Elster, Spree und Lausitzer Neiße.

Die räumliche Verteilung der Phosphorausträge ist abhängig von den Sedimenteinträgen und der Einzugsgebietsfläche. Besonders beeinflusst sind die OWK im sächsischen Lössgebiet bzw. im Vorerzgebirgischen Becken mit P-Austrägen von bis zu $179 \text{ kg}/(\text{ha}*\text{Ereignis})$ (vgl. Abbildung 52). Neben dieser groben regionalen Klassifizierung treten auch in weniger erosionsgefährdeten Gebieten lokal Schwerpunktgebiete der P-Austräge auf. Dabei handelt es sich vor allem um Gebiete mit hohen Oberboden-P-Gehalten und einem auf den gesamten Bodenabtrag bezogenen hohen Anteil in Gewässer eingetragenen Sediments, wie es vor allem für die Gebiete um Freiberg der Fall ist (vgl. Abbildung 52). Qualitative Abweichungen zu Abbildung 51 werden ausschließlich durch unterschiedliche Bezugsebenen (Gewässerslänge bzw. Einzugsgebietsfläche) hervorgerufen.

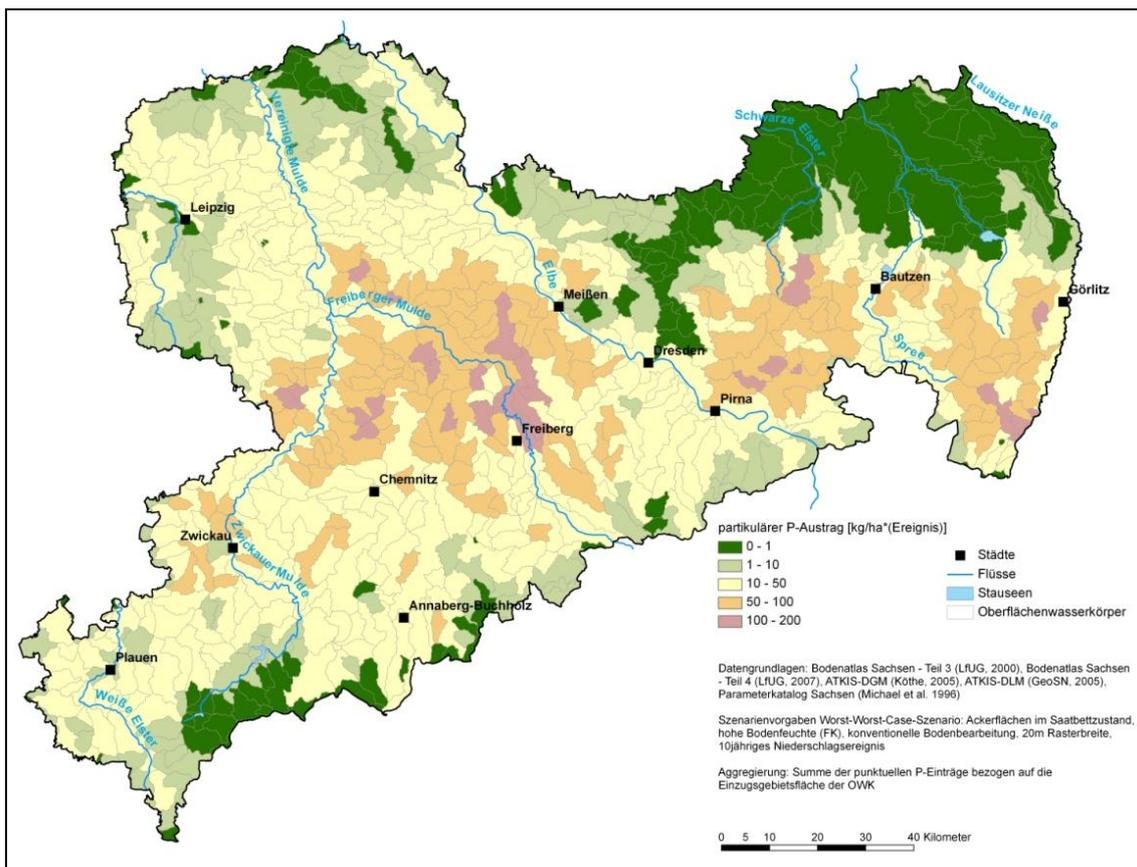


Abbildung 52: Partikuläre P-Austräge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario

Schwermetalle

Der Austrag partikelgebundener Schwermetalle ist, bezogen auf die OWK, dort besonders groß, wo auch die Bodenabträge hoch sind. Zwischen den einzelnen Stoffen kann es jedoch abhängig von den Oberbodengehalten regionale Unterschiede geben. Die Arsenausträge liegen im sächsischen Mittel bei 0,5 kg/(ha*Ereignis). Lokal werden jedoch am Übergang zwischen Mulde-Lösshügelland und östlichem Erzgebirgsnordrand bzw. im Oberlausitzer Lösshügelland Werte bis 4,5 kg/(ha*Ereignis) erreicht. Die partikulären Kupferausträge erreichen ähnliche Größenordnungen. Die größten Austräge mit bis zu 2,8 kg/(ha*Ereignis) finden sich im Mulde-, Mittelsächsischen-, Westlausitzer-, Bautzner- und Oberlausitzer-Lösshügelland. unterliegen Die Austräge von Nickel betragen im Mittel nur die Hälfte der Kupfer- und Arsenausträge (0,2 kg/(ha*Ereignis)). Die Verteilung ist vergleichbar zu derjenigen von Kupfer mit den größten Austrägen im Bereich der sächsischen Lösshügelländer. Die durchschnittlichen Bleiausträge liegen bei 1,6 kg/(ha*Ereignis) und verteilen sich auf die Lösshügelländer aber ganz besonders auf den östlichen Erzgebirgsnordrand und den östlichen Bereich der Erzgebirgsnordabdachung im Raum Freiberg (vgl. Abbildung 53). Die Austräge von Zink verteilen sich wie bei den meisten anderen Stoffen schwerpunktmäßig auf das Lössgebiet. Zusätzlich sind hervorzuhebende Austräge im Vorerzgebirgischen Becken, im östlichen Teil der Erzgebirgsnordabdachung und im östlichen Erzgebirgsnordrand zu finden.

Tabelle 23: Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC

Stoff	Maximum kg/(ha*Ereignis)]	Mittelwert kg/(ha*Ereignis)]	Standard- abweichung
Phosphor	175,0	28,2	1,8
Arsen	4,5	0,5	0,6
Kupfer	2,8	0,5	0,5
Nickel	1,4	0,2	0,3
Blei	14,3	1,6	1,8
Zink	11,5	2,3	2,3

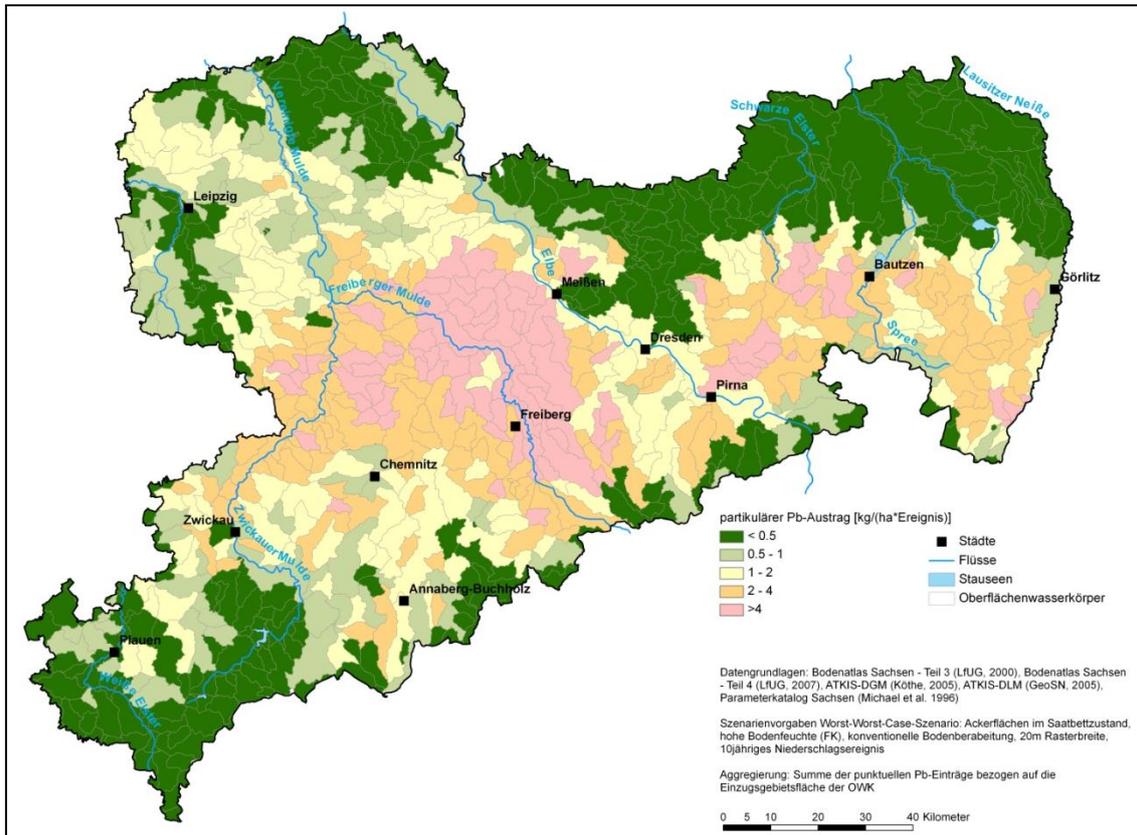


Abbildung 53: Partikuläre Pb-Austräge aus Oberflächenwasserkörpern für das WWC-Szenario

Teilbearbeitungsräume

Phosphor

Für die Teilbearbeitungsräume gemäß EG-WRRL ergibt sich folgendes Bild: Der Raum Freiberger Mulde ist aufgrund des hohen Entwässerungsanteils aus dem Mulde- und Mittelsächsischen Lösshügelland besonders von P-Austrägen betroffen. Auch die OWK am östlichen Erzgebirgsnordrand (Raum Freiberg) tragen einen erheblichen Anteil zum Gesamtaustrag aus diesem Teilbearbeitungsraum bei. An zweiter Stelle der P-Austräge steht der Teilbearbeitungsraum Lausitzer Neiße mit allgemein hohen Bodenabträgen. Daran schließen sich Elbestrom 1 und 2, Zwickauer Mulde bzw. Sächsische Weiße Elster/Eger mit einem erheblichen Anteil erosionsanfälliger Böden an. Obere Spree und Schwarze Elster erhalten nur noch aus ihrem Oberlaufgebiet nennenswerte P-Einträge. Die Einzugsgebiete von Vereinigter Mulde und Sächsischer Weißer Elster/Pleiße sind gering gefährdet, da sie sowohl durch geringe Oberboden-P-Gehalte als auch durch geringe Sedimentausträge charakterisiert sind (vgl. Tabelle 24).

Schwermetalle

Der Teilbearbeitungsraum Freiburger Mulde ist mit Ausnahme des partikulären Austrages an Nickel das am stärksten betroffene Gebiet. Der Teilbearbeitungsraum Lausitzer Neiße erreicht bei Nickel die höchsten Austräge und zeigt auch bei allen anderen Stoffen bis auf Blei eine hohe Beeinflussung. Im Falle der Teilbearbeitungsräume Elbestrom 1 und 2, und Zwickauer Mulde liegen die Austräge im mittleren Bereich, erreichen aber besonders bei Blei hohe Werte. Alle anderen Teilbearbeitungsräume sind, von einzelnen Ausnahmen abgesehen, kaum betroffen (vgl. Tabelle 24).

Tabelle 24: Statistische Auswertung der Stoffausträge aus den sächsischen Teilbearbeitungsräumen für das WWC

Teilbearbeitungsraum	Phosphor [kg/(ha*E.)]	Arsen [kg/(ha*E.)]	Kupfer [kg/(ha*E.)]	Nickel [kg/(ha*E.)]	Blei [kg/(ha*E.)]	Zink [kg/(ha*E.)]
Freiberger Mulde	46,3	1,0	0,68	0,28	3,00	3,78
Lausitzer Neiße	38,3	0,84	0,67	0,37	1,44	2,98
Elbestrom 1	33,6	0,66	0,50	0,23	2,13	2,66
Zwickauer Mulde	32,8	0,63	0,54	0,26	1,59	2,94
Elbestrom 2	28,8	0,47	0,61	0,27	1,75	2,54
Sächsische Weiße Elster/Pleißer	23,0	0,35	0,38	0,18	1,23	1,98
Schwarze Elster	20,1	0,24	0,24	0,20	0,99	1,48
Obere Spree	18,2	0,26	0,34	0,18	0,89	1,62
Vereinigte Mulde	16,4	0,31	0,33	0,12	0,98	1,61
Sächsische Weiße Elster/Eger	13,5	0,19	0,24	0,11	0,46	0,97

fett: Maxima; E.: Ereignis

3.3.2.2.2 Best-Worst-Case-Szenario

Die Austräge an partikulärem Phosphor und Schwermetallen verhalten sich analog zu den Sedimentaustträgen. Sie betragen im Mittel bei 9 %, wobei alle Stoffe außer Nickel zwischen 7,2 und 7,7 % des WWC-Szenarios (=100 %) liegen. Nickel erreicht lediglich eine Minderung von 15,9 % (vgl. Tabelle 25).

Tabelle 25: Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das BWC

Stoff	Maximum kg/(ha*Ereignis)]	Mittelwert kg/(ha*Ereignis)]	Standard- abweichung
Phosphor	13,5	2,1	2,03
Arsen	0,4	0,04	0,04
Kupfer	0,2	0,04	0,04
Nickel	0,2	0,04	0,04
Blei	1,2	0,12	0,14
Zink	0,9	0,17	0,16

3.3.2.2.3 Ist-Stand2006-Szenario

Im Vergleich zu den Stoffeinträgen des WWC-Szenarios werden nur noch 6 % erreicht, wobei ähnlich wie beim BWC-Szenario die Einträge der Stoffe P, As, Cu, P, Pb und Zn in gleicher Größenordnung liegen (5,1-5,4 %) und der Nickeleintrag mit 11,3 % vom WWC-Szenario deutlich weniger gemindert wird (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 26: Statistische Auswertung der Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern für das Ist2006

Stoff	Maximum kg/(ha*Ereignis)]	Mittelwert kg/(ha*Ereignis)]	Standard- abweichung
Phosphor	13,3	1,5	1,85
Arsen	0,4	0,03	0,04
Kupfer	0,2	0,03	0,03
Nickel	0,3	0,03	0,04
Blei	1,0	0,08	0,11
Zink	1,0	0,12	0,15

3.4 Ergebnisse zur Modellvalidierung

3.4.1 Aus Messdaten abgeleitete Ergebnisse

3.4.1.1 Abflussereignisse

Für das Starkregeneignis wurden insgesamt 3810 m³ Abfluss im Hölzelbergbach gemessen. Nach Separierung entfallen ca. 80 % auf Basisabfluss und 20 % auf Direktabfluss.

Tabelle 27: Abflusskomponenten und P-Frachten für die gemessenen Abflussereignisse

Ereignis	Durchfluss		Basisabfluss		Direktabfluss		P-Fracht	
	Menge [m ³]	Scheitel [m ³ /s]	Menge [m ³ /s]	Scheitel [m ³ /s]	Menge [m ³]	Scheitel [m ³ /s]	Menge [g]	Scheitel [m ³ /s]
Starkregeneignis	3810	0,035	3031	0,028	779	0,0142	932	0,02
Schneesmelzereignis	12190	0,21	4443	0,162	7747	0,185	23722	0,64

Nach Beginn des Niederschlages um 04:00 Uhr des 13.05.1995 vergehen ca. 09,5 h bis nennenswerter Oberflächenabfluss einsetzt. Dieser steigt mit zunehmender Dauer des Ereignisses relativ steil an und erreicht um 05:40 Uhr des Folgetages, ca. 5,5 h nach Niederschlagsende seinen Spitzendurchfluss mit 0,035 m³/s. Ab 10:30 Uhr des 14.05.1995 lässt der Durchfluss langsam nach (vgl. Abbildung 54 und Tabelle 27).

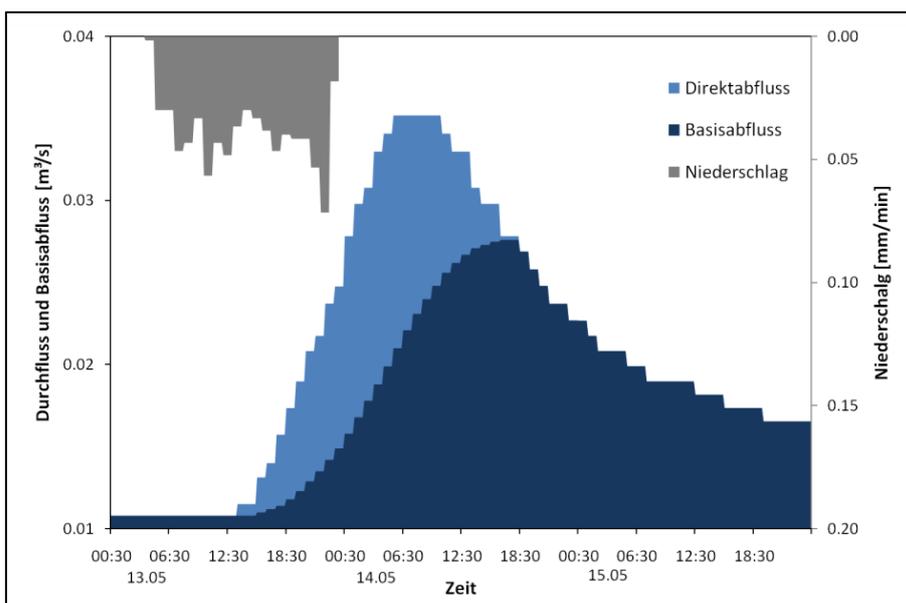


Abbildung 54: Abflussganglinie mit Basisabflussseparierung für das Starkregeneignis vom 13.-14. Mai 1995

Die P-Fracht bleibt über einen langen Zeitraum nach Beginn des Niederschlagsereignisses relativ stabil bei 0,002 g/s und steigt mit der nächsten Messung um 17:20 Uhr (13.05.1995) abrupt auf über 0,01 g/s an. Danach folgt die P-Fracht dem Verlauf der Niederschlagsintensität und erreicht um 01:30 Uhr (14.05.1995) mit über 0,02 g/s noch vor dem Abflussscheitel ihren Höhepunkt. Danach fällt die P-Fracht flacher ab als der Direktabfluss (vgl. Abbildung 55 und Tabelle 27).

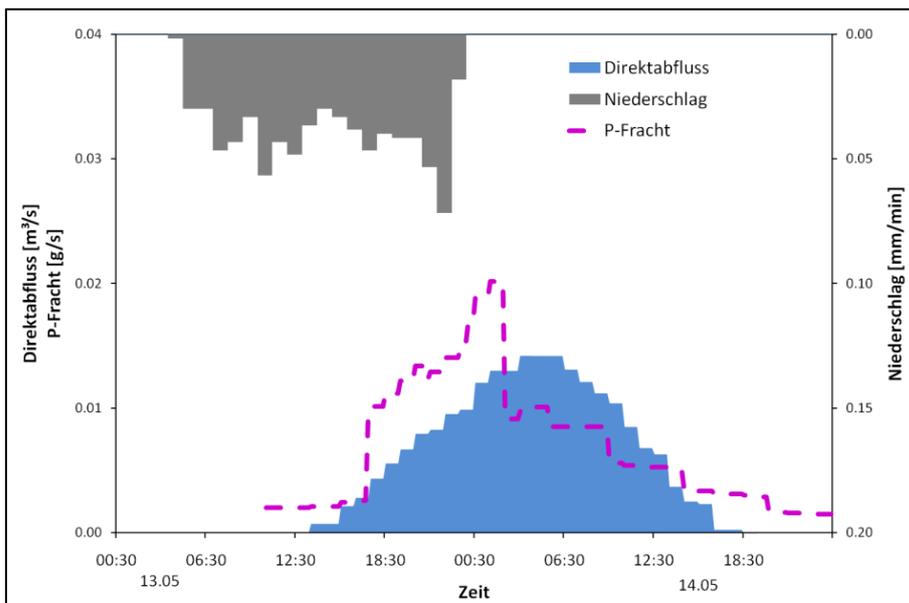


Abbildung 55: Direktabfluss und P-Fracht für das Starkregenereignis vom 13.-14.Mai 1995

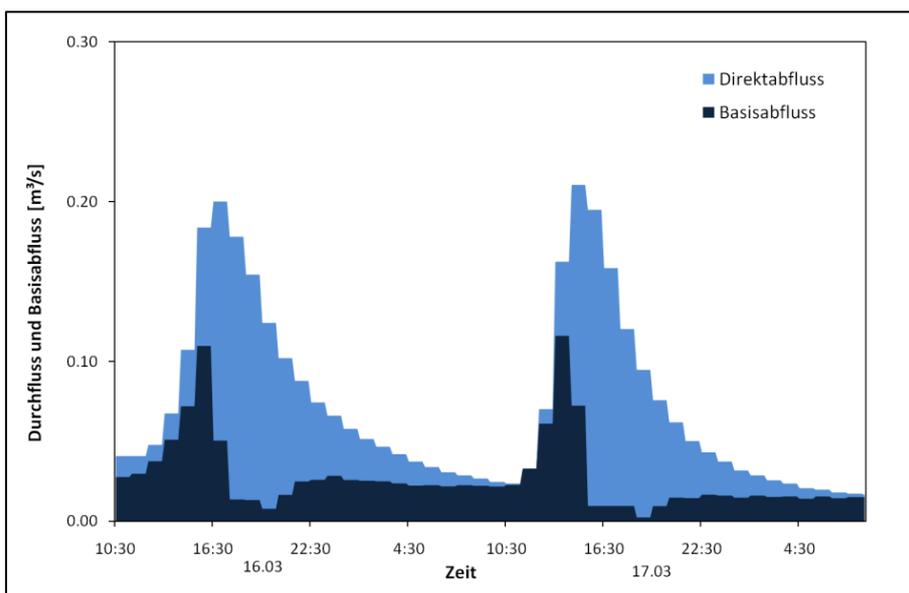


Abbildung 56: Abflussganglinie mit Basisabflusseparierung für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996

Die gewählten Schneeschmelzereignisse stellen einen Ausschnitt aus einer insgesamt fünf Ereignisse umfassenden Sequenz dar. Das gesamte Abflussvolumen für die beiden aufeinanderfolgenden Schneeschmelzereignisse liegt bei 12190 m³, wobei ca. 36 % auf Basisabfluss und 64 % auf Direktabfluss entfallen. Beide Ereignisse beginnen jeweils gegen 12:00 Uhr, wobei der Abfluss bis 16:30 bzw. 14:30 Uhr (2. Ereignis) steil ansteigt und mit 0,20 bzw. 0,21 m³/s seine Maxima erreicht. Danach geht er relativ langsam bis auf das Niveau des Vortages zurück (vgl. Abbildung 56 und Tabelle 27). Die P-Fracht orientiert sich nur gering am separierten Direktabfluss. Sie steigt für beide Ereignisse jeweils steil an, wobei die gemessenen Maxima zwischen 0,54 und 0,64 g/s liegen (Abbildung 57 und Tabelle 27).

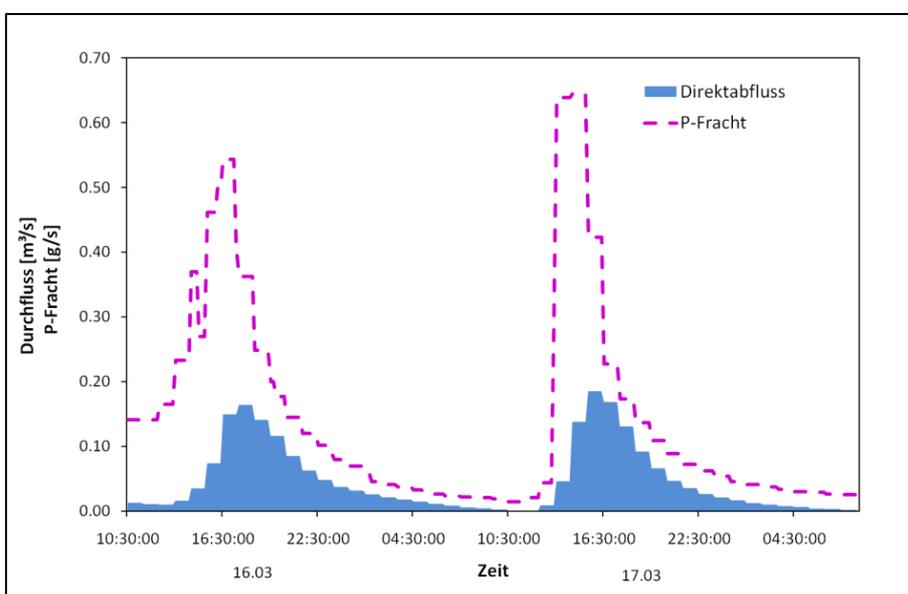


Abbildung 57: Direktabfluss und P-Fracht für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996

3.4.1.2 Referenzjahre

Für das Teileinzugsgebiet Hölzelbergbach wurden die Jahre 1994-2002 zur Modellvalidierung ausgewählt. Aus den Einzelwerten der LTV wurden jeweils abflusskorrigierte Jahresmittel gebildet (vgl. Kapitel 2.10.2). Dabei unterschieden sich diese Jahresmittel vor allem, wenn Extremwerte in die Rechnung mit einbezogen werden. Bei diesen Extremwerten handelt es sich um zufällig erfasste Abflussereignisse, wie sie für den Gesamprobenumfang in Abbildung 58 dargestellt sind.

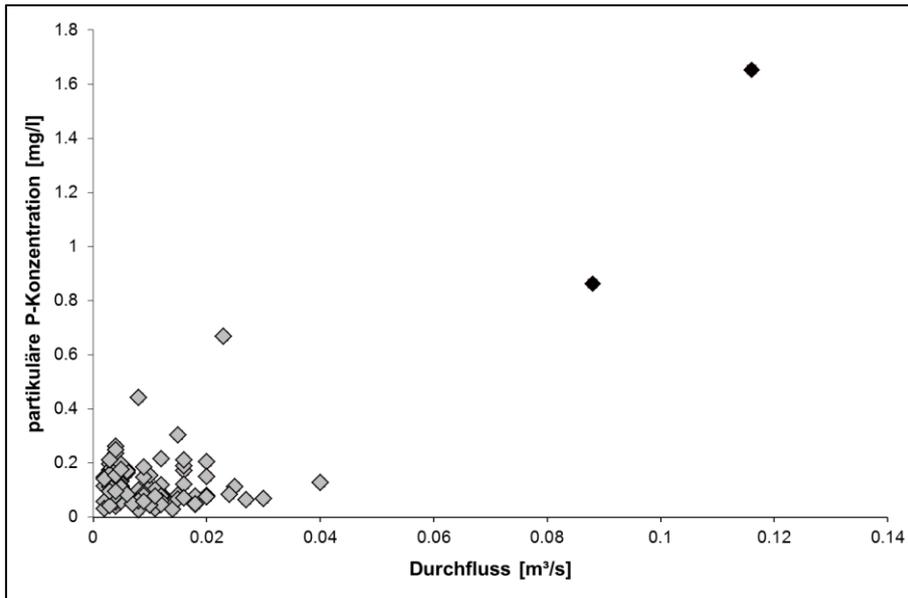


Abbildung 58: Zusammenhang zwischen Durchfluss und partikulärer P-Konzentration (Messwerte 1994-2002; schwarze Füllung: Extremwerte)

Die ermittelten P-Austräge betragen für das Einzugsgebiet des Hölzelbergbaches 0,3 bis 0,7 kg/(ha*a) (vgl. Abbildung 59). Unter Einbeziehung der Extremwerte werden sogar Werte bis zu 5,6 kg/(ha*a) erreicht.

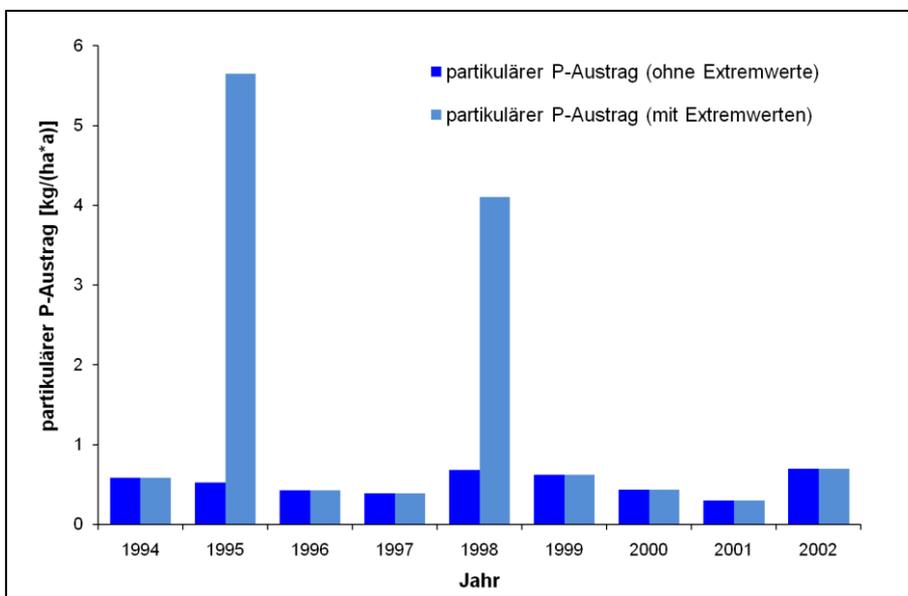


Abbildung 59: Aus Einzelmessungen ermittelte Jahresdurchschnittswerte des partikulären P-Austrags im Hölzelbergbachgebiet (1994-1996)

3.4.2 Simulationsrechnungen zur Modellvalidierung

3.4.2.1 Abflussereignisse

Für das Niederschlagsereignis werden insgesamt 7661 m³ Abfluss berechnet. Das Abflussereignis setzt relativ langsam ca. 1,5 h später als der Niederschlag ein. Die Abflusskurve orientiert sich stark an der Niederschlagsintensität und erreicht um 0:00 Uhr des 14.05.1995 ein ausgeprägtes Maximum mit 0,029 m³/s (vgl. Abbildung 60). Danach lässt der Oberflächenabfluss schnell nach und erreicht um 02:20 Uhr ein sekundäres Maximum. Der Verlauf der P-Fracht orientiert sich stark an den Abflussscheiteln. Sowohl im ersten als auch zweiten Scheitel werden Spitzenfrachten von >0,08 g/s erreicht.

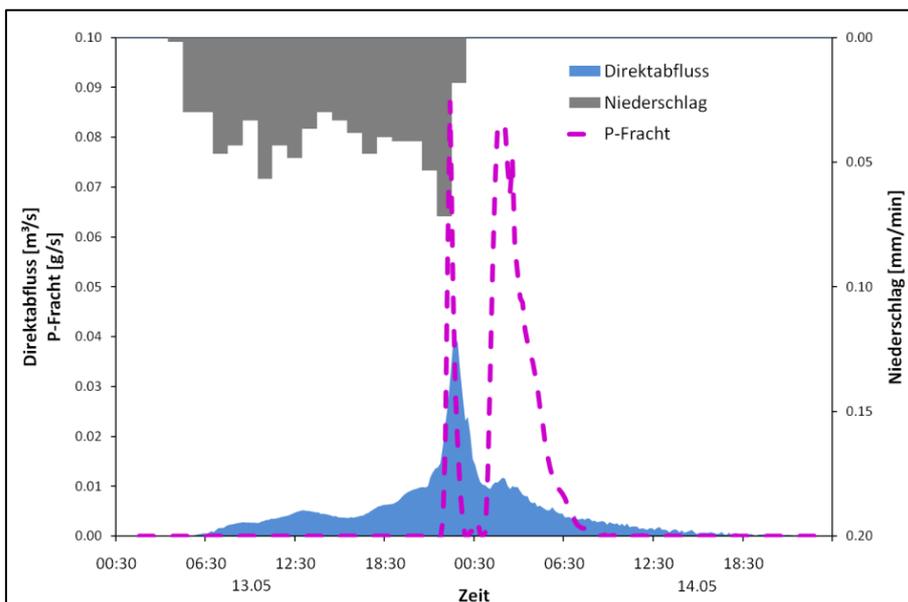


Abbildung 60: Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Starkregenereignis vom 13.-14. Mai 1995

Für den ausgewählten Abschnitt des Schneeschmelzereignisses wird eine Abflusszunahme ab 11:00 Uhr des 16.03.1996 simuliert. Der Abfluss nimmt stetig zu und erreicht 15:20 Uhr ein Maximum von 0,087 m³/s. Danach geht er langsam auf sein Ausgangsniveau zurück, um 10:10 Uhr des Folgetages wieder, diesmal stärker, bis auf 0,12 m³/s (15:10 Uhr) anzusteigen. Die P-Fracht orientiert sich am Oberflächenabfluss. Am ersten Tag werden 0,59 g/s und am zweiten sogar 0,73 g/s simuliert (vgl. Abbildung 61).

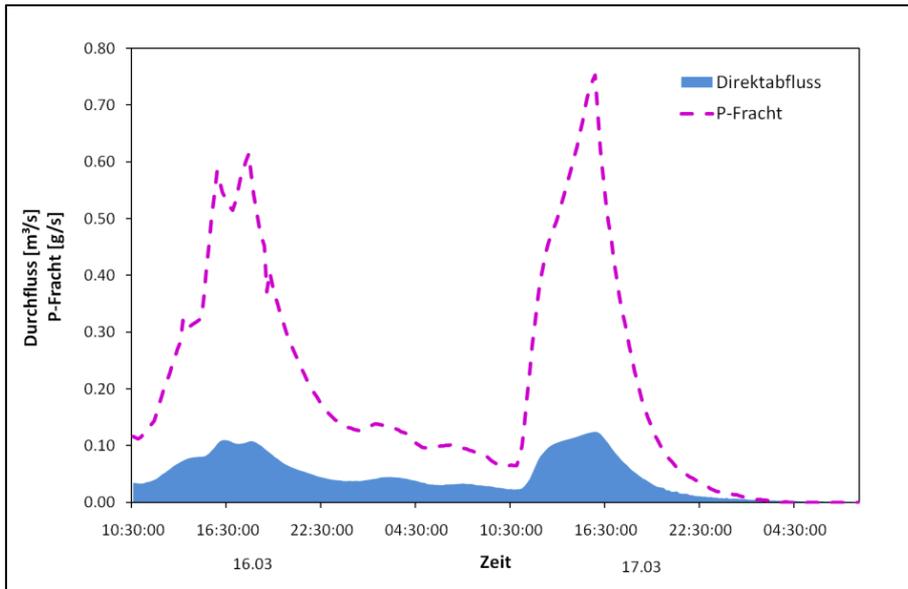


Abbildung 61: Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996

3.4.2.2 Referenzjahre

Für die Referenzjahre mit realer Landnutzung (1994-2002) werden im Mittel 0,94 kg/(ha*a) berechnet. Dabei kommt es zu erheblichen interannuellen Schwankungen. Die Schwankungsbreite beträgt zwischen 0,48 kg/(ha*a) (2001) und 2,8 kg/(ha*a) (2002) (vgl. Abbildung 62). Dabei ist der Anteil am Gesamtjahresaustrag an P im Jahresvergleich für jedes Ereignis unterschiedlich (vgl. Abbildung 62). Generell wird für die Ereignisse im Juni aufgrund hoher Anfangsbodenfeuchten der Hauptanteil am Jahresaustrag simuliert. Der einzelereignisbezogene Anteil wird durch die Kulturartenverteilung bestimmt.

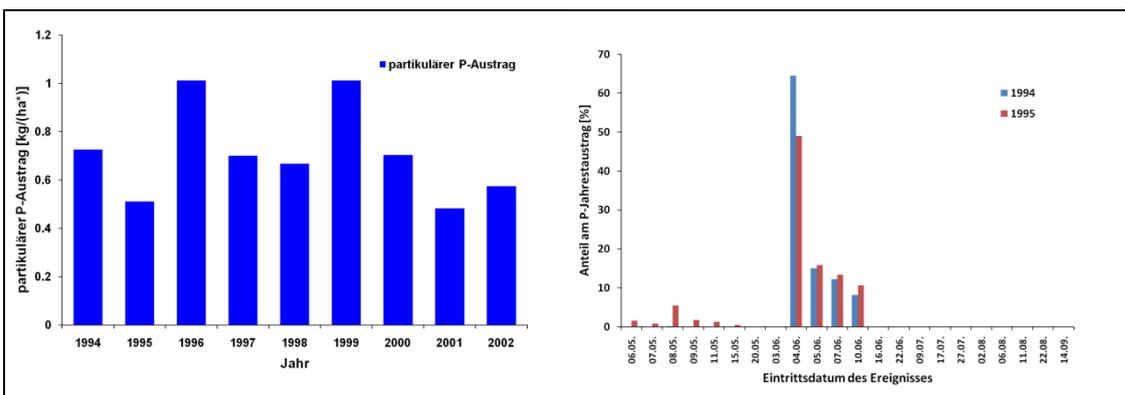


Abbildung 62: Simulierte P-Austräge für die Referenzjahre (links) und anteilige P-Austräge für die Einzelereignisse der Referenzjahre 1994 und 1995 (rechts)

4 Diskussion

Im folgenden Kapitel werden alle im Rahmen der Arbeit gewonnenen Ergebnisse interpretiert und auf ihre Plausibilität geprüft. Ein besonderer Fokus liegt auf der Bewertung der experimentell erzeugten Resultate, da sie für die Parametrisierung des Modells von grundlegender Bedeutung sind. Ein weiterer Schwerpunkt ist die Validierung der Modellrechnungen. Die Aussagen zum Bodenabtrag, Deposition und partikelgebundenem Nähr- und Schadstofftransport werden mit bestehenden Informationen verglichen. Schließlich gilt es herauszuarbeiten, inwieweit eine flächendeckende, ereignisbezogene und prozessbasierte Modellierung einen Erkenntnisfortschritt gegenüber bestehenden empirischen Ansätzen darstellt.

4.1 Experimentelle Ergebnisse

Die durchgeführten experimentellen Untersuchungen dienen dem Ziel, Parameter für die Simulationsrechnungen mit dem Modell EROSION 3D zu gewinnen. Die erhobenen Daten werden im Folgenden unter Einbeziehung bereits vorliegender Daten des Bodenerosionsmessprogramms Sachsen (LfUG, 1994a; LfUG, 1994b; LfUG, 1995a; LfUG, 1995b; LfUG, 1996) auf ihre Plausibilität hin untersucht. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Versuche richten sich vor allem auf solche Bewirtschaftungsvarianten, die, wie das Direktsaatverfahren, im Zusammenhang des Bodenerosionsmessprogramms nicht untersucht werden konnten. Die konservierende Bodenbearbeitung wird in Flächen mit und ohne Tiefenlockerung bzw. Direktsaatflächen unterschieden

4.1.1 Messdaten

Die Art der Bodenbearbeitung hat einen signifikanten Einfluss auf die Lagerungsdichte. Diese steigt mit sinkender Bearbeitungsintensität (Cavalieri et al., 2009). Allerdings ist die Tiefendifferenzierung mit abnehmender Bearbeitungsintensität geringer ausgeprägt (Hermle et al., 2008). Eine dauerhaft ausbleibende Lockerung unterhalb des Bearbeitungshorizonts führt häufig zur Unterbodenverdichtung auf konservierend bearbeiteten Flächen (Hermle et al., 2008; Koch, 2008; Stockfisch et al., 1999). Diese Effekte können auch auf einigen der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Flächen nachgewiesen werden (z. B. Großolbersdorf, Versuch-Nr. 8).

Abbildung 63 zeigt, dass die geringsten Dichten auf den tief gelockerten konservierend bearbeiteten Parzellen anzutreffen sind und die höchsten auf den Pflug- bzw.

Direktsaatparzellen. Die Auswertung der Mediane ergibt eine eindeutige Zunahme der Lagerungsdichte mit abnehmender Bearbeitungsintensität. Der Maximalwert von fast $1,6 \text{ g/cm}^3$ auf der frisch gepflügten Parzelle Lüttewitz P II (Versuch-Nr. 32) resultiert aus der Befahrung und Bearbeitung unter sehr feuchten Bedingungen im November 2008.

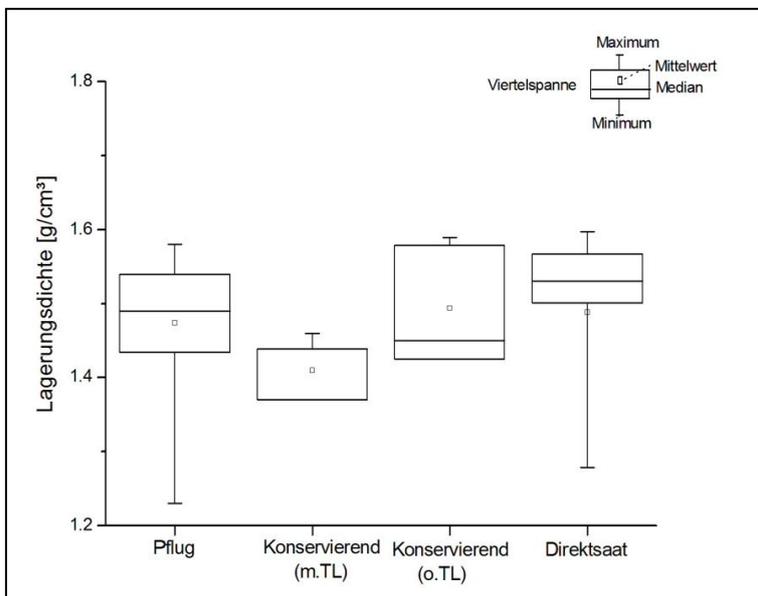


Abbildung 63: Lagerungsdichten der Versuchspartellen

Abbildung 64 verdeutlicht die Verteilung der C_{org} -Gehalte in 20 cm Tiefe in Abhängigkeit der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten. Die höchsten Werte werden auf den konservierenden nicht tiefgelockerten Flächen des Erzgebirges und des Vorerzgebirgischen Beckens erreicht. Zum Einen kann dies auf die jahrhundertlange Humuswirtschaft und Hydromeliorationen in diesen Regionen (Sandner und Bernhard, 2008) zurückgeführt werden. Zum Anderen führen niedrigere Jahresdurchschnittstemperaturen in diesen Gebieten zum eingeschränkten Humusabbau. Die Schwankungsbreite der C_{org} -Gehalte ist bei den konservierend bearbeiteten Varianten am größten. Bei Betrachtung der Medianwerte erscheint der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die in 20 cm gemessenen C_{org} -Gehalte relativ gering.

Die niedrigsten C_{org} -Gehalte werden für die Direktsaatvarianten erreicht. Allerdings ist die Verteilung organischen Kohlenstoffs bei minimalinvasiven Bearbeitungsverfahren durch eine ausgeprägte Tiefendifferenzierung gekennzeichnet. Mit ausbleibender Lockerung werden die organischen Bestandteile nicht mehr untergemischt und reichern sich daher in der obersten Bodenschicht an, was in der Literatur vielfach beschrieben wird (Cavaliere et al., 2009; Hermle et al., 2008; Stockfisch et al., 1999). Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 65 dargestellt. Mit zunehmendem mechanischem Eingriff sinkt das Verhältnis des C_{org} -

Gehaltes zwischen Ober- und Unterkrume. Dieses beträgt im Median für gepflügte Flächen 1 und für Direktsaatflächen bereits 1,5.

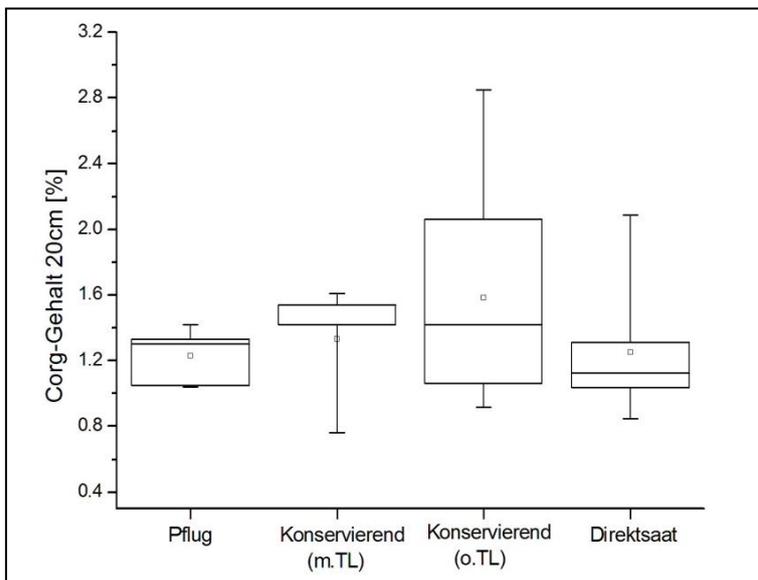


Abbildung 64: C_{org}-Gehalte der Versuchspartellen

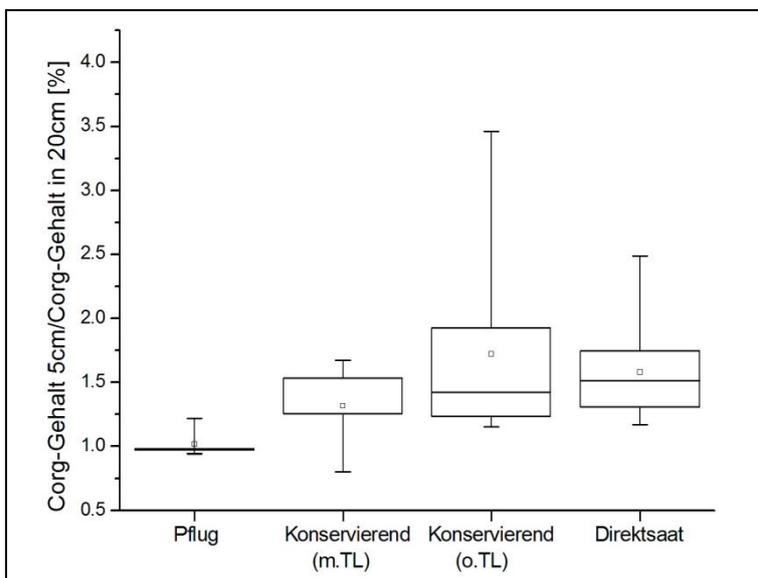


Abbildung 65: Verhältnis der C_{org}-Gehalte in 5 cm zu den C_{org}-Gehalten in 20 cm Tiefe

Zur Charakterisierung der konservierenden Bodenbearbeitung wird in den USA ein Bodenbedeckungsgrad von >30 % zugrunde gelegt (CTIC, 1996). Auf den untersuchten Flächen wird dieser Wert lediglich auf vier konservierend bearbeiteten Flächen erreicht bzw. überschritten. Betrachtet man nur den Anteil der Mulchauflage (ohne Bewuchs und Bodenskelett), erreicht keine der konservierend bearbeiteten Parzellen den angestrebten

Wert. Die Mulchauflage der Direktsaatflächen unterschreitet hingegen nur auf einer Fläche diesen Wert (Oberwinkel III, Versuch-Nr.: 25).

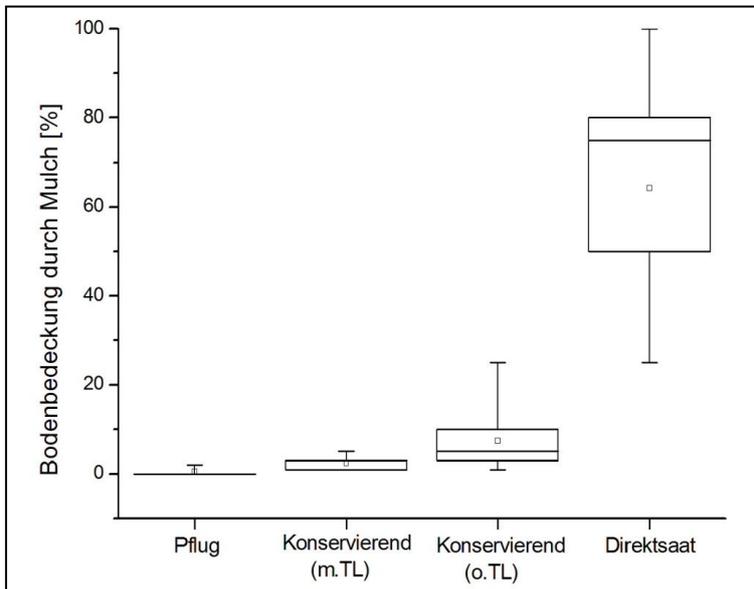


Abbildung 66: Mulchbedeckungen der Versuchspartellen

Die Mulchauflage ist nur im Saatbettzustand und bei unentwickelten Pflanzenzuständen entscheidend, weil aufgrund fehlender natürlicher Bedeckung das Erosionsrisiko am größten ist. Bei entwickelten Pflanzenbeständen spielt die Mulchauflage (abhängig von Fruchtart und Reihenabstand) eine untergeordnete Rolle.

4.1.2 Abgeleitete Daten

Von den untersuchten Parametern besitzt die hydraulische Rauigkeit die größte Abhängigkeit zur Art der Bodenbearbeitung (vgl. Abbildung 67). Je intensiver die Bearbeitung erfolgt, desto weniger Hindernisse wirken reduzierend auf die Fließgeschwindigkeit. Diese Hindernisse werden sowohl durch die Bodenbedeckung als auch die Aggregatgrößen auf der Bodenoberfläche gebildet. Aus Abbildung 68 werden darüber hinaus die Unterschiede in den hydraulischen Rauigkeiten des Bodenerosionsmessprogramms (1993-1996) und der neuen Erosionsmesskampagne auf den Vergleichsflächen deutlich. Während die Werte für die konventionell bearbeiteten Flächen keine nennenswerten Unterschiede aufweisen, sind die neu ermittelten Rauigkeiten für die konservierend bearbeiteten Flächen stets geringer als die alten Werte. Für die Flächen in Methau, Lüttewitz und Wüstenbrand betragen die neuen Mittelwerte 66 %, auf den Flächen Lichtenstein und Methau (konservierend m. TL), nur 25-36 % der ursprünglich gemessenen Mittelwerte. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass trotz

Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren der mechanische Eingriff in den Boden intensiver erfolgt, als es während der früheren Kampagne Mitte der 1990er Jahre der Fall war.

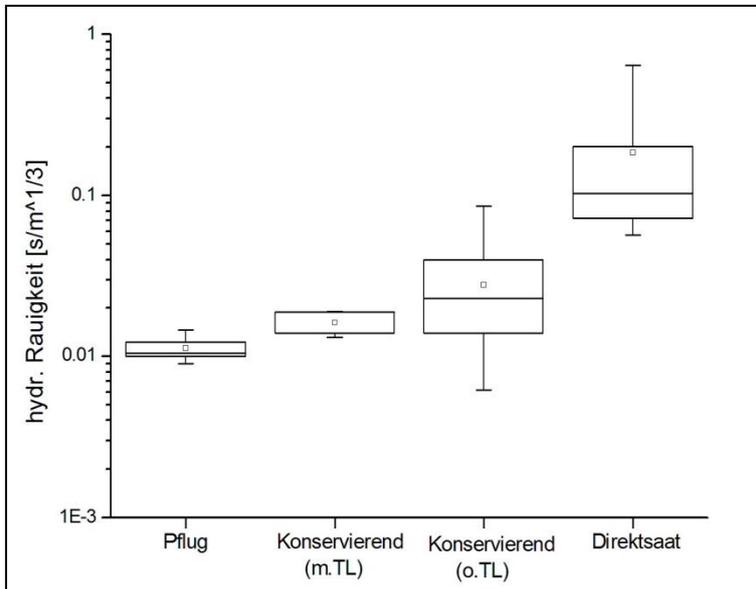


Abbildung 67: Hydraulische Rauigkeiten der Versuchspartellen

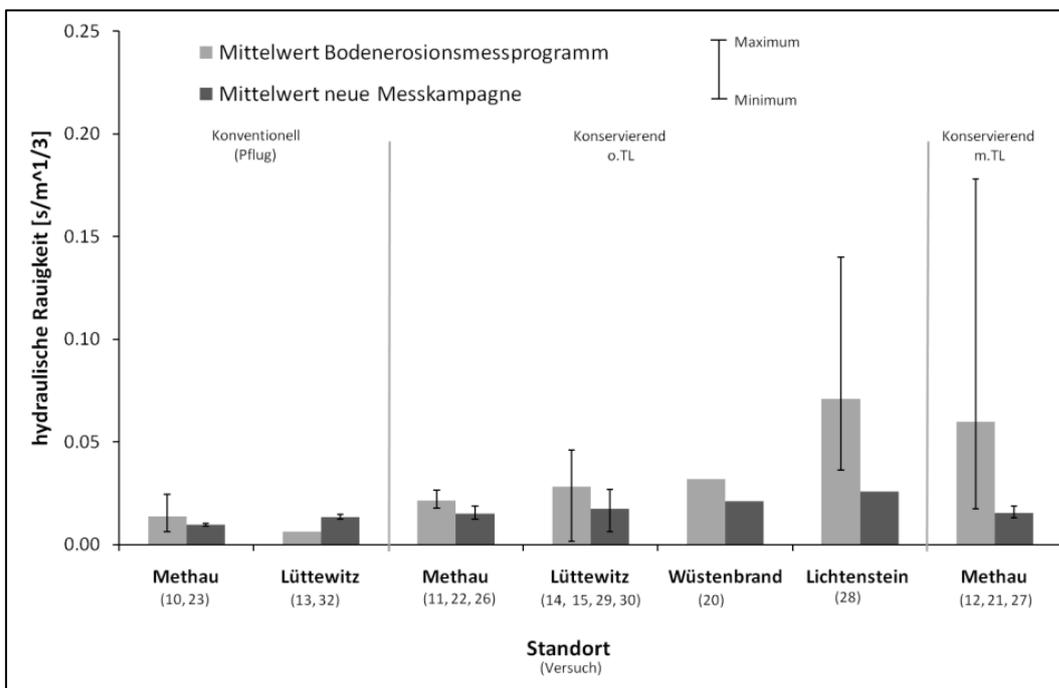


Abbildung 68: Hydraulischen Rauigkeiten auf den Versuchspartellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)

Der Skinfaktor bildet alle Effekte ab, die mit der berechneten hydraulischen Leitfähigkeit nach Campbell (1985) nicht dargestellt werden können (z. B. Makroporeninfiltration und Verschlämmung).

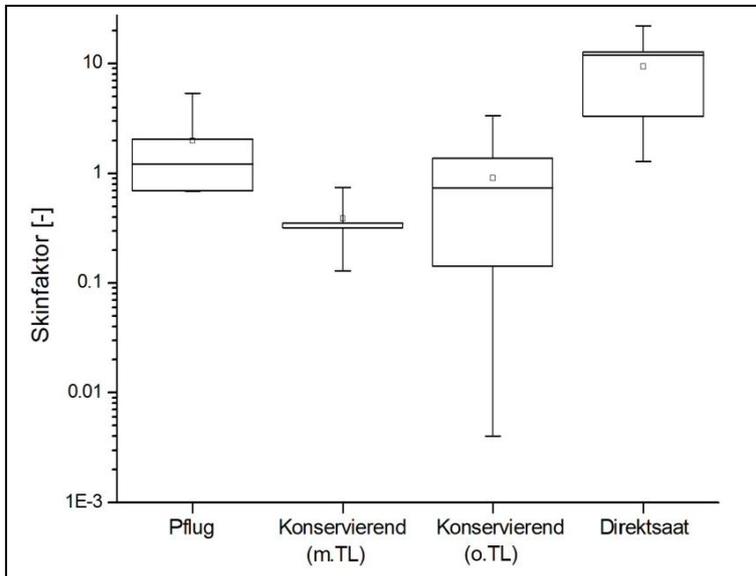


Abbildung 69: Skinfaktoren auf den Versuchspartellen

Abbildung 69 verdeutlicht die Ausprägung der Skinfaktoren für die einzelnen Bearbeitungsvarianten. Von den gepflügten Flächen abgesehen, steigen die Mediane der Skinfaktoren mit sinkender Bearbeitungsintensität an. Die allgemein hohen Werte für die gepflügten Flächen und einige sehr niedrige für die konservierend bearbeiteten Flächen ohne Tiefenlockerung sind auf lockernde Bodenbearbeitung bzw. das Fehlen derselben zurückzuführen. Die Gesamtspannweite ist für die konservierend bearbeiteten Varianten am größten. Dieser Sachverhalt unterstreicht die schlechte Definierbarkeit konservierender Bodenbearbeitungstechniken. Dies gilt vor allem hinsichtlich der Arbeitstiefe und Anzahl der Arbeitsgänge. Lediglich die Direktsaat bewirkt eine signifikante Erhöhung, da sie zu größeren Makroporendichten führt (Grosch, 2007).

Während Schmidt (1992) in Laborversuchen eine Abnahme der Skinfaktoren mit zunehmender kumulativer Niederschlagsmenge feststellt, leitet Botschek (Botschek, 1998) den Rückgang von der Dauer nach Bodenbearbeitung [d] ab (vgl. Kapitel 1.3.2.2 und Abbildung 2). Da Daten zur kumulierten Niederschlagsmenge für die hier untersuchten Flächen nicht vorliegen, wird zur Auswertung der Skinfaktoren die Dauer nach Bodenbearbeitung [d] ausgewertet. Die Dauer nach der Bodenbearbeitung [d] kann dabei als grobes Maß für die kumulative Niederschlagsmenge betrachtet werden.

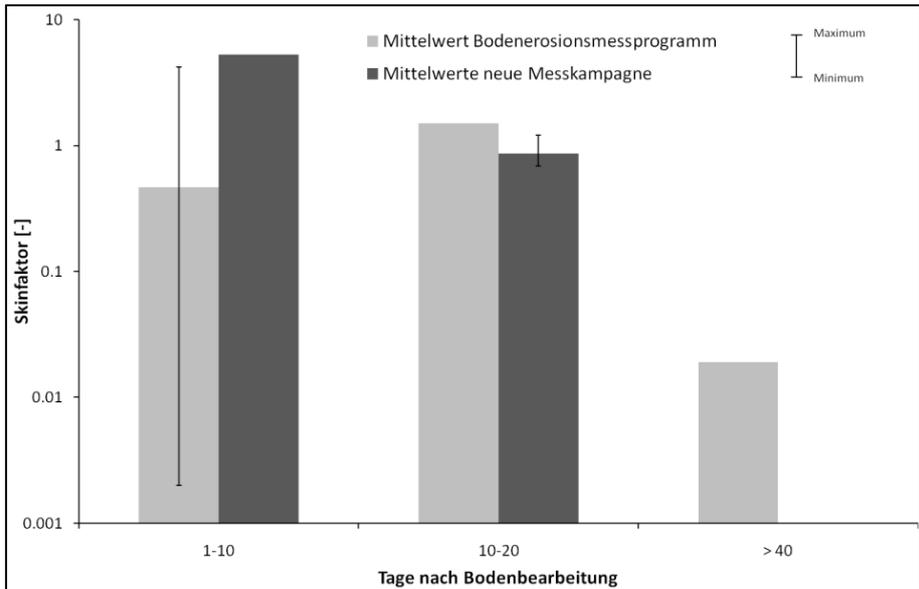


Abbildung 70: Skinfaktoren der konventionell bearbeiteten Flächen als Funktion der Dauer nach Bodenbearbeitung

Besonders kurz nach der Bodenbearbeitung streuen die Skinfaktoren stark. Als Ursache dafür kommen die nicht adäquate Abbildung der kumulativen Niederschlagsmenge und die eingeschränkte Konsistenz der Bodenbearbeitungsmaßnahmen in Frage. Die Daten des Kleinregners passen sich gut in die Werte der Großberechnungsexperimente ein, was bestätigt, dass es keine signifikanten Unterschiede zwischen den methodischen Ansätzen gibt. Für die Klasse >40 Tage nach Bodenbearbeitung wurden im Rahmen der neuen Messkampagne keine Experimente durchgeführt.

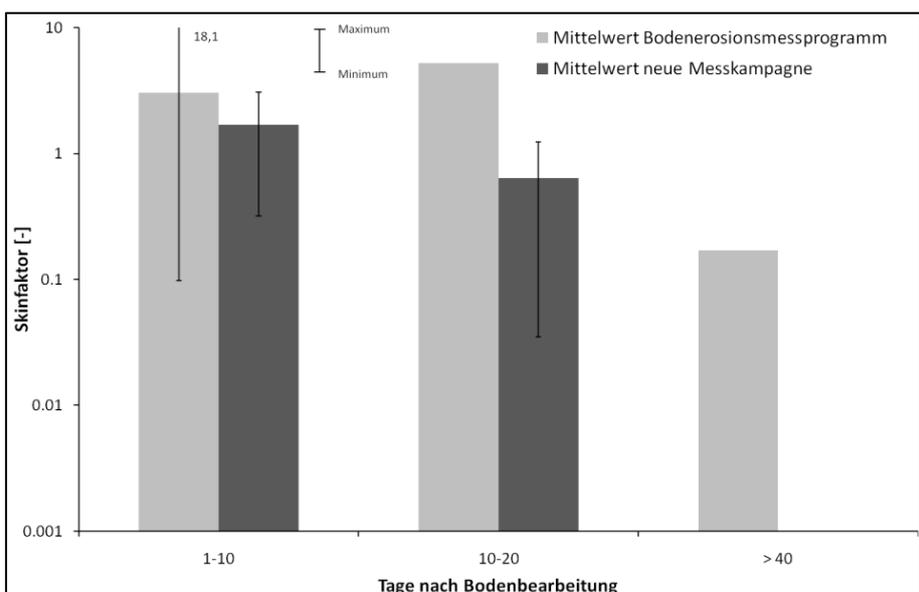


Abbildung 71: Skinfaktoren der konservierend bearbeiteten Flächen als Funktion der Dauer nach Bodenbearbeitung

Bezüglich des Einfluss der Bodenbearbeitung zeigen die durchschnittlichen Werte des Bodenerosionsmessprogramms auf konservierend bearbeiteten Flächen deutlich höhere Skinfaktoren als im Rahmen der vorliegenden Arbeit (vgl. Abbildung 72). Dieser unterstreicht die Annahme einer intensiveren konservierenden Bodenbearbeitung verglichen mit Referenzzeitraum (1993-1996), besonders im Hinblick auf mechanische Beanspruchung und Arbeitstiefen. Heutige konservierende Bearbeitungsverfahren zeigen sich demnach weniger effektiv in der Verbesserung der Wasseraufnahmefähigkeit bzw. einer entsprechenden Erhöhung der Skinfaktoren gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Beregnungsexperimente des Bodenerosionsmessprogramms mehr als zehn Jahre zurückliegen und die Situation kurz nach der Umstellung von konventioneller auf konservierende Bearbeitung wiedergeben. Die Versuche dieser Arbeit beziehen sich hingegen auf langjährig konservierend bearbeitete Flächen. Das Direktsaatverfahren wurde Mitte der 1990er Jahre noch nicht angewendet, so dass keine Vergleichsdaten aus dem Bodenerosionsmessprogramm vorhanden sind.

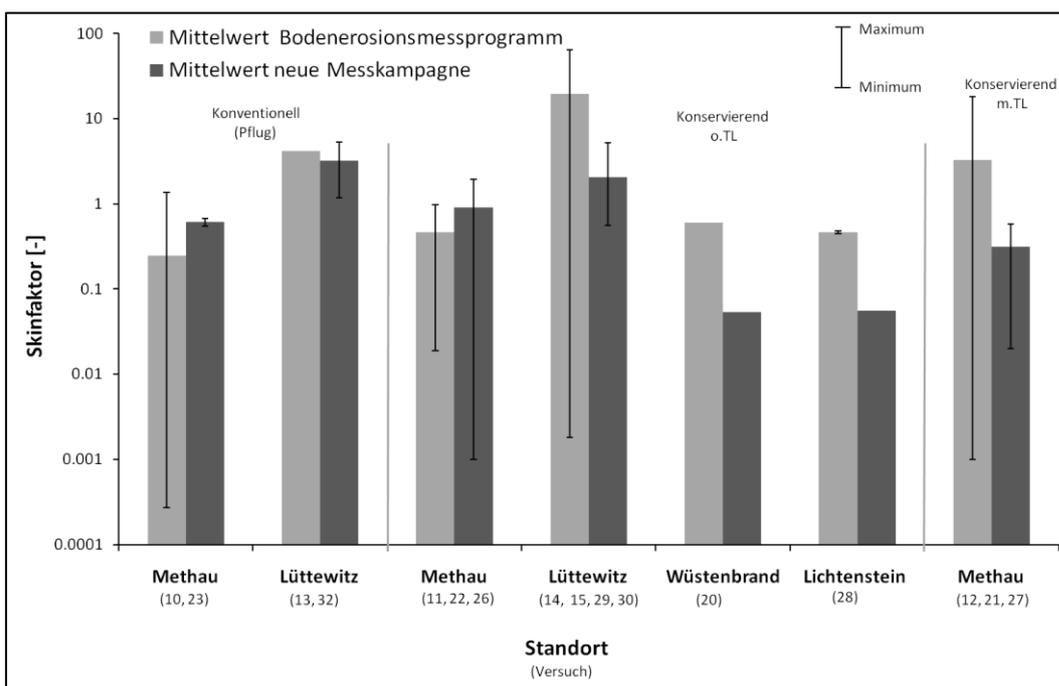


Abbildung 72: Skinfaktoren auf den Versuchspartellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)

Der Erosionswiderstand kennzeichnet die Summe der im Boden wirksamen Kräfte, die einer Partikelablösung durch Regentropfenaufschlag und Oberflächenabfluss entgegenwirken (Kohäsion, Adhäsion und Reibung). Nach Michael (2000) bewegen sich die Erosionswiderstände in einer großen Schwankungsbreite. Sie liegen auf ackerbaulich

genutzten Böden in Sachsen zwischen $4E^{-5}$ [N/m²] und $2E^{-2}$ [N/m²] und werden maßgeblich durch die Bodenart und die Bodenbearbeitungen gesteuert. Mit zunehmenden Schluffgehalten und steigendem mechanischen Eingriff nimmt der Erosionswiderstand ab. Besonders die Abhängigkeit des Erosionswiderstandes zur Bodenbearbeitung lässt sich anhand der Ergebnisse gut nachweisen (vgl. Abbildung 73).

Die Abhängigkeiten des Erosionswiderstands vom Tongehalt und der organischen Substanz wie sie z .B. von Torri (1997) beschrieben werden, können nur ansatzweise nachvollzogen werden und werden durch den Einfluss des mechanischen Eingriffs überprägt. Da sich die in dieser Arbeit durchgeführten Experimente auf lössbeeinflusste Standorte konzentrieren, schwanken die Messdaten relativ gering auch im Hinblick auf den methodischen Ansatz (vgl. Abbildung 74).

Es wird jedoch deutlich, dass die mittleren Erosionswiderstände des Kleinregners auf konventionellen Parzellen deutlich höher sind, während die Erosionswiderstände der konservierenden Varianten geringer ausfallen (vgl. Abbildung 74). Dies kann als weiteres Indiz gedeutet werden, dass sich die Eingriffsintensität konservierend auf bearbeiteten Flächen erhöht hat.

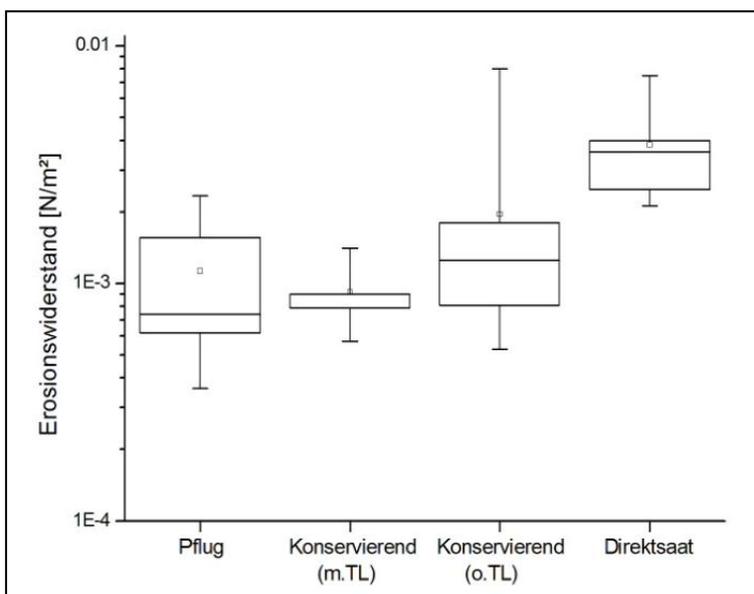


Abbildung 73: Erosionswiderstände auf den Versuchspartellen

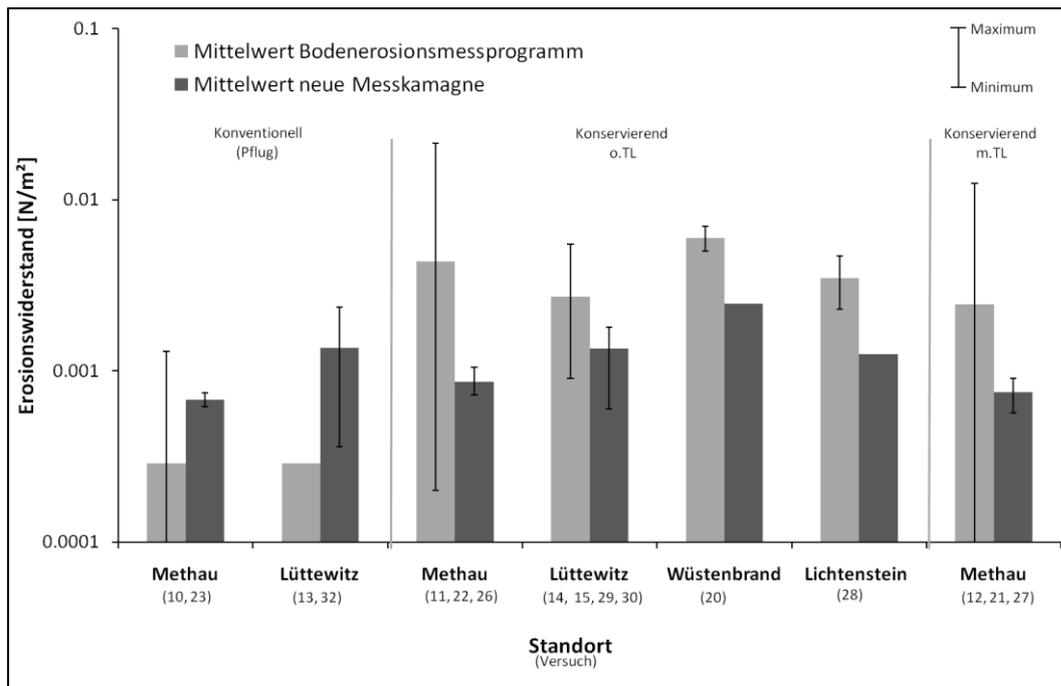


Abbildung 74: Erosionswiderstände auf den Versuchspartellen für das Bodenerosionsmessprogramm (Großregner, 1993-1996) und die neue Messkampagne (Kleinregner, 2007-2009)

4.1.3 Zusammenfassende Bewertung der experimentellen Daten

Zur Erweiterung der DPROC-Datenbank wurden 32 Berechnungsversuche auf Flächen unterschiedlicher Bodenbearbeitung durchgeführt. Dabei wird, wie schon in vorausgegangenen Untersuchungen, deutlich, dass die Art der Bodenbearbeitung maßgebenden Einfluss auf die erosionswirksamen Bodenparameter besitzt. Die beschriebenen Abhängigkeiten (vgl. Kapitel 4.1.1 und 4.1.2) sind besonders gut in den eindeutig definierbaren Bearbeitungsvarianten „Konventionell“ und „Direktsaat“ nachweisbar. Für die Variante „Konservierend ohne Tiefenlockerung“ können für fast alle untersuchten Parameter die größten Spannweiten und Standardabweichungen festgestellt werden (vgl. Anhang). Dies wird darauf zurückgeführt, dass die konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten nur unpräzise definiert sind (KTBL, 1998). Der alleinige Verzicht auf den Pflug als Gerät der Grundbodenbearbeitung lässt einen relativ weiten Spielraum für die Art des Arbeitsgerätes, die Eingriffstiefe und die Anzahl der Arbeitsgänge. Demzufolge sind abhängig von der Bearbeitungsintensität auf konservierend bestellten Flächen große Parameterschwankungen zu beobachten, die sich zwischen den Werten für konventionelle Bodenbearbeitung auf der einen und Direktsaat auf der anderen Seite bewegen. Für die Modellierung impliziert diese Feststellung bezüglich der Parametrisierung konservierend bearbeiteter Flächen einige Schwierigkeiten.

Im Vergleich zu den Daten des Bodenerosionsmessprogramms (LfUG, 1994a; LfUG, 1994b; LfUG, 1995a; LfUG, 1995b; LfUG, 1996) ist aus den in dieser Arbeit durchgeführten Experimenten eine größere Variabilität der Parameter für konservierend bearbeitete Flächen zu erkennen. Im Einzelfall kann hieraus eine höhere Erosionsanfälligkeit konservierend bearbeiteter Flächen resultieren. Die DPROC-Datenbank wurde entsprechend korrigiert. In der vorliegenden Untersuchung wurden erstmals Modellparameter für Direktsaatflächen erhoben. Diese Flächen zeichnen sich fast ausnahmslos durch einen hervorragenden Erosionsschutz aus. Dieser Erosionsschutz wird weniger durch die Erhöhung der Infiltration als durch die Reduzierung bzw. Verhinderung der Partikelablösung hervorgerufen. Den Ergebnissen zufolge, erhöht sich die Gesamtinfiltration bei konservierender Bodenbearbeitung im Mittel um 50-60 % gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung. Bezogen auf die Endinfiltrationsrate ergibt sich sogar eine Erhöhung um 25-90 %. Für die Direktsaatvarianten ist die Gesamtinfiltration 70 % höher als bei den gepflügten Flächen, die Endinfiltrationsrate sogar mehr als doppelt so hoch. Der Erosionswiderstand verdreifacht sich bei Direktsaat gegenüber konventioneller Bearbeitung. Da sich auch der Abfluss reduziert, ergibt sich eine Minderung des Sedimentaustrages um bis zu 96 %. Die neu gewonnenen Bodenparameter für Direktsaatverfahren wurden in die DPROC-Datenbank eingefügt (vgl. 4.3).

4.1.4 Kornfraktionsspezifische Stoffgehalte und -verteilungen

Im Ergebniskapitel (vgl. Kapitel 3.1.2) sind die kornfraktionsspezifischen Gehalte bzw. Verteilungsfaktoren der Stoffe dargestellt. Die löslichen Anteile für Phosphor und Schwermetalle werden dabei der Tonfraktion zugeschlagen, was aus Sicht des Autors insofern plausibel ist, da diese Fraktion ohnehin ins Gewässer gelangt. Die abgeleiteten kornfraktionsabhängigen Stoffgehalte und daraus resultierenden kornfraktionsbezogenen Stoffverteilungen werden im Folgenden auf Plausibilität geprüft und mit verfügbaren Literaturangaben verglichen.

4.1.4.1 Phosphor

Generell gilt für alle Kornfraktionen eine Zunahme der P-Gehalte bei steigenden Gesamt-P-Gehalten. Da die kornfraktionsbezogene Stoffverteilung vom Gesamt-P-Gehalt der Probe abhängig ist, verhält sich dieser Zusammenhang zwischen und innerhalb der Fraktionen nicht linear. Generell gilt, dass mit steigendem Gesamt-P-Gehalt der P-Verteilungsfaktor für die Tonfraktion abnimmt, da der Einfluss der P-Bindung an Tonpartikeln bzw. organischer Substanz abnimmt, die überwiegend in der Tonfraktion auftreten (Scheffer und Schachtschabel, 2002), was auch durch die Untersuchungen von Miller et. al (2009)

bestätigt wird. Die zum Teil bimodale Verteilung von Phosphor (vgl. Kapitel 3.1.2.2) kann damit erklärt werden, dass in der Sandfraktion überwiegend geogenes P vorzufinden ist.

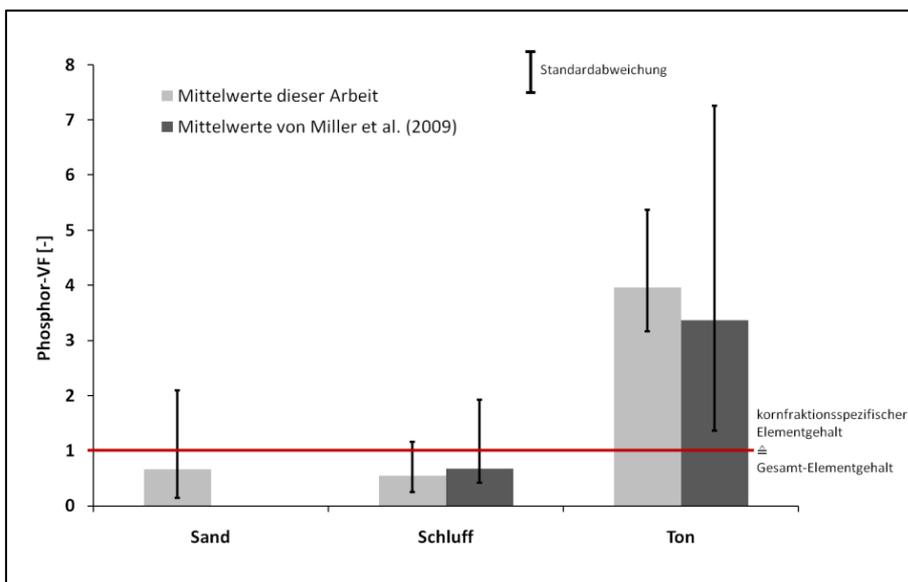


Abbildung 75: P-Verteilungsfaktoren (VF) für die Sand-, Schluff- und Tonfraktion aus der Untersuchung von Miller et al. (2009) und eigenen Daten

Die auf die Schluff- und Tonfraktion gemittelten Verteilungsfaktoren bewegen sich in der gleichen Größenordnung wie in einer Vergleichsuntersuchung von Miller et al. (2009) (vgl. Abbildung 75). Der Verteilungsfaktor für die Tonfraktion beträgt dort 3,36, während in der vorliegenden Arbeit 3,96 ermittelt wurde. Für die Schlufffraktion ermittelten Miller et al. (2009) einen Verteilungsfaktor von 0,67 im Vergleich zu 0,55 basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit. Verteilungsfaktoren für die Sandfraktion wurden von Miller et al. (2009) nicht untersucht, konnten aber mit Kenntnis der Korngrößenverteilung und Gesamtgehalte ermittelt werden. Die große Schwankungsbreite der Werte in der Vergleichsuntersuchung ist auf die große Heterogenität in Bodenart und Gesamt-P-Gehalt der beprobten Böden aus fünf europäischen Ländern zurückzuführen. Diese Annahme wird durch die Untersuchung von Scalenghe et al. (2007) gestützt. Die Autoren beprobten zwölf europäische Böden aus vier Ländern und ermittelten Verteilungsfaktoren für Ton mit 3, für Schluff mit 0,7 und für Sand mit 0,5 (in der Studie werden nur Mediane angegeben).

4.1.4.2 Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte der Kornfraktionen sind analog zur P-Verteilung vom Gesamtgehalt abhängig. Dieser Zusammenhang ist besonders in der Ton- und Schlufffraktion ausgeprägt. Die ermittelten Verteilungsfaktoren sind vergleichbar zu denen von Phosphor. Dabei ist, vom Stoff Zink abgesehen, die fraktionsabhängige Verteilung

bimodal ausgeprägt (vgl. Kapitel 3.1.2.2). In der Tonfraktion liegen generell die höchsten Verteilungsfaktoren vor, die durch die hohe spezifische Oberfläche von Ton, organischer Substanz bzw. Eisenoxiden- und Sulfiden begründet werden (Qian et al., 1996). Mittlere Schwermetallverteilungsfaktoren liegen, Zink ausgenommen, in der Sandfraktion vor. Qian (1996) erklärt diesen Sachverhalt mit geogenen Primär-Stoffgehalten im Ausgangsgestein. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die fraktionsabhängige Verteilung umso bimodaler ausfällt, je höher der geogene Beitrag zum Gesamtgehalt ist. Da z. B. Zink zu einem Großteil über mineralische und organische Düngung eingetragen wird (Autorenkollektiv, 1997; Döhler et al., 2001; Tritt, 1994), ist die fraktionsabhängige Verteilung überwiegend monomodal.

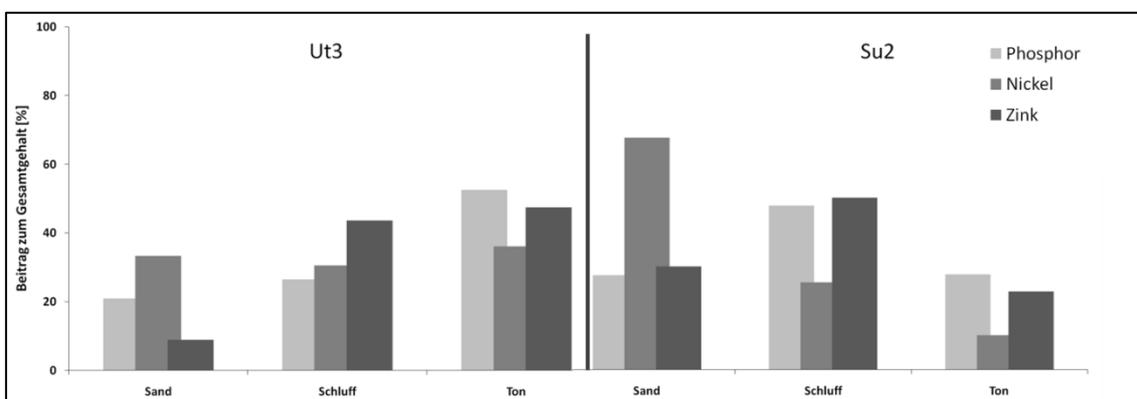


Abbildung 76: Verteilung der Stoffe Phosphor, Kupfer und Blei auf die Kornfraktionen im Ausgangsboden eines Ut3 (links) und Su2 (rechts)

Durch Untersuchungen von Schmidt (1996) im Einzugsgebiet der Saidenbachtalsperre kann diese Charakteristik jedoch nicht bestätigt werden. Die Gehalte der von ihm untersuchten Stoffe Arsen, Blei und Zink steigen mit kleiner werdender Korngröße an. Damit ist der Beitrag des jeweiligen Stoffgehaltes der einzelnen Korngrößen auf den Gesamtgehalt abhängig von der korngößenspezifischen Verteilung der Stoffe und Korngrößenverteilung (vgl. Abbildung 76). Für sandarme Böden leistet die Tonfraktion für die dargestellten Stoffe Phosphor, Kupfer und Blei den größten, die Schlufffraktion, von Nickel abgesehen, den zweitgrößten Beitrag zum Gesamt-Stoffgehalt des Bodens. Die ähnlichen Werte der Sand und Schlufffraktion für Nickel deuten darauf hin, dass hohe Verteilungsfaktoren für Sand den geringeren Kornanteil dieser Fraktion überkompensieren. Eine größere Heterogenität wird in sandreichen und tonarmen Böden erreicht (vgl. Abbildung 76). Im Mittel leistet dann die Schlufffraktion den größten Beitrag zum Gesamt-Stoffgehalt des Bodens. Zwischen den einzelnen Stoffen treten jedoch deutliche Unterschiede auf, die auf die spezifische Stoffverteilungen auf die jeweiligen Fraktionen zurückzuführen sind.

4.2 GIS-Daten

4.2.1 Reliefdaten

Die Erzeugung hydrologisch konsistenter DGM ist die grundlegende Voraussetzung zur Anwendung hydrologischer Modelle. Die damit einhergehende Anhebung abflussloser Senken führt zur Fehleinschätzung der Wasser- und Sedimentdynamik in diesen Bereichen. Besonders davon betroffen, sind in Flutung befindliche Tagebaue im Nordosten und Nordwesten des Freistaates. Die Anpassung des verfügbaren ATKIS-DGM (vgl. Kapitel 2.7.1 und 3.2.1) hat eine Zunahme der Hangneigung in den Uferbereichen der Fließgewässer zur Folge, wie das auch von Callow et al. (2007) berichtet wird. In diesen Bereichen ist mit höheren Erosionsraten im Vergleich zum nicht korrigierten DGM zu rechnen. Um jedoch den Verlauf der Vorfluter und die Verortung der Sedimentübertrittspunkte in Vorfluter zu optimieren, ist diese Vorgehensweise aus Sicht des Autors unumgänglich. Die AGREE-Methode von Hellweger (1997) liefert diesbezüglich entsprechend einer Untersuchung von Callow (2007) die plausibelsten Ergebnisse. Weitere Fehleinschätzungen resultieren vor allem aus der Eingangsqualität und räumlichen Auflösung des verwendeten DGM und der Konsistenz der verfügbaren Vektordaten der Oberflächengewässer. Eine verbesserte Abbildung kann nur durch optimierte flächendeckend verfügbare Datengrundlagen z. B. höher aufgelöste DGM und konsistente lagegetreue Vektorinformationen der Fließgewässer erreicht werden.

4.2.2 Bodendaten

Für ca. 4 % der Gesamtfläche wurden fehlende Bodeninformationen ergänzt. Diese Fehlflächen befinden sich ausschließlich im Bereich von Siedlungen und haben deshalb keinen nennenswerten Einfluss auf das Bodenabtragsgeschehen. Verglichen mit den Landnutzungsinformationen besitzt die korrigierte Bodeninformation mit einem Maßstab von 1:200.000 eine geringere räumliche Auflösung. Da über die Bodenart zahlreiche z.T. sehr sensitive Modellparameter (Anfangsbodenfeuchte, Lagerungsdichte, Skinfaktor, Erosionswiderstand) abgeleitet werden, wird die Güte der Simulationsergebnisse durch die Zuverlässigkeit und den Detailgrad der Bodeninformationen maßgeblich beeinflusst. Eine Verbesserung könnte daher vor allem durch höher aufgelöste flächendeckend verfügbare Bodenkarten erreicht werden.

4.2.3 Landnutzungsdaten

4.2.3.1 Nutzungsarten

Es wurden insgesamt 389 km² nachklassifiziert, was einem Gesamtflächenanteil von 2 % entspricht. Da es sich bei den nachklassifizierten Objekten überwiegend um Ruderalflächen, Wiesen, Wald/Forst bzw. bebaute Flächen handelt, ist der Einfluss auf den simulierten Bodenabtrag vernachlässigbar. Die Menge und räumliche Verteilung der Deposition kann durch diese Korrekturmaßnahmen jedoch erheblich beeinflusst werden, da die erwähnten Flächennutzungen aufgrund hoher Bodenbedeckungen bzw. Versiegelung überwiegend als Sedimentsenken in Frage kommen. Die ATKIS-DLM Ackerflächen decken sich häufig nicht mit den Polygonen der InVeKoS-Feldblöcke (LfL, 2006b). Besitzen die ATKIS-DLM Ackerflächen eine größere Fläche, wird der überstehende Bereich in der Simulation als Brachland (Ackerrandstufe) behandelt. Sind die ATKIS-DLM Ackerflächen hingegen kleiner als die InVeKoS-Feldblöcke, hat das keinen Einfluss auf die Parametrisierung. Die im Vergleich zur Ackerfläche differenzierten hydrologischen bzw. hydrodynamischen Bedingungen treten daher nur auf kleinen Randstreifen auf. Die Verwendung der ATKIS-Linienthemen ist insofern problematisch, da bei der verwendeten Rasterbreite (20 m) schmalere Objekte in der Simulation überrepräsentiert werden. Die Filterung von Wegen, das heißt die Vernachlässigung bei der Parametrisierung (vgl. Kapitel 2.8.2.1), löst dieses Problem ansatzweise.

4.2.3.2 Kulturarten und Bodenbearbeitung

Feldblöcke machen rund 62 % der Gesamtfläche Sachsens aus. Davon sind ca. zwei Drittel Ackerland. Der Großteil der Ackerfläche (82 %) wurde im Anbaujahr 2006 durch Winterkulturen genutzt. Gegenüber Sommerkulturen weisen Winterkulturen in den Monaten hoher Starkniederschlagswahrscheinlichkeit bereits höhere Bodenbedeckungen auf, was zu einer geringeren Empfindlichkeit gegenüber erosiven Bodenverlusten führt. Die Anwendung des Dominanzprinzips zur Ableitung der Kulturarten kann zu Abweichungen gegenüber den tatsächlichen Kulturen führen. Dabei bleiben u. U. kleinere Teilflächen eines Feldblocks mit höherer Erosionsanfälligkeit unberücksichtigt. Der lagegetreue Zugriff auf Kulturarteninformationen ist jedoch aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht möglich, weshalb die in dieser Arbeit genutzten Daten auf Feldblockebene derzeit den höchsten Detailgrad flächendeckend verfügbarer Kulturarteninformationen darstellen.

Basierend auf Informationen der Datenbank „Zusatzförderung II“ sind nur knapp 16 % der Ackerfläche konservierend bewirtschaftet. Das SMUL (2009) berichtet dem gegenüber von

bis zu 33,5 % für das Erntejahr 2006. Diese Abweichung lässt sich ebenfalls auf die Anwendung des Dominanzprinzips bei der Datenauswertung (s.o.) zurückführen und deckt sich mit den Erfahrungen von Naumann (2011) für diese Ableitungsmethode. Wenn konservierende Bodenbearbeitung zu den nicht dominanten Kulturen angewendet wurde, bleiben diese Flächen für die Ableitung unberücksichtigt. Dieses Defizit kann nur durch schlaggenaue Informationserhebung und Informationsverfügbarmachung eliminiert werden.

4.2.4 Regionalisierte Stoffgehalte

4.2.4.1 Phosphor

Die Gesamtspannweite der interpolierten Oberboden-P-Gehalte bewegt sich in dem für Mitteleuropa üblichen Bereich (Leinweber, 1996; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Hohe P-Gehalte stehen laut LfUG (2000) zumeist im Zusammenhang mit einem erhöhten Düngemiteleinsatz. Bei den höchsten in Sachsen festgestellten P-Gehalten addieren sich geogene Quellen und anthropogene Einträge, was die hohen Gehalte auf den Diabasen des Vogtlands und südlich von Zwickau erklärt. Eine Validerung der interpolierten Phosphorgehalte erfolgte durch den Vergleich der Oberboden-P-Gehalte mit den Originalprobepunkten des Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000).

Im Vergleich liegen die neu an Oberbodenproben ermittelten P-Gehalte etwa 6 % unter denen des Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000). Diese Erkenntnisse stehen im Einklang mit Untersuchungen des LfULG wonach die Flächenanteile gut versorgter P-Standorte (Gehaltsklassen C, D und E) um ca. 10 % zugunsten schlechter mit P versorgter Standorte (Gehaltsklassen A und B) zurücktreten. Diese Reduktion des Oberboden-P-Gehaltes kann auf eine zurückhaltende P-Mineraldüngung der letzten zehn Jahre zurückgeführt werden (Ernst und Förster, 2009).

4.2.4.2 Schwermetalle

Alle interpolierten Schwermetallgehalte überschreiten zumindest lokal die von Kuntze (1994) festgelegten Spannweiten natürlicher Gehalte. Grenz-, Prüf- oder sogar Maßnahmenwerte werden generell nicht überschritten (BBodSchV, 1998). Unterschiede zum Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000) basieren auf der Beschränkung der flächenhaften Interpolation auf die Schwermetallgehalte der Ackerflächen. Die Schwermetallgehalte der Grünland- und Waldflächen bleiben unberücksichtigt, weil diese kaum der Erosion unterliegen.

Hohe Oberbodengehalte treten vor allem dort auf, wo eine hohe geogene Belastung vorliegt, wie es im Vogtland und dem gesamten Erzgebirge der Fall ist (LfUG, 2000). Darüber hinaus leistete die jahrhundertelange Förderung und Verhüttung polymetallischer Erze und damit zusammenhängende staubförmige Emissionen einen erheblichen Beitrag zur Erhöhung der Oberbodengehalte vor allem für Arsen, Kupfer und Blei im Freiburger Hüttenrevier und dessen Abwindbereich bzw. für Nickel nordöstlich von Zwickau und Aue (LfUG, 2000).

Für die hohen As- und Pb- Gehalte in der Mulde aue im Raum Eilenburg wird die Deposition belasteter Sedimente aus dem Freiburger Hüttenrevier verantwortlich gemacht (LfUG, 2000).

Verglichen mit den Ergebnissen des Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000) überschreiten die aktuell gemessenen Schwermetallgehalte für Arsen, Kupfer, und Nickel diese zwischen 15 und 37 %. Für die Stoffe Blei und Zink hingegen fallen sie um 9 bzw. 24 % geringer aus. Diese Unterschiede können auf Reproduktionsfehler (Probennahme, Probenvorbereitung etc.) zurückgeführt werden. Ein erhöhter Einsatz von Cu- und Zn-reichen organischen Düngern kann ausgeschlossen werden, da die Zinkgehalte auf Basis der Messungen rückläufig sind. Darüber hinaus ist für die Stoffe Arsen, Nickel und Blei nicht von einem erhöhten atmosphärischen Eintrag auszugehen, da die Förderung und Verhüttung polymetallischer Erze in Sachsen rückläufig ist (LfUG, 2000). Für die Arbeit bleiben diese Abweichungen unberücksichtigt, da ohne einen erheblichen Mehraufwand nicht abschließend geklärt werden kann, wie groß diese Abweichungen für ganz Sachsen tatsächlich sind. In Kapitel 3.3.2 dienen die interpolierten und auf OWK-Ebene aggregierten Phosphor- und Schwermetallgehalte des Bodenatlas Sachsen - Teil 3 (LfUG, 2000) als Grundlage zur Abschätzung partikelgebundener Stoffeinträge in sächsische Oberflächengewässer bzw. Stoffausträge aus Oberflächenwasserkörpern.

Tabelle 28: Grenzwerte und natürliche Gehalte der untersuchten Schwermetalle (Kuntze et al., 1994)

Schwermetall	Grenzwert [mg/kg]	Spannweite natürlicher Gehalte in Deutschland [mg/kg]
Arsen	200*	0,5-20
Kupfer	800	1-100
Nickel	200	2-50
Blei	900	0,1-100
Zink	2000-2500	3-300

*Prüfwert BBodSchV

4.3 Weiterentwicklung und Korrektur der DPROC-Datenbank

Ausgehend von den Ergebnissen der experimentellen Untersuchungen (Vgl. Kapitel 3.1.1 und 4.1) ergab sich die Notwendigkeit, die DPROC-Datenbank im Hinblick auf die Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung zu korrigieren, bzw. um das Direktsaatverfahren zu erweitern. Zusätzlich mussten aufgrund geänderter Infiltrationsalgorithmen alle Skinfaktoren neu berechnet werden. An dieser Stelle kann nicht auf alle Änderungen im Detail eingegangen werden. Erläutert werden die prinzipiellen Korrekturen und Erweiterungen.

Die Anpassung der Skinfaktoren erbrachte zum Teil erhebliche Abweichungen im mittleren Wertebereich zwischen 0,1 und 10. Unter 0,1 und über 10 sind die Unterschiede nahezu vernachlässigbar. Tabelle 29 gibt am Beispiel der Fruchtart Winterweizen für stark tonigen Schluff (Ut4) bei konventioneller Bodenbearbeitung im Saatbettzustand Aufschluss über die Änderung der Skinfaktoren. Neben einer quantitativen Änderung der Werte findet auch eine qualitative Änderung durch die Berücksichtigung der verschiedenen Feuchtestufen statt.

Tabelle 29: Korrektur der Skinfaktoren für konventionelle Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Feuchtestufe	Skinfaktor alt [-]	Skinfaktor neu [-]
Saatbett	normal	trocken	1,2	0,05
		normal		0,21
		feucht		0,34
	gelockert	trocken	0,2	0,02
		normal		0,04
		feucht		0,06
	verschlämmt	trocken	0,5	0,02
		normal		0,04
		feucht		0,06
	verdichtet	trocken	1,5	1,0
		normal		4,1
		feucht		4,9

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Die Erosionswiderstände sind in Tabelle 30 für verschiedene Bodenzustände separat angegeben. Für das hier gewählte Beispiel ändert sich der Erosionswiderstand für normale Bodenzustände nicht. Verringerte Erosionswiderstände werden für gelockerte und verschlammte Verhältnisse ermittelt. Verdichtete Oberflächen zeichnen sich basierend auf den Messdaten gegenüber normalen durch leicht erhöhte Erosionswiderstände aus.

Tabelle 30: Korrektur der Erosionswiderstände für konventionelle Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Erosionswiderstand alt [N/m ²]	Erosionswiderstand neu [N/m ²]
Saatbett	normal	0,00021	0,00021
	gелockert		0,00008
	verschlämmt		0,00007
	verdichtet		0,00032

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Analog zu den Skinfaktoren bei konventioneller Bearbeitung wird nunmehr auch für konservierende Bodenbearbeitung die Bodenfeuchte berücksichtigt. Für konservierende Verfahren und Direktsaat wurden in der alten DPROC-Datenbank die gleichen Skinfaktoren verwendet. Der nachgewiesene Unterschied zwischen beiden Verfahren wird nun berücksichtigt. Die Skinfaktoren bei konservierender Bearbeitung sind im Mittel geringer, als die der alten Datenbank (vgl. Tabelle 31).

Tabelle 31: Korrektur der Skinfaktoren für konservierende Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Feuchtestufe	Skinfaktor alt [-]	Skinfaktor neu [-]
Saatbett	normal	trocken	6,0	0,2
		normal		0,44
		feucht		1,72
	gелockert	trocken	1,0	0,04
		normal		0,24
		feucht		1,5
	verschlämmt	trocken	15,0	0,02
		normal		0,52
		feucht		1,1
	verdichtet	trocken	5,0	1,0
		normal		3,0
		feucht		5,0

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Im Vergleich zu den ursprünglichen Werten werden für den Erosionswiderstand (vgl. Tabelle 32) in Abhängigkeit von den verschiedenen Bodenzuständen generell geringere Werte, gleichbedeutend mit einer höheren Erosionsanfälligkeit, ausgewiesen. Diese Anpassung ist neben der Neukategorisierung vor allem auf die Einarbeitung der neuen Datensätze aus dem experimentellen Teil dieser Arbeit zurückzuführen.

Tabelle 32: Korrektur der Erosionswiderstände für konservierende Bodenbearbeitung im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Erosionswiderstand alt [N/m ²]	Erosionswiderstand neu [N/m ²]
Saatbett	normal	0,00021	0,00136
	gелockert		0,000345
	verschlämmt		0,00037
	verdichtet		0,00235

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Für die Direktsaatvarianten galten in der DPROC-Datenbank die gleichen Skinfaktoren wie für konservierende Varianten. Die vorliegenden Untersuchungen erbrachten aber gegenüber der konservierenden Bodenbearbeitung (Grubber) höhere Skinfaktoren auf Direktsaatflächen. Die Abschätzung der Skinfaktoren auf Direktsaatflächen gelang in der alten DPROC-Datenbank trotz fehlender Messwerte relativ gut (vgl. Tabelle 33).

Tabelle 33: Korrektur der Skinfaktoren für Direktsaat im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Feuchtestufe	Skinfaktor alt [-]	Skinfaktor neu [-]
Saatbett	normal	trocken	6,0	2
		normal		10
		feucht		15
	gелockert	trocken	1,0	2
		normal		10
		feucht		15
	verschlämmt	trocken	15,0	1
		normal		5
		feucht		7
	verdichtet	trocken	5,0	2
		normal		10
		feucht		10

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Die Erosionswiderstände werden vergleichbar zur konservierenden Bearbeitung in der alten DPROC-Datenbank zu hoch abgeschätzt. Die neu gemessenen Werte betragen für alle Bodenzustände lediglich 30-50 % des ursprünglichen Wertes (0,1 N/m²) (vgl. Tabelle 34). Dieser Wert (0,1 N/m²) wurde in der neuen Beregnungskampagne in keiner Beregnung erreicht. Da jedoch die gemessenen hydraulischen Rauigkeiten deutlich über den Annahmen der alten DPROC-Datenbank liegen, werden geringere Erosionswiderstände bei der Berechnung der Erosion kompensiert, wodurch die simulierte Menge ausgetragenen Sediments annähernd gleich bleibt.

Tabelle 34: Korrektur der Erosionswiderstände für Direktsaat im Saatbettzustand (Beispiel: Winterweizen, Ut4)

Entwicklungszustand	Bodenzustand	Erosionswiderstand alt [N/m ²]	Erosionswiderstand neu [N/m ²]
Saatbett	normal	0,00021	0,004
	gelockert		0,003
	verschlämmt		0,003
	verdichtet		0,005

kursiv: Schätzwerte; **fett**: Median der Messwerte

Trotz umfangreicher experimenteller Untersuchungen können nicht alle Boden- und Entwicklungszustände messwertbasiert abgebildet werden. Einige Lücken besitzt die Datenbank noch bei der Beschreibung der Erosionswiderstände für alle Bodenbearbeitungen und Bodenarten auf Flächen höherer Entwicklungszustände (6-7 Blattstadium, Schossen) bzw. abgeernteten Feldern (Stoppeln, Stoppelbearbeitung etc.). Für Sandböden existieren noch Lücken für nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren im Besonderen für das Direktsaatverfahren. Selbiges gilt in umfangreicherem Maße auch für Lehmböden. Tonböden sind in Sachsen sehr selten, weshalb dafür keine messwertbasierten Daten zur Verfügung gestellt werden können.

4.4 Modellvalidierung

Die Ergebnisse des Starkniederschlagsereignisses (13.-15.05.1995) und des Schneeschmelzereignisses (16.-17.03.1996) zeigen eine gute Übereinstimmung gemessener und simulierter P-Austräge (vgl. Tabelle 35). Das Problem der schlechten Übereinstimmung der Abflussspitzen kann teilweise auf die zeitliche Auflösung der Messung (30 Minuten) zurückgeführt werden (vgl. Abbildung 77 & Abbildung 78). Kurze Abflussspitzen können damit nicht adäquat abgebildet werden.

Tabelle 35: Vergleich der gemessenen und simulierten Validierungsgrößen

Ereignis	Q	Q	Q _{max}	Q _{max}	P-Austrag	P-Austrag	P-Austrag	P-Austrag
	[m ³]	sim. [m ³]	[m ³ /min]	sim. [m ³ /min]	[g/E.]	sim. [g/E.]	[g/min]	sim. [g/min]
Starkregen	779	776	0,0142	0,039	932	960	0,02	0,087
Schneeschnmelze	7747	7725	0,185	0,185	23722	33453	0,64	0,73

Q: Durchfluss; P: Phosphor; max: Scheite; sim.: simuliert

Für das Schneeschmelzereignis kann zwischen 09:00 Uhr abends (16.03.1996) und 11:00 Uhr morgens (17.03.1996) der Abbruch des Direktabflusses nicht adäquat abgebildet werden. Verursacht werden die Abweichungen durch die hohe Sensitivität der Simulation gegenüber Temperatur [°C] und Windgeschwindigkeit [m/s], die nicht im Untersuchungsgebiet selbst, sondern an der ca. 4 km entfernt gelegenen Klimastation gemessen worden. Analog zur Abflussdynamik wird auch der P-Austrag gut abgebildet. Die Überschätzung des P-Austrags ist auf die beschriebene ungenauere Abflussberechnung in der Nachthälfte zurückzuführen.

Mit 23,7 kg gemessenem P-Austrag für das Schneeschmelzereignis werden ca. 50 % des langjährigen Mittelwertes, basierend auf monatlichen Messwerten in zwei aufeinanderfolgenden Ereignissen erreicht.

Das verdeutlicht, dass die P-Austragsdynamik sehr stark von Einzelereignissen geprägt ist, die bei einer Berechnung auf Basis langjähriger Mittelwerte nicht erfasst werden kann. Dieses Ergebnis wird durch Vergleichsuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen (LUANRW, 2004) und Baden-Württemberg (Scherer, 2000) gestützt. Angaben des LUANRW (2004) zufolge werden für einen Teilschlag 63 % des Gesamtsedimentaustrages für eine 4jährige Messperiode innerhalb eines Ereignisses erreicht. Scherer (2000) gibt für ein Kleineinzugsgebiet an, dass sogar 99 % des P-Jahresaustrages durch zwei Niederschlagsereignisse geliefert werden.

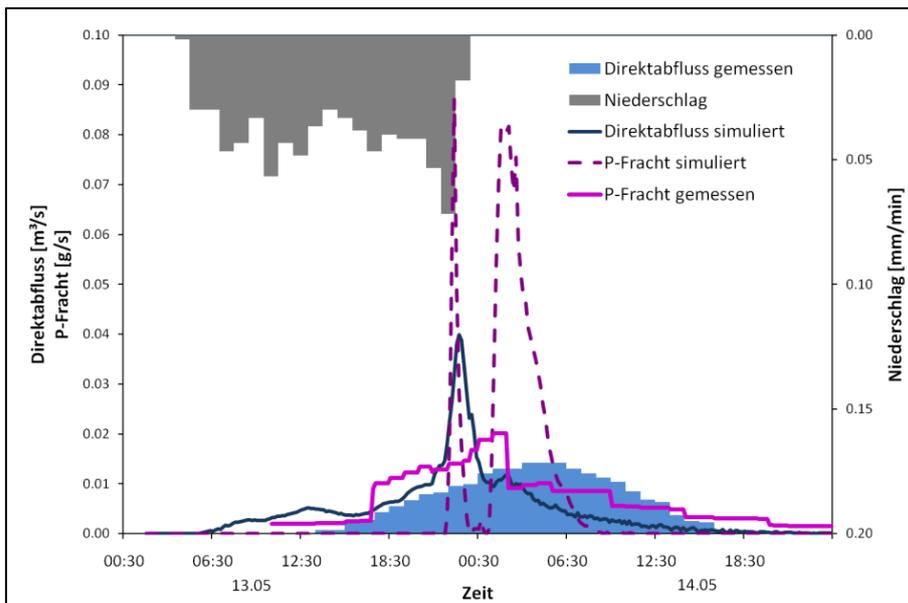


Abbildung 77: Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Starkregenereignis vom 13.-14. Mai 1996

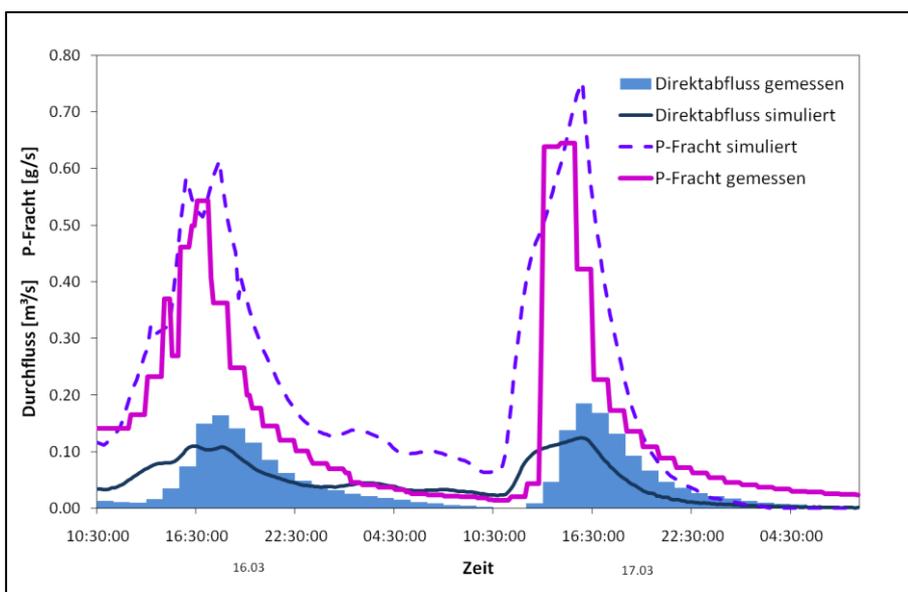


Abbildung 78: Simulation von Oberflächenabfluss und partikulärem P-Austrag für das Schneeschmelzereignis vom 16.-17. März 1996

Auch für jährliche P-Austräge liefert das Modell gute Ergebnisse. Die vergleichsweise höheren interannuellen Schwankungen der EROSION 3D-Simulation gegenüber der messwertbasierten Abschätzung ohne Berücksichtigung der Extremwerte resultieren aus der Verteilung und dem flächenmäßigen Anteil von Feldfrüchten im Einzugsgebiet. Deshalb sind die berechneten Austräge für Jahre mit einem hohen Sommergetreideanteil am höchsten, wie es in den Jahren 1996 und 1999 der Fall war. Diese Dynamik wird durch die

messwertbasierten Ergebnisse nicht wiedergegeben. Die Dynamik der messwertbasierten Daten unterliegt in erster Linie dem zufälligen Erfassen bzw. Nicht-Erfassen einzelner Ereignisse und weiterhin den jährlichen hydrologischen Charakteristiken (vgl. Abbildung 79).

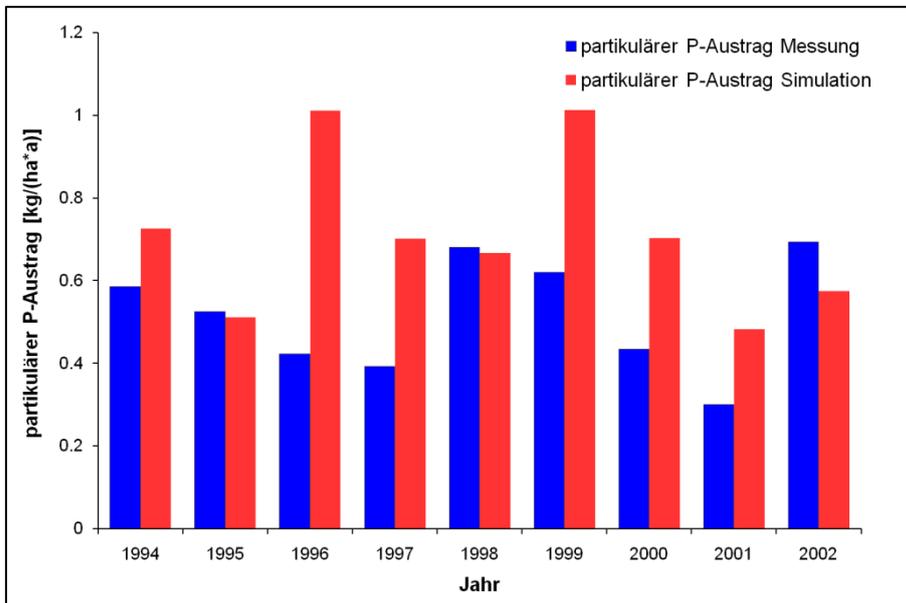


Abbildung 79: Vergleich gemessener und simulierter jährlicher P-Austräge

4.5 Simulationsrechnungen

4.5.1 Bodenabtrag und Deposition

Die für das Land Sachsen berechneten Bodenabträge werden im Folgenden zunächst auf Plausibilität geprüft. In einem zweiten Schritt werden die Ergebnisse der EROSION 3D-Simulation mit bereits vorhandenen Erosionsprognosekarten (ABAG, PESERA) verglichen.

Die errechneten Bodenabträge des Worst-Worst-Case-Szenarios erscheinen in Bezug auf die Szenarienvorgaben plausibel. Die räumliche Verteilung der Bodenabträge ist stark von der Bodenartenverbreitung (vgl. Kapitel 2.1.3.) abhängig und erreicht für das Untersuchungsgebiet Beträge, die mit den EROSION 3D-basierten Ergebnissen anderer Autoren vergleichbar sind (Schob et al. 2006, Seidel, 2008).

Die Konzentration höchster Bodenabträge im sächsischen Lösshügelland ist vor allem durch die schluffreichen Böden, die z.T. hohe Reliefenergie sowie einem hohen Ackerflächenanteil (>50 %) begründet. In den mäßig betroffenen Bereichen der Mittelgebirge und den benachbarten Regionen können, aufgrund der generell hohen Reliefenergie, auch auf weniger erosionsanfälligen Böden beachtliche Bodenabträge simuliert werden. Die nordsächsischen Heide- und Seengebiete unterliegen dagegen keinen nennenswerten Abträgen, da geringe Hangneigungen, ein geringer Ackerflächenanteil und überwiegend weniger erosionsanfällige sandige Substrate erosive Prozesse nahezu gänzlich verhindern.

Geht man davon aus, dass dem WWC-Szenario die ungünstigsten Bedingungen zugrunde liegen, können Bodenabträge dieser Größenordnung auftreten, wie es u.a. durch Montanarella (2010), LUANRW (2004), Govers (1988), Shipitalo und Edwards (1998b) und Hebel et al. (2000) bestätigt wird.

Basierend auf Simulationen mit empirischen Ansätzen (Halbfaß et al., 2009; LfUG, 2007b) sind die mit EROSION 3D ermittelten Bodenabträge vergleichsweise hoch. Diese Differenzen liegen sowohl im Modellansatz, den unterschiedlichen Eingangsdaten aber vor allem in der zeitlichen Dimension der Simulation begründet. Die genannten empirischen Modelle stellen mittlere jährliche Bodenabträge zur Verfügung, die nur ansatzweise mit den Simulationsergebnissen auf Basis eines 10jährigen Starkniederschlagsereignisses verglichen werden können.

Vergleich mit der ABAG-Karte

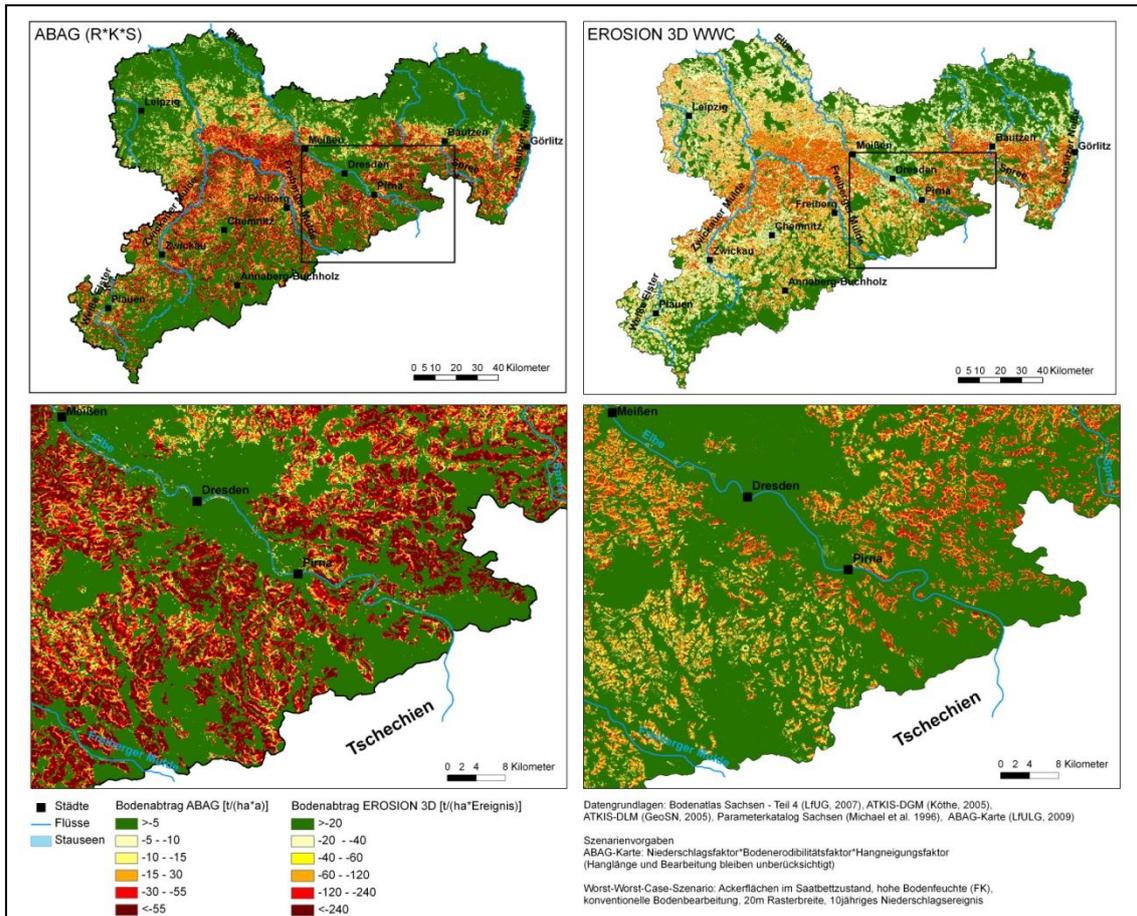


Abbildung 80: Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierten Bodenabträge in der Regionalskala

Da die ABAG-basierten Bodenabträge im Mittel geringer sind, können in beiden Karten nur relative räumliche Verteilungsmuster verglichen werden. Die Klassengrenzen der EROSION 3D-Karte wurden dementsprechend angepasst (vgl. Abbildung 80). Die besten regionalen Übereinstimmungen zeigen beide Karten im sächsischen Lössgebiet, das als Hotspot der Bodenerosion identifiziert werden kann. Regionale Abweichungen der ABAG-Karte gegenüber der EROSION 3D-Simulation entstehen sowohl durch geringere geschätzte Abträge in Nordwestsachsen, als auch durch höher geschätzte Abträge im Bereich der Mittelgebirge. Als Ursache kommt der überproportionale Einfluss der Hangneigung auf die Simulation in Frage (Kinnell, 2010). Der Detailausschnitt zwischen Meißen und der Staatsgrenze zur Tschechischen Republik (vgl. Abbildung 80) verdeutlicht die gute Übereinstimmung im Bereich lössbeeinflusster Böden im nördlichen und zentralen Landesteil. Der Übergang zum Erzgebirge ist in der EROSION 3D-basierten Karte durch vergleichsweise geringere Abträge als im Lössgebiet gekennzeichnet, da diese Böden (Sandlehme & Lehmsande) durch höhere Erosionswiderstände gekennzeichnet sind.

Dieser Modellparameter ist gegenüber dem Bodenabtrag als die Hangneigung sensitiver (Schmidt, 1996).

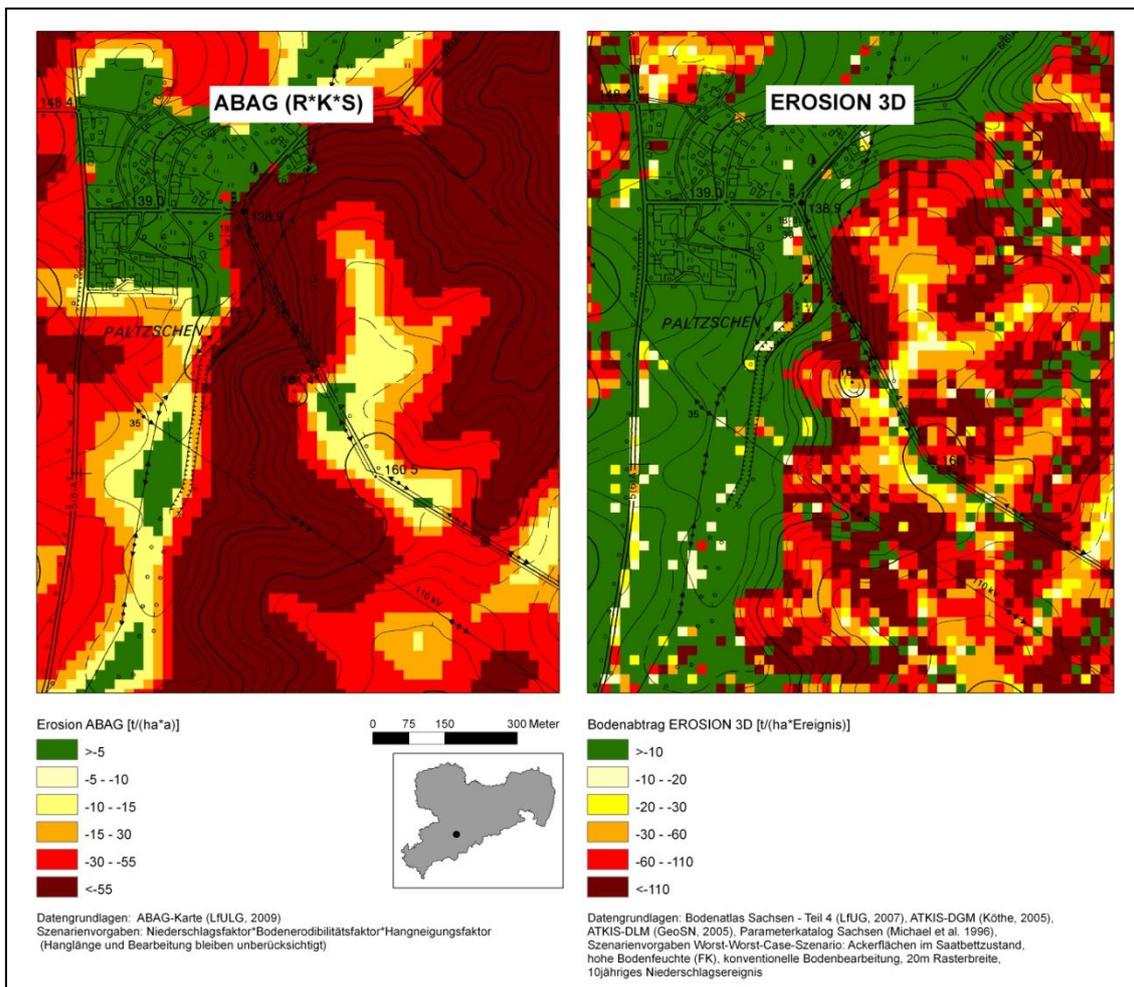


Abbildung 81: Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge in der Lokalskala

In der Lokalskala wird das Problem der ABAG-basierten Abschätzungen besonders deutlich. In Abbildung 81 wurden die Klassengrenzen wiederum so angepasst, dass lokale Unterschiede sichtbar werden. Die Abträge der ABAG-Karte sind vor allem an den stark geneigten Hängen hoch, dabei wird nicht in konvexe oder konkave Hanglagen unterschieden. Die EROSION 3D-Karte ist demgegenüber in der Lage, sowohl kleinräumige Nutzungswechsel, als auch Hangbereiche unterschiedlicher Abflusskonzentration zu differenzieren. Die erfahrungsgemäß in Hangmulden befindlichen Hotspots der Bodenabträge werden gut wiedergegeben.

ABAG-basierte Verfahren werden in Deutschland seit 2010 im Zusammenhang mit den Cross-Compliance Verpflichtungen flächendeckend zur Ausweisung erosionsgefährdeter Feldblöcke eingesetzt (vgl. Kapitel 1.3.4). Auf dieser Basis sollen Mindeststandards der

ackerbaulichen Bewirtschaftung unter Anwendung der Direktzahlungs-Verpflichtungsverordnung realisiert werden (DirektZahlVerpfIVÄndV, 2009). Die Gefährdungsklassen Wasserosion $CC_{\text{Wasser}1}$ und $CC_{\text{Wasser}2}$ werden in Sachsen mit Hilfe der ABAG-Faktoren Erosionsanfälligkeit des Bodens (K-Faktor), Hangneigung (S-Faktor) und Regenerosivität (R-Faktor) abgeschätzt. Damit fallen gemäß DIN19708 in Sachsen 39 % in die genannten Gefährdungsklassen (Bräunig, 2010). Werden diese ABAG-basierten Verfahren trotz modellinternen Schwachstellen als Rechtsgrundlage der Fördermittelverteilung verwendet, können Plausibilitätsprobleme auftreten. Solche Probleme sind besonders auf Feldblöcken mit geringer oder hoher Hangneigungen zu erwarten.

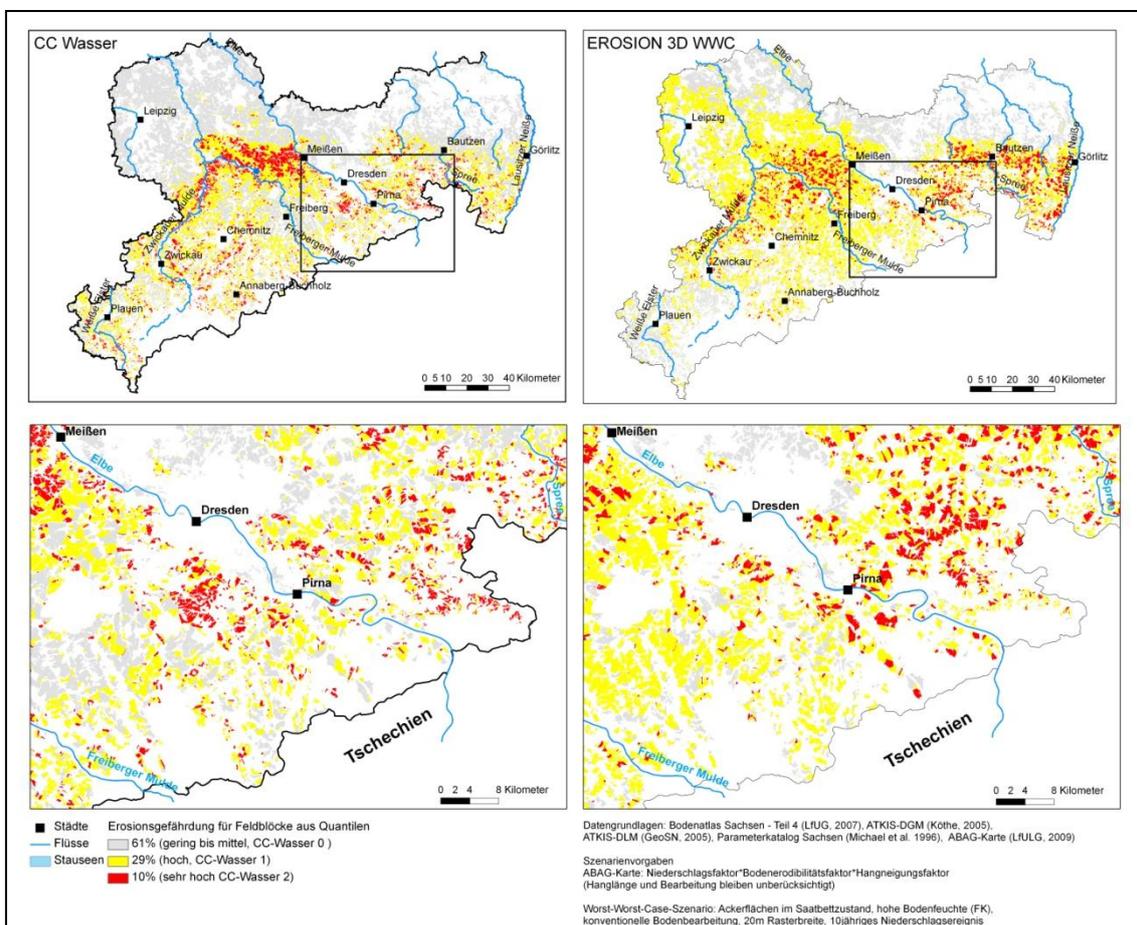


Abbildung 82: Vergleich der ABAG- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge auf der Feldblockskala

Für den Vergleich wurden aus der Karte des LfULG (2009b) und der mit EROSION 3D simulierten Bodenabträge Feldblockmittel abgeleitet und gemäß der vorgegebenen Gefährdungseinstufungen (Bräunig, 2010) klassifiziert. Unterschiede treten vor allem in Gebieten in Nordwestsachsen und im Bereich der Mittelgebirge auf. In Nordwestsachsen werden Feldblöcke geringer Hangneigung aber hoher Abflusskonzentration (Hanglänge) in

Hangmulden deutlich unterschätzt. In den Mittelgebirgen hingegen werden stark geneigte Feldblöcke geringer Abflusskonzentration (Hanglänge) überschätzt (vgl. Abbildung 82).

Die fehlende Beschreibung der Deposition und der Sediment- bzw. partikelgebundenen Stoffeinträge in Oberflächengewässer erschweren den Einsatz der ABAG-basierten Erosionssimulationen zu Planungszwecken und zur Dimensionierung von Erosionsschutzmaßnahmen, insbesondere in Bezug auf die Minimierung von Off-Site-Schäden in angrenzenden Ökosystemen, Oberflächengewässern und Siedlungsbereichen.

Der Rückgang der Erosion im Best-Worst-Case-Szenario wird durch bessere Infiltrationseigenschaften und eine geringere Erodibilität konservierend bearbeiteter Böden hervorgerufen. Das Ausmaß der Abtragsreduktion kann für Sachsen durch die experimentellen Ergebnisse von Michael (2000), Nitzsche et al. (2002a) und Zimmerling (2004) gestützt werden.

Die in Kapitel 4.1.3 im Zusammenhang mit der Korrektur der DPROC-Datenbank erwähnte Verschlechterung einiger erosionsrelevanter Bodenparameter für Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung hat auf das Ergebnis des BWC-Szenarios keinen nennenswerten Einfluss, da die experimentell ermittelten Änderungen unter Saatbettbedingungen vergleichsweise gering waren.

Die gegenüber dem WWC-Szenario geringfügige Änderung der von Erosion betroffenen Fläche ist ein Indiz dafür, dass selbst unter konservierenden Bearbeitungsbedingungen Erosion nicht gänzlich vermieden werden kann. Dieser Sachverhalt wird durch zahlreiche experimentelle Untersuchungen u.a. von Jin (2008) und Zhang et al. (2007) bzw. durch Messungen u.a. von Owens et al. (2002) und Shipitalo und Edwards (1998a) bestätigt.

Der Rückgang der Erosion im Ist-Stand-Szenario ist bedingt durch die Annahme mittlerer Bodenfeuchtegehalte und einer realen Kulturartenverteilung und Bodenbearbeitung für das Erntejahr 2006. Im Vergleich zum BWC-Szenario werden höhere mittlere Bodenabträge erreicht, was hervorgerufen wird durch lokal hohe Bodenabträge auf Standorten mit Sommerkulturen, die im Simulationsmonat Mai eine geringe Bodenbedeckung aufweisen.

Vergleich mit der PESERA-Karte

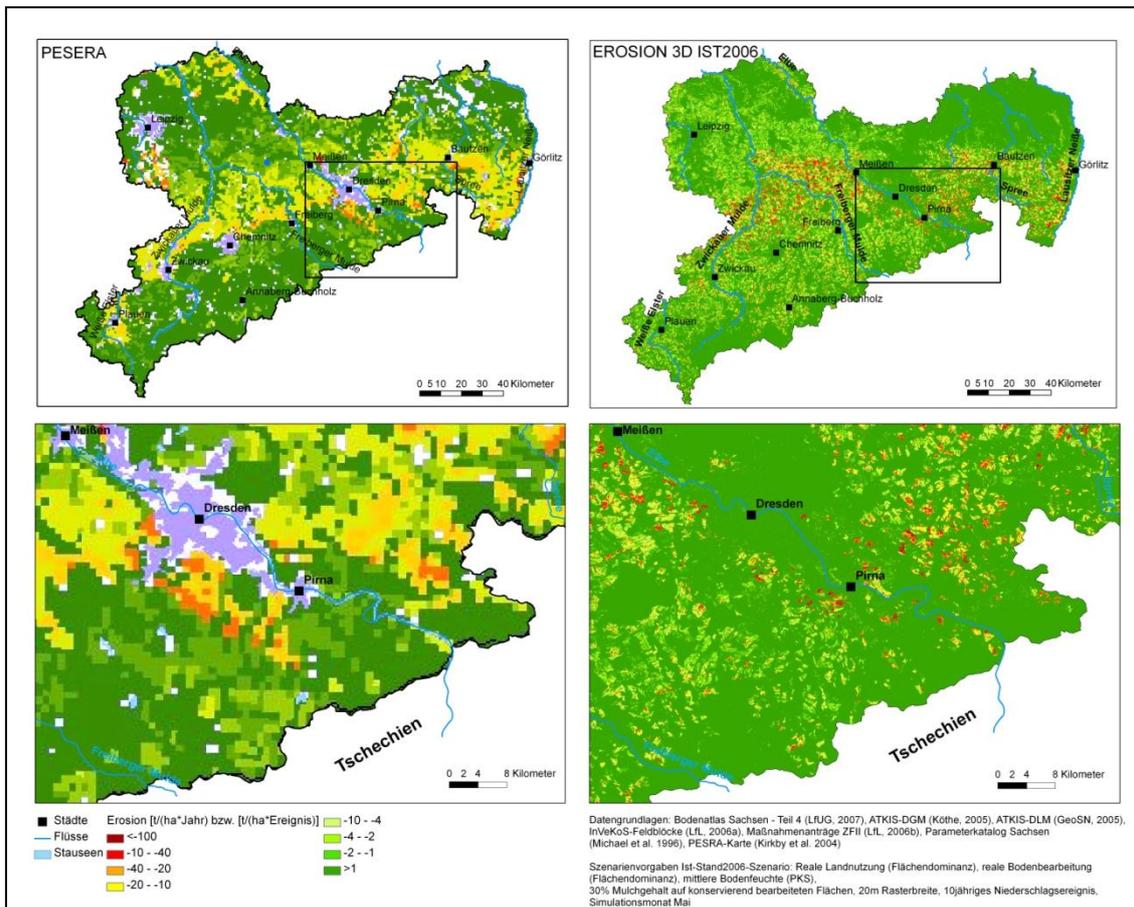


Abbildung 83: Vergleich der PESERA- und EROSION 3D-basierter Bodenabträge in der Regionalskala

Der Vergleich des Ist-Stand-Szenarios mit der europaweiten Erosionssimulation mit dem Modell PESERA (Kirby et al., 2004) zeigt, dass die mittleren Bodenabträge beider Modelle etwa in der gleichen Größenordnung liegen. Auch die PESERA-Karte identifiziert das sächsische Lössgebiet als Hotspot der Erosion (vgl. Abbildung 83). Regionale Unterschiede treten vor allem im nördlichen Lössgebiet und in Nordsachsen auf. Die Abweichungen im nördlichen Lössgebiet und der Dübener-Dahlener-Heide werden durch unterschiedliche Bodeneingangsdaten hervorgerufen. Diese liefern für das Gebiet die gleichen Angaben zur Verschlammungsneigung und Erosionsanfälligkeit der Böden wie im zentralen Lösshügelland (Gobin et al., 2003). Die Bodeneingangsdaten der EROSION 3D-Simulation weisen für das zentrale Lössgebiet hoch erosions- und verschlammungsanfällige Bodenarten, wie Ut3 und Ut4, für das nördliche Lössgebiet hingegen weniger anfällige Bodenarten, wie Ul1 und Su2 aus.

Im Südraum von Leipzig und in den Heide- und Seengebieten Nordostsachsens werden mit PESERA hohe Erosionsbeträge berechnet, die sich in aktiven bzw. stillgelegten

Tagebauen befinden. Diese Bereiche treten in der EROSION 3D-Karte nicht hervor, da sie in der Reliefanalyse (vgl. Kapitel 4.2.1) als abflusslose Senken aufgefüllt wurden.

In den Mittelgebirgsbereichen und den benachbarten Regionen findet, basierend auf der PESERA-Simulation, kaum Erosion statt, was im Gegensatz zu einer Vielzahl von Beobachtungen steht wie z. B. Arévalo (2009). Ursachen sind vor allem unterschiedliche Bodeneingangsdaten, die für die Mittelgebirge eine deutlich geringere Erosionsanfälligkeit als für den restlichen Landesteil angeben (Gobin et al., 2003). Darüber hinaus führt die deutlich gröbere Auflösung (1*1 km) der PESERA-Simulation zu einer Vernachlässigung des Hangneigungseinflusses. Die generelle Orientierung des Bodenabtrages an Landnutzungsgrenzen (vgl. Detailkarte Abbildung 83) kann mit PESERA nur sehr grob wiedergegeben werden, da die räumliche Auflösung mit 1 km Rasterzellenweite außerordentlich gering ist. Die PESERA-Karte kann im Gegensatz zur EROSION 3D-Karte nur zur großskaligen Identifizierung von Hotspots genutzt werden. Sowohl die räumliche Auflösung und die fehlende Beschreibung von Sedimenttransportprozessen erschweren den Einsatz in der Erosionsschutzplanung.

4.5.2 Sediment- und partikelgebundener Stofftransport

Der Ein- und Austrag von Sediment und partikelgebundenen Stoffen hängt eng mit der regionalen Verteilung der Bodenabträge zusammen. Zudem ist der partikelgebundene Stoffaustrag vor allem in solchen Gebieten hoch, wo hohe Oberboden-Stoffgehalte vorliegen und hohe Sedimenteinträge simuliert werden. Das erklärt die z. T. hohen Austräge von Phosphor, Arsen, Blei und Zink vor allem im Raum Freiberg. Andererseits kann für Gebiete mit geringen Sedimenteinträgen ein hoher Oberboden-Stoff-Gehalt kompensiert werden, was die niedrigen Austräge von Phosphor, Kupfer und Nickel aus den OWK im Oberlaufgebiet der Sächsischen Weißen Elster/Eger im Vogtland erklärt. Im Folgenden wird geprüft, inwiefern die berechneten Sedimenteinträge mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen vergleichbar sind und welche Schlussfolgerungen daraus abgeleitet werden können. Darüber hinaus werden die Anreicherung von Bodenpartikeln und partikelgebundenen Stoffen auf dem Transportpfad und der Austrag dieser Stoffe aus Einzugsgebieten diskutiert.

4.5.2.1 Sedimenteintragsverhältnis und Partikelanreicherung

In Abbildung 85 ist die Sedimenteintragsrate (Quotient aus Sedimenteintrag und Bodenabtrag, SDR) für die sächsischen OWK abgebildet. Für das WWC-Szenario gelangen in den stark erosionsgefährdeten OWK bis zu 75 % des gesamten erodierten Materials bis in die Oberflächengewässer. In den weniger erosionsanfälligen Gebieten sind es unter 25 %. Das bedeutet wiederum, dass sich die Stoffeintragsproblematik in den Gebieten hoher Bodenverluste verschärft darstellt (vgl. Abbildung 85). Die große Streuung der Werte (vgl. Abbildung 84) weist darauf hin, dass Einflüsse, wie Landnutzungsverteilung und Gewässeranbindung im Einzugsgebiet von entscheidender Bedeutung für die Sedimentretention im Gebiet sind, wie es u. a. durch die Untersuchungen von (Bakker et al., 2008) gestützt wird. Ein Zusammenhang zwischen Einzugsgebietsgröße und SDR, der den empirischen Ansätzen (Boardman, 1996) zugrunde liegt, kann hingegen nicht nachgewiesen werden.

Allgemein liegen die abgeleiteten SDR weit über denen anderer Autoren für vergleichbare Gebiete. Naumann und Kurzer (2010) modellierten mit dem Modell STOFFBILANZ für das Einzugsgebiet der Jahna Sedimenteinträge von 2,5 % der Gesamtbodenabträge. Basierend auf den Simulationen mit EROSION 3D liegen diese Einträge bei 40 bis 65 % für das gleiche Gebiet. Diese Abweichungen werden durch die unterschiedlichen Modellansätze hervorgerufen. Während mit EROSION 3D ein 10jähriges Extremereignis unter Worst-Worst-Case Bedingungen simuliert wurde, basiert die Modellierung mit dem ABAG/Stoffbilanz-Ansatz auf der Abschätzung mittlerer jährlicher Verhältnisse. Es

erscheint plausibel, dass bei einem Extremereignis das Sedimenteintragsverhältnis sehr viel höher ist als im langjährigen Mittel.

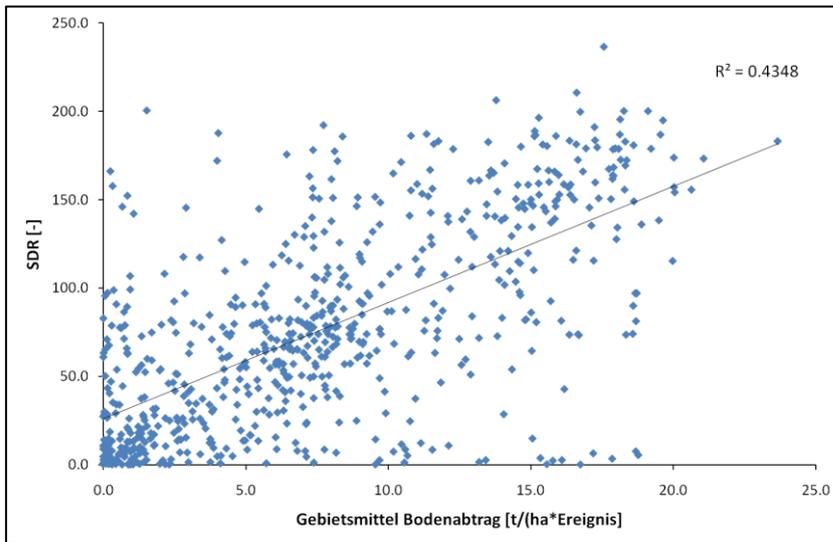


Abbildung 84: Zusammenhang zwischen mittlerem Bodenabtrag und Sedimenteintragsrate (SDR) auf OWK-Ebene

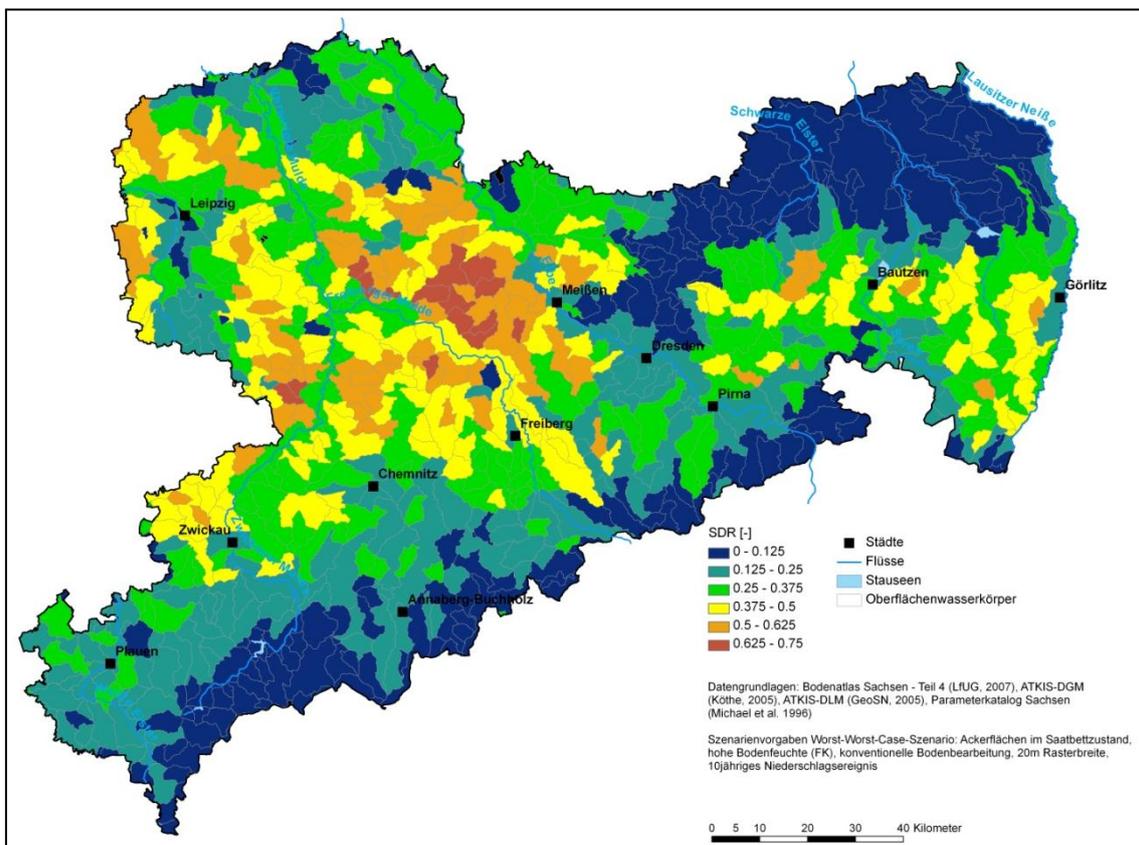


Abbildung 85: Sedimenteintragsrate (SDR) sächsischer Oberflächenwasserkörper für das WWC-Szenario

Als Folge des selektiven Sedimenttransportes kommt es zu einer Anreicherung feiner Partikel. Dabei ist diese Anreicherung indirekt proportional zur Stärke des Erosionsereignisses. Für das Beispielgebiet Hölzelbergbach liegt die berechnete mittlere Tonanreicherung für das Simulationsjahr 1994 bei 1,6. Für sehr kleine Erosionsereignisse kann die berechnete Tonanreicherung auf Werte >8 ansteigen (vgl. Abbildung 86).

Die Vergleichbarkeit der Sediment- und partikelgebundenen Stoffeinträge mit nicht ereignisbasierten Methoden ist aufgrund des unterschiedlichen Zeitbezuges nur eingeschränkt möglich. Einen ersten Eindruck vom Verhältnis zwischen der Menge des eingetragenen Sediments für das 10jährige Niederschlagsereignis und für das Referenzjahr bietet folgende Analyse:

Am Beispiel des Einzugsgebietes Hölzelbergbach (vgl. Kapitel 3.4.2) werden für das Simulationsjahr 1994 das 10jährige Extremereignis (Simulationsmonat Mai) und das Referenzjahr berechnet. Darauf basierend ruft das 10jährige Ereignis 50 % höhere Sedimenteinträge hervor. Naumann und Kurzer (2010) geben für den Vergleich Referenzjahr und 10jähriges Niederschlagsereignis für das lössbeeinflusste Jahna-Einzugsgebiet abhängig vom simulierten Szenario 20 % geringere bis 350 % höhere Einträge für das 10jährige Ereignis an. Beide Vergleiche lassen den Schluss zu, dass das 10jährige Einzelereignis in der Regel mindestens ebenso große Sedimenteinträge und damit vergleichbare Stoffeinträge hervorruft, wie ein Referenzjahr.

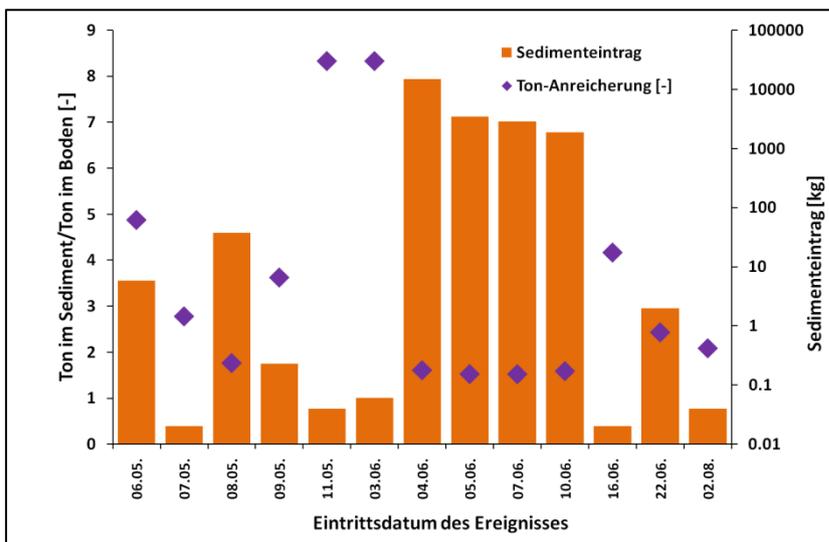


Abbildung 86: Zusammenhang zwischen simuliertem Sedimentaustag und Tonanreicherung am Beispiel des Hölzelbergbaches (Simulationsjahr 1994)

4.5.2.2 Phosphor- und Schwermetallanreicherung im Sediment

Die berechneten Stoffanreicherungen im Sediment bewegen sich zwischen 1 (Kupfer) und 1,26 (Zink). Stoffspezifische Unterschiede ergeben sich vor allem durch die zugrunde liegenden kornfraktionsbezogenen Stoffverteilungen. Besonders entscheidend ist dabei die Stoffverteilung auf die Schluff- und Tonfraktion, da diese über längere Strecken transportiert werden können. Aus diesem Grund treten die höchsten mittleren Anreicherungen bei Phosphor (1,22), Arsen (1,22) und Zink (1,26) auf. Stoffe mit niedrigeren Verteilungsfaktoren für die Ton- und Schlufffraktion sind demzufolge auch im Sediment geringer angereichert, wie es bei Kupfer (1), Nickel (1,05) und Blei (1,05) der Fall ist.

Tabelle 36: Vergleich gemessener Stoffanreicherungen mit den simulierten Werten

Gebiet	Quelle	Methode	P	Cu	Ni	Pb	Zn
Baden-Württemberg	Fuchs et al. 2007	Messung	<i>1,12</i>	<i>1,19</i>	<i>1,2</i>	<i>0,96</i>	<i>1,37</i>
Sachsen	diese Arbeit	Simulation E 3D	1,22	1	1,05	1,05	1,26

kursiv: Mediane; **fett**: Mittelwerte

Verglichen mit den von Fuchs und Schwarz (2007) gemessenen Medianen aus Hochwasserrückhaltebecken in Baden-Württemberg (vgl. Tabelle 36), liegen die mittleren Anreicherungsfaktoren für ganz Sachsen in einer ähnlichen Größenordnung. Die Autoren stellten darüber hinaus fest, dass eine auf dem Bodenabtrag basierende Berechnung der Stoffanreicherung im Modell MONERIS zu einer deutlichen Überschätzung führen kann. Die ermittelten Anreicherungen sind vor allem in den Gebieten groß, wo geringe Tongehalte bzw. hohe Sandgehalte im Oberboden kombiniert mit geringen Bodenabträge auftreten.

4.5.2.3 Partikelgebundene Phosphor- und Schwermetallausträge

Der Vergleich der in dieser Arbeit ermittelten partikulären Stoffeinträge mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen wird vor allem durch differierende Zeitbezüge erschwert. Ereignisbezogenen Messungen bzw. Modellierungen können nicht unmittelbar mit Jahresmittelwerten verglichen werden. Legt man ein Einzelereignis als Zeitbezug zugrunde, bewegen sich die Modellergebnisse zu P-Austrägen in einer ähnlichen Größenordnung wie vorliegende Messwerte (vgl. Tabelle 37).

Tabelle 37: Ereignisbezogener Vergleich der P-Austräge aus Ackerflächen mit den Ergebnissen anderer Autoren

Beispiel-Gebiet	Quelle	Methode	P-Austrag [kg/(ha*Ereignis)]
Baden-Württemberg, Weiherbach-EZG	(Gerlinger und Scherer, 1998)	Messung (Parzelle)	2,6-18,5
Nordrhein-Westfalen, Ratingen-Homberg	(LUANRW, 2004)	Messung (Schlag)	36,8
Bedfordshire, UK	Quinton (2001)	Messung (Parzellen)	0,8-18
Bayern, Immendorf	LfL (Stand 2010)	Messung (Schlag)	1,5-24
Sachsen	diese Arbeit	Simulation EROSION 3D	Ø 28,2 (WWC), Ø 1,7 (Ist2006)

Zieht man hingegen nicht ereignisbezogen modellierte oder mittlere jährliche Stoffausträge als Vergleichsgrundlage heran, fallen die in dieser Arbeit berechneten P-Austräge deutlich höher aus (vgl. Tabelle 38 und Tabelle 39).

Tabelle 38: Vergleich der mit EROSION 3D simulierten ereignisbezogenen P-Austräge aus sächsische Oberflächenwasserkörpern mit den Ergebnissen anderer Autoren (Jahresmittelwerte)

Beispiel-EZG	Quelle	Methode	P-Austrag [kg/(ha*a)]
Jahna	(Grunewald et al., 2007)	Simulation STOFFBILANZ	0,52
	diese Arbeit	Simulation EROSION 3D	4,9* (Ist2006)
Talsperre Saidenbach	Gebel (2009)	Simulation STOFFBILANZ	0,12
	diese Arbeit	Simulation EROSION 3D	1,5* (Ist2006)
Hölzelbergbach	Reichelt (2007)	nicht ereignisbezogene Messung im Gewässer	0,2
	diese Arbeit	Simulation EROSION 3D	1,5* (Ist2006)

* kg/(ha*Ereignis)

Halbfaß et al. (2009) geben, basierend auf STOFFBILANZ-Simulationen, für Sachsen Werte von höchstens 1,4 kg/(ha*a) für den partikelgebundenen Phosphoraustrag bezogen auf das Jahr 2005 an (vgl. Tabelle 39). Im Mittel berechnet STOFFBILANZ einen P-Austrag von 0,1 kg/(ha*a) (STOFFBILANZ, Stand 2011).

Demgegenüber liegt der mit dem Modell EROSION 3D errechnete ereignisbezogene Mittelwert von 1,5 kg/(ha*Ereignis) im Falle des Ist-Stand2006-Szenarios. Die Maximalbeträge erreichen bis zu 13,3 kg/(ha*1Ereignis). Bei ereignisbezogener Betrachtung (10jähriges Ereignis) liefert die EROSION 3D-Simulation demzufolge einen um

den Faktor 10 höheren Austrag verglichen mit dem jährlichen P-Austrag von STOFFBILANZ. Für das WWC-Szenario ergibt sich sogar eine Erhöhung um den Faktor 100. Die von Fuchs (2002) mit MONERIS berechneten jährlichen Schwermetalleinträge fallen ebenfalls deutlich geringer aus als bei ereignisbezogener Simulation. Hierbei liefert die EROSION 3D-Abschätzung für das 10jährige Extremereignis und das Ist-Stand2006-Szenario die 4-15 fache und für das WWC-Szenario sogar 60-250fach höhere Einträge als die MONERIS-Simulation (vgl. Tabelle 39).

Tabelle 39: Vergleich empirisch basierter Jahresmittelwerte der Stoffausträge für Sachsen mit ereignisbezogenen Austrägen nach EROSION 3D

Gebiet	Quelle	Methode	Stoffaustrag [g/ha*a]					
			P	As	Cu	Ni	Pb	Zn
Sachsen	Fuchs et al. (2002)	Simulation MONERIS		2	6	3	10	30
	Halbfaß (2009)	Simulation STOFFBILANZ	100					
	diese Arbeit	Simulation EROSION 3D	1500*	30*	30*	30*	80*	120*

* Ist-Stand2006, (g/(ha*Ereignis))

Die zum Teil deutlich höheren Austräge der ereignisbezogenen E3D-Modellierung verglichen mit den auf das Jahresmittel bezogenen Abschätzungen der ABAG-basierten Modellsysteme STOFFBILANZ und MONERIS sind vor allem damit zu begründen, dass partikelgebundene Austräge nur bei Starkregen zustande kommen. Diese wiederum werden bei der Zugrundelegung mittlerer jährlicher Bedingungen nur unzureichend berücksichtigt. Dies gilt mit Ausnahme der Parzellen-Untersuchungen und einiger weniger Messungen in Kleineinzugsgebieten (Hölzelbergbach) auch für die routinemäßige Beprobungen größerer Gewässer, die in aller Regel die stoffliche Grundbelastung abbilden, nicht jedoch die als Folge einzelner Starkregen auftretenden Spitzen. Mit den hier vorgelegten Ergebnissen werden Extremszenarien abgebildet, um die Belastungsspitzen zu erfassen, für die gegenwärtig kaum Erkenntnisse vorliegen.

Die Auswahl dieser Szenarienvorgaben ergibt sich aus der Zielsetzung der Arbeit, Grundlagen für Maßnahmen zur Begrenzung diffuser Phosphor und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Nutzflächen zu liefern. Dazu sind, wie in der einschlägigen Technik üblich, Bemessungsereignisse zur Berechnung maximaler Belastungszustände erforderlich. Die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung verdeutlichen, dass eine konsequente Umstellung von konventioneller auf konservierende Bodenbearbeitung zu einer deutlichen Verringerung der partikulären Stoffeinträge führt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Quinton et al. (2001), Strauss et al. (2003b), Ulén und Kalinsky (2005) für das Stoff Phosphor. Quinton et al. (2001), beziffert den Rückgang

basierend auf Parzellenmessung auf ca. 70 %. Die in der vorliegenden Studie ermittelte Reduzierung um 80-90% ist bedingt durch die Annahmen mit Kennwerten für dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung. Ähnliches gilt für den Austrag von Schwermetallen. Der Grad der Austragsminderung zwischen den Stoffen ist im Einzelnen abhängig von der Verteilung der Stoffe auf die verschiedenen Kornfraktionen. Die vergleichsweise geringe Austragsminderung für Nickel, unter der Annahme flächendeckend dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung resultiert aus den relativ hohen Nickelgehalten in der Sandfraktion. Diese wird, abhängig von der Transportkapazität des Oberflächenabflusses, nicht, oder nur über vergleichsweise kurze Strecken transportiert.

Bertol et al. (2007) und Saavedra (2007) berichten über die Phosphor-Festlegung in den Bodenschichten bei konservierender Bodenbearbeitung. Folglich könnten höhere P-Gehalte in den Sedimentquellen bei gleichen Bodenabtragsraten zu höheren P-Austrägen als unter konventioneller Bearbeitung führen. Diese Fragestellung konnte im Vorhaben nicht untersucht werden. Es ist jedoch anzunehmen, dass eine höhere P-Anreicherung in den Böden unter konservierender Bearbeitung durch den vielfach geringeren Sedimentaustrag, verglichen mit konventioneller Bearbeitung, überkompensiert wird. Diese Tatsache gilt analog zum partikelgebundenem Eintrag von Schwermetallen

5 Schlussfolgerung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist es erstmals gelungen, das prozessbasierte Erosionsprognosemodell EROSION 3D flächendeckend für ein Bundesland, den Freistaat Sachsen, anzuwenden. Damit ist es möglich, Gebiete, die stark durch Bodenerosion und Deposition sowie partikelgebundenen Stoffeintrag in Oberflächengewässer betroffenen sind, in verschiedenen Planungsebenen zu identifizieren.

Grundlegend für diese Anwendung ist der im Vorhaben erstellte flächendeckende und konsistente Geo-Basis-Datensatz, der es ermöglicht, aus allgemein verfügbaren Geo-Informationen die für das Modell EROSION 3D benötigten spezifischen Parameter abzuleiten. Dazu wurden alle notwendigen und verfügbaren Relief-, Niederschlags-, Boden- und Landnutzungsinformationen geprüft, korrigiert und so modifiziert, dass sie direkt von der Parametrisierungssoftware DPROC zur Ableitung der EROSION 3D-Parameter weiterverarbeitet werden können. Dieser Datensatz lässt sich problemlos aktualisieren, z. B. dann, wenn flächendeckend höher aufgelöste Relief-, Boden-, und Landnutzungsinformationen zur Verfügung stehen, welche die Aussagequalität der Simulationsrechnungen noch weiter erhöhen können.

Zur Ermittlung flächendeckender partikelgebundener Phosphor- und Schwermetalleinträge wurden verfügbare Punktinformationen interpoliert und auf Ebene der Oberflächenwasserkörper gemittelt. Eine Prüfung der Punktinformationen in den Einzugsgebieten der Talsperren Bautzen und Saidenbach erbrachte eine für die Lösung der Fragestellung akzeptable Aussagequalität, die nur durch flächendeckende, höher aufgelöste Neuaufnahmen verbessert werden könnte.

Die Nutzung prozessbasierter Erosionsmodelle wird in der Regel durch den hohen Parametrisierungsaufwand limitiert. Demzufolge wurde in der Arbeit die verfügbare Software DPROC dahingehend erweitert, dass die Parametrisierung großer Gebiete zeitsparend und unkompliziert auch von zuständigen Umweltbehörden und landwirtschaftlichen Planungsbehörden realisiert werden kann. Diese Erweiterung betrifft darüber hinaus die nutzerfreundliche Selektion einzelner hydrologischer Einzugsgebiete und den automatischen Zuschnitt der entsprechenden Basis-Daten.

Die Software verfügt über eine relationale Datenbank, die dazu in der Lage ist, basierend auf den Geoinformationen und anwendungsspezifischen Voreinstellungen, EROSION 3D-Modellparameter in Monatsschritten abzuleiten. Dabei steht die exakte Beschreibung von Boden- und Pflanzenentwicklungszuständen landwirtschaftlich genutzter Flächen im

Vordergrund. Auf dieser Grundlage eignet sich die Software sowohl zur Parametrisierung von Standardnutzungsszenarien (Worst-Case & Best-Case) als auch für die Parametrisierung von Spezialszenarien (z. B. reale Schadereignisse & Wirkung von Klimawandel etc.).

Die Grundlage der relationalen Datenbank bilden die Ergebnisse aus Starkregensimulationen unter Feldbedingungen. Der Großteil dieser Experimente fand Mitte der 1990er Jahre im Rahmen eines großangelegten Erosionsmessprogramms in Sachsen statt. Maschinentechnische und bewirtschaftungsbedingte Änderungen und Neuerungen im Ackerbau machten eine Aktualisierung dieser Datenbank notwendig. Im Gegensatz zur vorausgegangenen Messkampagne stand in diesem Vorhaben eine Kleinberechnungsanlage (3*1 m Parzellengröße) zur Verfügung. Um zur Großberechnungsanlage (22*4 m Parzellengröße) bezüglich der Modellparameter Skinfaktor, hydraulische Rauigkeit und Erosionswiderstand reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen, wurde die Anlage modifiziert. Am oberen Ende der Berechnungsparzelle wurde zusätzlich ein sog. Überstaumodul installiert, das es ermöglicht sedimentbeladenes Wasser auf die Versuchsfläche zu applizieren und so zu Großberechnungsexperimenten vergleichbare Strömungsbedingungen zu erzeugen.

Die in den Berechnungsexperimenten erzielten Ergebnisse sind plausibel und verdeutlichen darüber hinaus den Rückgang der Erosionsanfälligkeit mit abnehmendem mechanischem Eingriff bei der Bodenbearbeitung ackerbaulich genutzter Flächen. Validierungsversuche auf Flächen, die seit der vorausgegangenen Messkampagne (1993-1996) konservierend bearbeitet wurden, lassen den Schluss zu, dass die Effektivität dieser ackerbaulichen Maßnahme in Bezug auf den Erosionsschutz seit Mitte der 1990er Jahre rückläufig ist. Ursächlich dafür ist eine intensivere Bodenbearbeitung auf diesen Flächen, trotz Pflugverzicht. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse auf Flächen unter konservierender Bodenbearbeitung in der Summe die größten Schwankungsbreiten der untersuchten Parameter. Die Wirksamkeit konservierender Bearbeitung für den Erosionsschutz kann demnach bei minimaler Bearbeitung vergleichbar sein zu jener bei Direktsaat. Intensiv konservierend bearbeitete Flächen können sich aber im ungünstigen Fall auch kaum von konventionell bearbeiteten Flächen unterscheiden. Dieser Umstand birgt für die Parametrisierung von Ackerflächen unter konservierender Bodenbearbeitung einige Probleme. Es wird daher empfohlen, die Definition der konservierenden Bodenbearbeitung mit Blick auf den Erosionsschutz zu überdenken. Die eindeutiger definierten Bearbeitungsverfahren konventionelle Bodenbearbeitung und Direktsaat sind auch in der Ausprägung der Modellparameter weniger variabel und lassen demzufolge exaktere Parametrisierungen und Modellaussagen zu. Diese Ergebnisse führen zu dem Schluss, dass letztlich nur die Direktsaat als Bewirtschaftungsform dazu in der Lage ist einen

effizienten Erosionsschutz zu gewährleisten. Bezogen auf gepflügte Flächen erreicht der Sedimentaustrag auf Direktsaatflächen weniger als 5 %.

Um eine prozessbasierte Einschätzung der Phosphor- und Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer zu ermöglichen, muss die Verteilung der Stoffe über die Partikelfractionen Sand, Schluff und Ton bekannt sein. Zu diesem Zweck wurden Bodenproben aus den Einzugsgebieten der Talsperre Bautzen und der Saldenbachtalsperre genommen, in die genannten Fraktionen separiert und hinsichtlich ihrer Stoffgehalte analysiert. Aufgrund der hohen spezifischen Oberfläche von Tonmineralien und Humuskolloiden betragen die ermittelten Gehalte der Tonfraktion im Mittel mehr als das 3fache der Gesamtgehalte im Ausgangsboden. In der Schlufffraktion sind die Stoffgehalte in der Regel geringer als der Gesamtgehalt. In der Sandfraktion sind die Gehalte im Mittel vergleichbar mit dem Gesamtgehalt des Bodens, da mögliche geogene Anteile vornehmlich in dieser Fraktion vorliegen.

In der Arbeit wurden drei Szenarien für ein 10jähriges Starkniederschlagsereignis berechnet. Dabei bildet das Worst-Worst-Case-Szenario den schlechtest möglichen Bodenzustand ab, der es ermöglicht, Gebiete hinsichtlich ihrer Erosionsdisposition unabhängig von Kulturarten- und Bearbeitungseinflüssen zu klassifizieren. Das Best-Worst-Case-Szenario beschreibt ebenfalls den ungünstigsten Zustand, aber unter der Voraussetzung flächendeckend konservierender Bodenbearbeitung, um die Wirkung dieser Maßnahme zu testen. Das Ist-Stand-Szenario stellt die Verhältnisse realer Kulturartenverteilung und Bodenbearbeitung für das Erntejahr 2006 und den Simulationsmonat Mai dar und ermöglicht die feldblockspezifische Abschätzung der Bodenumlagerungsprozesse für diese Momentaufnahme.

Für Sachsen ergeben sich Problemgebiete im gesamten sächsischen Lössgebiet, wobei die Lösshügelländer im Zentrum des Freistaates besonders betroffen sind. Zusätzlich werden zahlreiche Bereiche in den sächsischen Mittelgebirgen durch Erosion beeinträchtigt. Insgesamt sind über 70 % der sächsischen Ackerflächen direkt durch Bodenabträge gefährdet. Die hoch aufgelöste Abbildung von Erosion und Deposition (20*20 m Rasterweite) lässt sich mit Ergebnissen aus Feldbeobachtungen verifizieren und ermöglicht eine pixelgenaue Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Verhinderung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag. Für die Realisierung schlagspezifischer Erosionsschutzkonzepte im Planungsraum Sachsen ergeben sich daraus gegenüber empirisch basierten Ansätzen klare Vorteile.

Im Vergleich zu empirisch basierten flächendeckend verfügbaren Informationen zur Erosionsgefährdung ergeben sich bedeutende Unterschiede, die insbesondere auf die

unterschiedlichen Modellansätze zurückzuführen sind. Die ABAG-basierte Erosionskarte für Sachsen gibt das Problemgebiet im Zentrum des Landes gut wieder, allerdings wird der Bodenabtrag verglichen mit den Ergebnissen von EROSION 3D in schwach geneigten Bereichen im Nordwesten des Landes teilweise unterschätzt. Im Bereich der Mittelgebirge auf Flächen höherer Neigung findet dagegen eine Überschätzung statt. Ursächlich dafür sind der überproportional hohe Einfluss der Hangneigung bei dem verwendeten Modellansatz und die unzureichende Beschreibung der Abflussakkumulation.

Die Defizite treten insbesondere bei der Identifizierung der Erosionsgefährdung für Feldblöcke zur Durchführung der CC-Verpflichtungen hervor, da bei dieser Ableitung die Hanglänge unberücksichtigt bleibt. Kleine stark geneigte Feldblöcke erschienen daher in einem höheren Maße durch Erosion gefährdet als schwach geneigte aber große Flächen, die in der Modellsimulation mit EROSION 3D nachweislich zu erhöhter Abflussakkumulation und damit Erosion neigen.

Bezogen auf das Worst-Worst-Case Szenario werden im Best-Worst-Case Szenario im Mittel nur noch 8 % der Bodenabträge erreicht. Die Reduktion ist dabei nicht einheitlich über Sachsen verteilt. Am meisten profitieren die ohnehin gering erosionsgefährdeten Sandgebiete im Norden des Landes. In den Lössgebieten ist die Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung weniger effizient.

Die von Bodenumlagerungsprozessen betroffene Fläche sinkt auf 93 % im Vergleich zum Worst-Worst-Case-Szenario. Das verdeutlicht wiederum, dass Methoden der konservierenden Bodenbearbeitung nur bedingt in der Lage sind, Erosion effizient zu vermeiden.

Im Ist-Stand2006-Szenario werden aufgrund realer Kulturartenverteilung und Bodenbearbeitung bzw. mittlerer Anfangsbodenfeuchten nur noch 12 % der mittleren Bodenabträge des Worst-Worst-Case-Szenarios erreicht, die betroffene Fläche sinkt auf 78 %. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass der Freistaat Sachsen, insbesondere das lössbeeinflusste Zentrum, einer starken Erosionsdisposition ausgesetzt ist, deren Folgen nur durch angepasste Methoden der Landbewirtschaftung zu minimieren oder gar zu verhindern sind.

Der Vergleich des Ist-Stand2006 mit den Ergebnissen des Modells PESERA zeigt im Mittel eine gute Übereinstimmung für die Höhe der Bodenabträge. Die sächsische Lössregion wird ebenfalls als Schwerpunktgebiet der Bodenerosion identifiziert. Regionale Unterschiede ergeben sich vor allem im Norden des Landes und den Mittelgebirgen durch abweichende Boden- und Landnutzungseingangsdaten. Darüber hinaus wird die Erosion in den Mittelgebirgen mit PESERA unterschätzt, da die geringe räumliche Auflösung (1*1 km)

zur Unterschätzung des Hangneigungseinflusses führt. Deshalb ist der Einsatz dieser Karte im Gegensatz zu den mit EROSION 3D erzeugten Ergebnissen über eine Identifizierung von Problemgebieten hinaus nicht zu einer schlagspezifischen Erosionsschutzplanung verwendbar.

Die partikelgebundenen Stoffeinträge in Oberflächengewässer orientieren sich an den Hauptsedimentliefergebieten, die sich vor allem in der sächsischen Lössregion befinden. Für das Worst-Worst-Case Szenario werden, bezogen auf Oberflächenwasserkörper, maximale partikuläre Phosphorausträge von 179 kg/(ha*Ereignis) berechnet. Die maximalen partikulären Schwermetallausträge belaufen sich auf 2,8 kg/(ha*Ereignis) für Kupfer bis 14,3 kg/(ha*Ereignis) für Blei. Aufgrund des hohen Anteils am sächsischen Lössgebiet ist der Teilbearbeitungsraum der Freiburger Mulde am meisten von partikulären Phosphor- und Schwermetalleinträgen betroffen. Die Reduzierung der partikulären Stoffeinträge beträgt für die Annahme flächendeckender konservierender Bodenbearbeitung (BWC) im Mittel 91 %, für das Ist-Stand2006-Szenario sogar 94 % verglichen mit dem WWC.

Aufgrund der pixelgenauen Darstellung sind Übertrittspunkte von Sediment und partikelgebundenen Stoffen in Oberflächengewässer in der EROSION 3D-Simulation problemlos identifizierbar, was die Nutzung der Ergebnisse zur Planung und Durchführung von Gewässerschutzkonzepten stark vereinfacht.

Verglichen mit den verfügbaren mittleren jährlichen Abschätzungen (STOFFBILANZ & MONERIS) betragen die in dieser Arbeit ermittelten Stoffausträge für das 10jährige Einzelereignis (Ist-Stand2006-Szenario) im Mittel das 10fache, für die Worst-Worst-Case-Betrachtung sogar das 100fache. Im Zuge der Modellvalidierung werden die ereignisbezogenen Phosphor-Austragsmessungen in einem Kleineinzugsgebiet mit EROSION 3D relativ gut abgebildet. Gegenüberstellungen mit verfügbaren Ergebnissen ereignisbezogener Austragsmessungen auf Schlag oder Parzellenebene bestätigen darüber hinaus die Gültigkeit der Ergebnisse für die gewählten Rahmenbedingungen. Die Ursache für die hohen Abweichungen zu jährlichen Mittelwerten beruht vornehmlich auf der unzureichenden Berücksichtigung extremer Einzelereignisse.

Die mittleren jährlichen Schätzwerte liefern daher lediglich eine Aussage zur Grundlast an Sediment und partikelgebundenen Stoffen. Die möglichen Spitzenlasten bleiben unberücksichtigt. Diese Spitzenlasten sind aber insofern relevant, da Sediment und partikelgebundene Stoffe im Gewässernetz ständigen Depositions- und Remobilisierungsprozessen unterliegen und somit über längere Zeiträume wirksam sein

können. Dies gilt besonders für die Situation, die zur dauerhaften Rückhaltung der Sedimente führen, wie es beispielsweise bei Talsperren der Fall ist.

Ziel zukünftiger Untersuchungen muss es daher sein, das Modell EROSION 3D in weiteren Einzugsgebieten für Ist-Zustände und Referenzjahre anzuwenden und zu validieren und gegebenenfalls mit den empirisch basierten Aussagen zur Gewässergrundlast zu koppeln. Zu diesem Zweck muss die DPROC-Datenbank ständig aktualisiert werden um auch neuere Bodenbearbeitungsverfahren (z. B. Strip-Till) zu integrieren. Zusätzlich gilt es, auch den Datenbestand des Geo-Basis-Datensatzes kontinuierlich zu aktualisieren und mit detaillierteren Informationen zu ergänzen, um die Aussagequalität des Modells weiter zu verbessern. Davon profitieren insbesondere Modellanwendungen zur Planung und Durchführung von Boden- und Gewässerschutzkonzepten.

Abschließend lässt sich festhalten, dass mit der vorliegenden Arbeit erstmals die Herausforderung gelungen ist, ein prozessbasiertes Erosionsprognosemodell in hoher räumlicher Auflösung für ein Einzelereignis auf regionaler Ebene anzuwenden. Die erzielten Ergebnisse zu Bodenabtrag, Deposition und partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffeintrag sind plausibel und unterscheiden sich deutlich von den flächendeckend verfügbaren empirisch basierten Aussagen. Diese Unterschiede resultieren im Wesentlichen aus der fehlenden Berücksichtigung einzelner Extremereignisse, die maximale Belastungen der Ökosysteme zur Folge haben können. In Bezug auf Bodenerosionsprozesse sind es sogar nahezu ausschließlich diese maximalen Belastungszustände, die zur nachhaltigen Gefährdung der Ressourcen Boden und Wasser beitragen.

6 Literatur

- Ackermann, G., Sudbrack, R. und Reichelt, C.-P. (2010): mündl. Mitteilung, Landestalsperrenverwaltung.
- Agassi, M. und Bradford, J.M. (1999): Methodologies for interrill soil erosion studies. *Soil and Tillage Research*, 49(4): S. 277-287.
- AGBoden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, Hannover, 483 S.
- Aksoy, H. und Kavvas, M.L. (2005): A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *CATENA*, 64(2-3): S. 247-271.
- Alberts, E.E., Moldenhauer, W.C., Foster, G.R. (1980): Soil Aggregates and primary particles transported in rill and interrill flow. *Soil Science Society of America Journal*. *Soil Science Society of America Journal*, 44: S. 590-595.
- Alves Sobrinho, T., Gómez-Macpherson, H. und Gómez, J.A. (2008): A portable integrated rainfall and overland flow simulator. *Soil Use and Management*, 24: S. 163-170.
- Angulo, R., Elliot, W.J. und Dechen, S.C.F. (1990): Erosion Prediction for Brazil with the WEPP Model, International Winter Meeting for ASAE.
- Arevalo, A. (2009): Simulation of a local flood event in a settling area with EROSION 3D. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg.
- Armand, R., Bockstaller, C., Auzet, A.V. und Van Dijk, P. (2009): Runoff generation related to intra-field soil surface characteristics variability: Application to conservation tillage context. *Soil and Tillage Research*, 102(1): S. 27-37.
- Arnhold, S. (2007): Abschätzung des partikelgebundenen Phosphateintrages in die Talsperre Pöhl (Vogtland) mit Hilfe des Simulationsmodells EROSION 3D. Diplomarbeit, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg, 116 S.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. und Williams, J.R. (1998): Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1): S. 73-89.
- Arnold, J.G. und Allen, P.M. (1999): Automated methods for estimating baseflow and groundwater recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2): S. 411-424.
- Arnold, J.G., Allen, P.M., Muttiah, R. und Bernhardt, G. (1999): Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water*, 33(6): S. 1010-1018.
- Ascough, J.C., Deer-Ascough, L.A. und Weesies, G.A. (1998): CPIDS: a plant parameter selection program for erosion prediction modeling. *Computers and Electronics in Agriculture*, 20(3): S. 263-276.
- Assouline, S. und Ben-Hur, M. (2006): Effects of rainfall intensity and slope gradient on the dynamics of interrill erosion during soil surface sealing. *CATENA*, 66(3): S. 211-220.

- Astalosch, R. (1990): Berechnungsversuche zur Parameterbestimmung zeitlich differenzierter Erosionsmodelle. Vertiefungsarbeit, TU Karlsruhe, Karlsruhe.
- Auerswald, K. (1984): Die Bestimmung von Faktorenwerten der allgemeinen Bodenabtragsgleichung durch künstliche Starkregen. Dissertation, Technische Universität München/Weihenstephan, München.
- Auerswald, K. und Schmidt, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern, GLA Fachberichte des Bayerischen Geol. Landesamtes, Bd. 1, München.
- Auerswald, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology*, 2(3): S. 271-277.
- Auerswald, K., M. Kainz, D. Schröder und Martin, W. (1992): Comparison of german and swiss rainfall simulators - Experimental setup. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 155: S. 1-5.
- Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: G. Richter (Hg.), *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 264.
- Auerswald, K. (2006): *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, 854 S.
- Auerswald, K. (2008): Water Erosion. In: W. Chesworth (Hg.), *Encyclopedia of Soil Science* 817-822. Springer, S. 817-822.
- Autorenkollektiv (1997): Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995. Teil II Stoffeinträge, Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau Heft 5/97, München.
- Bahrenberg, G., Giese, E. und Nipper, J. (1990): *Statistische Methoden in der Geographie I*. Teubner, Stuttgart.
- Baigorría, G.A. und Romero, C.C. (2007): Assessment of erosion hotspots in a watershed: Integrating the WEPP model and GIS in a case study in the Peruvian Andes. *Environmental Modelling & Software*, 22(8): S. 1175-1183.
- Bakker, M.M., Govers, G., van Doorn, A., Quetier, F., Chouvardas, D. und Rounsevell, M. (2008): The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology*, 98(3-4): S. 213-226.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG), Bundesministeriums der Justiz.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. und Monke, E.J. (1980): ANSWERS: a model for watershed planning, *Transactions of the ASAE*.
- Beck, M.B., Jakeman, A.J., McAleer, M.J., (1995): Construction and evaluation of models of environmental systems. In: M.B. Beck und M.J.E. McAleer (Hg.), *Modelling Change in Environmental Systems*. John Wiley and Sons, S. 3-35.
- Behrendt, H. (1998): *Moneris (MOdeling Nutrient Emissions in River Systems)*.

- Behrendt, H. (1999): A comparison of different methods of source apportionment of nutrients to river basins. *Water Science and Technology*, 9: S. 179-187.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.G., Scholz, G. und Wendland, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. *UBA-Texte*, 82/03: S. 201.
- Berendt, H. (1998): *Moneris (MOdeling Nutrient Emissions in River Systems)*, IGB.
- Bertol, I., Engel, F.L., Mafra, A.L., Bertol, O.J. und Ritter, S.R. (2007): Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil and Tillage Research*, 94(1): S. 142-150.
- BGR (o.J.): *Digitale Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200000 (BÜK200)*.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., Post, W.M., Izaurrealde, R.C. und Shipitalo, M.J. (2007): Soil hydraulic properties influenced by corn stover removal from no-till corn in Ohio. *Soil and Tillage Research*, 92(1-2): S. 144-155.
- Blanco-Canqui, H. und Lal, R. (2008): Corn stover removal impacts on micro-scale soil physical properties. *Geoderma*, 145(3-4): S. 335-346.
- Blume, H.-P. (1992): *Handbuch des Bodenschutzes - Bodenökologie und -belastung, Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*, Landsberg
- Boardman, J. (1996): Soil erosion by water: Problems and prospects for research In: M.G. Anderson und S.M. Brooks (Hg.), *Advances in hillslope processes*. Wiley & Sons Chichester, S. 490-505.
- Boardman, J. und Favis-Mortlock, D. (1998): *Modelling soil erosion by water*. Springer, Berlin.
- Boden, A. (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5. verbesserte und erweiterte Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, 483 S.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T. und Finnveden, G. (2006): Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures*, 38(7): S. 723-739.
- Botschek, J. (1998): *Kennzeichnung des Bodenerosionspotentials von Oberflächen- und Zwischenabfluss - dargestellt an zwei kleinen Wassereinzugsgebieten*. Habilitation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn, 157 S.
- Bou Kheir, R., Cerdan, O. und Abdallah, C. (2006): Regional soil erosion risk mapping in Lebanon. *Geomorphology*, 82(3-4): S. 347-359.
- Bradford, J.M. und Huang, C.-H. (1994): Interrill soil erosion as affected by tillage and residue cover. *Soil and Tillage Research*, 31(4): S. 353-361.
- Brandt, C.J. (1989): Simulation of kinetic energy of rainfall under vegetation, *Brit. Geom. Res. Group Symp. on Vegetation and Geomorphology*. Bristol.
- Bräunig, A. (2010): *Erosionsgefährdung in Sachsen - Warum reichen Cross Compliance Forderungen nicht aus?, Landwirtschaft im Spannungsfeld von Gewässer-, Boden- und Hochwasserschutz*. Dresden Pillnitz.

- Brazier, R.E., K.J. Beven, Freer, J. und Rowan, J.S. (2000): Equifinality and uncertainty in physically based soil erosion models: Application of the GLUE methodology to WEPP – The water erosion prediction project – for sites in the UK and USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25: S. 825-845.
- Brazier, R.E., Rowan, J.S., Anthony, S.G. und Quinn, P.F. (2001): "MIRSED" towards an MIR approach to modelling hillslope soil erosion at the national scale. *CATENA*, 42(1): S. 59-79.
- Breburda, J. und Richter, G. (1998): Kurze Geschichte der Bodenerosion und ihrer Erforschung in Mitteleuropa. In: G. Richter (Hg.), *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 264.
- Bresson, L.M. und Boiffin, J. (1990): Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field. *Geoderma*, 47: S. 301-325.
- Bresson, L.M. und Cadot, L. (1992): Illuviation and structural crust formation on loamy temperate soils. *Soc. Am. J.*, 56: S. 1565-1570.
- Bronick, C.J. und Lal, R. (2005): Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2): S. 3-22.
- Brunotte, J. (1993): Mulchsaat zu Reihenfrüchten. KTBL-Arbeitspapier 190: S. 83-89.
- Buczko, U. und Kuchenbuch, R.O. (2007): Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(4): S. 445-460.
- Cai, Q.G., Wang, H., Curtin, D. und Zhu, Y. (2005): Evaluation of the EUROSEM model with single event data on Steeplands in the Three Gorges Reservoir Areas, China. *Catena*, 59(1): S. 19-33.
- Callow, J.N., Van Niel, K.P. und Boggs, G.S. (2007): How does modifying a DEM to reflect known hydrology affect subsequent terrain analysis? *Journal of Hydrology*, 332(1-2): S. 30-39.
- Campbell, G.S. (1985): *Soil Physics with BASIC: Transport Models for Soil-Plant Systems*. Developments in Soil Science, 14: S.
- Castoldi, N., Bechini, L. und Stein, A. (2009): Evaluation of the spatial uncertainty of agro-ecological assessments at the regional scale: The phosphorus indicator in northern Italy. *Ecological Indicators*, 9(5): S. 902-912.
- Cavaliere, K.M.V., da Silva, A.P., Tormena, C.A., Leão, T.P., Dexter, A.R. und Håkansson, I. (2009): Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná, Brazil. *Soil and Tillage Research*, 103(1): S. 158-164.
- Cerdá, A. (1999): Rain simulators and their application to geomorphology: state of the art. *Cuadernos de Información Geográfica*, 25: S. 45-84.
- Cerdan, O., Souchère, V., Lecomte, V., Couturier, A. und Le Bissonnais, Y. (2002): Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *CATENA*, 46(2-3): S. 189-205.

- Chivenge, P.P., Murwira, H.K., Giller, K.E., Mapfumo, P. und Six, J. (2007): Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils. *Soil and Tillage Research*, 94(2): S. 328-337.
- Cho, J., Park, S. und Im, S. (2008): Evaluation of Agricultural Nonpoint Source (AGNPS) model for small watersheds in Korea applying irregular cell delineation. *Agricultural Water Management*, 95(4): S. 400-408.
- CORINE (1992): Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community, Luxembourg.
- CTIC (1996): A Checklist for U.S. Farmers..Conservation Tillage: A Checklist for US Farmers Guide CTIC, West Lafayette.
- DBU (2002): Innovativer Ansatz eines vorbeugenden Hochwasserschutzes durch dezentrale Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft sowie der Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße.
- De Jong van Lier, Q., Sparovek, G., Flanagan, D.C., Bloem, E.M. und Schnug, E. (2005): Runoff mapping using WEPP erosion model and GIS tools. *Computers & Geosciences*, 31(10): S. 1270-1276.
- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G. und Ritsema, C.J. (1996): LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins: I. Theory, input and output. *Hydrological Processes*, 10(1107– 1117): S.
- De Roo, A.P.J. und Jetten, V.G. (1999): Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa *CATENA*, 37(3-4): S. 477-493.
- De Vente, J., Poesen, J., Arabkhedri, M. und Verstraeten, G. (2007): The sediment delivery problem revisited. *Progress in Physical Geography* 31(2): S. 155–178.
- Deinlein, R. und Boehm, A. (2000): Modelling overland flow and soil erosion for a military training area in southern Germany. In: J. Schmidt (Hg.), *Soil Erosion, Application of Physically Based Models*. *Environmental Science*, S. 163– 178.
- Diem, M.S., R. (1971): Typen der Regentropfenspektren II: Abhängigkeit von der Regenintensität. *Meteorologische Rundschau* 24. Jhg. Heft 1.: S.
- DirektZahlVerpflG (2004): Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen und sonstige Stützungsregelungen (Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz - DirektZahlVerpflG) vom 21. Juli 2004 (BGB Teil I 2004 Nr. 58 vom 26.07.2004 S. 1767 ff.),
<http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/direktzahlverpflg/gesamt.pdf>.
- DirektZahlVerpflV (2004): Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung -DirektZahlVerpflV) vom 4. November 2004 (BGB Teil I 2004 Nr. 58 vom 12.11. 2004, S. 2778ff),
<http://bundesrecht.juris.de/direktzahlverpflv/index.html>.

- DirektZahlVerpflVÄndV (2009): Zweite Verordnung zur Änderung der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 19.02.2009. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2009 Teil I Nr. 10, ausgegeben zu Bonn am 27. Februar 2009.
- Döhler, H., Schultheiß, U., Eckel, H. und Roth, U. (2001): Schwermetallgehalte von Wirtschaftsdüngern in Deutschland und der EU. Vergleich mit anderen Düngemitteln und Minderungsansätze, Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. Gemeinsame wissenschaftliche Anhörung am 25.-26. Oktober 2001, Bonn. 25 S.
- DWA/BVB (2011): Berücksichtigung der Bodenerosion bei der Maßnahmenplanung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Merkblatt DWA-M 910, DWA-Regelwerk, Hennef. 110 S.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 22.12.2000.
- EG (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 2 Identification of Water Bodies, http://www.wrrl-info.de/docs/Guidance_doc_2_waterbodies.pdf.
- EG (2004): mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe.
- Engel, F.L., Bertol, I., Ritter, S.R., Paz González, A., Paz-Ferreiro, J. und Vidal Vázquez, E. (2009): Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. *Soil and Tillage Research*, 103(2): S. 216-221.
- Engelhardt, S. (1996): Partikelgebundener Schwermetalltransport aus einem kleinen Einzugsgebiet (Hölzelbergbach, östliches Erzgebirge) Diplomarbeit, Universität Göttingen, Göttingen, 80 S.
- Ernst, H. und Förster, F. (2009): Ausgewählte Ergebnisse zur Anwendung des Düngungsmodells BEFU im Freistaat Sachsen 1997-2009
- Evans, R. und Brazier, R. (2005): Evaluation of modelled spatially distributed predictions of soil erosion by water versus field-based assessments. *Environmental Science & Policy*, 8(5): S. 493-501.
- Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B. und Bielders, C.L. (2008): A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology*, 100(3-4): S. 419-428.
- Ferro, V. und Porto, P. (2000): Sediment delivery distributed (SEDD) model. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, 5(4): S. 411-422.
- Fiener, P. (2011): Ansätze zur Quantifizierung des erosionsbedingten Stoffeintrages, DWA-Tagung: Bodenerosion als Ursache für die Belastung von Fließgewässern (23.02.2011). DWA, Erfurt.

- Flanagan, D.C., Ascough II, J.C., Nearing, M.A. und Llaflen, J.M. (2001): The water erosion prediction project (WEPP) model. In: R.S. Harmon und W.W. Doe (Hg.), Landscape erosion and evolution modeling. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York, S. 145-199.
- Fohrer, N., Berkenhagen, J., Hecker, J.M. und Rudolph, A. (1999): Changing soil and surface conditions during rainfall: Single rainstorm/subsequent rainstorms. CATENA, 37(3-4): S. 355-375.
- Foley, J.L., Loch, R.J., Glanville, S.F. und Connolly, R.D. (1991): Effects of tillage, stubble and rainfall energy on infiltration. Soil and Tillage Research, 20(1): S. 45-55.
- Folly, A., Quinton, J.N. und Smith, R.E. (1999): Evaluation of the EUROSEM model using data from the Catsop watershed, The Netherlands. CATENA, 37(3-4): S. 507-519.
- Foster, G.R., W.H. Neißling und Natterman, R.A. (1982): A programmable rainfall simulator, ASAE Paper no. 82-2570.
- Foster, G.R., Laffen, J.M. und Alonso, A.T. (1985): A replacement for the Universal Soil Loss Equation (USLE), Proc. of the Natural Resources Modelling Symp. Pingree Park.
- Fox, D.M., Bryan, R.B. und Price, A.G. (1997): The influence of slope angle on final infiltration rate for interrill conditions. Geoderma, 80(1-2): S. 181-194.
- Frede, H.-G., Beisecker, R. und Gäth, S. (1994): Long term impacts of tillage in the soil ecosystem Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 157: S. 197-203.
- Frielinghaus, M., Brandhuber, R., Gullich, P. und Schmidt, W. (2001): Vorsorge gegen Bodenerosion. In: BMELV (Hg.), Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion, S. 43-92.
- Fu, G., Chen, S. und McCool, D.K. (2006): Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. Soil and Tillage Research, 85(1-2): S. 38-49.
- Fuchs, S., Scherer, U., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Behrendt, H. und Opitz, D. (2002): Emissions of Heavy Metals and Lindane into River Basins of Germany, UBA-FB, Berlin. 164 S.
- Fuchs, S. und Schwarz, M. (2007): Ableitung naturraumtypischer Anreicherungs-faktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Programm „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“, Karlsruhe. 216 S.
- Gebel, M., Halbfaß, S., Grunewald, K., Kaiser, M. und Bürger, S. (2007): STOFFBILANZ-Modellerläuterung, www.stoffbilanz.de.
- Gebel, M., Halbfaß, S., Kaiser, M., Sudbrak, R. und Naumann, S. (2009): Modellgestützte Erfolgskontrolle von P-Maßnahmen zur Minderung partikelgebundener P-Einträge - Posterbeitrag, Workshop Stoffbilanzierung, Dresden.
- GEOGNOSTICS (2005): EROSION-3D. Schneemodell. Benutzerhandbuch Ver. 1.0, Berlin.

- GeoSN (2005): Amtlich Topographisches Kartographisches Informationssystem - Digitales Landschaftsmodell 1:25.000 (ATKIS-DLM25).
- Gerlinger, K. (1997): Erosionsprozesse auf Lössböden, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- Gerlinger, K. und Scherer, U. (1998): Simulation soil erosion and phosphorous transport on loess soils using advanced hydrological and erosion models, Modeling Soil Erosion, Sediment Transport and Closely Related Hydrological Processes IAHS Publ no 249.
- Gobin, A., Daroussin, J. und Jones, R. (2003): Pan-European Soil erosion Risk Assesment, QLK5-CT-1999-01323, (24.08.2011).
- Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., Campling, P., Govers, G., Kosmas, C. und Gentile, A.R. (2004): Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. Environmental Science & Policy, 7(1): S. 25-38.
- Gómez, J.A. und Nearing, M.A. (2005): Runoff and sediment losses from rough and smooth soil surfaces in a laboratory experiment. CATENA, 59(3): S. 253-266.
- Görlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R. und Interwies, E. (2004): Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation, European Commission, Draft Report for DG Environment, Berlin.
- Govers, G. und Poesen, J. (1988): Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot. Geomorphology, 1(4): S. 343-354.
- Green, W.H. und Ampt, G.A. (1911): Studies on soil physics I: The flow of air an water through soils. Journal of Agricultural Science, 4: S. 1-24.
- Grimm, M.J.A., Jones, R. und Montanarella, L. (2001): Soil Erosion Risk in Europe, European Soil Bureau, European Soil Bureau EUR 19939 EN, 40 S.
- Grimm, M.J.A., Jones, R., Rusco, E. und Montanarella, L. (2003): Soil Erosion Risk in Italy: a revised USLE approach, European Soil Bureau Research Report No.11 EUR 20677 EN (2002), Luxembourg. 28 S.
- Grosch, J. (2007): In-situ-Untersuchungen zur Infiltrationsleistung von Lössackerflächen unter Direktsaat, Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, 66 S.
- Grünwald, U., Blattner, M. und Reichelt, C.-P. (1996): Verbundprojekt "Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stoffeintrag aus kleinen Einzugsgebieten" Teilprojekt 16: "Hydrologische Grundlagen zur Stabilitätssicherung regionaler Wasserressourcensysteme unter sich verändernden Nutzungs- und Umweltbedingungen" Abschlussbericht., BTU Cottbus, Cottbus.
- Grunewald, K., Gebel, M., Kaiser, M. und Bürger, S. (2007): Erstellung, Analyse und Bewertung ausgewählter Nutzungs- und Bewirtschaftungsszenarien im Flussgebiet Jahna im Hinblick auf die Erreichung von Umweltzielen der WRRL sowie Erarbeitung gebietsspezifischer Beiträge zum Maßnahmenprogramm und Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit Elbe., Schriftenreihe des LfULG, Heft 7/2010, Entwurf Abschlussbericht, Dresden. unveröff., 95 S.
- Grunwald, S. und Norton, L.D. (2000): Calibration and validation of a non-point source pollution model. Agricultural Water Management, 45(1): S. 17-39.

- Gündra, H., Jäger, S., Schroeder, M. und Dikau, R. (1987): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 24. Eugen Ulmer Stuttgart.
- Guzha, A.C. (2004): Effects of tillage on soil microrelief, surface depression storage and soil water storage. *Soil & Tillage Research*, 76: S. 105–114.
- Halbfaß, S., Gebel, M., Friese, H., Grunewald, K. und Mannsfeld, K. (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. LfULG, Dresden.
- Harmon, R.S. und Doe, W.W. (2001): Landscape erosion and evolution modeling. Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York.
- Hartge, K.H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. Enke, Stuttgart.
- Hassel, J.M. und Richter, G. (1992): Ein Vergleich deutscher und schweizerischer Regensimulatoren nach Regenstruktur und kinetischer Energie. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 155(3): S. 185-190.
- Hebel, B., Potschin, M. und Seiberth, C. (2000): Eignen sich Erosionsmodelle wie WEPP, EROSION 2D, RUSLE oder die ABAG zu einer Kontrolle gesetzlicher Erosionsrichtwerte. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Band 92: S. 85– 88.
- Hebel, B. (2003): Validierung numerischer Erosionsmodelle in Einzelhang und Einzugsgebietsdimension. *Physiogeographica*, Baseler Beiträge zur Physiogeographie, 32, 181 S.
- Helbig, M. (2007): Bestimmung des kf-Wertes im Freiland und Labor – ein Methodenvergleich. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, 97 S.
- Hellweger, F. (1997): AGREE DEM Surface Reconditioning System, <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/GISHYDRO/ferdi/research/agree/agree.html>.
- Hendl, M. und Liedtke, H. (1997): Lehrbuch der Allgemeinen Physischen Geographie, 3. Justus Perthes Verlag, Gotha, 866 S.
- Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J. und Weisskopf, P. (2008): The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil and Tillage Research*, 98(1): S. 94-105.
- Hessel, R. (2002): Modelling soil erosion in a small catchment on the Chinese Loess Plateau - Applying LISEM to extreme conditions-. *Nederlandse Geografische Studies*, 307: S. 316.
- Hessel, R., Jetten, V., Liu, B., Zhang, Y. und Stolte, J. (2003a): Calibration of the LISEM model for a small Loess Plateau catchment. *CATENA*, 54(1-2): S. 235-254.
- Hessel, R., Messing, I., Liding, C., Ritsema, C. und Stolte, J. (2003b): Soil erosion simulations of land use scenarios for a small Loess Plateau catchment. *CATENA*, 54(1-2): S. 289-302.
- Hieke, F. (2010): Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss physikalischer Bodeneigenschaften auf die Rillenerosion. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, 132 S.

- Hiller, D.A. (2007): Bodenerosion durch Wasser - Ursachen, Bedeutung und Umgang in der landwirtschaftlichen Praxis von NRW, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Münster. 37 S.
- Hölzel, H. (2010): Analyse und Parametrisierung von Landnutzungseigenschaften zur Modellierung von Abfluss, Bodenerosion und Sedimentation im Einzugsgebiet des Wahnbaches (Bergisches Land). Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms Universität Bonn, Bonn, 173 S.
- Horton, R.E. (1933): The role of infiltration in the hydrological cycle. *Trans. Am. Geophys. Union*, 14: S. 446-460.
- Hussein, M.H., Kariem, T.H. und Othman, A.K. (2007): Predicting soil erodibility in northern Iraq using natural runoff plot data. *Soil and Tillage Research*, 94(1): S. 220-228.
- Ibáñez, J.J., Sánchez, J., De la Rosa, D. und De Alba, S. (1999): Soil Survey, Soil Databases and Soil Monitoring in Spain. . In: P. Bullock, R.J. Jones und L. Montanarella (Hg.), *Soil Resources of Europe Report N° 6 EUR 1891EN*. European Soil Bureau, Research, Luxembourg S. 135-144.
- Ikeda, S., Osawa, K. und Akamatsu, Y. (2009): Sediment and nutrients transport in watershed and their impact on coastal environment. *Proceedings of the Japan Academy Series B: Physical and Biological Sciences*, 85(9): S. 374-390.
- Jetten, V., de Roo, A. und Favis-Mortlock, D. (1999): Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *CATENA*, 37(3-4): S. 521-541.
- Jetten, V., Govers, G. und Hessel, R. (2003): Erosion models: Quality of spatial predictions. *Hydrological Processes*, 17: S. 887-900.
- Jetten, V. und Favis-Mortlock, D. (2006): Modelling soil erosion in Europe. In: J. Boardman und J. Poesen (Hg.), *Soil erosion in Europe*. Wiley & Sons, Chichester, S. 695-716.
- Jin, K., Cornelis, W.M., Gabriels, D., Schiettecatte, W., De Neve, S., Lu, J. Buysse, T., Wu, H., Cai, D., Jin, J., Harmann, R. (2008): Soil management effects on runoff and soil loss from field rainfall simulation. *Catena*, 75: S. 191-199.
- Johannson, P.E. und Karlberg, L. (2001): Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system. Department of Civil and Environment Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, 445 S.
- Kainz, M., Auerswald, K. und Vöhringer, R. (1992): Comparison of German and Swiss rainfall simulators - Utility, labour demands and costs. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 155(1): S. 7-11.
- Kinnell, P. und Risse, L. (1998): USLE-M: Empirical modelling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Sci Soc Am J*, 62(6): S. 1667-1672.
- Kinnell, P.I.A. (2010): Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *Journal of Hydrology*, 385(1-4): S. 384-397.
- Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., V.R., A.J.J., Le Bissonais, Y., Daroussin, J., King, D., M., L., Grimm, M., Vieillefont, V., Puigdefabregas, J., B., M., Kosmas, C., Yassoglou, N., Tsara, M., Mantel, S., und Van

- Lynden, G. (2004): Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003, Explanation of Special Publication. No.73 (S.P.I.04.73), Office for Official Publications of the European Communities, European Soil Bureau No.16, EUR 21176 Research Report, Luxembourg.
- Kitka, G. (2009): Hungarian Adaption of EROSION 3D Modell and Assessment of its Applicability to Land Use Planning of Subwatersheds. PhD, University of Szeged, Szeged.
- Klik, A., Zartl, A.S., Hebel, B. und Schmidt, J. (1998): Comparing RUSLE, EROSION 2D/3D, and WEPP soil loss calculations with four years of observed data, ASAE No. 982055.
- Knapen, A., Poesen, J., Govers, J., Gyssels, G. und Nachtergaele, J. (2007): Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 80: S. 75-109.
- Knisel, W.G. (1980): CREAMS - A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems, Conservation Research Report, Washington.
- Knisel, W.G. und Turtola, E. (2000): Gleams model application on a heavy clay soil in Finland. *Agricultural Water Management*, 43(3): S. 285-309.
- Koch, H.-J., Heuer, H., Tomanova, O., Märländer, B. (2008): Cumulative effect of annually repeated passes of heavy agricultural machinery on soil structural properties and sugar beet yield under two tillage systems. *Soil & Tillage Research*, 101: S. 69-77.
- Köhler, S. (2000): Eine Datenbank-Anwendung zur komfortablen Auswahl von Parametern für ein Bodenerosionsprogramm. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- Köllner, K. und Linke, C. (2001): Erfolgreicher Ackerbau ohne Pflug, 2 Aufl. DLG-Verlag, Frankfurt am Main.
- Koschitzki, T. (2004): GIS-basierte, automatische Erfassung natürlicher Fließgewässerhierarchien und ihre Abbildung in Datenbanken, beispielhaft dargestellt am Einzugsgebiet der Salza, Martin Luther Universität Halle Wittenberg, Halle, 120 S.
- Köthe, R., Bock, M. und Vogel, E. (2005): Expertise zum Forschungsvorhaben. Landnutzung und Hochwasserschutz. Teilvorhaben Relieffanalyse Sachsen: Korrektur des ATKIS-DGM, Berechnung morphometrische Reliefparameter, Erstellung einer digitalen Geomorphographischen Karte (GMK20 Sachsen), Untersuchungen zur Erosion und Auenbödenverbreitung, Göttingen.
- Krasa, J., Dostal, T., Vrana, K., (2007): Rain erosivity distribution in the Czech Republic. *Geophys. Res. Abstr.*, 9: S. 52-70.
- Krysanova, V., Hattermann, F. und Wechsung, F. (2007): Implications of complexity and uncertainty for integrated modelling and impact assessment in river basins. *Environmental Modelling & Software*, 22(5): S. 701-709.
- KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz - Schlussfolgerungen für die gute fachliche Praxis. Arbeitspapier 266.
- Kuhlman, T., Reinhard, S. und Gaaff, A. (2008): Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. *Land Use Policy*, 27: S. 22-32.
- Kunst, S., Scheer, C. und Panckow, N. (2003): Signifikante Stoffeinträge aus der Fläche, 222 S.

- Kuntze, H., Röschmann, G. und Schwerdtfeger, G. (1994): Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart, 424 S.
- Kwaad, F.P.M. und Múcher, H. (1994): Degradation of soil structure by welding - a micromorphological study. *Catena*, 23: S. 253-268.
- Lal, R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4): S. 437-450.
- Lal, R. (2009): Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production. *Soil and Tillage Research*, 102(2): S. 233-241.
- Lal, R., Reicosky, D.C., Hanson, J.D., (2007): Evolution of the plow over 10.000 years and the rationale for no-till farming. *Soil & Tillage Research*, 93: S. 1-12.
- Lampurlanés, J. und Cantero-Martínez, C. (2006): Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research*, 85(1-2): S. 13-26.
- Lane, L.J. und Nearing, M.A. (1989): USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile Model Documentation, USDA-Agricultural Research Service, NSERL Report No.2, Lafayette.
- LAWA (1978): Gewässereinzugsgebiete mit Unterteilung und Kennzeichnung nach LAWA-Schlüssel.
- LAWA (1993): Richtlinie für die Gebietsbezeichnung und die Verschlüsselung von Fließgewässern, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ad-hoc-Arbeitskreis Verschlüsselung von Fließgewässern, Düsseldorf. 19 S.
- LAWA (2002): Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie, LAWA, Hannover.
- LAWA (2003): Ermittlung von Stofffrachten in Fließgewässern Ermittlung von Stofffrachten in Fließgewässern. Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. – Oberirdische Gewässer: Konzepte und Strategien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Berlin, 71 S.
- Laws, J.O. und Parson, A.J. (1943): The relation of raindrop size to intensity. *Transactions of the American Geophysical Union*, 24: S. 452-460.
- Le Bissonnais, Y., Cerdan, O., Lecomte, V., Benkhadra, H., Souchère, V. und Martin, P. (2005): Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *CATENA*, 62(2-3): S. 111-124.
- Leichtfuß, A., Lohr, H. und Wölfel, D. (2006): Verbesserte Ansätze für Wasser- und Stoffstrommanagement in intensiv genutzten kleinen Einzugsgebieten auf der Grundlage von integrierten Nutzen- und Risikobewertungen. Abschlussbericht, Darmstadt. 248 S.
- Leinweber, P. (1996): Phosphorus fractions in soils from an area with high density of livestock population. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 159: S. 251– 256.
- Lewandowski, J., Leitschuh, S. und Koß, V. (1997): Schadstoffe im Boden. Eine Einführung in Analytik und Bewertung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 357 S.

- LfL (2005a): Landnutzungsdaten im Teileinzugsgebiet Hölzelbergbach (Einzugsgebiet Talsperre Saidenbach).
- LfL (2005b): Klimadaten der Station Forchheim für den Zeitraum 1994-2004.
- LfL und GeoGnostics (2005): Erarbeitung der digitalen Datengrundlage für die Anwendung von EROSION-3D auf mesoskaliger Maßstabsebene mit Durchführung einer Erosionssimulation für das zu bearbeitende Gebiet, Endbericht des FuE-Vorhabens der LfL, Leipzig/Berlin. 88 S.
- LfL (2006a): Umweltverträgliche Landwirtschaft im Freistaat Sachsen (UL) - Maßnahmenanträge zur Zusatzförderung II.
- LfL (2006b): Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) - Felblockgeometrie und Kulturarten.
- LfL (Stand 2010): Oberflächenabfluss, Boden- und Nährstoffaustrag, <http://www.lfl.bayern.de/iab/bodenschutz/08131/>.
- LfUG (1994a): Bodenerosionsmessprogramm Sachsen Auswertung der Beregnungsversuche 1-28 vom 4. - 31.10.1993, Freiberg.
- LfUG (1994b): Bodenerosionsmessprogramm Sachsen Auswertung der Beregnungsversuche 29 - 49 vom 2. - 12.05.1994, Freiberg.
- LfUG (1995a): Bodenerosionsmessprogramm Sachsen Auswertung der Beregnungsversuche 50 - 76 vom 26.9. - 12.10.1994, Freiberg.
- LfUG (1995b): Bodenerosionsmessprogramm Sachsen Auswertung der Beregnungsversuche 77 - 94 vom 9.5 - 19.5. 1995, Freiberg.
- LfUG (1996): Bodenerosionsmessprogramm Sachsen Auswertung der Beregnungsversuche 95 - 116 vom 3.10. - 13.10. 1996, Freiberg.
- LfUG (2000): Bodenatlas des Freistaates Sachsen - Teil 3: Bodenmessprogramm, Dresden.
- (2005a): Klimawandel in Sachsen, Dresden.
- LfUG (2005b): Reichsbodenschätzung 1:10.000.
- LfUG (2007a): Sächsische Fließgewässer.
- LfUG (2007b): Bodenatlas des Freistaates Sachsen - Teil 4: Auswertungskarten zum Bodenschutz, Dresden.
- LfUG (2007c): Sächsische Einzugsgebiete.
- LfULG (2009a): Europäische Wasserrahmenrichtlinie - Neue Impulse für Sachsen „Bericht über die sächsischen Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder“, LfULG, Dresden. 191 S.
- LfULG (2009b): Erosionsgefährdung 1: Hangneigung, Bodenart, Regenerosivität, <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/12208.htm>, (14.07.2011).

- LfULG (2011): Gebietskulisse - Sächsische Vergleichs- und Wirtschaftsgebiete, <http://www.smul.sachsen.de/landwirtschaft/1283.htm#article9692>, (24.07.2011).
- Lim, K.J., Sagong, M., Engel, B.A., Tang, Z., Choi, J. und Kim, K.-S. (2005): GIS-based sediment assessment tool. *CATENA*, 64(1): S. 61-80.
- Lindenschmidt, K.E., Ollesch, G. und Rode, M. (2004): Physically-based hydrological modelling for nonpoint dissolved phosphorus transport in small and medium-sized rivers basins. *Hydrological Sciences Journal*, 49(3): S. 495-510.
- Lipiec, J., Kus, J., Slowinska-Jurkiewicz, A. und Nosalewicz, A. (2006): Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil and Tillage Research*, 89(2): S. 210-220.
- Liu, J., Zhang, L., Zhang, Y., Hong, H. und Deng, H. (2008): Validation of an agricultural non-point source (AGNPS) pollution model for a catchment in the Jiulong River watershed, China. *Journal of Environmental Sciences*, 20(5): S. 599-606.
- LTV (2005): Abflussdaten des Hölzelbergbach 1999-2002.
- LTV (2010a): Daten zur Gewässergüte in den Einzugsgebieten Saidenbach und Hölzelbergbach 1994-2004.
- LTV (2010b): Die LTV stellt sich vor, <http://www.smul.sachsen.de/sm/13206.htm>.
- LUANRW (2004): Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen, Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Düsseldorf. 192 S.
- LUBW (1995): Prognose von Bodenerosion. Materialien zum Bodenschutz, Karlsruhe. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17077>.
- Maidment, D. und Djokic, D. (2000): *Hydrologic and Hydraulic Modeling Support with Geographic Information Systems*, Redlands, CA, 216 S.
- Maniak, U. (2005): *Hydrologie und Wasserwirtschaft – Eine Einführung für Ingenieure*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- (2008): *Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde*, Bd. 257. Deutsche Akademie für Landeskunde, Leipzig.
- Marques, M.J., Bienes, R., Jiménez, L. und Pérez-Rodríguez, R. (2007): Effect of vegetal cover on runoff and soil erosion under light intensity events. Rainfall simulation over USLE plots. *Science of The Total Environment*, 378(1-2): S. 161-165.
- Martínez-Mena, M., Castillo, V. Albaladejo, J. (2002): Relations between interrill erosion processes and sediment particle size distribution in a semiarid Mediterranean area of SE of Spain. *Geomorphology*, 45(3-4): S. 261-275.
- Maurer, T. (1997): *Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten*, Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 212 S.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A. und Jakeman, A.J. (2003): A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18(8-9): S. 761-799.

- Michael, A., Schmidt, J. und Schmidt, W. (1996): EROSION 2D ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser - Band II Parameterkatalog, Freiberg.
- Michael, A. (2000): Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells EROSION 2D/3D – Empirische Ansätze zur Ableitung der Modellparameter
Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- Michael, A., Schmidt, J., Enke, W., Deutschländer, T. und Malitz, G. (2005): Impact of expected increase in precipitation intensities on soil loss--results of comparative model simulations. CATENA, 61(2-3): S. 155-164.
- Miller, N., Quinton, J.N., Barberis, E. und Presta, M. (2009): Variability in the Mobilization of Sediment and Phosphorus across 13 European Soils. J. Environ. Qual., 38: S. 742–750.
- Molina, A., Govers, G., Van Den Putte, A., Poesen, J. und Vanacker, V. (2009): Assessing the reduction of the hydrological connectivity of gully systems through vegetation restoration: Field experiments and numerical modelling. Hydrology and Earth System Sciences, 13(10): S. 1823-1836.
- Möller, M. und Volk, M. (2010): Maßstabsspezifische Analyse der Bodenerosion durch Wasser. In: M. Helbig, M. Möller, G. Schmidt und BVB (Hg.), Bodenerosion durch Wasser in Sachsen Anhalt. Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 11-22.
- Montanarella, L. (2010): Boden als Schnittstelle zwischen Landwirtschaft und Umwelt, http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/inter_de/report.htm, (18.11.2010).
- Morgan, R.P.C. (1980): Soil Erosion and Conservation in Britain. Progress in Physical Geography, 4: S. 24-47.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. und Styczen, M.E. (1998): The European soil erosion model (EUROSEM): a process-based approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. Earth Surface Processes and Landforms, 23: S. 527–544.
- Morgan, R.P.C. und Quinton, J.N. (2001): Erosion modeling. In: R.S. HARMON und W.W. DOE (Hg.), Landscape erosion and evolution modeling. Kluwer Academic / Plenum Publishers, New York, S. 117-143.
- Müller, G. (1964): Methoden der Sediment-Untersuchungen. Sediment-Petrologie, Teil 1. Schweitzerbart, Stuttgart, 303 S.
- Mwendera, E.J. und Feyen, J. (1994): Effects of tillage and rainfall on soil surface roughness and properties. Soil Technology, 7(1): S. 93-103.
- Mwendera, E.J., Feyen, J. (1992): Estimation of depression storage and Manning's resistance coefficient from random roughness measurements. Geoderma, 52: S. 235-250.
- Nash, D.M. und Halliwell, D.J. (2000): Tracing phosphorous transferred from grazing land to water. Water Research, 34(7): S. 1975-1985.
- Naumann, S. (2005): Abschätzung der punktuellen und diffusen Phosphoreinträge in den Lippersdorfer Bach, einem Teileinzugsgebiet der Talsperre Saidenbach (Erzgebirge). Diplomarbeit, Universität Leipzig, Leipzig, 107 S.

- Naumann, S. und Kurzer, J. (2010): Etablierung eines Entscheidungshilfesystems zur Erstellung von Managementplänen auf Einzugsgebietsebene, Schriftenreihe des LfULG, Dresden. 129 S.
- Nearing, M.A., Bradford, J.M. und Holtz, R.D. (1987): Measurements of waterdrop impact pressures on soil surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: S. 1302-1306.
- Nicks, A.D. (1998): Gleams model evaluation – hydrology and erosion component. In: J. Boardman und D. Favis-Mortlock (Hg.), *Modelling soil erosion by water*. Springer, Berlin, S. 55-63.
- Niehoff, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. . Dissertaion, Universität Potsdam, Potsdam, 134 S.
- Nitzsche, O., Krück, S., Zimmerling, B. und Schmidt, W. (2002a): Boden- und gewässerschonende Landwirtschaft in Flusseinzugsgebieten, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 7, Dresden.
- Nitzsche, O., Krück, S. und Zimmermann, M. (2002b): Entwicklung von dauerhaft umweltgerechten Landwirtschaftungsverfahren im sächsischen Einzugsgebiet der Elbe - Teilthema I: Begleitende Untersuchungen zur praktischen Anwendung und Verbreitung von konservierender Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau sowie Mulchsaat in den Ackerbaugebieten Sachsens zur Minderung von Wassererosion und Nährstoffaustrag im Elbeeinzugsgebiet, Leipzig.
- Nováková, H. und Dostál, T. (2006): Application of Model EROSION 3D in Conditions of the Czech Republic. In: *Workshop Bodenerosion durch Wasser und Wind - Modelle, Gegenmaßnahmen und Nachweismöglichkeiten*, Workshop Bodenerosion durch Wasser und Wind - Modelle, Gegenmaßnahmen und Nachweismöglichkeiten.
- OECD (2001): *Environmental Indicators for Agriculture Vol. 3.* , 400 S.
- Oldeman, L.R. (1994): The global extent of soil degradation. In: Greenland D.J. und Szabolcs I. (Hg.), *Soil resilience and sustainable land use*. CAB International, Wallingford, S. 99-118.
- Owens, L.B., Malone, R.W., Hothem, D.L., Starr, G.C. und Lal, R. (2002): Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 67(1): S. 65-73.
- Panini, T., Torri, D., Pellegrini, S., Pagliai, M. und Sanchis, M.P.S. (1997): A theoretical approach to soil porosity and sealing development using simulated rainstorms. *CATENA*, 31(3): S. 199-218.
- Panuska, J.C., Karthikeyan, K.G. und Miller, P.S. (2008): Impact of surface roughness and crusting on particle size distribution of edge-of-field sediments. *Geoderma*, 145(3-4): S. 315-324.
- Parson, A.J., Stromberg, S.G.L. und Greener, M. (1998): Sediment-transport competence of rain impacted interrill and overland flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23: S. 365–375.

- Pekarova, P., Konicek, A. und Miklanek, P. (1999): Testing of AGNPS model application in Slovak microbasins. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 24(4): S. 303-305.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. und Blair, R. (1995): Erosion and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267: S. 1117-1122.
- Plate, E.J. und Zehe, E. (2008): *Hydrologie und Stoffdynamik kleiner Einzugsgebiete Prozesse und Modelle*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Altenburg, 366 S.
- Podmanicky, L., Balázs, K., Belényesi, M., Centeri, C.S., Kristóf, D. und Kohlheb, N. (2009): Modelling soil quality changes in Europe. An impact assessment of land use change on soil quality in Europe. *Ecological Indicators*, In Press, Corrected Proof: S.
- Podraza, P., Brinkmann, T., Evers, P., von Felde, D., Frost, U., Klopp, R., Knotte, H., Kühlmann, M., Kuk, M., Lipka, P., Nusch, E., Stengert, M., Wessel, M. und van de Weyer, K. (2008): *Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht 2008*, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV), Düsseldorf.
- Poesen, J. und Savat, J. (1981): Detachment and transportation of loose sediments by raindrop splash: Part II Detachability and transport ability measurements. *CATENA*, 8(1): S. 19-41.
- Polyakov, V.O. und Nearing, M.A. (2003): Sediment transport in rill flow under deposition and detachment conditions. *Catena*, 51: S. 33-43.
- Prosser, I.P., Young, B., Rustomji, P., Hughes, A. und Moran, C. (2001): A model of river sediment budgets as an Stoff of river health assessment (MODSIM'2001), Proc. of the International Congress on Modelling and Simulation. Canberra.
- Pullar, D. und Springer, D. (2000): Towards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling and Software*, 15(5): S. 451-459.
- Qian, J., Shan, X.-q., Wang, Z.-j. und Tu, Q. (1996): Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. *Science of The Total Environment*, 187(2): S. 131-141.
- Quinton, J.N. (1999): Detachment and transport of particle-bound P: Process and prospects for modeling. , COST Action on Phosphorus Meeting. Cordoba.
- Quinton, J.N., Catt, J.A. und Hess, T.M. (2001): The Selective Removal of Phosphorus from Soil: Is Event Size Important? *J. Environ. Qual.*, 30: S.:538–545.
- Reger, D. (2007): *Vergleich des Infiltrationsverhaltens ackerbaulich genutzter Böden nach konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung*. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- Reichelt, C.-P. (2007): *Reduzierung von Stoffeinträgen durch wasserschutzkonforme Landwirtschaft am Beispiel der Talsperre Saidenbach, Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2. Gewässerforum Mulde – Weiße Elster, Nossen*.

- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A. und Porter, J.P. (1991): RUSLE: revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*: S. 30-33.
- Renschler, C.S. (2000): A geographical information science perspective on water and sediment balance assessment at different scales. Dissertation, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn, 178 S.
- Renschler, C.S. und Harbor, J. (2002): Soil erosion assessment tools from point to regional scales--the role of geomorphologists in land management research and implementation. *Geomorphology*, 47(2-4): S. 189-209.
- Richter, H. und Aurada, K.-D. (1984): Umweltforschung zur Analyse und Diagnose der Landschaft. VEB Hermann Haak, Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha., Gotha.
- Richter, S. (2004): Ableitung und Bewertung von Strategien zur Minderung des Bodeneintrages in die Talsperre Bautzen unter Anwendung des Erosionssimulationsmodells EROSION 3D. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Dresden, 96 S.
- Rimal, B.K. und Lal, R. (2009): Soil and carbon losses from five different land management areas under simulated rainfall. *Soil and Tillage Research*, 106(1): S. 62-70.
- Rode, M. und Frede, H.G. (1999): Testing AGNPS for soil erosion and water quality modelling in agricultural catchments in Hessen (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 24(4): S. 297-301.
- Rode, M. und Lindenschmidt, K.E. (2001): Distributed sediment and phosphorus transport modeling on a medium sized catchment in Central Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26(7-8): S. 635-640.
- Romero, C.C., Stroosnijder, L. und Baigorria, G.A. (2007): Interrill and rill erodibility in the northern Andean Highlands. *CATENA*, 70(2): S. 105-113.
- Römkens, M.J.M., Prasad, S.N. und Gerits, J.J.P. (1997): Soil erosion modes of sealing soils: a phenomenological study. *Soil Technology*, 11(1): S. 31-41.
- Römkens, M.M., Prasad, S.N. und Parlange, J.-Y. (1990): Surface seal development in relation to rainstorm intensity. *Catena*, 17: S. 1-11.
- Roose, E.J. (1975): Erosion et ruissellement an Afrique de l'ouest: vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales, Audiopodoumé.
- Saavedra, C., Velasco, J., Pajuelo, P., Perea, F. und Delgado, A. (2007): Effects of tillage on phosphorus release potential in a Spanish vertisol *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71: S. 56-63.
- Salles, C., Poesen, J. und Sempere-Torres, D. (2002): Kinetic energy of rain and its functional relationship with intensity. *Journal of Hydrology*, 257(1-4): S. 256-270.
- Sandner, E. und Bernhard, A. (2008): Erzgebirgsbecken. In: K. Mannsfeld und R.U. Syrbe (Hg.), *Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde e.V. . Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Leipzig*, S.

- Scalenghe, R., Edwards, A.C. und Barberis, E. (2007): Phosphorus loss in overfertilized soils: The selective P partitioning and redistribution between particle size separates. *European Journal of Agronomy*, 27(1): S. 72-80.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 593 S.
- Scherer, U. (2000): *Modelling phosphorus transport processes in a small southern German rural catchment, The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer*. Waterloo.
- Scherer, U., Fuchs, S., Behrendt, H. und Hillenbrand, T. (2003): Emissions of heavy metals into river basins of Germany. *Water Science and Technology*, 47(7-8): S. 251-257.
- Scherer, U. (2008): *Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft*. Dissertation, Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 220 S.
- Schilde, M. (2008): *Modelling Soil Erosion in the Zhifanggou-Watershed on the Chinese Loess Plateau using EROSION 2/3D*, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, 79 S.
- Schindewolf, M. und Schmidt, W. (2009): *Validierung EROSION 3D*, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Heft 15/2009, Dresden. 121 S.
- Schindewolf, M. und Schmidt, W. (2010): *EROSION 3D Sachsen*, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 9/2010, Dresden. 115 S.
- Schindewolf, M. und Schmidt, J. (2011): *Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation*. CATENA, In Press, Corrected Proof.
- Schinner, F. und Sonnleitner, R. (1997): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik*. Band IV Anorganische Schadstoffe. Springer, Berlin, 459 S.
- Schmidt, J. (1988): *Wasserhaushalt und Feststofftransport an geneigten, landwirtschaftlich bearbeiteten Hängen*. Dissertation, Freie Universität Berlin, Berlin.
- Schmidt, J. (1991): *A mathematical Model to Simulate Rainfall Erosion*. In: H.-R. Bork, J. de Ploey und A.P. Schick (Hg.), *Erosion, Transport and deposition processes - theories and models*. Catena Supplement, S. 101-109.
- Schmidt, J. (1992): *Modeling long term soil loss and landform change*. In: A.J. Parson und A.D. Abrahams (Hg.), *Overland flow - Hydraulics and Erosion Mechanics*. UCL Press, London, S. 409-433.
- Schmidt, J. (1996): *Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter, landwirtschaftlicher Nutzflächen*. *Berliner Geographische Abhandlungen*, 61, 148 S.
- Schmidt, J., von Werner, M. und Michael, A. (1996): *EROSION 2D/3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser*, Dresden/Freiberg.
- Schmidt, J. (1998a): *Modellbildung zur Bodenerosion*. In: G. Richter (Hg.), *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 137-151.

- Schmidt, J., Werner, M.v. und Michael, A. (1999): Application of the EROSION 3D model to the Catsop watershed, The Netherlands. CATENA, 37(3-4): S. 449-456.
- Schmidt, R.G. (1998b): Beobachtung, Messung und Kartierung der Wassererosion. In: G. Richter (Hg.), Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 110-121.
- Schmidt, W. (1994): Statusbericht zur Erosion im Freistaat Sachsen 1993, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Leipzig.
- Schmidt, W. (2008): Bewirtschaftungsmethoden. Bodenportal, <http://www.forsten.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/inhalt/7141.htm>, (06.05.2011).
- Schmidt, W. (2009): mündliche Mitteilung.
- Schob, A., Schmidt, J. und Tenholtern, R. (2006): Derivation of site-related measures to minimise soil erosion on the watershed scale in the Saxonian loess belt using the model EROSION 3D. CATENA, 68(2-3): S. 153-160.
- Schramm, M. (1994): Ein Erosionsmodell mit räumlich und zeitlich veränderlicher Rillenmorphologie. Dissertation, Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 196 S.
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S. und Zessner, M. (2005): Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998-2000 - Results and Problems. Water Science and Technology, 51: S. 283-290
- Schulla, J. und Jasper, K. (1998): Modellbeschreibung WaSIM-ETH. Technischer Bericht, Institut für Athmosphäre und Klima, ETH Zürich
- Schwertmann, U., Auerswald, K. und Bernhard, M. (1983): Erfahrungen mit Methoden zur Abschätzung des Bodenabtrags durch Wasser. Geomethodica: Veröffentlichungen des Basler Geomethodischen Colloquiums 8: S. 87-116.
- Schwertmann, U., Vogl, W. und M., K. (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- Seeger, M. (2007): Uncertainty of factors determining runoff and erosion processes as quantified by rainfall simulations CATENA, 71: S. 56-67.
- Seidel, N. (2008): Untersuchung der Wirkung verschiedener Landnutzungen auf Oberflächenabfluss und Bodenerosion mit einem Simulationsmodell. Dissertation, TU Bergakademie, Freiberg, 168 S.
- Shipitalo, M.J. und Edwards, W.M. (1998a): Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds. Soil & Tillage Research, 46: S. 1-12.
- Shipitalo, M.J. und Edwards, W.M. (1998b): Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds. Soil and Tillage Research, 46(1-2): S. 1-12.

- Singh, G., Babu, R. und Chandra, S. (1981): Soil loss prediction in India, Dehra Dun.
- Smith, R.E. (1981): A kinematic model for surface mine sediment yield. Transactions of the ASAE: S. 1508– 1514.
- Smith, R.E., Goodrich, D.C. und Quinton, J.N. (1995): Dynamic, distributed simulation of watershed erosion: The KINEROS2 and EUROSEM models. Journal of Soil and Water Conservation, 50(5): S. 517-520.
- Smith, R.E., Goodrich, D.C. und Unkrich, C.L. (1999): Simulation of selected events on the Catsop catchment by KINEROS2, a report for the GCTE conference on catchment scale erosion models. . Catena 37 S. 457– 475.
- SMUL (2005): Europäische Wasserrahmenrichtlinie - Neue Impulse für Sachsen zur Bestandsaufnahme nach WRRL im Freistaat Sachsen, Dresden.
- SMUL (2009): Agrarbericht in Zahlen,
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/showDetails.do?id=2949322>
- Statistisches Bundesamt (2010): Landwirtschaft – Betriebe, Arbeitskräfte, Bodennutzung.
- Statistisches Landesamt des Freistaats Sachsens (2010): Bodennutzung des Jahres 2009.
- Stockfisch, N., Forstreuter, T. und Ehlers, W. (1999): Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. Soil and Tillage Research, 52(1-2): S. 91-101.
- STOFFBILANZ (Stand 2011): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Ergebniskarte zum partikelgebundem P-Eintrag in OWK,
http://www.viewer.stoffbilanz.de/main.php?lang=de&haupt=maps&px1=2&sz=3&sz2=4&aktion=1&hn=acker_gruen_obst_wein_nadel_laub_siedl_gew_dev&raum=1&raumdaten=&sub01=basismap&sub02=pb&sub03=imm_pb&sub04=owk&sub05=part_p_erosion.
- Stoyan, D., Stoyan, H. und Jansen, U. (1997): Umweltstatistik Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig, 348 S.
- Strauss, P., Swoboda, D. und Blum, W.E.H. (2003a): How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss—a literature review, Proceedings from '25 years of Assessment of Erosion'. Ghent.
- Strauss, P., Swoboda, D. und Blum, W.E.H. (2003b): How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss?—a literature review, Proceedings of "25 years of Assessment of Erosion". Ghent.
- Stroosnijder, L. (2005): Measurement of erosion: Is it possible? CATENA, 64(2-3): S. 162-173.
- Stumpf, F. und Auerswald, K. (2006): Hochaufgelöste Erosionsprognosekarten von Bayern. Wasserwirtschaft, 7-8: S. 70-74.
- Takken, I., Beuselinck, L., Nachtergaele, J., Govers, G., Poesen, J. und Degraer, G. (1999): Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). Catena, 37(3-4): S. 431-447.

- Tebrügge, F. und Eichhorn, H. Die ökologischen und ökonomischen Aspekte von Bodenbearbeitungssystemen. In: B. Friebe (Hg.), Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. Verlag Dr. Fleck, Niederkleen, S. 7-20.
- Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R. und Iaquina, P. (2009): Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, 112(3-4): S. 228-245.
- Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen, Forschungszentrum Jülich GmbH, Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, Jülich. 287 S.
- Torri, D. und Poesen, J. (1992): The effect of soil surface slope on raindrop detachment. *CATENA*, 19(6): S. 561-578.
- Torri, D., Jean Poesen, Lorenzo Borselli (1997): Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. *Catena*, 31: S. 1-22.
- Toy, T., J., Foster, G.R. und Renard, K.G. (2002): *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement and Control*. John Wiley & Sons Inc., New York, 338 S.
- Tritt, W.P. (1994): Zur Problematik der Akzeptanz von Klärschlämmen. *Korrespondenz Abwasser*, 8/1994: S. 1306-1316.
- Ulén, B.M. und Kalisky, T. (2005): Water erosion and phosphorus problems in an agricultural catchment - Need for natural research for implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 8(5): S. 477-484.
- Vahabi, J. und Nikkani, D. (2008): Assessing dominant factors affecting soil erosion using a portable rainfall simulator. *International Journal of Sediment Research*, 23(4): S. 376-386.
- Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A. und Montanarella, L. (2000): *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 34 S.
- Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A. und Montanarella, L. (2002): *Soil erosion risk assessment in Italy*. , *Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium*. Logrono.
- Van Genuchten, M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: S. 892-898.
- Veihe, A., J. Rey, J. N. Quinton, P. Strauss, F. M. Sancho und Somarriba, M. (2001): Modelling of event-based soil erosion in Costa Rica, Nicaragua and Mexico: evaluation of the EUROSEM model. *Catena*, 21(3): S. 187-203.
- Vereecken, H. (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil science*, 148(6): S. 389-403.
- Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J. und Smith, C.J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 94(1-4): S. 23-38.

- Verstraeten, G. und Poesen, J. (2002): Using sediment deposits in small ponds to quantify sediment yield from small catchments: Possibilities and limitations. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(13): S. 1425-1439.
- Viney, N.R., Sivapalan, M. und Deeley, D. (2000): A conceptual model of nutrient mobilisation and transport applicable at large catchment scales. *Journal of Hydrology*, 240(1-2): S. 23-44.
- Visser, S.M., Stroosnijder, L. und Chardon, W.J. (2005): Nutrient losses by wind and water, measurements and modelling. *Catena*, 63(1): S. 1-22.
- von Werner, M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation, Freie Universität Berlin, Berlin.
- von Werner, M., Schröder, A. und Schmidt, J. (2004): Abschätzung des Oberflächenabflusses und der Wasserinfiltration auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Hilfe des Modells EROSION-3D Endbericht, Endbericht, Berlin.
- von Werner, M. und Schröder, A. (2005): Erarbeitung der digitalen Datengrundlage von EROSION-3D auf mesoskaliger Maßstabsebene mit Durchführung einer Erosionssimulation für das zu bearbeitende Gebiet. Abschlussbericht, Dresden.
- Walling, D.E., He, Q. und Whelan, P.A. (2003): Using ¹³⁷Cs measurements to validate the application of the AGNPS and ANSWERS erosion and sediment yield models in two small Devon catchments. *Soil and Tillage Research*, 69(1-2): S. 27-43.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1994): Welt im Wandel: Gefährdung der Böden.
- Wegner, M. (1988): Simulation vertikaler Transportvorgänge reaktiver Stoffe am Beispiel des Phosphats, Schriftenreihe Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel 11, Kiel.
- Weigert, A. und Schmidt, J. (2005): Water transport under winter conditions. *CATENA*, 64(2-3): S. 193-208.
- Weigert, A. (2007): Quantifizierung des Feststofftransportes und des partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffeintrages für ausgewählte Managementvarianten im Einzugsgebiet der Wilden und Roten Weißeritz, TU Bergakademie Freiberg, Endbericht. BMBF-Verbundprojekt Einzugsgebiets-Management von Talsperren in Mittelgebirgen – EMTAL, Freiberg.
- Werner, D. (2008): Digitale Übersichtskarte der Erosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden in Thüringen, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, 9 S.
- Werner, U. (2009): Anwendung des Simulationsmodells EROSION 3D zur Abschätzung des partikelgebundenen Phosphateintrages in die Talsperre Pirk. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, 80 S.
- Wild, A. (1988): Plant nutrients in soil: Phosphate. In: A. Wild (Hg.), *Russell's soil conditions and plant growth*. Longman Scientific and Technical, Harlow, S. 695-743.

- Wilke, B. und Schaub, D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 79: S. 435-438.
- Williams, J.R., Jones, C.A. und P.T., D. (1984): Modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Trans. ASAE, 27: S. 129–144.
- Wilson, G.V., McGregor, K.C. und Boykin, D. (2008): Residue impacts on runoff and soil erosion for different corn plant populations. Soil and Tillage Research, 99(2): S. 300-307.
- Wischmeier, W.H. und Smith, H.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. Handbook No. 537, 573. U.S. Dep. Of Agriculture, Washington.
- Woolhiser, D.A., Smith, R.E. und Goodrich, D.C. (1990): KINEROS - a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. USDA-Agricultural Research Service, 77: S. 130.
- Wurbs, D., Koschitzki, T. und Möller, M. (2007): Ermittlung diffuser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer des Landes Sachsen-Anhalt - Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge, Abschlussbericht (unveröff.), Halle.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. und Anderson, W.P. (1989): AGNPS: a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. Journal of Soil and Water Conservation, 44(2): S. 4522-4561.
- Yuan, Y., Bingner, R.L. und Rebich, R.A. (2003): Evaluation of AnnAGNPS nitrogen loading in an agricultural watershed. Journal of the American Water Resources Association, 39(2): S. 457-466.
- Zhang, G.S., Chan, K.Y., Oates, A., Heenan, D.P. und Huang, G.B. (2007): Relationship between soil structure and runoff/soil loss after 24 years of conservation tillage. Soil and Tillage Research, 92(1-2): S. 122-128.
- Zheng, F., He, X., Gao, X., Zhang, C.-e. und Tang, K. (2005): Effects of erosion patterns on nutrient loss following deforestation on the Loess Plateau of China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 108(1): S. 85-97.
- Ziegler, A.D., Giambelluca, T.W. und Sutherland, R.A. (2001): Erosion prediction on unpaved mountain roads in northern Thailand: validation of dynamic erodibility modeling using KINEROS2. Hydrological Processes, 15: S. 337–358.
- Zimmerling, B. (2004): Beregnungsversuche zum Infiltrationsverhalten von Ackerböden nach Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung. Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, 15. Der Andere Verlag, Osnabrück.
- Zimmermann, T. (1989): Effekte der kinetischen Energie natürlicher Starkregen - Konsequenzen für die technische Gestaltung von Regensimulatoren zur kleinflächigen Infiltrationsmessung, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft. Universität Karlsruhe, Vertiefungsarbeit Karlsruhe.
- Zweynert, U. (2008): Möglichkeiten und Grenzen bei der Modellierung von Nährstoffeinträgen auf Flussgebietsebene - Untersuchungen am Beispiel des Modells MONERIS, Technischen Universität Dresden, Dresden, 177 S.

Versicherung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Bei der Auswahl und Auswertung des Materials sowie bei der Herstellung des Manuskripts habe ich keine Unterstützungsleistungen erhalten.

Weitere Personen waren an der Abfassung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Die Hilfe eines Promotionsberaters habe ich nicht in Anspruch genommen. Weitere Personen haben von mir keine geldwerten Leistungen für Arbeiten erhalten, die nicht als solche kenntlich gemacht worden sind.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Anhang

A I Erosionsmodelle

Tabelle A 40: Empirische und physikalisch basierte Modellansätze zur Simulation von Erosion und partikelgebundenem Stofftransport (nach Aksoy und Kanwas, 2005; Merritt et al. 2003; Schmidt 2000; DWA/BVB 2011)

empirische Modellansätze	Quelle	Raumbezug	Zeitbezug	partikelgebundener Stofftransport
USLE Universal Soil Loss Equation	Wischmeier & Smith, 1978	ungegliedert	langjährig. Mittel	-
RUSLE Revised Universal Soil Loss Equation	Renard et al., 1991	Hang	langjährig. Mittel	-
MUSLE Modified USLE	Williams, 1984	Einzugsgebiet	Einzelereignisse	-
SEDD	Ferro und Porto, 2000			-
STOFFBILANZ	Halbfaß, 2005	Einzugsgebiet, gegliedert, Raster	langjährig. Mittel	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P, N)
MONERIS	(Berendt, 1998)	Einzugsgebiet	langjährig. Mittel	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P, N & SM)
AGNPS AnnAGNPS	Young et al., 1989; Yuan et al., 2003; Yuan et al., 2005	Einzugsgebiet	Einzelereignis	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P, N, C, SM)
konzeptionelle Modellansätze				
LASCAM	Viney und Sivapalan, 1999	Einzugsgebiet, gegliedert, Raster	kontinuierlich (d-a)	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P, N)
WaSiM-ETH und AGNPS	Schulla und Jasper, 1998; Young et al., 1989	Einzugsgebiet, gegliedert, Raster	kontinuierlich (h-d)	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P)
SWAT	Arnold et al., 1998)	Einzugsgebiet, gegliedert HRU	kontinuierlich (d-a)	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P)
physikalisch basierte Modellansätze				
CREAMS/ CLEAMS	Knisel, 1980; Nicks, 1998	Hang, gegliedert	Einzelereignis	ER abhängig vom Sedimentaustrag (P, N)
ANSWERS	Beasley et al., 1980	Einzugsgebiet	Einzelereignis	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
WEPP	Nearing et al., 1989	Einzugsgebiet, gegliedert	Einzelereignis/ langjährig. Mittel	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
EROSION 2D	Schmidt, 1991	Hang, gegliedert	Einzelereignis	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
EROSION 3D	Schmidt, 1996; von Werner, 1995	Einzugsgebiet, gegliedert Raster	Einzelereignis	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
KINEROS	Woolhiser et al., 1990	Einzugsgebiet, gegliedert	Einzelereignis	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
EUROSEM	Morgan et al., 1998	Einzugsgebiet, gegliedert	Einzelereignis	ER abhängig vom Sedimentaustrag
LISEM	De Roo et al., 1996	Einzugsgebiet, Gegliedert Raster	Einzelereignis	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein
CATFLOW-SED	Maurer 1997	Einzugsgebiet	Einzelereignis/ langjährig. Mittel	beliebig, Stoffkonzentration in Kornfraktionen muss bekannt sein

a: Jahr, h: Stunde, d: Tag, P: Phosphor, N: Stickstoff, C: Kohlenstoff, SM: Schwermetalle, ER: Anreicherungsfaktor

A II DPROC-Übersetzungstabellen

Tabelle A41: Ableitung von parametrisierbaren Nutzungen aus den ATKIS-Objektgruppen im DPROC
(fett: gefilterte Objekte)

ATKIS Bezeichnung	ATKIS_ID	PKS Bezeichnung	PKS_ID
Ortslage	2101	bebaute Fläche	55
Wohnplatz	2102	bebaute Fläche	55
Wohnbaufläche	2111	bebaute Fläche	55
Industrie- und Gewerbefläche	2112	bebaute Fläche	55
Fläche gemischter Nutzung	2113	bebaute Fläche	55
Fläche besonderer funktionaler Prägung	2114	bebaute Fläche	55
Bergbaubetrieb	2121	bebaute Fläche	55
Abfaldeponie	2122	unbefestigter Weg	45
Raffinerie	2123	bebaute Fläche	55
Werft	2124	bebaute Fläche	55
Lager Depot	2125	bebaute Fläche	55
Kraftwerk	2126	bebaute Fläche	55
Umspannwerk	2127	unbefestigter Weg	45
Förderanlage	2128	bebaute Fläche	55
Kläranlage Klärwerk	2129	bebaute Fläche	55
Fabrikanlage Werksanlage	2130	bebaute Fläche	55
Ausstellungsgelände Messegelände	2131	bebaute Fläche	55
Gärtnerei	2132	bebaute Fläche	55
Heizwerk	2133	bebaute Fläche	55
Wasserwerk	2134	bebaute Fläche	55
Abfallbehandlungsanlage	2135	bebaute Fläche	55
Sportanlage	2201	unbefestigter Weg	45
Freizeitanlage	2202	Gehölzstreifen und Hecken	13
Freilichttheater	2211	bebaute Fläche	55
Freilichtmuseum	2212	Wiese	21
Friedhof	2213	Garten	54
Stadion	2221	bebaute Fläche	55
Sportplatz	2222	Wiese	21
Schiesstand	2223	bewachsener Weg	56
Schwimmbad Freibad	2224	bebaute Fläche	55
Zoo	2225	bebaute Fläche	55
Freizeitpark Safaripark	2226	Wiese	21
Grünanlage	2227	Wiese	21
Campingplatz	2228	Wiese	21
Autokino Freilichtkino	2229	bebaute Fläche	55
Golfplatz	2230	Wiese	21
Tagebau Grube Steinbruch	2301	unbefestigter Weg	45
Halde Aufschüttung	2302	unbefestigter Weg	45
Freifläche	2303	unbefestigter Weg	45
Rieselfeld	2304	Wiese	21
Betriebseinrichtung	2310	bebaute Fläche	55
Gradierwerk Saline	2311	bebaute Fläche	55
Katalytische Krackanlage	2312	bebaute Fläche	55
Vorratsbehälter Speicherbauwerk	2313	bebaute Fläche	55
Absetzbecken Rieselfeld Schlammteich	2314	Wasser	57
Gebäude	2315	bebaute Fläche	55
Turm	2316	bebaute Fläche	55
Schornstein Schlot Esse	2317	bebaute Fläche	55
Durchfahrt	2318	bebaute Fläche	55
Brunnen	2319	bebaute Fläche	55
Stollenmundloch Schachtöffnung Höhleneingang	2320	bebaute Fläche	55
Hochfackel	2321	bebaute Fläche	55
Hochofen	2322	bebaute Fläche	55
Dock	2323	Wasser	57
Kran	2324	bebaute Fläche	55
Pumpe Pumpstelle	2325	bebaute Fläche	55
Wasserrad	2326	Wasser	57
Windrad	2327	bebaute Fläche	55
Solarzellen	2328	bebaute Fläche	55

Archäologische Fundstätte	2331	unbefestigter Weg	45
Denkmal Denkstein	2332	bebaute Fläche	55
Bildstock Wegekrenz Gipfelkreuz	2333	bebaute Fläche	55
Meilenstein	2334	bebaute Fläche	55
Bauwerk in Freizeitanlage	2341	bebaute Fläche	55
Spielfeld Spielfläche	2342	unbefestigter Weg	45
Zuschauertribüne	2343	bebaute Fläche	55
Rennbahn Laufbahn Geläuf	2344	unbefestigter Weg	45
Schwimmbecken	2345	bebaute Fläche	55
Sprungschanze (Anlauf)	2346	bebaute Fläche	55
Anzeigetafel Bildwand	2347	bebaute Fläche	55
Mauer	2351	bebaute Fläche	55
Zaun	2352	bebaute Fläche	55
Straße	3101	Straße/ asphaltierter Weg	44
Weg	3102	unbefestigter Weg	45
Platz (Rastplatz Parkplatz)	3103	bebaute Fläche	55
Straße (komplex)	3104	Straße/ asphaltierter Weg	44
Straßenkörper	3105	bebaute Fläche	55
Fahrbahn	3106	Straße/ asphaltierter Weg	44
Netzknoten (komplex)	3180	Straße/ asphaltierter Weg	44
Nullpunkt	3181	Straße/ asphaltierter Weg	44
Abschnitt	3182	Straße/ asphaltierter Weg	44
Ast	3183	Straße/ asphaltierter Weg	44
Schienenbahn	3201	Bahnkörper	7
Seilbahn Schwebbahn	3202		0
Schienenbahn (komplex)	3203	Bahnkörper	7
Bahnkörper	3204	Bahnkörper	7
Bahnstrecke	3205	Bahnkörper	7
Flughafen	3301	Straße/ asphaltierter Weg	44
Flugplatz Landeplatz	3302	unbefestigter Weg	45
Rollbahn	3303	Straße/ asphaltierter Weg	44
Flughafen-Vorfeld	3304	Straße/ asphaltierter Weg	44
Hafen	3401	bebaute Fläche	55
Hafenbecken	3402	Wasser	57
Schiffahrtlinie	3403	Wasser	57
Bahnhofsanlage	3501	bebaute Fläche	55
Raststätte	3502	bebaute Fläche	55
Verkehrsknoten	3503	Straße/ asphaltierter Weg	44
Grenzübergang Zollanlage	3511	bebaute Fläche	55
Anlegestelle Anleger	3512	Wasser	57
Tunnel	3513		0
Brücke Unterführung Überführung	3514	bebaute Fläche	55
Furt	3515	Wasser	57
Bahnübergang	3516	Straße/ asphaltierter Weg	44
Schutzgalerie	3517		0
Brückenpfeiler	3521	bebaute Fläche	55
Kilometrierungspunkt Stationierungspunkt	3522	Wasser	57
Schiffahrtszeichen	3523	Wasser	57
Gewässerachse	3524	Wasser	57
Freileitung	3531		0
Rohrleitung Pipeline	3532		0
Förderband Bandstraße	3533	bebaute Fläche	55
Mast	3541	bebaute Fläche	55
Radioteleskop	3542	bebaute Fläche	55
Antenne	3543	bebaute Fläche	55
Ackerland	4101	Brache	10
Grünland	4102	Wiese	21
Gartenland	4103	Garten	54
Heide	4104	Wald/Forst	12
Moor Moos	4105	Wiese	21
Sumpf Ried	4106	Wiese	21
Wald Forst	4107	Wald/Forst	12
Gehölz	4108	Wald/Forst	12
Sonderkultur	4109	Wiese	21
Brachland	4110	Wiese	21
Nasser Boden	4111		0
Vegetationslose Fläche	4120	unbefestigter Weg	45
Schneise	4198	Wald/Forst	12

Fläche z.Zt. unbestimmbar	4199	unbefestigter Weg	45
Baum	4201	Wald/Forst	12
Baumreihe	4202	Wald/Forst	12
Hecke Knick Wallhecke	4203	Gehölzstreifen und Hecken	13
Strom Fluss Bach	5101	Wasser	57
Kanal (Schifffahrt)	5102	Wasser	57
Graben Kanal (Wasserwirtschaft)	5103	Wasser	57
Priel	5104	Wasser	57
Quelle	5105	Wasser	57
Meer	5111	Wasser	57
Binnensee Stausee Teich	5112	Wasser	57
Watt	5121	Wasser	57
Sandbank	5201	Wasser	57
Stromschnelle	5202	Wasser	57
Wasserfall	5203	Wasser	57
Durchlass	5301	Wasser	57
Talsperre Wehr	5302	Wasser	57
Schleuse	5303	Wasser	57
Schleusenkammer	5304	Wasser	57
Pegel	5311	Wasser	57
Wasserspiegelhöhe	5312	Wasser	57
Uferbefestigung	5321	bebaute Fläche	55
Höhenlinien	6102		0
Kammlinie	6103		0
Tallinie	6104		0
Kuppe	6105		0
Mulde	6106		0
Sattel	6107		0
Aussparungsfläche	6108		0
Damm Wall Deich	6201	bewachsener Weg	56
Böschung Kliff (komplex)	6205	Ruderalvegetation	37
Stützmauer	6207	bebaute Fläche	55
Einschnitt	6208		0
Felsen Felsblock Felsnadel	6211		0
Doline Erdfall Pinge	6212		0
Gletscherspalte	6213		0
Düne	6215	Ruderalvegetation	37
Böschungsfläche	6216	Ruderalvegetation	37
Geländekante	6217	Ruderalvegetation	37
Verwaltungseinheit	7101		0
Sitz der Verwaltung	7102		0
Landschaft	7201		0
Kleinräumiger Landschaftsteil	7202		0
Gewann	7203	Wiese	21
Insel	7211		0
Grenze	7299		0
Nationalpark	7301		0
Naturschutzgebiet	7302		0
Geschützter Landschaftsbestandteil	7303		0
Landschaftsschutzgebiet	7304		0
Naturpark	7305		0
Biosphärenreservat	7306		0
Vogelschutzgebiet	7307		0
Wasserschutzgebiet Heilquellenschutzgebiet	7311		0
Lärmschutzbereich	7312		0
Bodenbewegungsgebiet	7401		0
Bruchfeld	7402		0
Truppenübungsplatz Standortübungsplatz	7403		0
Überschwemmungsgebiet	7404		0
Testgelände	7405		0
Polder	7406		0

PKS: Parameterkatalog Sachsen, fett: gefilterte Objekte vgl. Kapitel 2.73.1

Tabelle A42: Ableitung von parametrisierbaren Nutzungen aus den InVeKoS-Objektgruppen im DPROC

HKCODE Bezeichnung	HKCODE	PKS Bezeichnung	PKS_ID
Hartweizen (Durum)	113	Sommerweizen	41
Dinkel	114	Sommerweizen	41
Winterweizen (Weichweizen)	115	Winterweizen	51
Sommerweizen (Weichweizen)	116	Sommerweizen	41
Winterroggen	121	Winterroggen	50
Sommerroggen	122	Sommergerste	40
Wintermenggetreide	125	Winterweizen	51
Wintergerste	131	Wintergerste	49
Sommergerste	132	Sommergerste	40
Winterhafer	142	Wintergerste	49
Sommerhafer	143	Hafer	23
Sommermenggetreide	145	Sommerweizen	41
Triticale	155	Winterweizen	51
Körnermais	171	Mais	25
Corn-Cob-Mix	172	Mais	25
Silomais als Getreide	173	Mais	25
Zuckermais	174	Mais	25
Hirse	181	Mais	25
Buchweizen	182	Ackerbohnen	2
Sonstige Getreide	190	Sommerweizen	41
Erbsen zur Körnergewinnung	210	Erbsen	11
Ackerbohnen	220	Ackerbohnen	2
Süßlupinen	230	Ackerbohnen	2
Sonstige Hülsenfrüchte	290	Erbsen	11
Wicken	291	Ackerbohnen	2
Linsen zur Körnergewinnung	292	Möhren	26
Kichererbsen zur Körnergewinnung	293	Ackerbohnen	2
Wicken zur Körnergewinnung	294	Ackerbohnen	2
Winterraps (00) zur Körnergewinnung	311	Raps	31
Sommerraps (00) zur Körnergewinnung	312	Sommergerste	40
Winterrübsen zur Körnergewinnung	315	Raps	31
Sommerrübsen zur Körnergewinnung	316	Erbsen	11
Vertrags-0-Raps	317	Sommergerste	40
Wintererucaraps zur Körnergewinnung	318	Raps	31
Sommererucaraps zur Körnergewinnung	319	Sommergerste	40
Sonnenblumen zur Körnergewinnung	320	Mais	25
Sojabohnen als Hauptfrucht zur Körnergewinnung	330	Ackerbohnen	2
Öllein zur Körnergewinnung	341	Hafer	23
Lein zur Fasergewinnung (Flachs)	342	Hafer	23
Sonstige Ölfrüchte	390	Sommergerste	40
Körnersenf	391	Sommergerste	40
Silomais (Hauptfutter)	411	Raps	31
Futterhackfrüchte ohne Futterkartoffeln	412	Rüben	32
Kohlrüben	414	Rüben	32
Klee	421	Raps	31
Kleegras	422	Ackerbohnen	2
Luzerne	423	Ackerbohnen	2
Gras	424	Wiese	21
Ganzpflanzensilage	426	Wiese	21
Wechselgrünland	428	Wiese	21
Sonstige Hauptfutterpflanzen	429	Wiese	21
Wiesen	451	Wiese	21
Mähweiden	452	Wiese	21
Weiden und Almen	453	Wiese	21
Hutungen	454	Wiese	21
Streuwiesen	458	Wiese	21
Sonstige Grünlandflächen	459	Wiese	21
Streuobstfläche mit Grünlandnutzung	480	Wiese	21
Alle anderen Flächen	490	Wiese	21
Stilllegung ohne nachwachsende Rohstoffe	511	Ruderalvegetation	37
Stilllegung mit einjährig nachwachsenden Rohstoffen	516	Ruderalvegetation	37
Stilllegung mit mehrjährig nachwachsenden Rohstoffen	517	Ruderalvegetation	37
Sonstige stillgelegte Fläche gemäß flankierender Maßnahmen (20-jähr.)	555	Ruderalvegetation	37
Stilllegung für Naturschutz und Landschaftspflege (5-Jahresprogramm)	559	Ruderalvegetation	37

Stilllegung im Rahmen der Erstaufforstung	563	Gehölzstreifen und Hecken	13
Stilllegung im Rahmen der Biotopentwicklung	564	Ruderalvegetation	37
Anbau von Futterleguminosen auf Stilllegungsflächen	566	Ruderalvegetation	37
Dauergrünlandfläche (stillgel.) für Biotopentwicklung	567	Wiese	21
Dauergrünlandfläche (stillgel.) für Erstaufforstung	568	Wiese	21
Ackerland aus der Erzeugung genommen	591	Wiese	21
Dauergrünland aus der Erzeugung genommen	592	Wiese	21
Frühkartoffeln	611	Kartoffeln	43
Speisekartoffeln zum Direktverzehr	612	Kartoffeln	43
Sonstige Industriekartoffeln	613	Kartoffeln	43
Futterkartoffeln	614	Kartoffeln	43
Pflanzkartoffeln	615	Kartoffeln	43
Stärkekartoffeln	616	Kartoffeln	43
Zuckerrüben	620	Rüben	32
Stärkekartoffeln, Vertragsanbau für Südstärke	640	Kartoffeln	43
Stärkekartoffeln, Vertragsanbau für Emslandstärke	641	Kartoffeln	43
Stärkekartoffeln, Vertragsanbau für AVEBE/D	642	Kartoffeln	43
Stärkekartoffeln, Vertragsanbau für AVEBE/NL	643	Kartoffeln	43
Stärkekartoffeln, Vertragsanbau für AGRANA	644	Kartoffeln	43
Sonstige Hackfrüchte (außer Futterhackfrüchte)	690	Rüben	32
Feldgemüse (Ackerland) im Wechsel mit Ackerkulturen	710	Möhren	26
Spargel	715	Kartoffeln	43
Zierpflanzen (Freiland)	722	Garten	54
Erdbeeren (Freiland)	723	Garten	54
Gemüse (Freiland)	724	Möhren	26
Gemüse und sonstige Gartengewächse (Glas, Folie)	731	Bebaute Fläche	55
Zierpflanzen (Glas, Folie)	732	Bebaute Fläche	55
Pilzbeetflächen (Glas, Folie)	733	Bebaute Fläche	55
Hopfen	750	Gehölzstreifen und Hecken	13
Vorrübergehende Stilllegung von Hopfenflächen	753	Gehölzstreifen und Hecken	13
Alle anderen Flächen	757	Wiese	21
Tabak	760	Sommergerste	40
Heil- und Gewürzpflanzen	770	Garten	54
Küchenkräuter	771	Garten	54
Kamille	774	Garten	54
Alle anderen Handelsgewächse	790	Garten	54
Gartenbausämereien	791	Garten	54
Faserhanf	793	Mais	25
Apfel-, Birne-, Pfirsich-Vollanbau	811	Gehölzstreifen und Hecken	13
Streuobst/-wiese	812	Wiese	21
Beerenobst	817	Gehölzstreifen und Hecken	13
Sonstige Obstanlagen	819	Wiese	21
Baumschulen	830	Gehölzstreifen und Hecken	13
Beerenobst zur Vermehrung (in Baumschulen)	831	Gehölzstreifen und Hecken	13
Korbweiden	845	Gehölzstreifen und Hecken	13
Weihnachtsbäume	846	Gehölzstreifen und Hecken	13
Schnellwüchsige Forstgehölze	848	Wald/Forst	12
Rebland	850	Mais	25
Sonstige Dauerkulturen	890	Wiese	21
Pappeln	891	Gehölzstreifen und Hecken	13
Rhabarber	892	Möhren	26
Miscanthus (Chinaschilf)	896	Wiese	21
Sonstige Ackerkulturen	910	Möhren	26
Rübensamenvermehrung	911	Garten	54
Grassamenvermehrung	912	Wiese	21
Haus- und Nutzgärten	920	Garten	54
Bewirtschaftete Gewässer / Teichflächen	930	Wasser	57
Forellenteich	931	Wasser	57
Karpfenteich	932	Wasser	57
Sonstige bewirtschaftete Gewässer	939	Wasser	57

Forstfläche für Ausgleichszulage	950	Wald/Forst	12
Pflege aufgebener landwirtschaftlicher Flächen	961	Wiese	21
Alle anderen Flächen	990	Wiese	21
Alle anderen Flächen	994	Wiese	21
Alle anderen Flächen	996	Wiese	21
Vorübergehend nicht verfügbare Fläche (Härtefall)	999	Brache	10

HK Hauptkulturart, PKS Parameterkatalog Sachsen

A III GIS-Daten

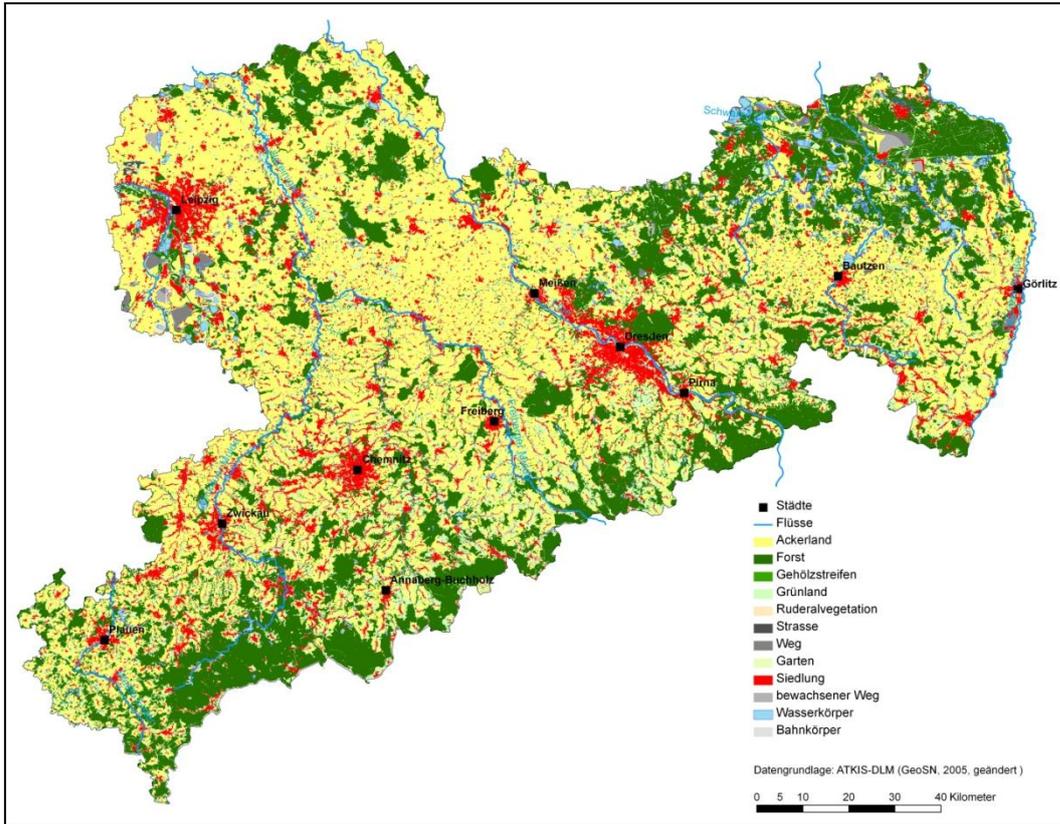


Abbildung A87: Landnutzung in Sachsen (angepasstes ATKIS-DLM; Kategorien gemäß DPROC)

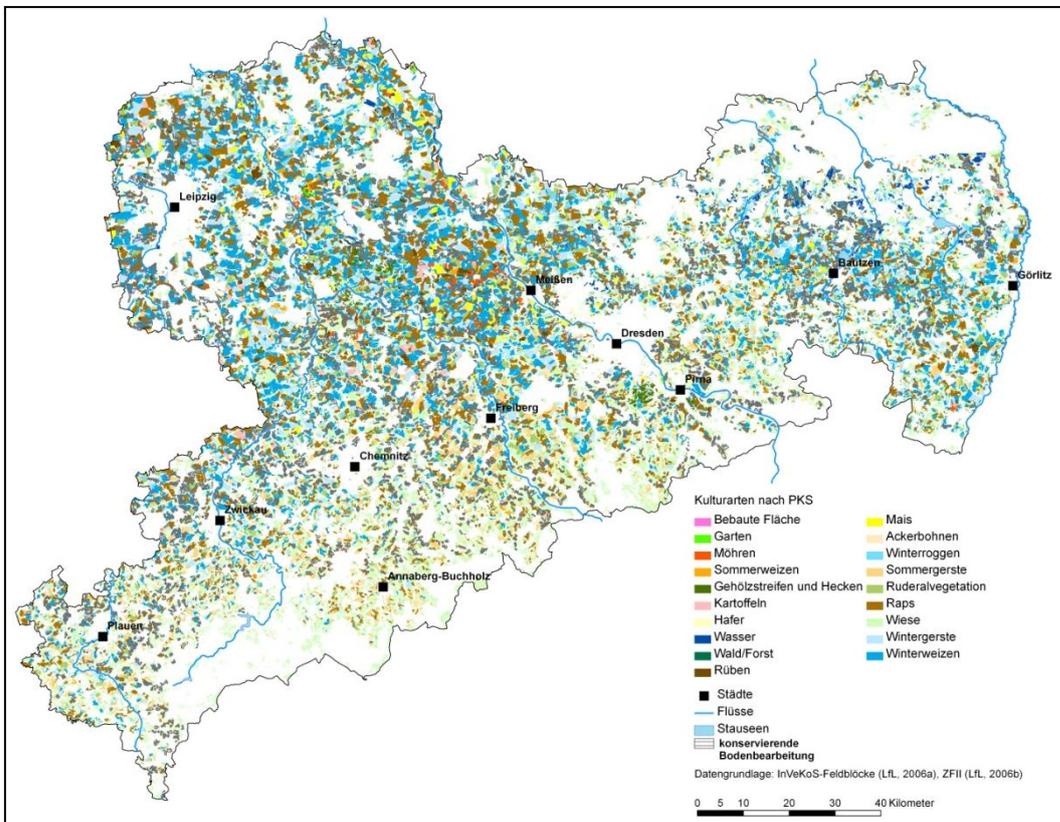


Abbildung A88: Kulturartenverteilung der InVeKoS-Feldblöcke in Sachsen (Kategorien gemäß DPROC)

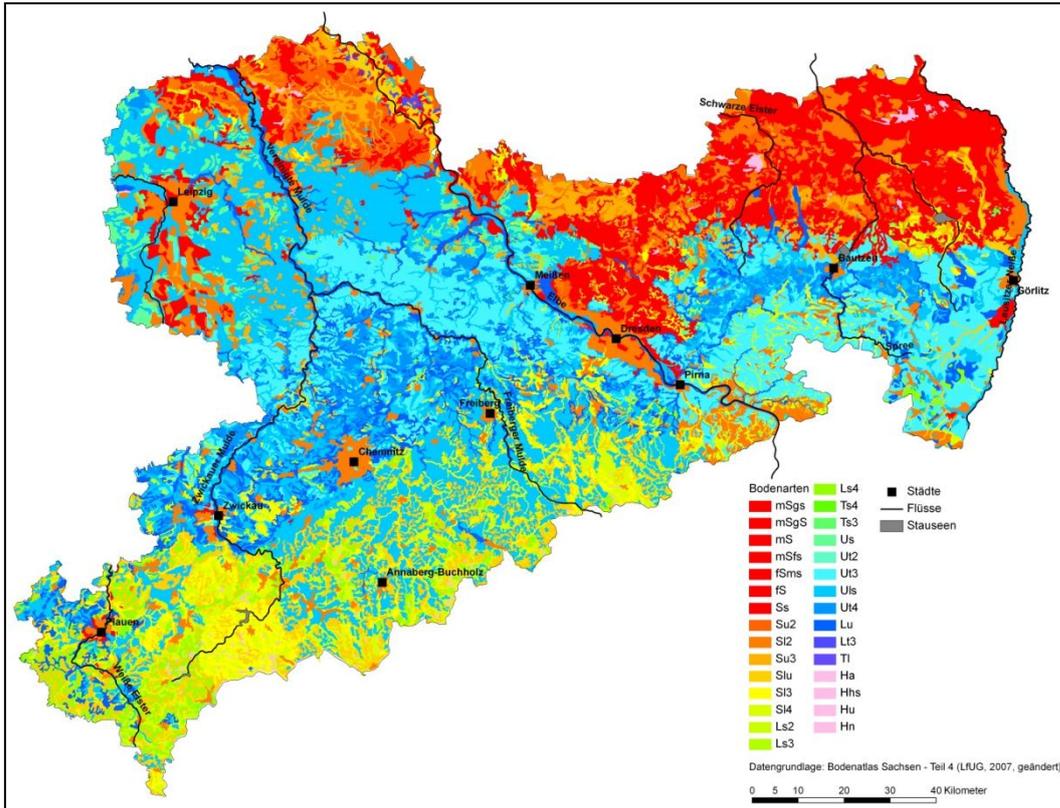


Abbildung A89: Bodenarten in Sachsen (angepasster BSA - Teil 4)

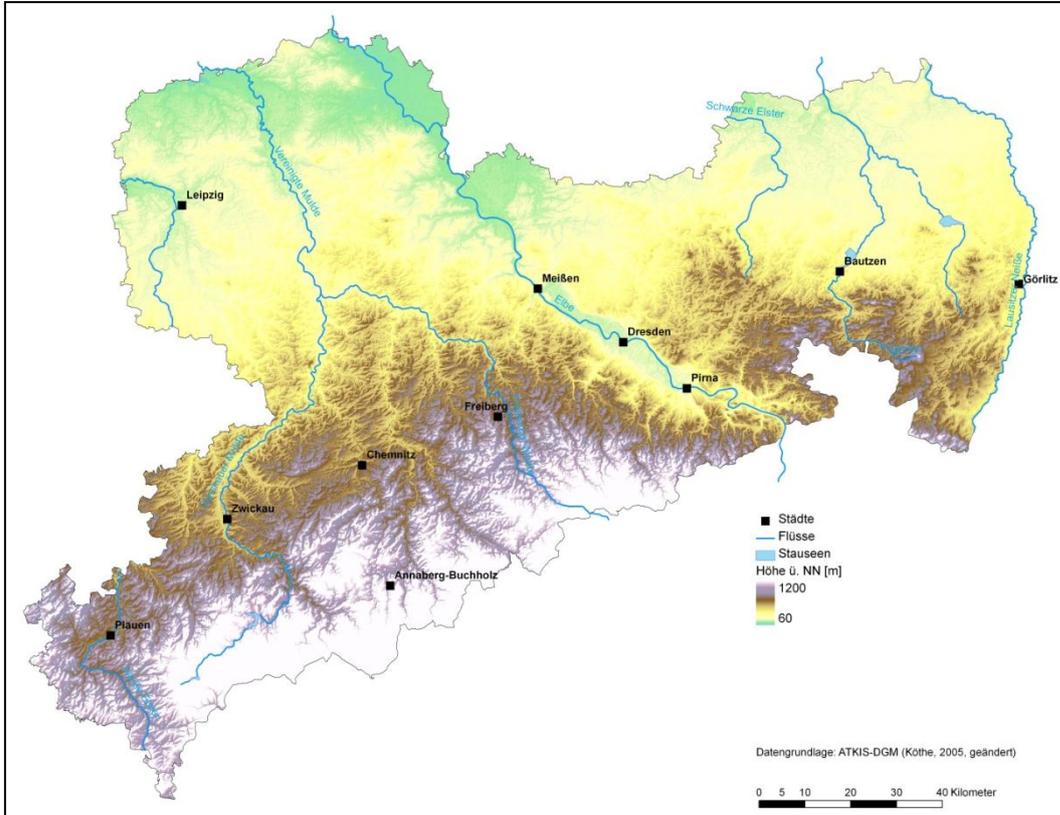


Abbildung A90: Höhenschichtenmodell Sachsen (angepasstes ATKIS-DGM)

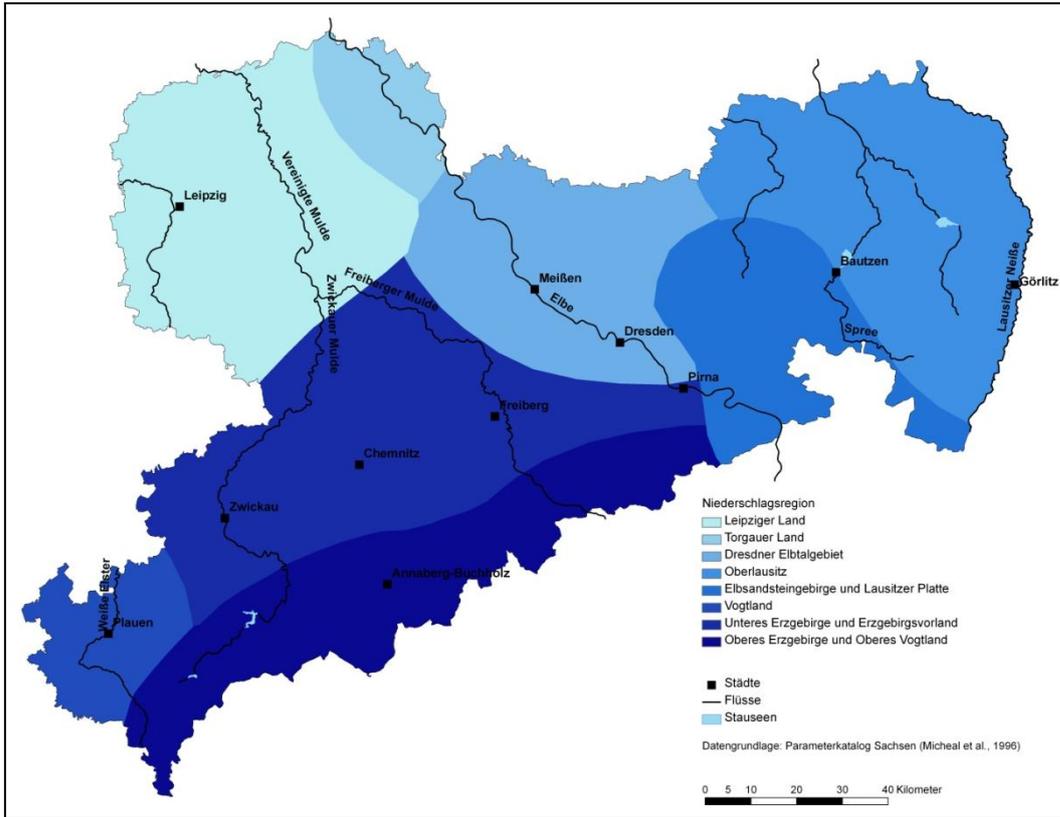


Abbildung A91: Niederschlagsregionen in Sachsen (nach Parameterkatalog Sachsen)

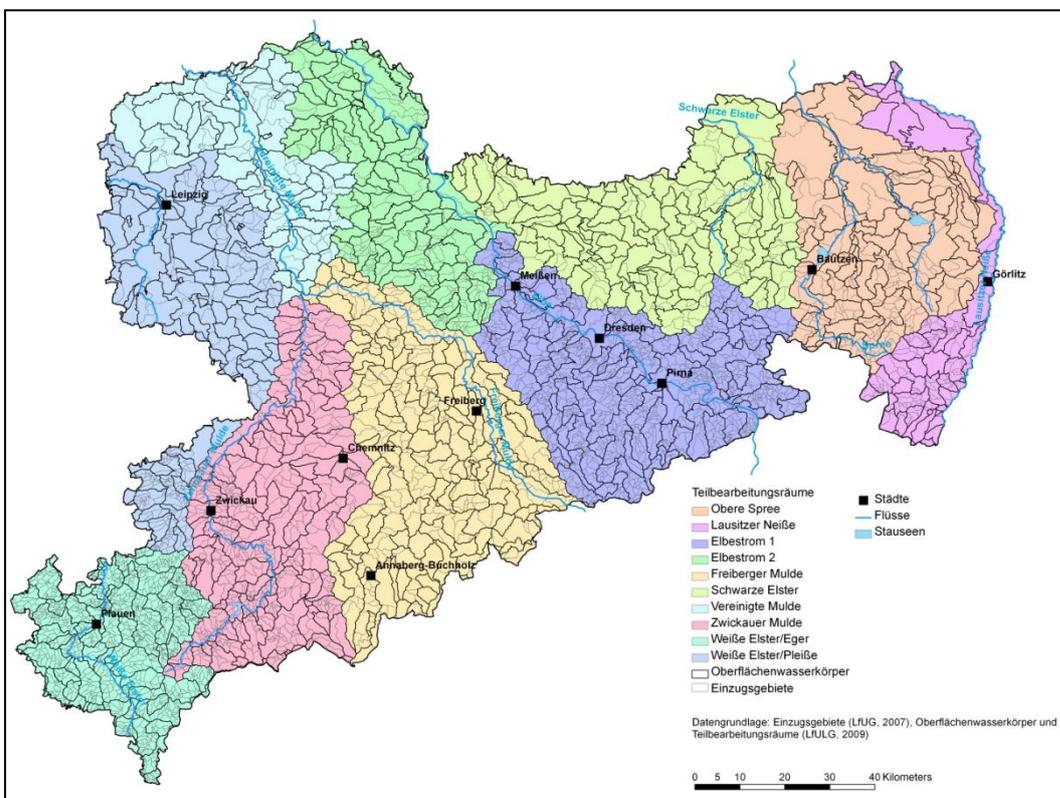


Abbildung A92: Einzugsgebiete, Oberflächenwasserkörper und Teilbearbeitungsräume in Sachsen

A IV Interpolierte Oberboden-Schwermetallgehalte

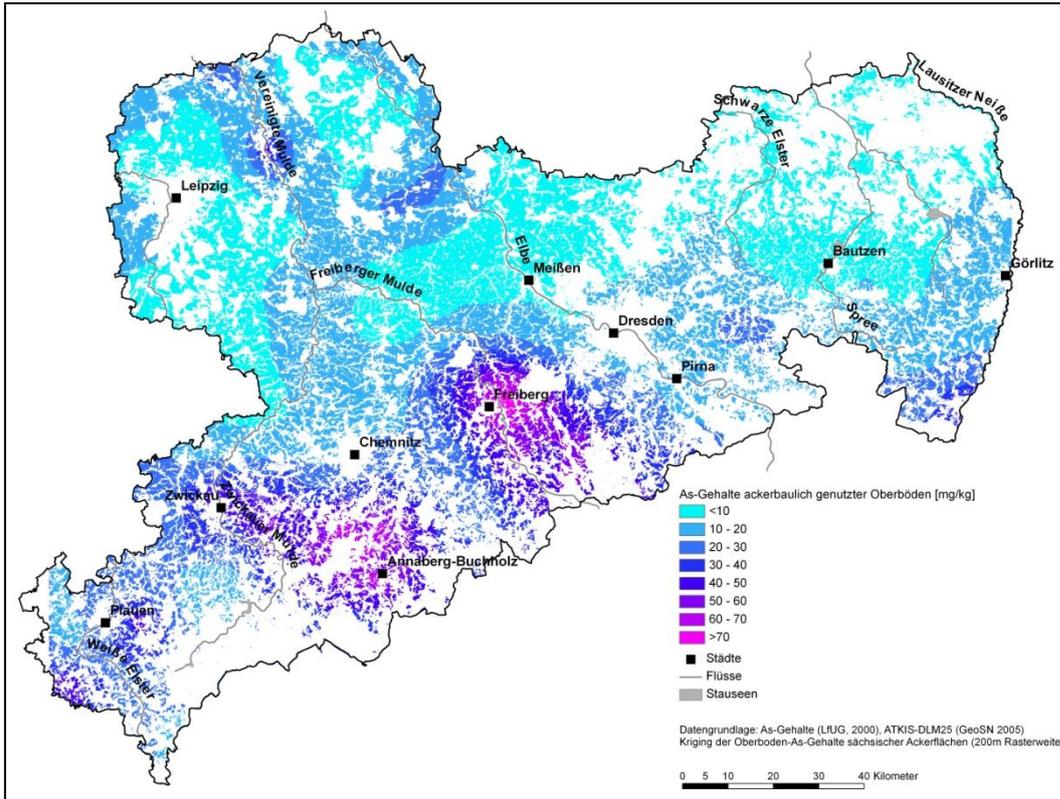


Abbildung A93: Interpolierte As-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

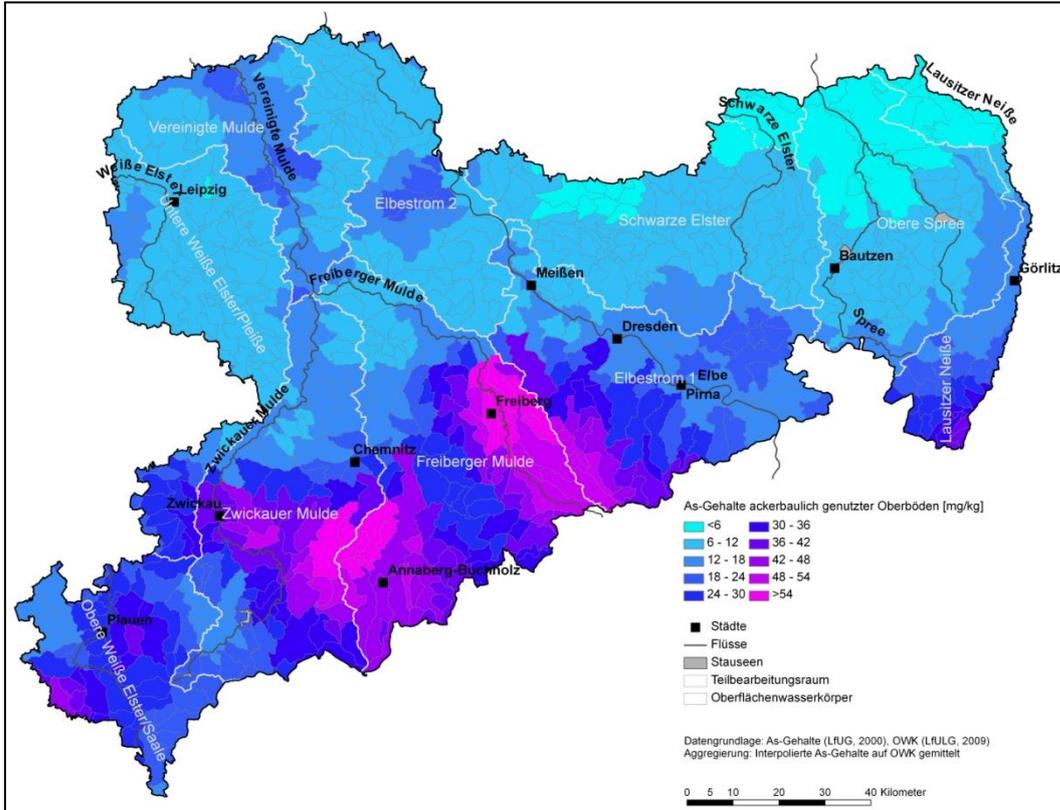


Abbildung A94: Mittlere As-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

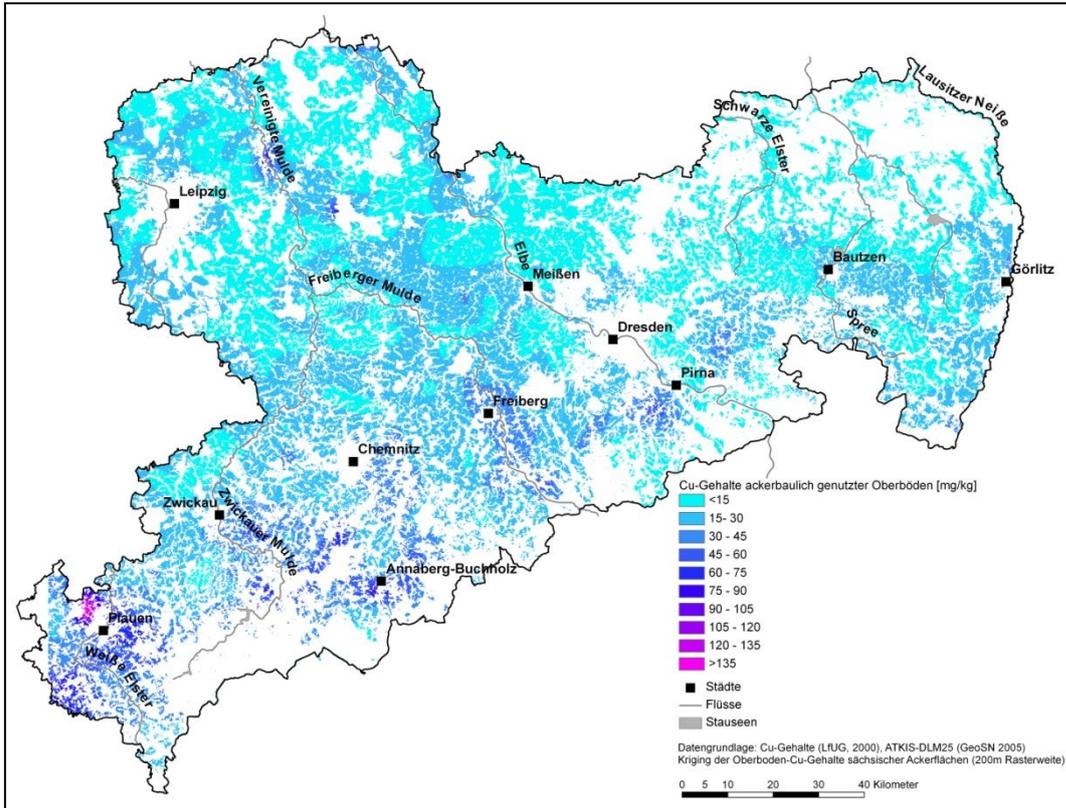


Abbildung A95: Interpolierte Cu-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

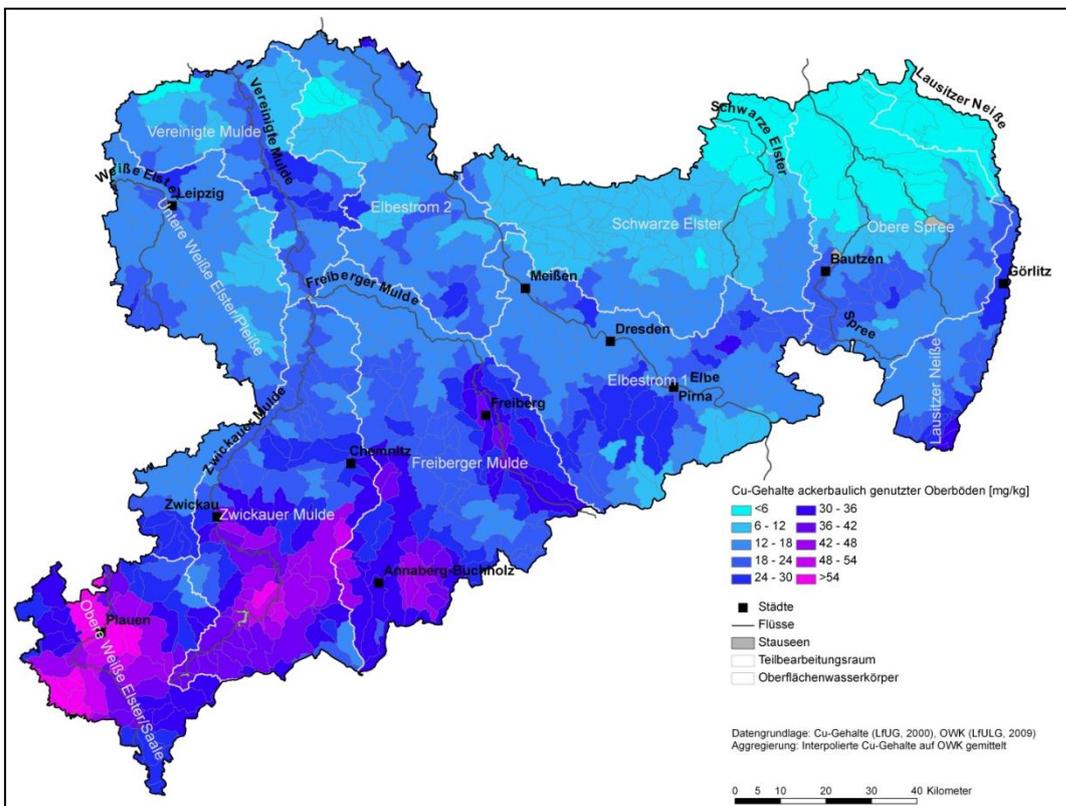


Abbildung A96: Mittlere Cu-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

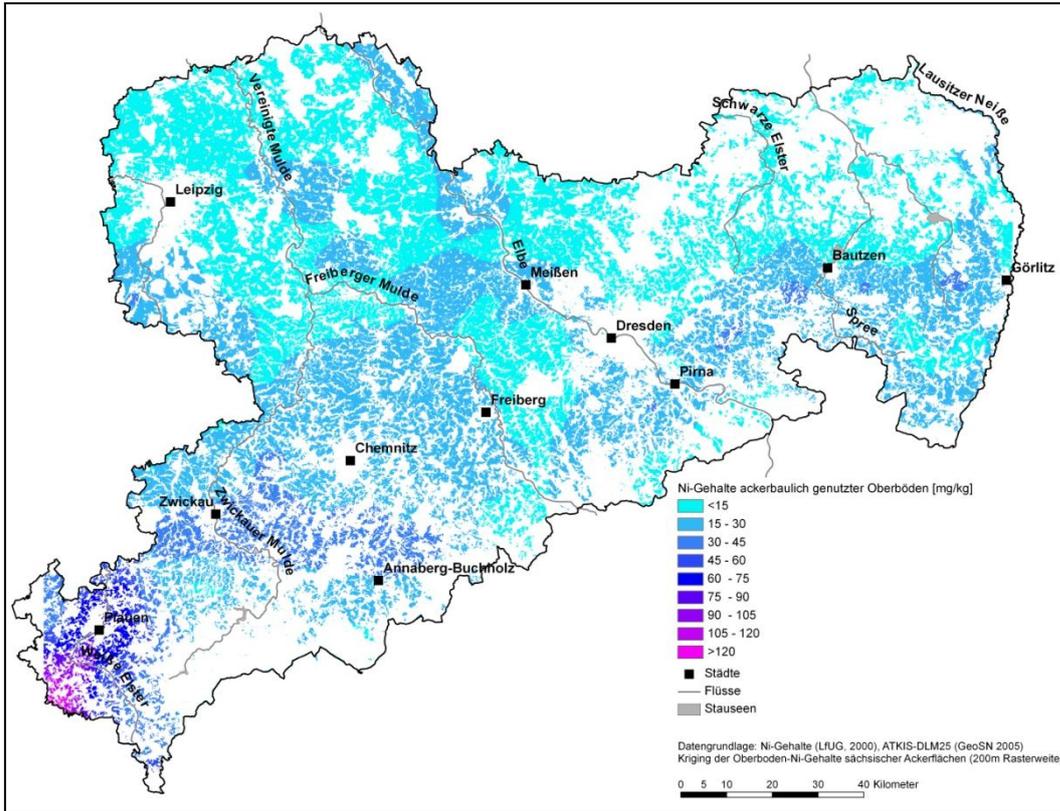


Abbildung A97: Interpolierte Ni-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

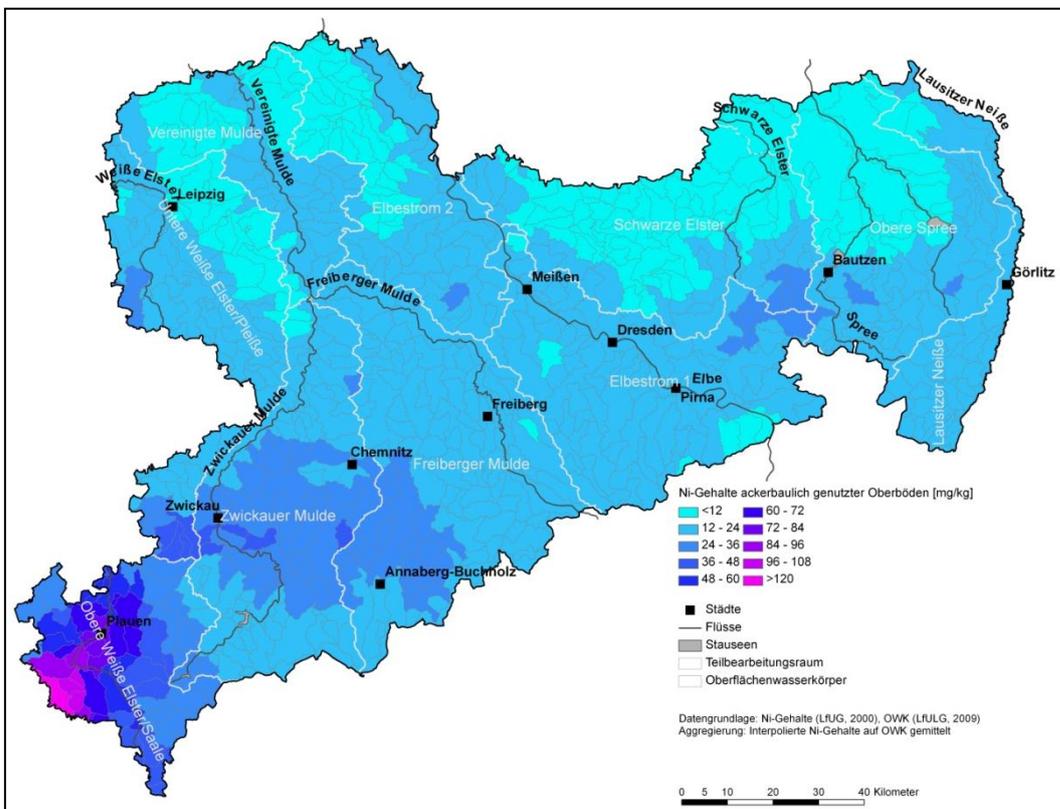


Abbildung A98: Mittlere Ni-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

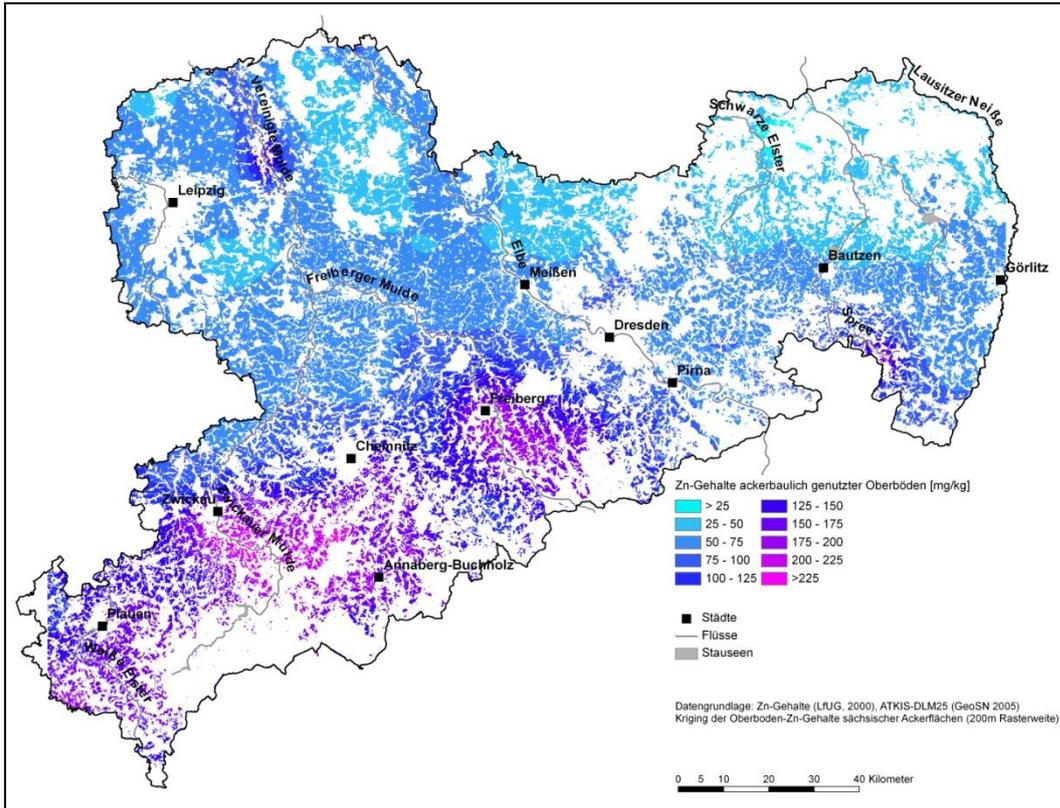


Abbildung A99: Interpolierte Zn-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden in Sachsen

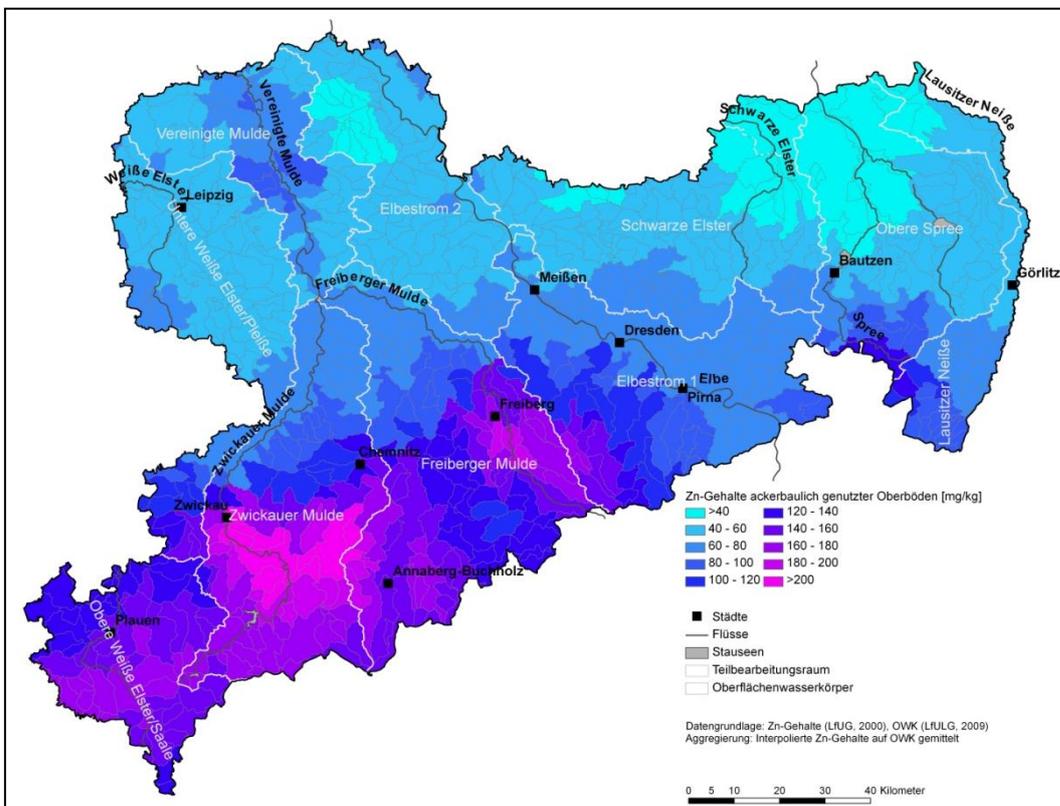


Abbildung A100: Mittlere Zn-Gehalte ackerbaulich genutzter Oberböden sächsischer OWK

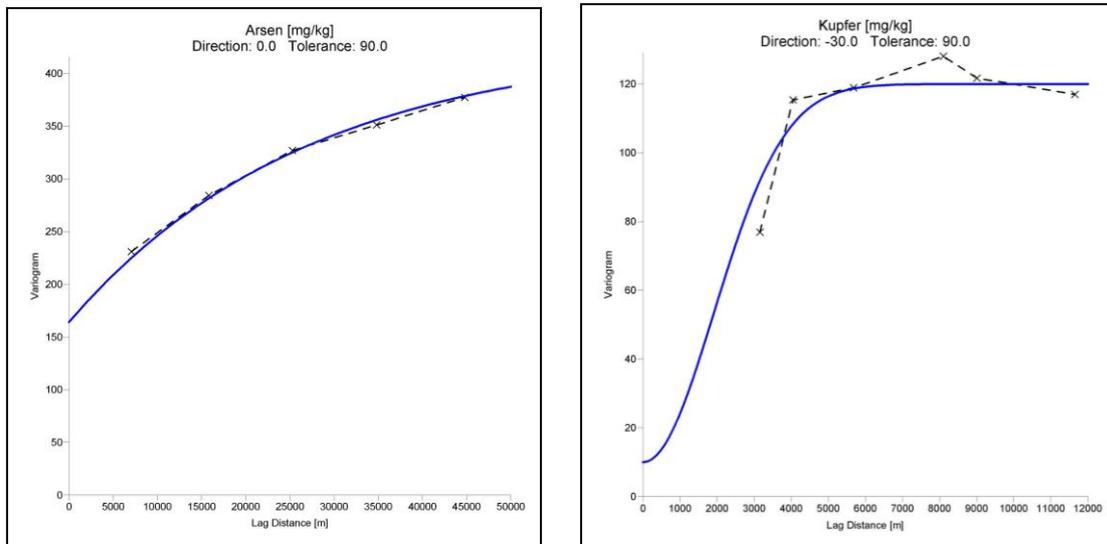


Abbildung A101: empirisches (schwarz) und modelliertes (blau) Variogramm der Kriging-Interpolation
(links: Arsen, rechts: Kupfer)

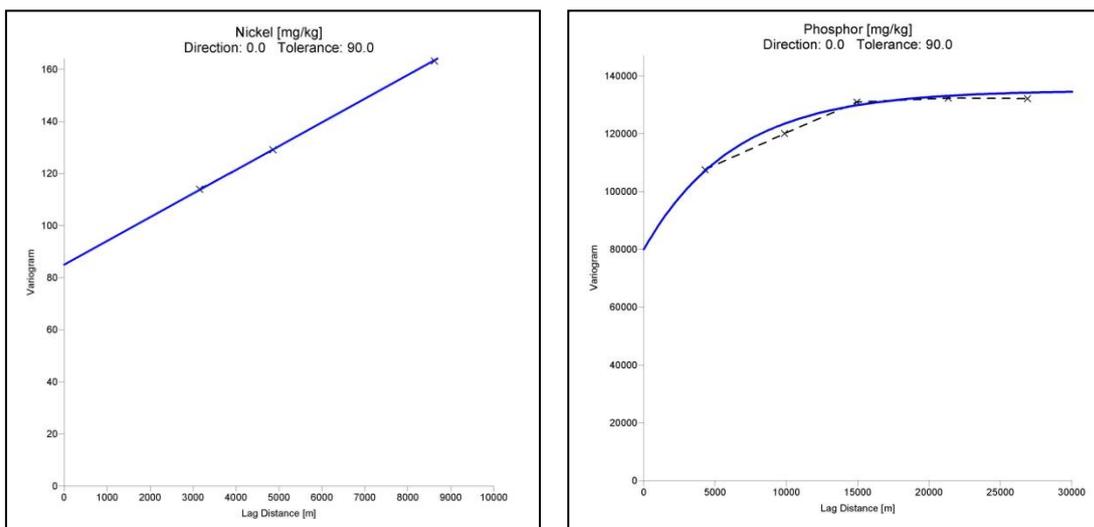


Abbildung A102: empirisches (schwarz) und modelliertes (blau) Variogramm der Kriging-Interpolation
(links: Nickel, rechts: Phosphor)

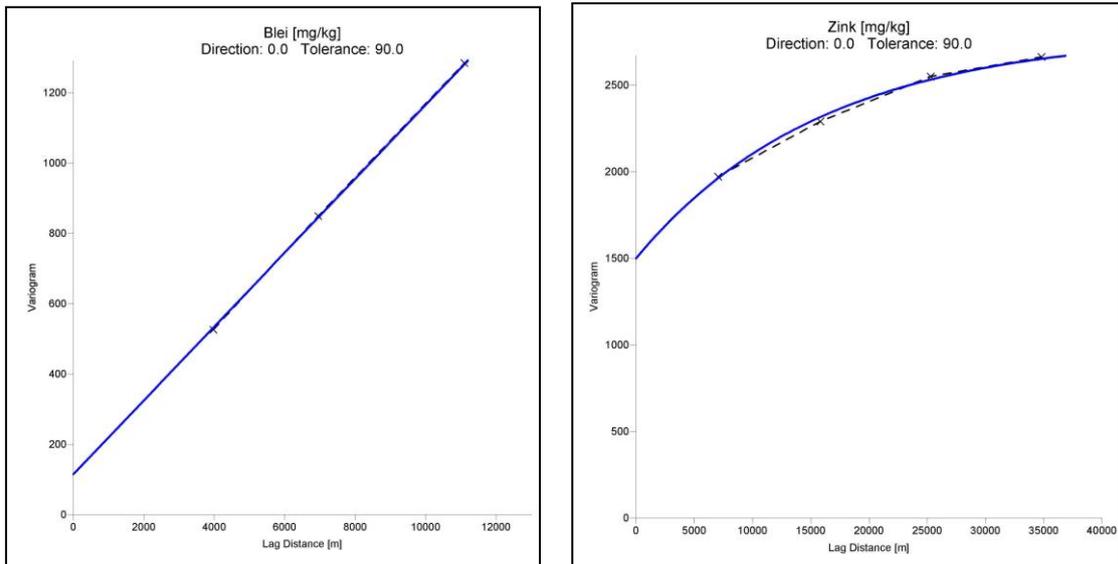


Abbildung A103: empirisches (schwarz) und modelliertes (blau) Variogramm der Kriging-Interpolation
(links: Blei, rechts: Zink)

A V Daten der Starkregensimulationen

Datenblatt EROSION 2D
für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser:	Marcus Schindewolf
Datum:	24.10.2007

1. Lage	Ort: Niedersteinbach	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4545285	Versuchs-Nr.: 1
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5644540	Proben-Nr.: Niedersteinbach

2. Standort	Bodenart:	Ut4	
	Nutzung:	Wintergerste	
	Bearbeitung:	Direktsaat	
	Feldzustand:	SB, Stoppeln, locker, Fahrspuren	
	Arbeitsgänge:	D	
	Versuchsfläche:	Länge [m]:	3
		sim. Länge [m]:	12
		Breite [m]:	1
Neigung [-]:		8	

Reliefdaten:	x1, y1 [m]:
	x2, y2 [m]:

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	22	0	22
	Schluff:	10	31	33	74
	Sand:	2	1	1	4
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,56
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1278
	org. C. im Oberboden [%]:				2,09
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:				41
	Erosionswiderstand [N/m ²]:				0,00525
	Bedeckungsgrad [%]:				60
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,057
	Skinfaktor:				11,87
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,03406
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,00836
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				3,6
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				2,1

Niederschlag:	Dauer [min]:	73
	Intensität [mm/min]:	1,13

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser:	Marcus Schindewolf
Datum:	02.11.2007

1. Lage	Ort: Oberwinkel	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4542606	Versuchs-Nr.: 2
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5635939	Proben-Nr.: Oberwinkel I

2. Standort	Bodenart:	Ut2
	Nutzung:	Raps, 6-Blattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	durchschnittlich, feucht
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 20
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 8

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	10	0	10
	Schluff:	8	23	46	77
	Sand:	6	5	2	13
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,33			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1520			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,125			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]	34			
	Erosionswiderstand [N/m ²]	0,00213			
	Bedeckungsgrad [%]	70			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,103			
	Skinfaktor:	8.9			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01193			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00346			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	0,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	0,9			

Niederschlag:	Dauer [min]:	103
	Intensität [mm/min]:	0,53

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf
Datum: 28.11.2007

1. Lage	Ort: Garbisdorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4542041	Versuchs-Nr.: 3
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5643612	Proben-Nr.: Garbisdorf I

2. Standort	Bodenart:	Ut2
	Nutzung:	Maisstroh
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	feucht, verdichtet, Ernte feuchten Bedingungen
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 20
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 6.5

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	10	0	10
	Schluff:	19	25	43	87
	Sand:	1	1	1	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,05			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1531			
	org. C. im Oberboden [%]:	0,982			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	33			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0035			
	Bedeckungsgrad [%]:	100			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,26			
	Skinfaktor:	1,35			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02911			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01195			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	0.4			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	0,7			

Niederschlag:	Dauer [min]:	67
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 11.03.2008

1. Lage	Ort: Oberlungwitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4551822	Versuchs-Nr.: 4
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5628718	Proben-Nr.: Oberlungwitz I

2. Standort	Bodenart:	Slu
	Nutzung:	Sommerweizen, Saatbett
	Bearbeitung:	Grubber, seit 2005
	Feldzustand:	verschlämmt
	Arbeitsgänge:	St SE, G+Kompaktor, SB, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 20
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 8

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
		Ton:	0	12	
	Schluff:	10	14	17	41
	Sand:	16	20	11	47
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,07			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1536			
	org. C. im Oberboden [%]:	2.064			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	30			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00108			
	Bedeckungsgrad [%]:	10			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0105			
	Skinfaktor:	0.151			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02430			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01039			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	9.1			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	13,5			

Niederschlag: Dauer [min]:	70
Intensität [mm/min]:	0,6

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser:	Marcus Schindewolf
Datum:	02.04.2008

1. Lage	Ort: Oberlungwitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4551383	Versuchs-Nr.: 5
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5628591	Proben-Nr.: Oberlungwitz II

2. Standort	Bodenart:	Slu	
	Nutzung:	Sommerweizen , Saatbett	
	Bearbeitung:	Pflug	
	Feldzustand:	rissig	
	Arbeitsgänge:	St SE, P+Kompaktor, SB HP+SV	
	Versuchsfläche:	Länge [m]:	3
		sim. Länge [m]:	27
		Breite [m]:	1
		Neigung [-]:	9

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	15	0	15
	Schluff:	12	15	14	41
	Sand:	11	18	15	44
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,11			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1579			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,302			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	34			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00156			
	Bedeckungsgrad [%]:	7			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,01			
	Skinfaktor:	2,071			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02534			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01419			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	8,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	14,8			

Niederschlag:	Dauer [min]:	67
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenege, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 04.16.2008

1. Lage	Ort: Gersdorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4647936	Versuchs-Nr.: 6
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5625540	Proben-Nr.: Gersdorf

2. Standort	Bodenart:	Su3
	Nutzung:	Sommergerste, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 2006
	Feldzustand:	verschlämmt
	Arbeitsgänge:	St SE, G+Kompaktor, SB HP+SV, W
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 22
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 12

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
		Ton:	0	6	
	Schluff:	8	12	15	35
	Sand:	9	23	27	59
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,13
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1488
	org. C. im Oberboden [%]:				1,753
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:				23
	Erosionswiderstand [N/m ²]:				0,001395
	Bedeckungsgrad [%]:				23
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,043
	Skinfaktor:				0,025
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,01990
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,01123
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				4,3
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				5,2

Niederschlag: Dauer [min]:	68
Intensität [mm/min]:	0,59

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 23.04.2008

1. Lage	Ort: Hohndorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4647936	Versuchs-Nr.: 7
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5625540	Proben-Nr.: Hohndorf I

2. Standort	Bodenart:	Su3
	Nutzung:	Hafer, Saatbett
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1998
	Feldzustand:	feucht
	Arbeitsgänge:	SE, SE, FG, DS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 27
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 10

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	Mittel	grob	Summe
	Ton:	0	8	0	8
	Schluff:	7	12	15	34
	Sand:	21	16	21	58
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,14			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1581			
	org. C. im Oberboden [%]:	2,269			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	35			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00102			
	Bedeckungsgrad [%]:	30			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0302			
	Skinfaktor:	1,8			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01500			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01443			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	8,4			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	9,2			

Niederschlag:	Dauer [min]:	70
	Intensität [mm/min]:	0,67

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 24.04.2008

1. Lage	Ort: Großolbersdorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4576663	Versuchs-Nr.: 8
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5619140	Proben-Nr.: Großolbersdorf

2. Standort	Bodenart:	Su3
	Nutzung:	Sommergerste, Keimblattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1998
	Feldzustand:	feucht, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	FG, FG, DS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 21
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 16.4

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
		Ton:	0	4	
	Schluff:	6	11	14	31
	Sand:	20	18	27	65
Kontrollsumme:					
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,09			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1511			
	org. C. im Oberboden [%]:	0,915			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	16			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00053			
	Bedeckungsgrad [%]:	30			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,04			
	Skinfaktor:	0,04			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02737			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01158			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	10,9			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	14,7			

Niederschlag: Dauer [min]:	60
Intensität [mm/min]:	0,63

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 30.04.2008

1. Lage	Ort: Garbisdorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4542041	Versuchs-Nr.: 9
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5643612	Proben-Nr.: Garbisdorf II

2. Standort	Bodenart:	Ut2
	Nutzung:	Ackerbohnen, 4-6 Blattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	feucht, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 31
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 8

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	10	0	10
	Schluff:	19	25	43	87
	Sand:	1	1	1	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,23			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1567			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,037			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	33			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0075			
	Bedeckungsgrad [%]:	80			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,06			
	Skinfaktor:	13,5			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02333			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01233			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	1,1			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	1,8			

Niederschlag:	Dauer [min]:	99
	Intensität [mm/min]:	0,63

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 06.05.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561121	Versuchs-Nr.: 10
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5654975	Proben-Nr.: Methau I

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Zuckerrübe, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Pflug
	Feldzustand:	frisch, locker, feines SB
	Arbeitsgänge:	St G+SE, HP+Packer, SBK, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 18
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 14

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	17	0	17
	Schluff:	12	24	40	76
	Sand:	4	1	2	7
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,14			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1425			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,42			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	30			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00074			
	Bedeckungsgrad [%]:	7			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,009			
	Skinfaktor:	0,7			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01738			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00845			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	36,2			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	41,2			

Niederschlag:	Dauer [min]:	76
	Intensität [mm/min]:	0,62

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 07.05.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561096	Versuchs-Nr.: 11
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5659976	Proben-Nr.: Methau II

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Zuckerrübe, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1993
	Feldzustand:	frisch
	Arbeitsgänge:	St G+SE, ZF, ZR o. TL., ZR+KE, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 13
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 14

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	17	0	17
	Schluff:	8	24	38	70
	Sand:	6	3	4	13
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,22			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1549			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,68			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	28			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00081			
	Bedeckungsgrad [%]:	9			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,01869			
	Skinfaktor:	1,24			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01374			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00585			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	20,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	21,5			

Niederschlag:	Dauer [min]:	72
	Intensität [mm/min]:	0,62

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 07.05.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561099	Versuchs-Nr.: 12
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5659961	Proben-Nr.: Methau III

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Zuckerrübe, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Dutzi, seit 1993
	Feldzustand:	SB grob, frisch
	Arbeitsgänge:	St G+SE, ZF ZR m. TL., ZR+KE, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 17
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 13

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	16	0	16
	Schluff:	9	23	36	68
	Sand:	7	4	5	16
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,2			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1439			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,61			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	29			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00057			
	Bedeckungsgrad [%]:	9			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0131			
	Skinfaktor:	0.745			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01322			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00665			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	29,4			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	35,6			

Niederschlag:	Dauer [min]:	84
	Intensität [mm/min]:	0,6

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 14.05.2008

1. Lage	Ort: Lüttewitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586111	Versuchs-Nr.: 13
		Lüttewitz I
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5666995	Proben-Nr.:

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Zuckerrübe, 4-Blattstadium
	Bearbeitung:	Pflug
	Feldzustand:	frisch, SB fein, locker
	Arbeitsgänge:	St G, ZF G, HP, G, FG
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 23
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 10

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	20	0	20
	Schluff:	8	25	42	75
	Sand:	3	2	0	5
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,2			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1425			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,04			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	30			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00235			
	Bedeckungsgrad [%]:	11			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0146			
	Skinfaktor:	1.215			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02069			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00951			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	21,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	16,1			

Niederschlag:	Dauer [min]:	101
	Intensität [mm/min]:	0,61

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenege, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 14.05.2008

1. Lage	Ort: Lüttewitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586148	Versuchs-Nr.: 14
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5667009	Proben-Nr.: Lüttewitz II

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Zuckerrübe, 4-Blattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat, seit 1993
	Feldzustand:	frisch, gelockert (3-5cm)
	Arbeitsgänge:	G,G,FG
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 20
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 10

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	19	0	19
	Schluff:	6	24	45	75
	Sand:	2	1	3	6
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,38			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1443			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,25			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	24			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0018			
	Bedeckungsgrad [%]:	14			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0114			
	Skinfaktor:	1.04			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01242			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00460			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	7,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	18,5			

Niederschlag:	Dauer [min]:	139
	Intensität [mm/min]:	0,61

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf
Datum: 14.05.2008

1. Lage	Ort: Lüttewitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586111	Versuchs-Nr.: 15
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5666995	Proben-Nr.: Lüttewitz III

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Zuckerrübe, 4-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1993
	Feldzustand:	trocken, locker
	Arbeitsgänge:	St G, G, G, FG
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 24
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 9

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	16	0	16
	Schluff:	8	23	50	81
	Sand:	2	1	0	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,28			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1435			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,12			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	28			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00125			
	Bedeckungsgrad [%]:	7			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0062			
	Skinfaktor:	1.895			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01891			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00802			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	13,6			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	30,1			

Niederschlag:	Dauer [min]:	146
	Intensität [mm/min]:	0,61

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 20.05.2008

1. Lage	Ort: Wickersdorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586111	Versuchs-Nr.: 16
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5666995	Proben-Nr.: Wickersdorf

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Zuckerrübe, Keimblattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	frisch, fest
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 31
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 9

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	14	0	14
	Schluff:	9	25	46	80
	Sand:	3	2	1	6
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,18			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1501			
	org. C. im Oberboden [%]:	0,844			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	34			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0036			
	Bedeckungsgrad [%]:	80			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,2026			
	Skinfaktor:	12,7			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01697			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01316			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	0,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	1,5			

Niederschlag:	Dauer [min]:	118
	Intensität [mm/min]:	0,61

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf
 Datum: 29.05.2008

1. Lage	Ort: Schlagwitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4544720	Versuchs-Nr.: 17
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5640596	Proben-Nr.: Schlagwitz

2. Standort	Bodenart:	Uls
	Nutzung:	Mais, 6-Blattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	frisch, fest, schlechter Bestand
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 36
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 15

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	8	0	8
	Schluff:	8	18	32	58
	Sand:	12	17	5	34
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,16			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1597			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,065			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	25			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00225			
	Bedeckungsgrad [%]:	50			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,08399			
	Skinfaktor:	1,29			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01330			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01710			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	1,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	4,1			

Niederschlag:	Dauer [min]:	96
	Intensität [mm/min]:	0,63

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 17.09.2008

1. Lage	Ort: Hohndorf	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4647936	Versuchs-Nr.: 18
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5625540	Proben-Nr.: Hohndorf II

2. Standort	Bodenart:	Su3
	Nutzung:	Stoppel
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1998
	Feldzustand:	frisch
	Arbeitsgänge:	St
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 230
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 10.5

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	8	0	8
	Schluff:	7	12	15	34
	Sand:	21	16	21	58
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,62			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1580			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,03			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	17			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,005			
	Bedeckungsgrad [%]:	50			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,086			
	Skinfaktor:	0,482			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,00032			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00153			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	1,7			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	0,9			

Niederschlag: Dauer [min]:	127
Intensität [mm/min]:	0,63

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 23.09.2008

1. Lage	Ort: Oberwinkel	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4542606	Versuchs-Nr.: 19
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5635939	Proben-Nr.: Oberwinkel II

2. Standort	Bodenart:	Ut2
	Nutzung:	Winterweizen
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	feucht
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 24
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 12

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	10	0	10
	Schluff:	8	23	46	77
	Sand:	6	5	2	13
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,22			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1580			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,31			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	33			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0025			
	Bedeckungsgrad [%]:	80			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,64			
	Skinfaktor:	22,13			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01837			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00972			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	0,7			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	0,8			

Niederschlag:	Dauer [min]:	166
	Intensität [mm/min]:	0,62

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 02.10.2008

1. Lage	Ort: Wuestenbrand	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4551789	Versuchs-Nr.: 20
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5630660	Proben-Nr.: Wüstenbrand

2. Standort	Bodenart:	Uls
	Nutzung:	Winterweizen
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1994
	Feldzustand:	frisch
	Arbeitsgänge:	St, G, SB, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 46
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 15

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	9	0	9
	Schluff:	8	15	40	63
	Sand:	11	8	9	28
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,38
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1230
	org. C. im Oberboden [%]:				2,46
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:				18
	Erosionswiderstand [N/m ²]:				0,00246
	Bedeckungsgrad [%]:				16
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,0211
	Skinfaktor:				0,035
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,01555
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,01077
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				3,1
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				10,3

Niederschlag: Dauer [min]:	149
Intensität [mm/min]:	0,62

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 07.10.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561221	Versuchs-Nr.: 21
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5659948	Proben-Nr.: Methau IV

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Wintergerste, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Dutzi, seit 1993
	Feldzustand:	frisch, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	St G+SE, ZR m. TI., SB ZR o. TI.
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 24
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 13

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	16	0	16
	Schluff:	9	23	36	68
	Sand:	7	4	5	16
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,19			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1370			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,42			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	31			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00079			
	Bedeckungsgrad [%]:	8			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0188			
	Skinfaktor:	0,355			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01590			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01090			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	7,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	33,6			

Niederschlag:	Dauer [min]:	63
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS:Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 08.10.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561851	Versuchs-Nr.: 22
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5660016	Proben-Nr.: Methau V

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Wintergerste, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1993
	Feldzustand:	frisch, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	St G+SE, G, SB ZR o. TI.
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 23
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 12

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	17	0	17
	Schluff:	8	24	38	70
	Sand:	6	3	4	13
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,21
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1460
	org. C. im Oberboden [%]:				1,42
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:				30
	Erosionswiderstand [N/m ²]:				0,00105
	Bedeckungsgrad [%]:				8
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,0124
	Skinfaktor:				0,74
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,01376
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,00976
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				20,5
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				35,6

Niederschlag:	Dauer [min]:	61
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 08.10.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561152	Versuchs-Nr.: 23
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5660025	Proben-Nr.: Methau VI

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Wintergerste, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Pflug
	Feldzustand:	frisch, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	St G+SE, P+Packer, SBK, DS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 19
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 13.5

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	17	0	17
	Schluff:	12	24	40	76
	Sand:	4	1	2	7
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,11			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1450			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,33			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	30			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00062			
	Bedeckungsgrad [%]:	6			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0105			
	Skinfaktor:	0,69			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01500			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00992			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	28,2			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	48,0			

Niederschlag:	Dauer [min]:	60
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS:Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 14.10.2008

1. Lage	Ort: Niedersaida	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4591356	Versuchs-Nr.: 24
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5624773	Proben-Nr.: Niedersaida

2. Standort	Bodenart:	Su4
	Nutzung:	Wintergerste, 6-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 2000
	Feldzustand:	frisch
	Arbeitsgänge:	St SE, G, W
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 14
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 22.5

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	6	0	6
	Schluff:	1	19	21	41
	Sand:	16	19	18	53
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,47
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1370
	org. C. im Oberboden [%]:				2,85
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:				27
	Erosionswiderstand [N/m ²]:				0,008
	Bedeckungsgrad [%]:				40
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,0412
	Skinfaktor:				0,438
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,00436
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,00263
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				3,9
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				5,0

Niederschlag:	Dauer [min]:	135
	Intensität [mm/min]:	0,65

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser:	Marcus Schindewolf
Datum:	15.10.2008

1. Lage	Ort: Oberwinkel	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4591356	Versuchs-Nr.: 25
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5624773	Proben-Nr.: Oberwinkel III

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Winterweizen, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Direktsaat
	Feldzustand:	frisch, locker
	Arbeitsgänge:	D
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 201
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 12

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	22	0	22
	Schluff:	5	25	44	74
	Sand:	2	1	1	4
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:				0,61
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:				1330
	org. C. im Oberboden [%]:				1,56
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]				32
	Erosionswiderstand [N/m ²]				0,004
	Bedeckungsgrad [%]				28
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):				0,0723
	Skinfaktor:				3,35
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:				0,00046
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:				0,00201
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:				2,3
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:				3,3

Niederschlag:	Dauer [min]:	155
	Intensität [mm/min]:	0,62

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 21.10.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561102	Versuchs-Nr.: 26
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5659970	Proben-Nr.: Methau VII

2. Standort	Bodenart:	Ut4
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1993
	Feldzustand:	frisch, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	G, ZR o TI.
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 22
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 13

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	17	0	17
	Schluff:	8	24	38	70
	Sand:	6	3	4	13
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,13			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1570			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,37			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]	13			
	Erosionswiderstand [N/m ²]	0,00073			
	Bedeckungsgrad [%]	9			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,014			
	Skinfaktor:	0,001			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01606			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01036			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	39,7			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	40,4			

Niederschlag:	Dauer [min]:	48
	Intensität [mm/min]:	0,6

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS:Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 21.10.2008

1. Lage	Ort: Methau	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4561089	Versuchs-Nr.: 27
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5659985	Proben-Nr.: Methau VIII

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett
	Bearbeitung:	Dutzi, seit 1993
	Feldzustand:	frisch, leicht verschlämmt
	Arbeitsgänge:	ZR m. TI., ZR o. TI.
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 25
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 13

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	16	0	16
	Schluff:	9	23	36	68
	Sand:	7	4	5	16
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,18			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1420			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,54			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	17			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,0009			
	Bedeckungsgrad [%]:	6			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,014			
	Skinfaktor:	0,002			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01379			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01063			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	24,2			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	33,1			

Niederschlag:	Dauer [min]:	58
	Intensität [mm/min]:	0,6

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelparbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Berechnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 04.11.2008

1. Lage	Ort: Lichtenstein	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4544133	Versuchs-Nr.: 28
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5622678	Proben-Nr.: Lichtenstein

2. Standort	Bodenart:	SI4
	Nutzung:	Winterweizen, 2-Blattstadium
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1994
	Feldzustand:	frisch
	Arbeitsgänge:	St, G, G, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 15
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 11

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	15	0	15
	Schluff:	5	15	17	37
	Sand:	10	17	21	48
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,27			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1570			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,66			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	17			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00125			
	Bedeckungsgrad [%]:	20			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,026			
	Skinfaktor:	0,056			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02083			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,00645			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	3,9			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	7,0			

Niederschlag:	Dauer [min]:	98
	Intensität [mm/min]:	0,69

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS: Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelpbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 11.11.2008

1. Lage	Ort:	Lüttewitz	Projekt:	EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger):	4586308	Versuchs-Nr.:	29
	y-Koordinate (Gauss-Krüger):	5667663	Proben-Nr.:	Lüttewitz IV

2. Standort	Bodenart:	Ut3		
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett		
	Bearbeitung:	Grubber, Tiefenlockerung, seit 1993		
	Feldzustand:	feucht, große Aggregate		
	Arbeitsgänge:	TI, G, MS		
	Versuchsfläche:	Länge [m]:	3	
		sim. Länge [m]:	23	
		Breite [m]:	1	
Neigung [-]:		9.5		

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	19	0	16
	Schluff:	0	23	51	81
	Sand:	3	2	2	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,07			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1460			
	org. C. im Oberboden [%]:	0.76			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	26			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00141			
	Bedeckungsgrad [%]:	5			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,019			
	Skinfaktor:	0,32			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01808			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01266			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	20,6			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	38,22			

Niederschlag:	Dauer [min]:	71
	Intensität [mm/min]:	0,64

D: Direktsaat, DS Drillsaat, G: Grubber, FG: Feingrubber, HP: Horsch Pronto, KE: Kreiselegge, MS:Mulchsaat, P: Pflug, SB: Saatbettbereitung, SBK Saatbettkombination, SE: Scheibenegge, St Stoppelbearbeitung, SV Scheibenvorwerk, TI: Tiefenlockerung, W: Walzen, ZF: Zwischenfrucht, ZR: Zinkenrotor

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 11.11.2008

1. Lage	Ort: Lüttewitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586308	Versuchs-Nr.: 30
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5667663	Proben-Nr.: Lüttewitz V

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett
	Bearbeitung:	Grubber, seit 1993
	Feldzustand:	feucht, große Aggregate
	Arbeitsgänge:	TI, G, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 28
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 10.5

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	16	0	16
	Schluff:	8	23	51	81
	Sand:	2	1	0	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,15			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1490			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,06			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	29			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00060			
	Bedeckungsgrad [%]:	5			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,023			
	Skinfaktor:	1,385			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02071			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01306			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	18,9			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	33,8			

Niederschlag:	Dauer [min]:	88
	Intensität [mm/min]:	0,62

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 12.11.2008

1. Lage	Ort:	Lüttewitz	Projekt:	EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger):	4586130	Versuchs-Nr.:	31
	y-Koordinate (Gauss-Krüger):	5666986	Proben-Nr.:	Lüttewitz VI

2. Standort	Bodenart:	Ut3		
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett		
	Bearbeitung:	Direktsaat, seit 1993		
	Feldzustand:	feucht, große Aggregate		
	Arbeitsgänge:	D		
	Versuchsfläche:	Länge [m]:	3	
		sim. Länge [m]:	30	
		Breite [m]:	1	
Neigung [-]:		12		

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	19	0	16
	Schluff:	6	24	44	81
	Sand:	3	1	3	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,28			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1540			
	org. C. im Oberboden [%]:	0,94			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	29			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00169			
	Bedeckungsgrad [%]:	7			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,027			
	Skinfaktor:	3,377			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,02083			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01092			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	13,8			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	23,2			

Niederschlag:	Dauer [min]:	100
	Intensität [mm/min]:	0,65

Datenblatt EROSION 2D

für Feldversuche mit Beregnungsanlagen

Erfasser: Marcus Schindewolf

Datum: 12.11.2008

1. Lage	Ort: Lüttewitz	Projekt: EROSION-3D Sachsen
	x-Koordinate (Gauss Krüger): 4586308	Versuchs-Nr.: 33
	y-Koordinate (Gauss-Krüger): 5667663	Proben-Nr.: Lüttewitz VII

2. Standort	Bodenart:	Ut3
	Nutzung:	Winterweizen, Saatbett
	Bearbeitung:	Pflug
	Feldzustand:	feucht, große Aggregate
	Arbeitsgänge:	P, G, MS
	Versuchsfläche:	Länge [m]: 3
		sim. Länge [m]: 18
		Breite [m]: 1
		Neigung [-]: 12

Bodendaten:	Körnung [%]:	fein	mittel	grob	Summe
	Ton:	0	20	0	16
	Schluff:	8	25	43	81
	Sand:	3	1	0	3
	Kontrollsumme:	100			
	Endinfiltrationsrate [mm/min]:	0,02			
	Lagerungsdichte in 20-25 cm Tiefe [kg/m ³]:	1590			
	org. C. im Oberboden [%]:	1,05			
	Anfangswassergehalt [Vol.-%]:	32			
	Erosionswiderstand [N/m ²]:	0,00036			
	Bedeckungsgrad [%]:	1			
	Rauigkeit [s/m ^{1/3}] (Tracerversuch):	0,0123			
	Skinfaktor:	5,3			
	Abflussmenge ohne Überstau [m ³ /m]:	0,01843			
	Abflussmenge 1 min Überstau [m ³ /m]:	0,01208			
	Sedimentkonzentration [g/l] ohne Überstau:	34,5			
	Sedimentkonzentration [g/l] mit Überstau:	76,5			

Niederschlag:	Dauer [min]:	54
	Intensität [mm/min]:	0,68

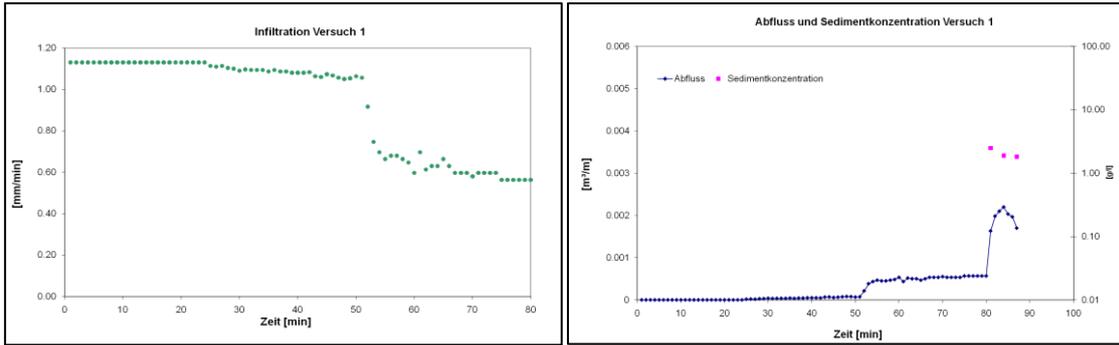


Abbildung A104: Versuch 1 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

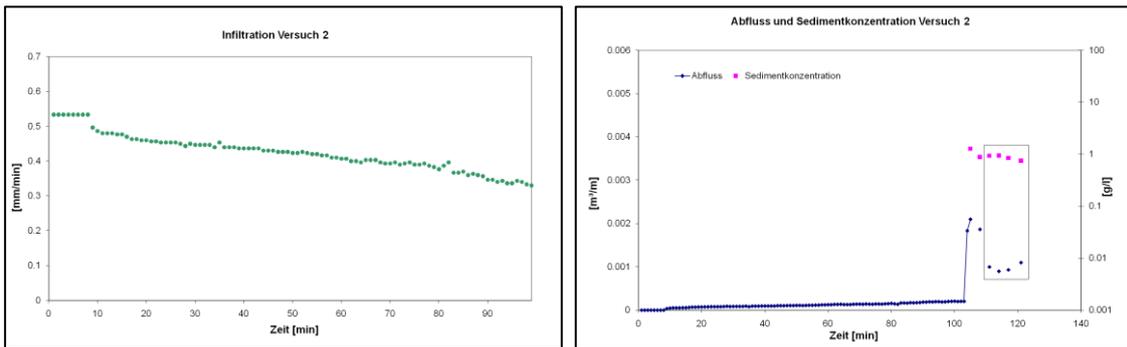


Abbildung A105: Versuch 2 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

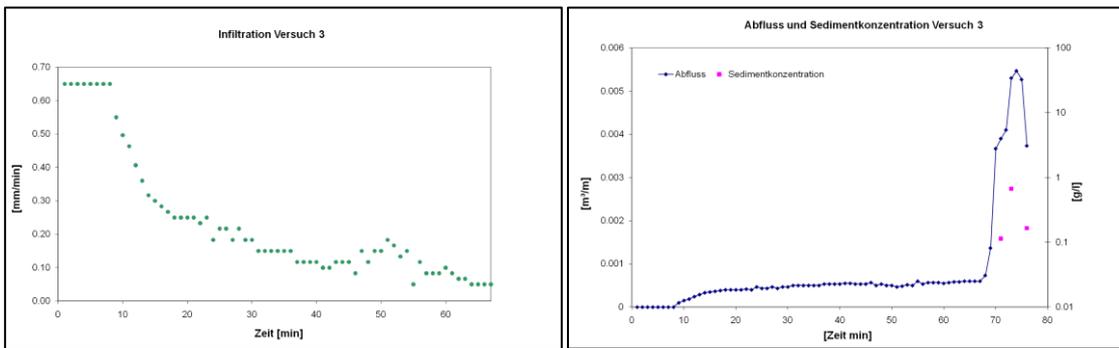


Abbildung A106: Versuch 3 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

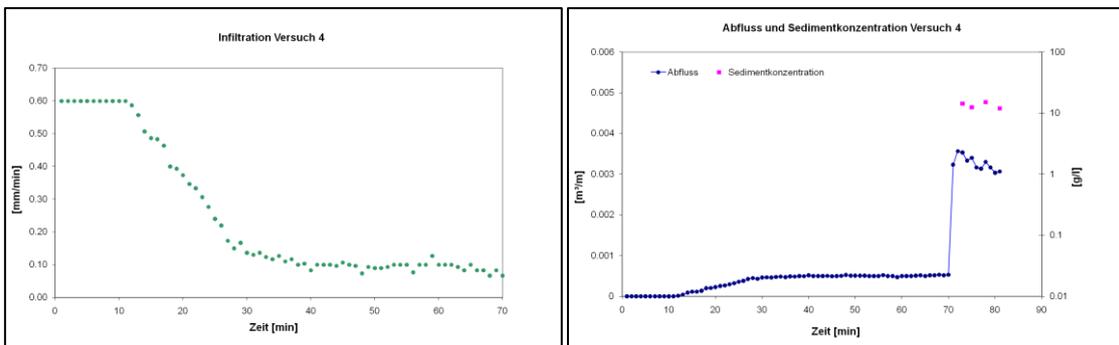


Abbildung A107: Versuch 4 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

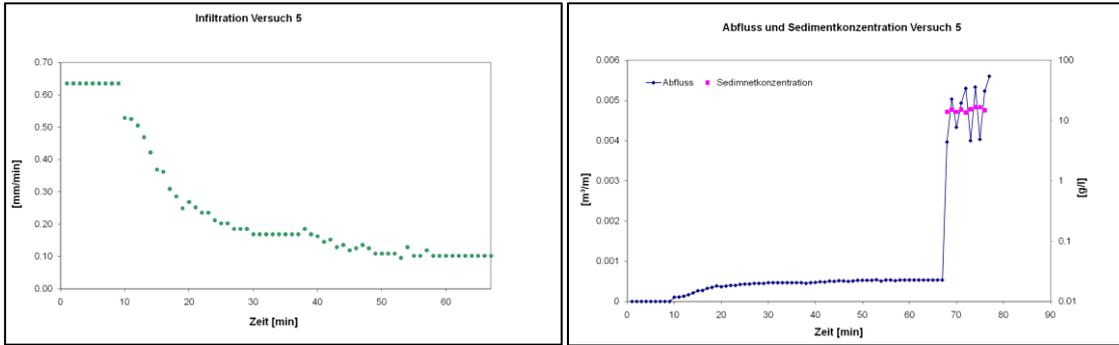


Abbildung A108: Versuch 5 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

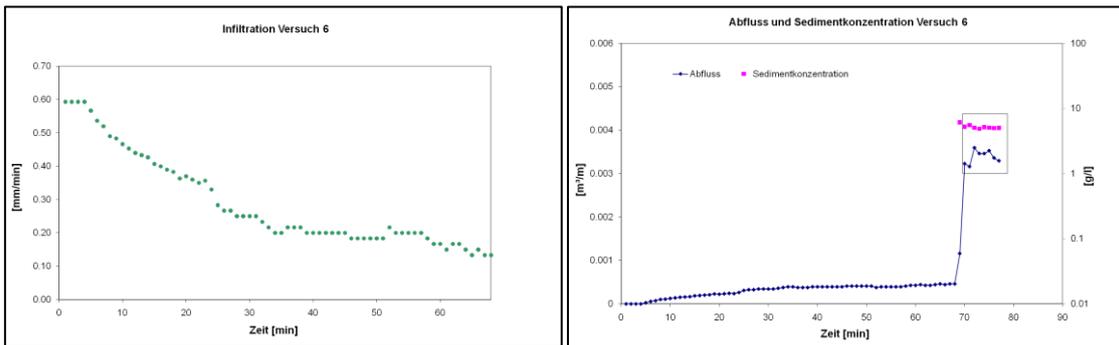


Abbildung A109: Versuch 6 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

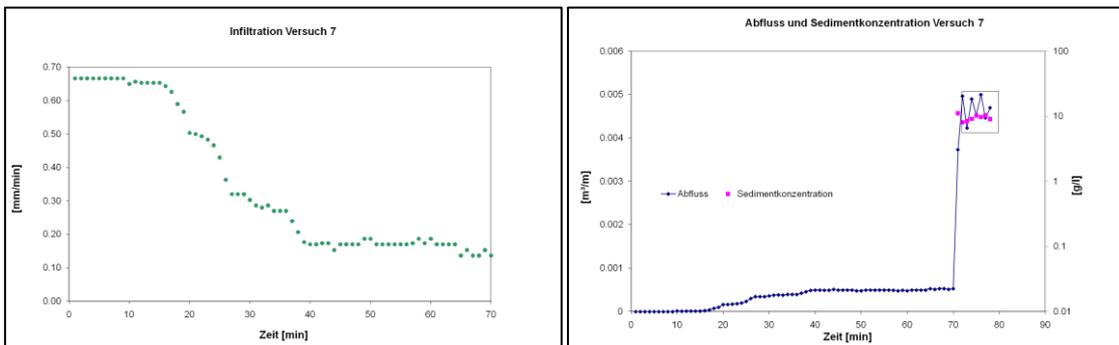


Abbildung A110: Versuch 7 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

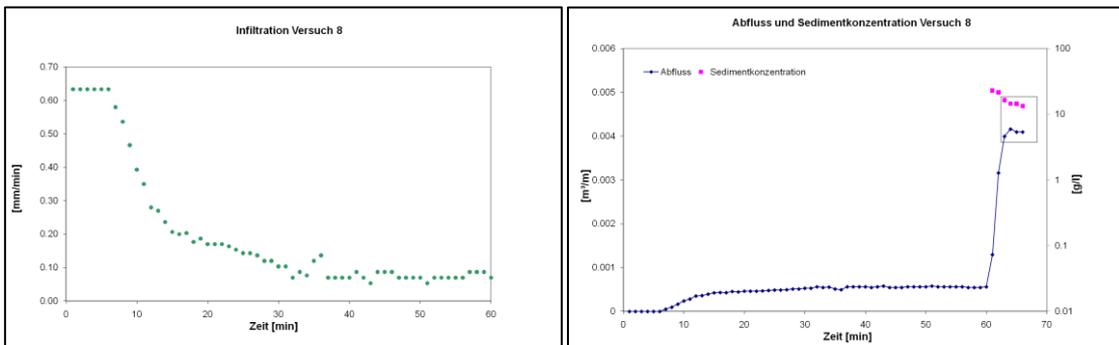


Abbildung A111: Versuch 8 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

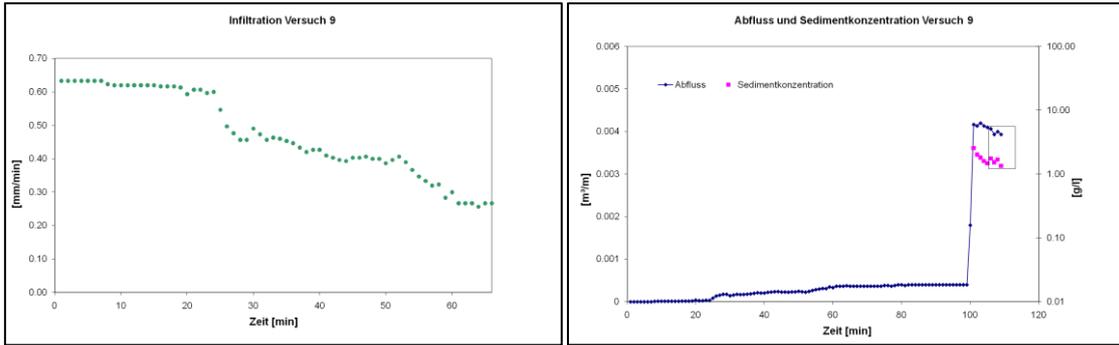


Abbildung A112: Versuch 9 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

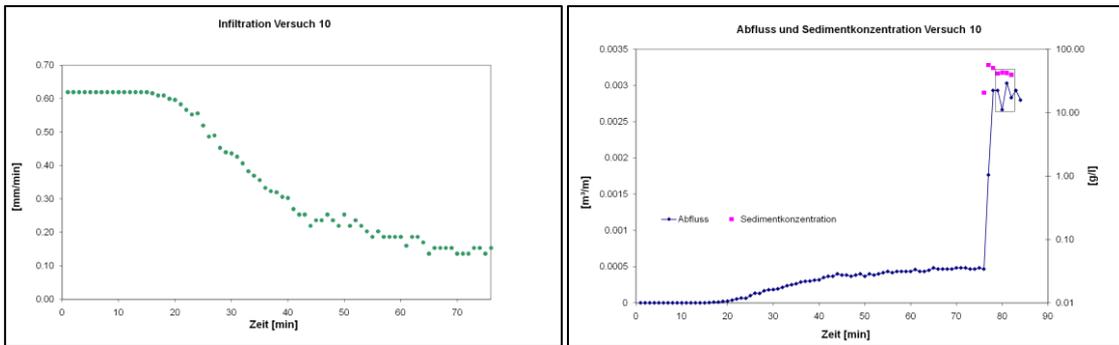


Abbildung A113: Versuch 10 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

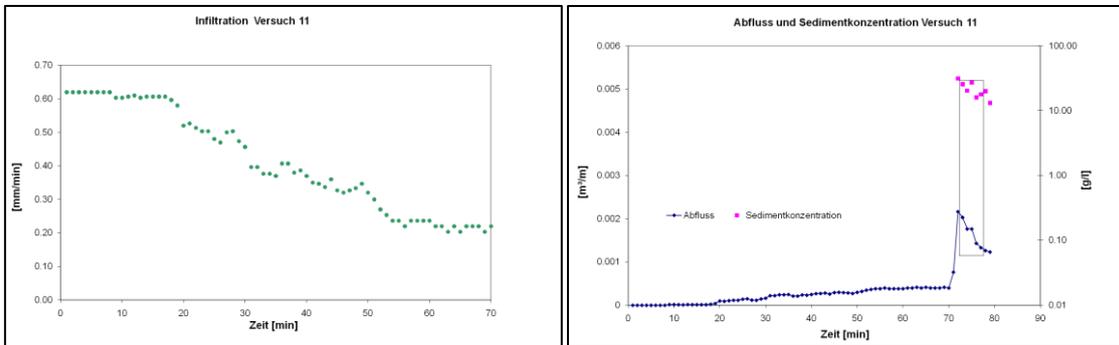


Abbildung A114: Versuch 11 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

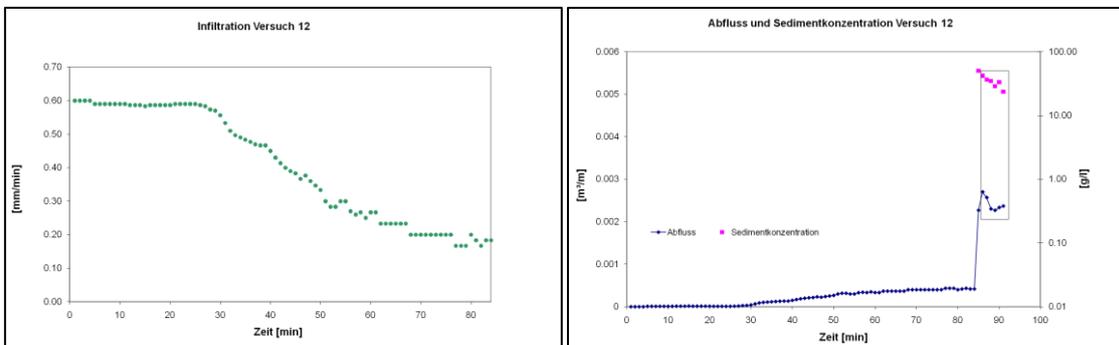


Abbildung A115: Versuch 12 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

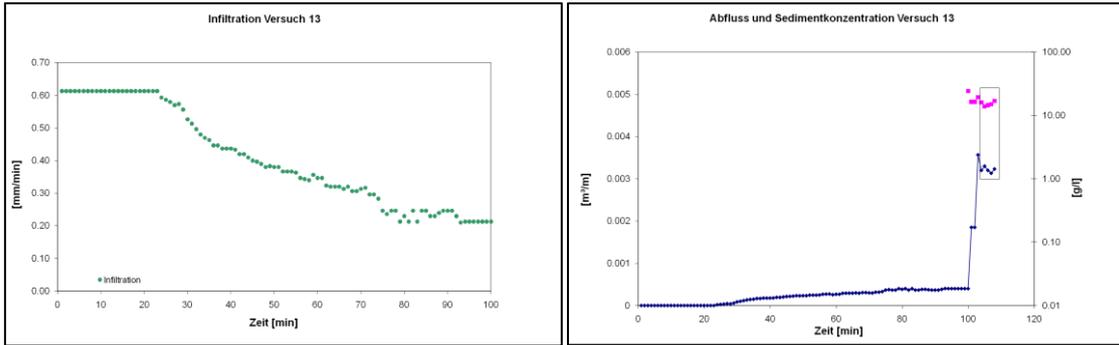


Abbildung A116: Versuch 13 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

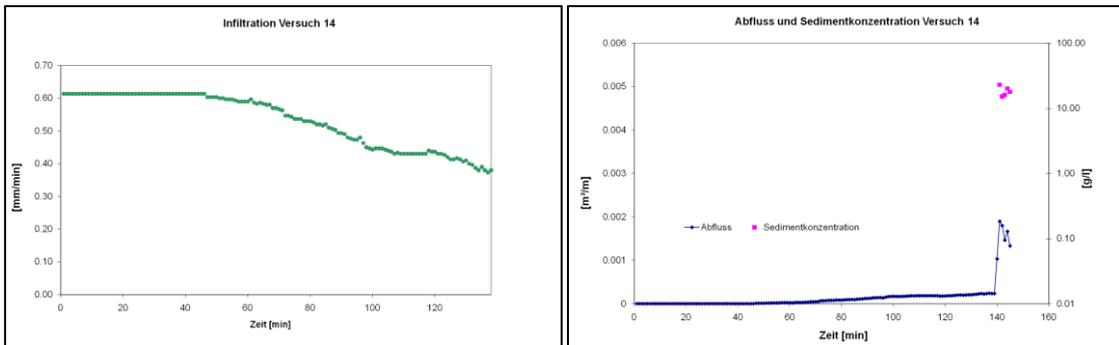


Abbildung A117: Versuch 14 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

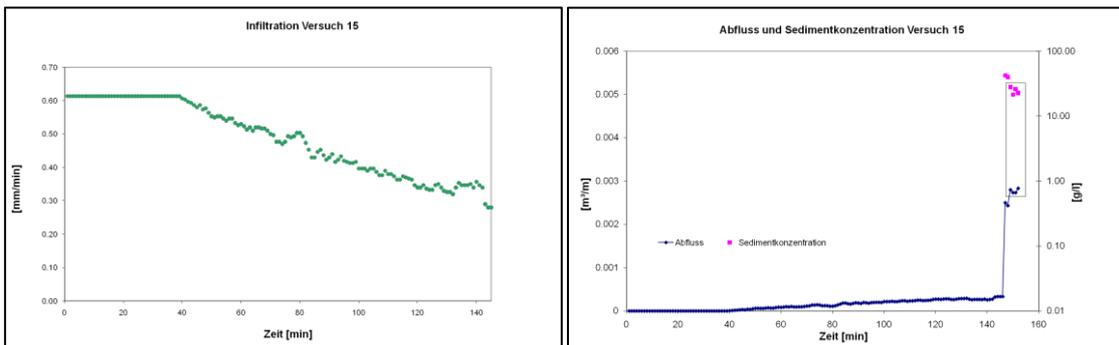


Abbildung A118: Versuch 15 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

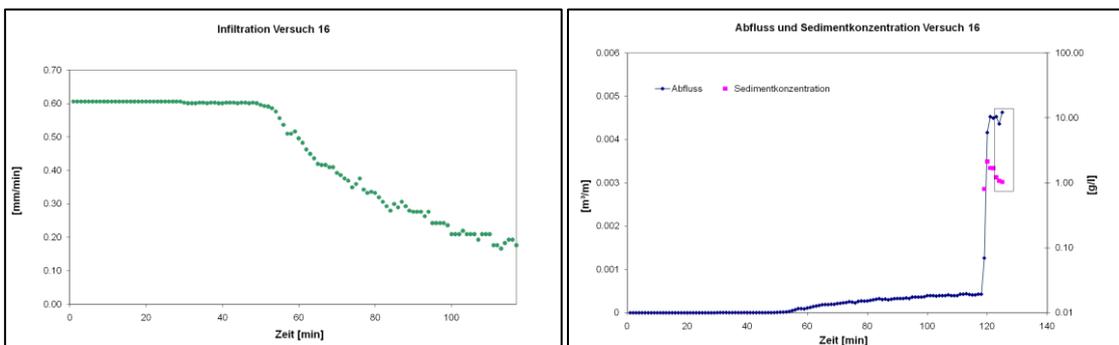


Abbildung A119: Versuch 16 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

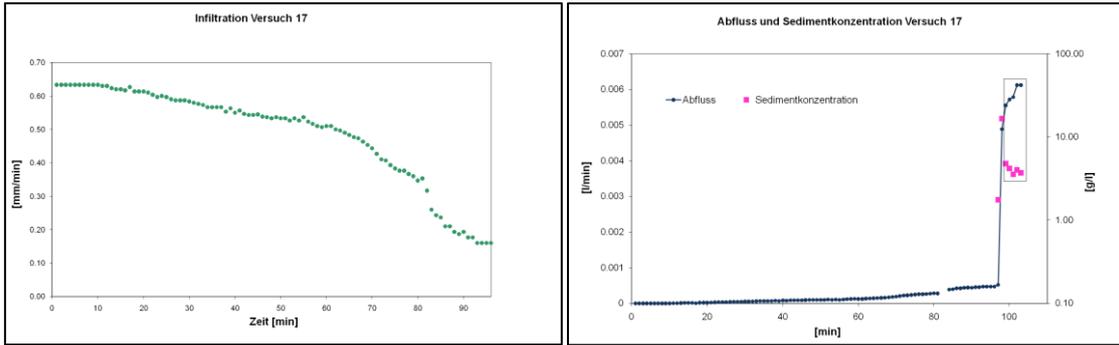


Abbildung A120: Versuch 17 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

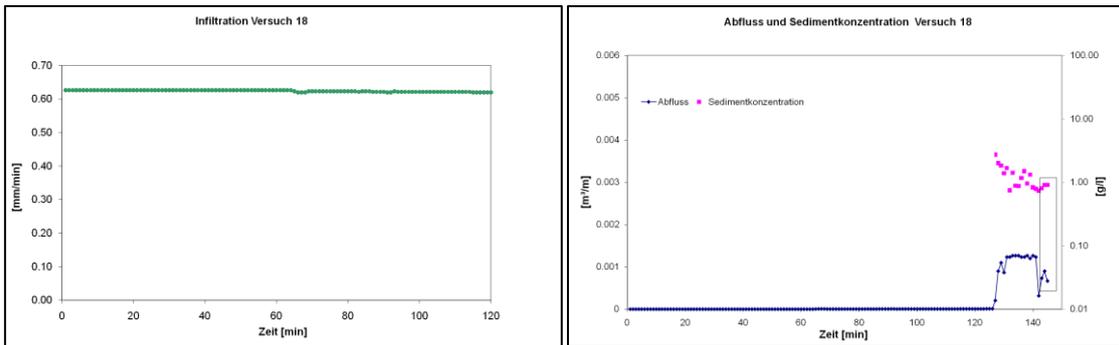


Abbildung A121: Versuch 18 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

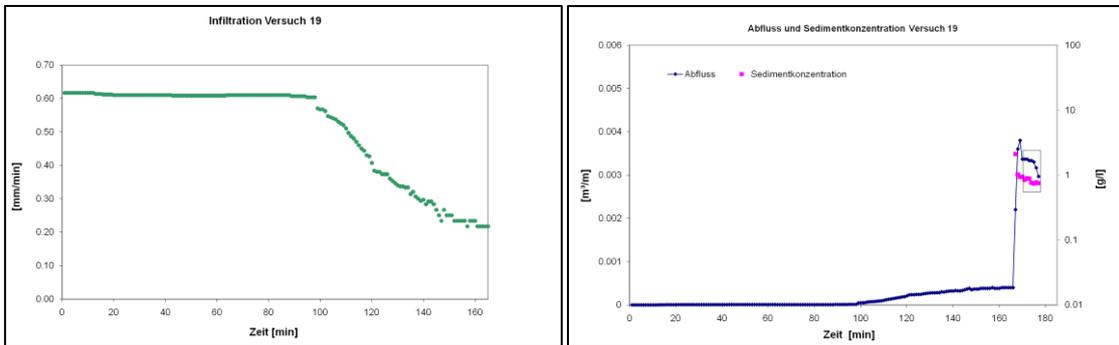


Abbildung A122: Versuch 19 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

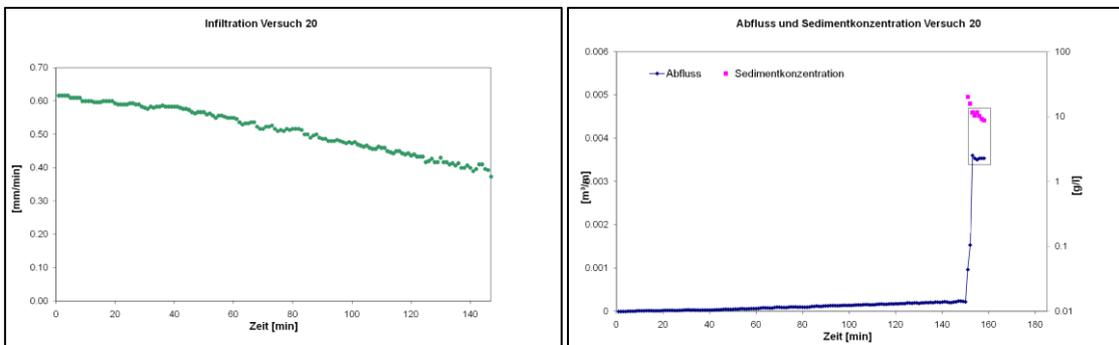


Abbildung A123: Versuch 20 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

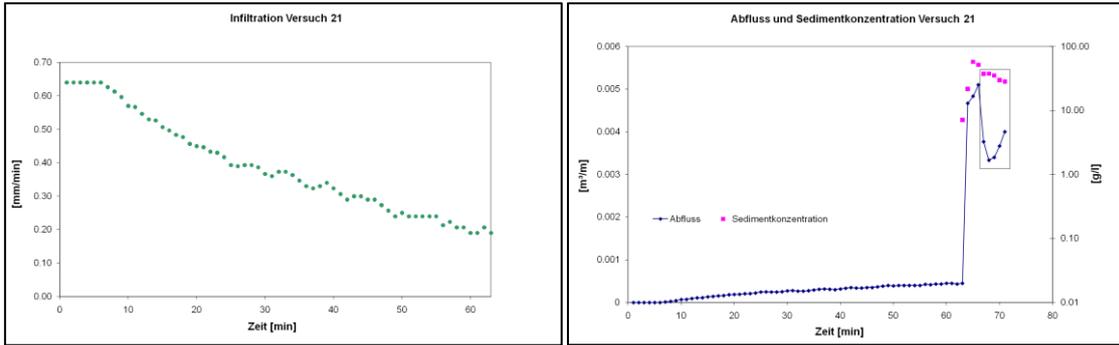


Abbildung A124: Versuch 21 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

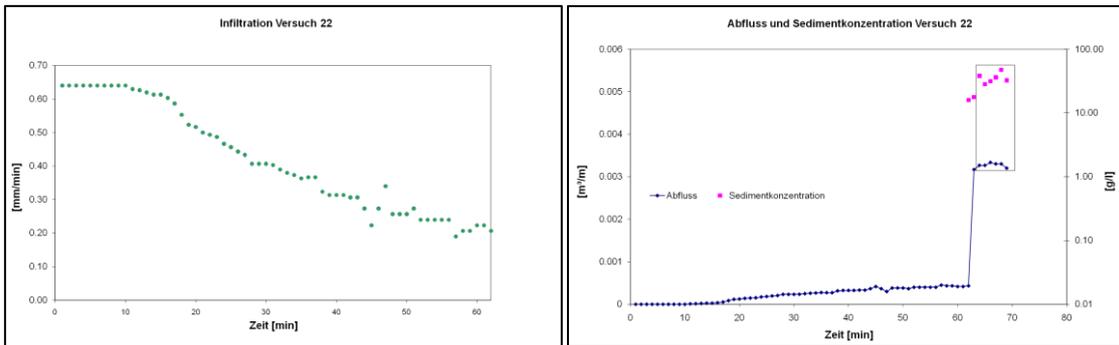


Abbildung A125: Versuch 22 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

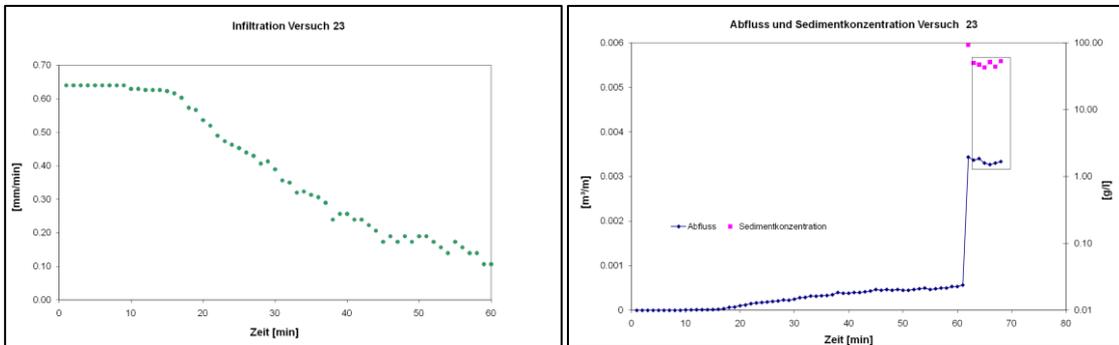


Abbildung A126: Versuch 23 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

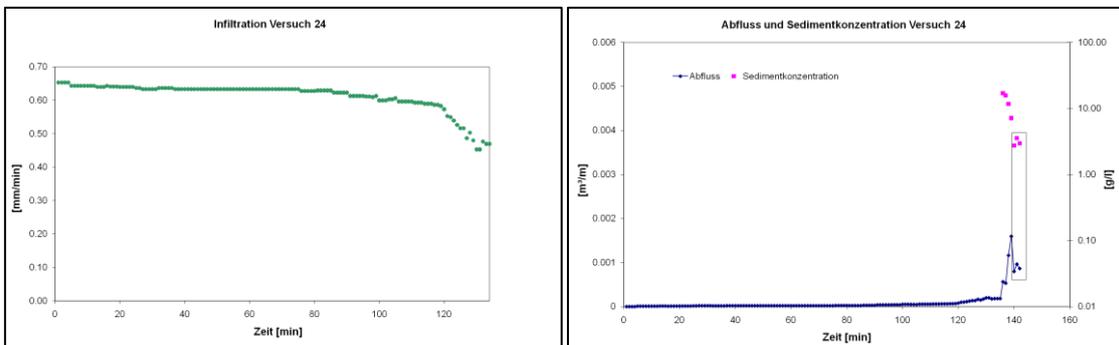


Abbildung A127: Versuch 24 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

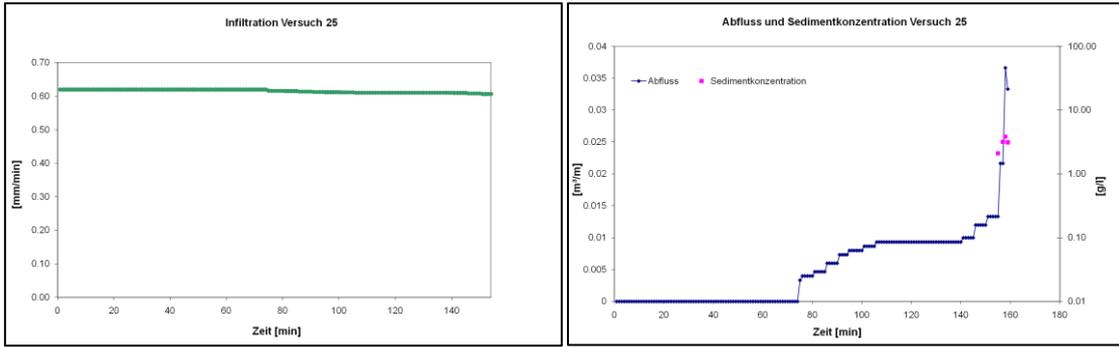


Abbildung A128: Versuch 25 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts)

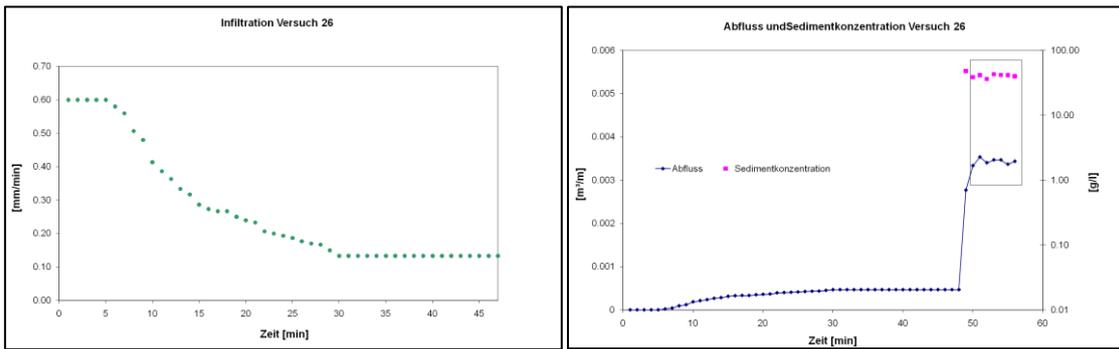


Abbildung A129: Versuch 26 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

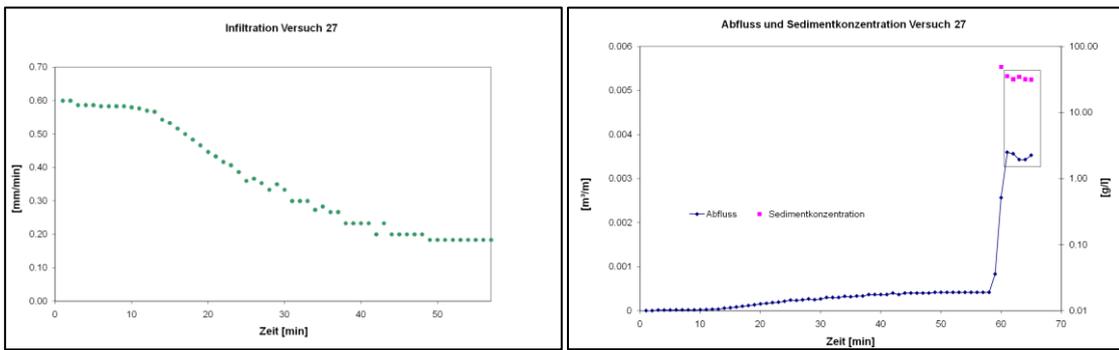


Abbildung A130: Versuch 27 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

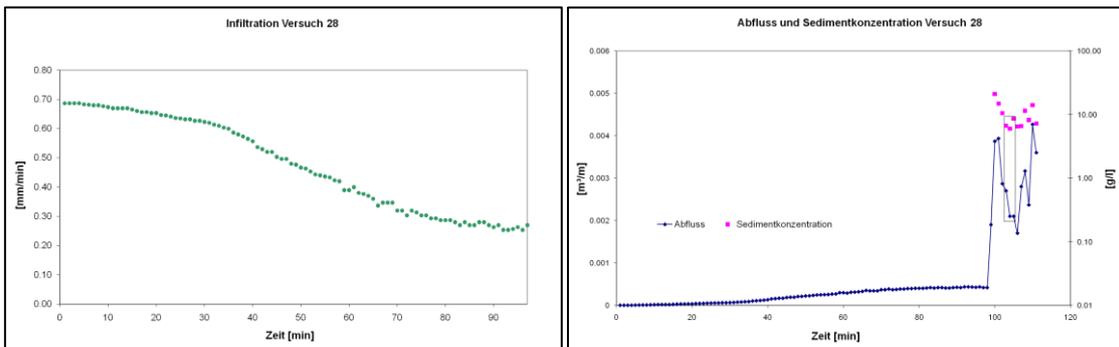


Abbildung A131: Versuch 28 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

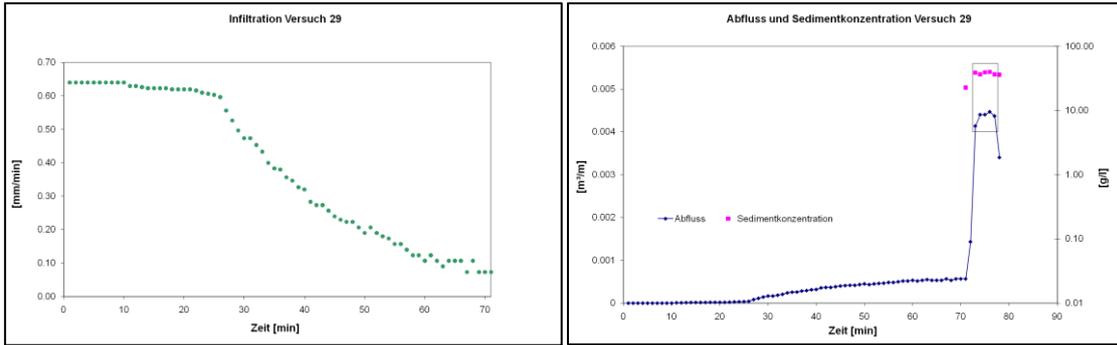


Abbildung A132: Versuch 29 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

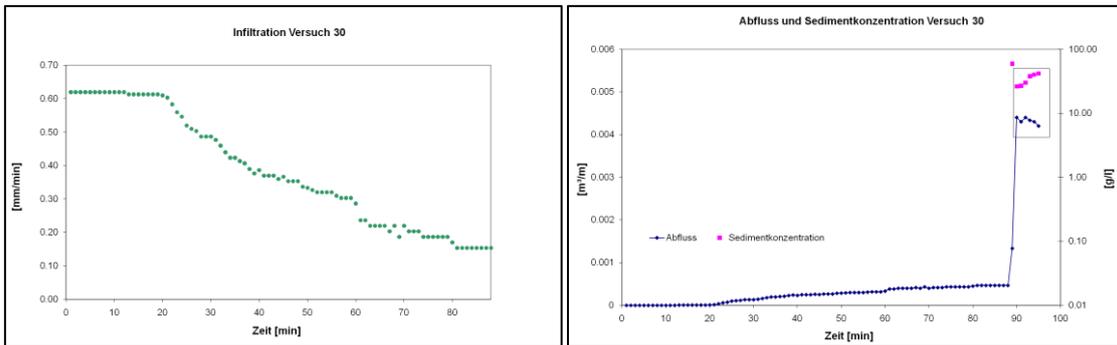


Abbildung A133: Versuch 30 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

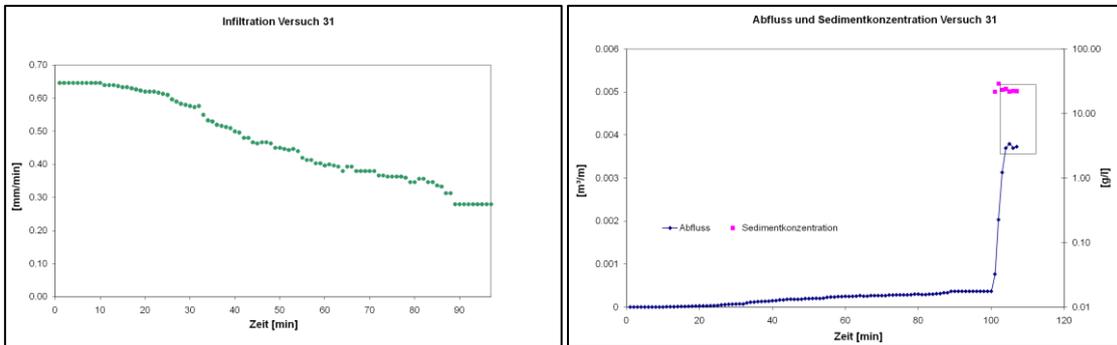


Abbildung A134: Versuch 31 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

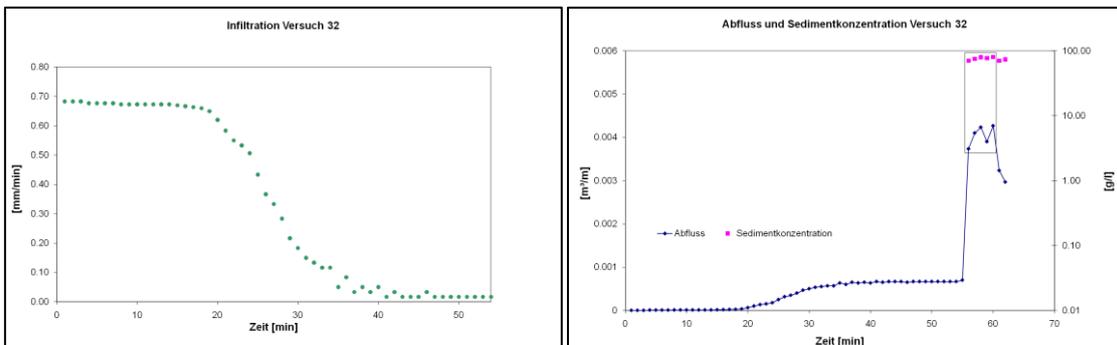


Abbildung A135: Versuch 31 Infiltration (links), Abfluss und Sedimentkonzentration (rechts, Kasten: Datenauswahl Mittelwertbildung)

Tabelle A 43: Validierungsversuche des Bodenerosionsmessprogramms und der neuen Messkampagne

Standort	Versuch	Datum	Bearbeitungsgerät	Fruchtart	Entwicklungsstadium	Bodenart	ρ [g/cm ³]	Θ [Vol.%]	C_{org} [%]	C [%]	n [s/m ^{1/3}]	Φ [N/m ²]	SF [-]	
Methau	42	10,05,1994	Pflug	Zuckerrübe	2-3 BS	Ut3	1,39	27	1,1	0	0,0062	0,00057	0,205	
	83	12,05,1995	Pflug	Zuckerrübe	Saatbett		1,07	20	1,1	0	0,0095	0,00011	0,002	
	10	06,05,2008	Pflug	Zuckerrübe	2-3 BS		1,43	30	1,4	7	0,009	0,00074	0,7	
Methau	67	09,10,1994	Pflug	Wintergerste	2-4 BS	Ut3	1,38	32	1,3	5	0,0097	0,0003	0,0106	
	73	12,10,1994	Pflug	Winterweizen	Saatbett		1,22	25	1,0	0	0,0244	0,00005	0,039	
	75	12,10,1994	Pflug	Winterweizen	Saatbett		1,47	29	1,0	0	0,0078	0,00075	1,365	
	46	11,05,1995	Pflug	Winterweizen	Schossen		1,36	25	1,0	100	0,014	0,001	0,081	
	23	08,10,2008	Pflug	Wintergerste	2-4 BS		1,45	30	1,3	6	0,0105	0,00062	0,69	
Lüttewitz	89	17,05,1995	Pflug	Zuckerrübe	2-3 BS	Ut4	1,5	30	1,5	12	0,0062	0,00029	4,2	
	13	14,05,2008	Pflug	Zuckerrübe	2-3 BS		1,42	30	1,0	11	0,01	0,0007	0,125	
	32	12,11,2008	Pflug	Winterweizen	Saatbett		1,59	32	1,1	1	0,0123	0,000361	5,3	
Methau	81	12,05,1995	Grubber	Zuckerrübe	Saatbett	Ut4	1,31	31	1	0	0,0203	0,0029	0,404	
	11	07,05,2008	Grubber	Zuckerrübe	2-4 BS		1,55	28	1,7	9	0,01869	0,00081	1,24	
Methau	71	11,10,1994	Grubber	Winterweizen	Saatbett	Ut4	1,48	31	1,3	0	0,0265	0,0002	0,97	
	22	08,10,2008	Grubber	Wintergerste	2-4 BS		1,46	30	1,4	8	0,0124	0,00105	0,74	
	26	21,10,2008	Grubber	Winterweizen	Saatbett		1,42	30	1,4	9	0,014	0,000725	0,143	
Methau	44	11,05,1994	Zinkenrotor	Zuckerrübe	2-3 BS	Ut3	1,39	29	1,1	60	0,0181	0,0024	1,367	
	77	09,05,1995	Zinkenrotor	Zuckerrübe	Saatbett		1,26	31	1,0	0	0,0238	0,0045	0,395	
	79	10,05,1995	Zinkenrotor	Zuckerrübe	Saatbett		1,50	35	1,0	0	0,0254	0,013	18,1	
	12	07,05,2008	Zinkenrotor	Zuckerrübe	2-4 BS		1,43	29	1,6	9	0,0131	0,00057	0,754	
Methau	63	06,10,1994	Zinkenrotor	Wintergerste	2-4 BS	Ut3	1,52	32	1,3	5	-	-	-	
	69	10,10,1994	Zinkenrotor	Winterweizen	Saatbett		1,24	26	1,3	0	0,0204	0,0006	0,079	
	48	12,05,1994	Zinkenrotor	Winterweizen	Schossen		1,31	22	1	100	0,0174	0,0007	0,17	
	21	07,10,2008	Zinkenrotor	Wintergerste	2-4 BS		1,37	31	1,4	8	0,0188	0,00079	0,355	
	27	21,10,2008	Zinkenrotor	Winterweizen	Saatbett		1,37	28	1,5	6	0,014	0,0009	0,129	
Lüttewitz	93	19,05,1995	Zinkenrotor	Zuckerrübe	2-4 BS	Ut4	1,45	35	0,9	0	0,0393	0,005	14	
	85	15,05,1995	Zinkenrotor	Zuckerrübe	2-4 BS		1,14	30	1,5	2	0,0462	0,0018	0,0955	
	87	16,05,1995	Zinkenrotor	Zuckerrübe	2-4 BS		1,56	36	1,5	0	0,0295	0,0009	64,3	
	Lüttewitz	13	14,05,2008	Grubber	Zuckerrübe	2-4 BS	Ut3	1,43	28	1,1	7	0,0146	0,00235	1,125
		14	14,05,2008	Grubber	Zuckerrübe	2-4 BS		1,44	24	1,3	14	0,0114	0,0018	1,04
		29	11,11,2008	Grubber	Winterweizen	Saatbett	Ut4	1,49	29	1,1	5	0,019	0,00141	0,32
		30	11,11,2008	Grubber	Winterweizen	Saatbett		1,46	26	0,8	5	0,023	0,0006	1,385
Lichtenstein	31	12,11,2008	Grubber	Winterweizen	Saatbett	1,54	29	0,9	7	0,027	0,00169	3,377		
	99	06,10,1995	Grubber	Wintergerste	Saatbett	Sl4	1,38	27	1,8	10	0,0089	0,0035	0,1375	
	101	06,10,1995	Grubber	Winterweizen	Saatbett		1,40	28	1,8	80	0,0365	0,0047	0,48	
28	04,11,2008	Grubber	Winterweizen	2-4 BS	1,57		17	1,7	20	0,026	0,00125	0,056		
Wüstenbrand	95	03,10,1995	Grubber	Wintergerste	KS	Uls	1,23	33	2,2	20	0,0321	0,007	0,589	
	20	02,10,2008	Grubber	Winterweizen	Saatbett		1,23	18	2,5	16	0,0211	0,00246	0,035	

Kursiv: Versuche des Bodenerosionsmessprogramms (1993-1996), ρ : Lagerungsdichte, C: Bodenbedeckungsgrad, n : hydraulische Rauigkeit, Φ : Erosionswiderstand, SF: Skinfaktor

A VI Elementgehalte der Bodenproben

Tabelle A44: Elementgehalte der Bodenproben im EZG Saidenbachtalsperre

Probenkennung	Arsen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Nickel [mg/kg]	Phosphor [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]
Psa_0_Sai	45,97	39,47	25,83	1415,00	81,58	170,25
Psa_1_Sai	37,4	51,2	39,9	1390	45,0	140
Psa_2_Sai	33,8	40,0	32,1	1320	85,9	203
Psa_3_Sai	24,1	45,5	25,4	1720	52,6	131
Psa_4_Sai	14,8	23,0	18,6	1220	46,6	113
Psa_5_Sai	17,5	23,6	17,8	1020	51,8	124
Psa_6_Sai	25,3	26,0	17,0	1210	55,7	94,1
Psa_8_Sai	25,3	27,0	20,2	993	52,9	92,3
Psa_9_Sai	23,6	18,3	13,6	1030	66,0	74,7
Psa_10_Sai	26,7	22,4	18,6	1420	58,3	122
Psa_11_Sai	36,5	18,0	12,9	1070	59,5	85,7
Psa_12_Sai	32,1	19,0	8,74	1060	83,8	145
Psa_13_Sai	42,1	19,1	13,5	1510	53,9	119
Psa_14_Sai	35,4	25,9	07,8	1050	91,3	81,5
Psa_15_Sai	26,1	17,2	08,8	1040	69,6	78,1
Psa_16_Sai	19,6	17,3	12,2	871	47,2	85,6
Psa_17_Sai	21,5	18,0	12,0	1430	52,4	80,0
Psa_18_Sai	14,7	27,2	20,4	689	38,2	78,8
Psa_19_Sai	13,4	17,9	14,8	1280	37,0	87,8
Psa_20_Sai	33,1	33,1	26,2	1260	58,4	208
Psa_21_Sai	11,9	22,7	17,9	1090	38,8	96,7
Psa_22_Sai	15,8	23,1	11,9	1640	50,7	104
Psa_23_Sai	21,4	19,3	11,6	1100	55,3	80,2
Psa_24_Sai	20,4	18,5	16,4	885	55,4	147
Psa_27_Sai	13,5	21,1	14,3	1360	43,0	128
Psa_29_Sai	29,1	46,5	37,8	999	47,9	152
Psa_31_Sai	12,2	22,6	28,5	808	30,0	80,5
Psa_32_Sai	15,5	27,2	10,9	1000	37,5	74,7
Psa_33_Sai	19,0	16,4	9,28	1070	54,2	78,5

Tabelle A45: Elementgehalte der Bodenproben im EZG Talsperre Bautzen

Probenkennung	Arsen [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Nickel [mg/kg]	Phosphor [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Zink [mg/kg]
Psa_0_Bau	n.n.	12,4	11,1	621	30,4	50,5
Psa_1_Bau	7,28	12,3	12,7	545	25,0	45,9
Psa_2_Bau	9,20	21,0	18,7	592	27,2	57,0
Psa_3_Bau	7,07	17,5	17,7	550	30,6	51,5
Psa_5_Bau	7,85	10,9	12,8	294	19,1	44,9
Psa_6_Bau	8,91	27,9	14,1	831	50,5	64,6
Psa_9_Bau	8,92	11,4	13,3	635	25,1	54,3
Psa_10_Bau	10,0	13,7	14,3	506	31,4	56,0
Psa_11_Bau	8,34	10,2	12,4	687	24,9	51,8
Psa_12_Bau	7,72	16,9	26,3	860	30,0	65,1
Psa_14_Bau	7,62	12,6	14,2	541	22,3	49,2
Psa_15_Bau	8,56	16,4	16,0	660	28,0	59,4
Psa_16_Bau	n.n.	15,4	9,86	490	23,2	44,8
Psa_17_Bau	8,89	16,3	12,4	553	23,3	65,4
Psa_18_Bau	11,0	15,4	11,6	584	38,4	67,8
Psa_19_Bau	9,95	15,8	15,7	810	32,7	72,8
Psa_20_Bau	9,23	13,3	14,0	585	32,6	53,5
Psa_23_Bau	9,19	21,3	18,0	745	46,4	71,5
Psa_25_Bau	n.n.	14,6	15,2	687	21,9	53,0
Psa_29_Bau	15,9	16,7	21,1	716	16,5	74,1
Psa_30_Bau	13,2	13,5	16,7	566	27,1	62,6
Psa_31_Bau	10,1	15,7	13,8	742	37,9	75,0
Psa_34_Bau	9,76	21,9	19,3	913	28,0	73,7
Psa_35_Bau	n.n.	11,5	13,6	695	23,5	44,7
Psa_36_Bau	n.n.	9,45	10,3	496	21,0	41,1
Psa_37_Bau	11,3	48,3	27,5	1310	71,8	97,8
Psa_38_Bau	9,92	21,7	20,6	886	44,1	73,8
Psa_39_Bau	9,83	20,5	25,8	909	33,2	84,0
Psa_40_Bau	17,8	31,9	31,6	961	42,5	97,7
Psa_41_Bau	13,2	22,1	45,3	1170	31,9	70,1

n.n.: nicht nachweisbar

Tabelle A46: Verteilung der Arsengehalte über die Kornfraktionen

Proben- kennung	Gesamt- AS-Gehalt [mg/kg]	AS-Gehalt im Sand [mg/kg]	AS-Gehalt im Schluff [mg/kg]	AS-Gehalt im Ton [mg/kg]	AS-VF im Sand [-]	AS-VF im Schluff [-]	AS-VF im Ton [-]
Sai_2	33,8	16,0	16,1	104,5	0,47	0,48	3,09
Sai_9	23,6	19,3	14,1	65,5	0,81	0,60	2,77
Sai_11	36,5	20,7	28,6	100,3	0,57	0,78	2,75
Sai_12	32,1	13,1	20,5	92,9	0,41	0,64	2,90
Sai_22	15,8	n.n.	15,7	62,3	n.n.	0,99	3,95
Sai_27	13,5	n.n.	15,4	46,8	n.n.	1,14	3,47
Bau_0	n.n.	n.n.	n.n.	25,6	n.n.	n.n.	n.n.
Bau_6	8,9	8,8	n.n.	37,7	0,99	n.n.	4,23
Bau_9	8,9	20,5	n.n.	25,6	2,3	n.n.	2,87
Bau_12	7,7	n.n.	n.n.	31,4	n.n.	n.n.	4,06
Bau_16	n.n.	n.n.	n.n.	33,7	n.n.	n.n.	n.n.
Bau_17	8,9	12,5	n.n.	28,3	1,41	n.n.	3,19
Bau_18	11,0	16,5	n.n.	33,3	1,50	n.n.	3,03
Bau_23	9,2	14,8	n.n.	34,7	1,61	n.n.	3,77
Bau_30	13,2	13,2	n.n.	45,3	1,00	n.n.	3,42

VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor, n.n.: nicht nachweisbar

Tabelle A47: Verteilung der Kupfergehalte über die Kornfraktionen

Proben- kennung	Gesamt- Cu-Gehalt [mg/kg]	Cu-Gehalt im Sand [mg/kg]	Cu-Gehalt im Schluff [mg/kg]	Cu-Gehalt im Ton [mg/kg]	Cu-VF im Sand [-]	Cu-VF im Schluff [-]	Cu-VF im Ton [-]
Sai_2	40,0	32,0	19,4	88,2	0,80	0,48	2,21
Sai_9	18,3	13,7	9,1	40,3	0,75	0,50	2,20
Sai_11	18,0	20,6	13,8	43,4	1,14	0,77	2,41
Sai_12	19,0	19,2	9,9	36,6	1,01	0,52	1,91
Sai_22	23,1	22,9	21,2	57,6	0,99	0,92	2,49
Sai_27	21,1	22,5	20,2	51,8	1,06	0,96	2,46
Bau_0	12,4	14,8	5,9	56,3	1,19	0,47	4,53
Bau_6	27,9	28,6	12,8	92,3	1,02	0,46	3,31
Bau_9	11,4	35,1	5,5	35,1	3,08	0,48	3,08
Bau_12	16,9	30,2	7,1	60,5	1,79	0,42	3,58
Bau_16	15,4	13,2	9,0	49,7	0,86	0,59	3,23
Bau_17	16,3	21,4	5,2	46,2	1,32	0,32	2,84
Bau_18	15,4	41,2	6,6	47,5	2,68	0,43	3,09
Bau_23	21,3	16,0	6,5	58,2	0,75	0,31	2,73
Bau_30	13,5	17,8	6,5	34,1	1,32	0,48	2,52

VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor, n.n.: nicht nachweisbar

Tabelle A48: Verteilung der Nickelgehalte über die Kornfraktionen

Proben- kennung	Gesamt- Ni-Gehalt [mg/kg]	Ni-Gehalt im Sand [mg/kg]	Ni-Gehalt im Schluff [mg/kg]	Ni-Gehalt im Ton [mg/kg]	Ni-VF im Sand [-]	Ni-VF im Schluff [-]	Ni-VF im Ton [-]
Sai_2	32,1	33,7	17,4	66,7	1,05	0,54	2,08
Sai_9	13,6	8,7	8,8	36,5	0,63	0,64	2,67
Sai_11	12,9	22,2	12,2	31,8	1,72	0,95	2,46
Sai_12	8,7	20,1	6,9	22,0	2,30	0,79	2,52
Sai_22	11,9	22,2	13,3	31,2	1,87	1,12	2,62
Sai_27	14,3	24,0	17,5	38,4	1,68	1,22	2,68
Bau_0	11,1	14,1	4,9	42,7	1,27	0,44	3,84
Bau_6	14,1	29,9	7,0	50,6	2,12	0,50	3,59
Bau_9	13,3	44,1	5,6	45,6	3,32	0,42	3,43
Bau_12	26,3	78,6	9,5	54,4	2,99	0,36	2,07
Bau_16	9,9	15,9	6,3	39,8	1,61	0,64	4,04
Bau_17	12,4	25,4	5,8	42,2	2,04	0,46	3,39
Bau_18	11,6	41,1	5,8	37,6	3,54	0,50	3,24
Bau_23	18,0	19,1	6,5	55,0	1,06	0,36	3,06
Bau_30	16,7	20,9	7,4	39,4	1,25	0,44	2,36

VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A49: Verteilung der Blei-gehalte über die Kornfraktionen

Proben- kennung	Gesamt- Pb-Gehalt [mg/kg]	Pb-Gehalt im Sand [mg/kg]	Pb-Gehalt im Schluff [mg/kg]	Pb-Gehalt im Ton [mg/kg]	Pb-VF im Sand [-]	Pb-VF im Schluff [-]	Pb-VF im Ton [-]
Sai_2	85,9	48,6	37,9	228,0	0,57	0,44	2,65
Sai_9	66,0	47,7	37,9	158,7	0,72	0,57	2,40
Sai_11	59,5	27,0	46,7	171,3	0,45	0,79	2,88
Sai_12	83,8	31,3	51,9	202,6	0,37	0,62	2,42
Sai_22	50,7	23,7	48,8	155,7	0,47	0,96	3,07
Sai_27	43,0	18,2	44,9	123,7	0,42	1,04	2,88
Bau_0	30,4	24,3	10,9	84,6	0,80	0,36	2,78
Bau_6	50,5	169,1	16,2	157,7	3,35	0,32	3,12
Bau_9	25,1	39,6	8,6	79,3	1,58	0,34	3,16
Bau_12	30,0	33,8	13,6	106,1	1,13	0,45	3,54
Bau_16	23,2	8,8	16,7	95,0	0,38	0,72	4,09
Bau_17	23,3	22,6	9,8	72,7	0,97	0,42	3,13
Bau_18	38,4	44,4	15,9	113,8	1,16	0,41	2,96
Bau_23	46,4	48,6	14,2	135,0	1,05	0,31	2,91
Bau_30	27,1	22,6	13,8	91,8	0,84	0,51	3,39

VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A50: Verteilung der Zinkgehalte über die Kornfraktionen

Proben- kennung	Gesamt- Zn-Gehalt [mg/kg]	Zn-Gehalt im Sand [mg/kg]	Zn-Gehalt im Schluff [mg/kg]	Zn-Gehalt im Ton [mg/kg]	Zn-VF im Sand [-]	Zn-VF im Schluff [-]	Zn-VF im Ton [-]
Sai_2	203,4	115,1	112,5	502,7	0,57	0,55	2,47
Sai_9	74,4	50,7	45,3	237,7	0,68	0,61	3,18
Sai_11	85,7	38,1	73,4	247,1	0,44	0,86	2,88
Sai_12	144,9	28,6	59,1	264,9	0,20	0,41	1,82
Sai_22	103,7	44,0	104,9	325,7	0,42	1,01	3,14
Sai_27	127,5	38,8	109,0	274,4	0,26	0,85	2,15
Bau_0	50,5	22,9	34,9	236,2	0,45	0,69	4,68
Bau_6	64,6	42,4	41,2	277,5	0,66	0,64	4,30
Bau_9	54,3	42,7	33,0	219,2	0,79	0,61	4,04
Bau_12	65,1	45,5	39,6	263,4	0,70	0,61	4,05
Bau_16	44,8	11,7	46,5	218,4	0,26	1,04	4,87
Bau_17	65,4	25,9	31,4	212,0	0,40	0,48	3,24
Bau_18	67,8	55,9	39,6	257,4	0,82	0,58	3,79
Bau_23	71,5	29,8	39,5	251,9	0,42	0,55	3,53
Bau_30	62,6	47,3	42,1	226,1	0,76	0,67	3,61

VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

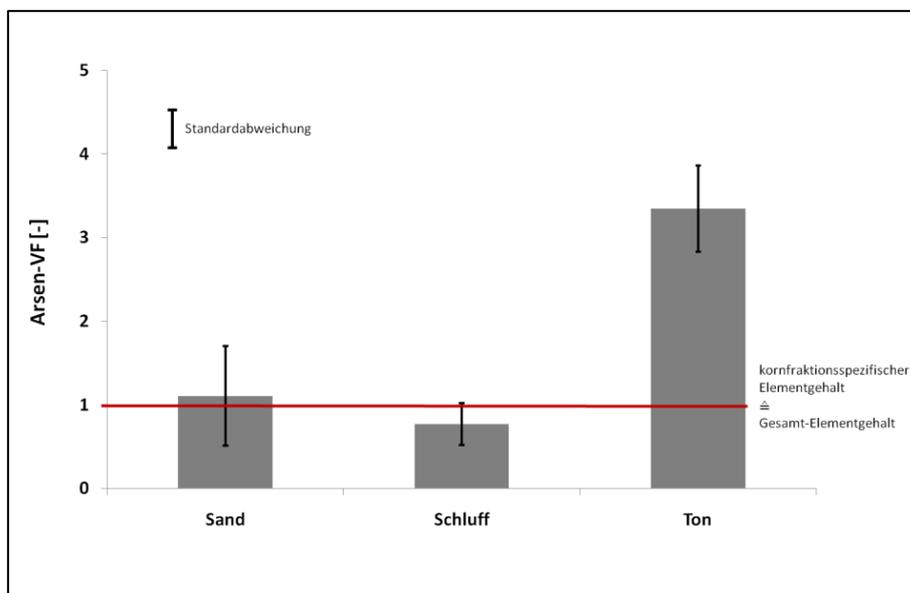


Abbildung A136: Kornfraktionsspezifische Arsen-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

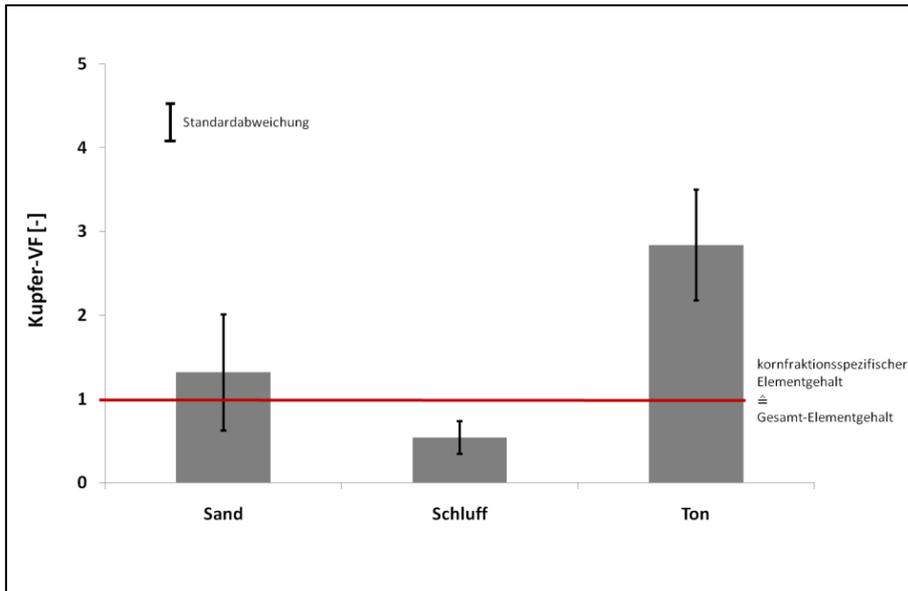


Abbildung A137: Kornfraktionsspezifische Kupfer-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

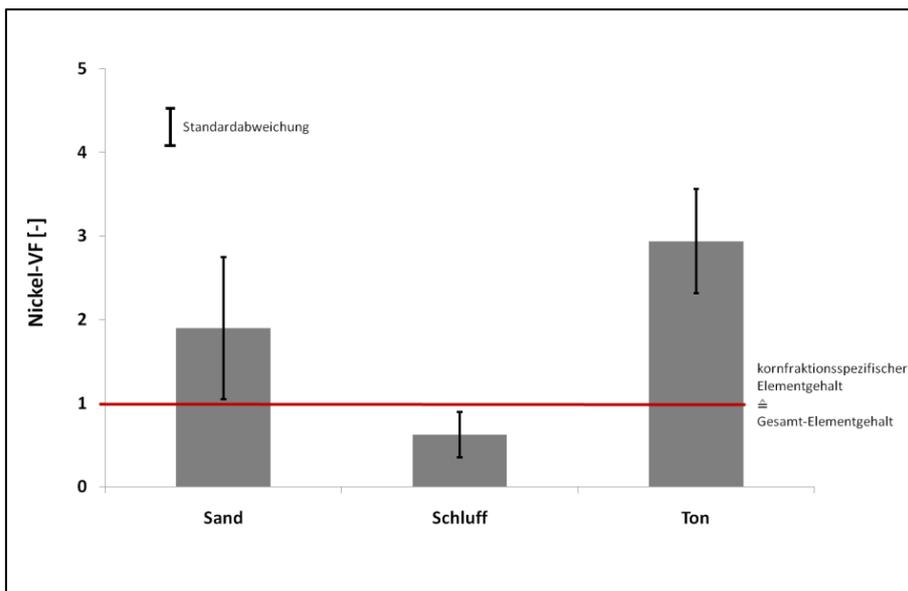


Abbildung A138: Kornfraktionsspezifische Nickel-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

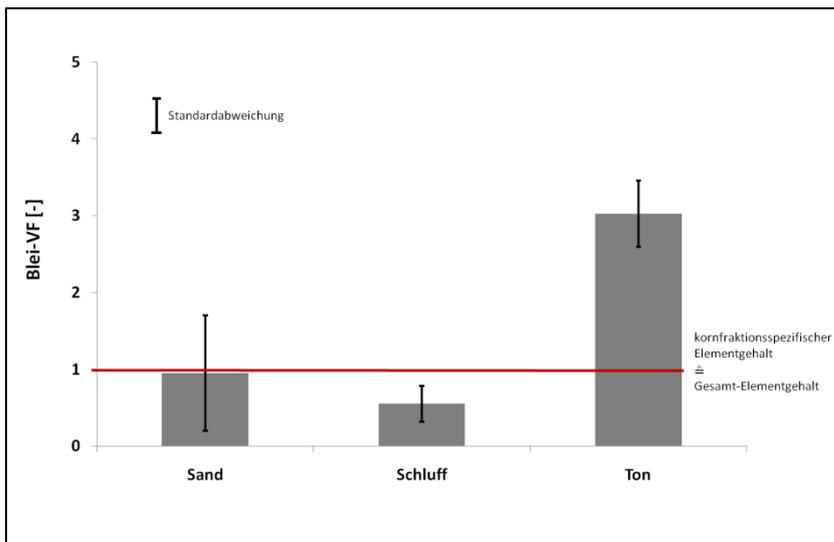


Abbildung A139: Kornfraktionsspezifische Zink-Verteilungsfaktoren (VF) der untersuchten Bodenproben

Tabelle A51: Statistische Auswertung der Arsengehalte

Arsen	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	13,28	51,67	34,90	17,16	15,55	18,39	51,18	3,35	0,77	1,11
σ	6,40	16,83	20,67	10,57	3,84	5,46	27,63	0,51	0,25	0,60
VK	0,48	0,33	0,59	0,62	0,25	0,30	0,54	0,15	0,33	0,54
Min	5,80	31,25	9,87	7,72	8,80	14,12	25,56	2,75	0,48	0,41
Max	26,76	78,36	62,13	36,49	20,67	28,62	104,51	4,23	1,14	2,30
v	1,49	0,16	0,19	1,48	-0,17	1,73	1,70	0,76	0,51	0,95

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A52: Statistische Auswertung der Arsengehalte

Kupfer	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	13,28	51,67	34,90	19,34	23,29	10,58	53,20	2,84	0,54	1,32
σ	6,40	16,83	20,67	7,14	8,41	5,62	17,29	0,66	0,19	0,69
VK	0,48	0,33	0,59	0,37	0,36	0,53	0,32	0,23	0,36	0,52
Min	5,80	31,25	9,87	11,41	13,19	5,20	34,10	1,92	0,31	0,75
Max	26,76	78,36	62,13	39,97	41,22	21,22	92,31	4,53	0,96	3,08
v	1,49	0,16	0,19	2,96	1,19	1,61	2,07	1,78	2,00	2,90

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A53: Statistische Auswertung der Nickelgehalte

Nickel	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	13,28	51,67	34,90	15,13	28,00	8,98	42,25	2,94	0,63	1,90
σ	6,40	16,83	20,67	6,26	16,96	4,19	11,07	0,62	0,27	0,85
VK	0,48	0,33	0,59	0,41	0,61	0,47	0,26	0,21	0,44	0,45
Min	5,80	31,25	9,87	8,74	8,66	4,86	21,99	2,07	0,36	0,63
Max	26,76	78,36	62,13	32,06	78,63	17,51	66,66	4,04	1,22	3,54
v	1,49	0,16	0,19	3,02	3,28	1,95	0,75	0,46	1,94	1,05

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: Kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A54: Statistische Auswertung der Phosphorgehalte

Phosphor	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	34,90	51,67	13,28	890,97	561,08	557,32	3451,33	3,96	0,55	0,66
σ	20,67	16,83	6,40	346,85	300,52	483,12	1260,03	0,52	0,28	0,51
VK	0,59	0,33	0,48	0,39	0,54	0,87	0,37	0,13	0,51	0,76
Min	9,87	31,25	5,80	489,97	107,26	176,24	2170,00	3,17	0,24	0,14
Max	62,13	78,36	26,76	1640,00	1330,00	1580,00	6820,00	5,37	1,16	2,10
v	0,19	0,16	1,49	1,28	1,83	2,13	2,39	1,88	1,53	2,76

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: Kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A55: Statistische Auswertung der Bleigehalte

Blei	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	13,28	51,67	34,90	45,55	40,69	25,86	131,73	3,03	0,55	0,95
σ	6,40	16,83	20,67	20,77	37,54	16,42	46,50	0,43	0,23	0,75
VK	0,48	0,33	0,59	0,46	0,92	0,64	0,35	0,14	0,42	0,79
Min	5,80	31,25	9,87	23,23	8,84	8,63	72,72	2,40	0,31	0,37
Max	26,76	78,36	62,13	85,92	169,09	51,86	228,01	4,09	1,04	3,35
v	1,49	0,16	0,19	1,29	5,05	0,85	1,00	1,40	1,63	4,08

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: Kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

Tabelle A56: Statistische Auswertung der Zinkgehalte

Zink	Sand- gehalt [%]	Schluff- gehalt [%]	Ton- gehalt [%]	Gesamt- gehalt [mg/kg]	Gehalt im Sand [mg/kg]	Gehalt im Schluff [mg/kg]	Gehalt im Ton [mg/kg]	VF- Ton [-]	VF- Schluff [-]	VF- Sand [-]
Ø	13,28	51,67	34,90	85,76	42,29	56,79	267,65	3,45	0,68	0,52
σ	6,40	16,83	20,67	42,91	23,31	28,91	71,22	0,88	0,18	0,20
VK	0,48	0,33	0,59	0,50	0,55	0,51	0,27	0,26	0,27	0,39
Min	5,80	31,25	9,87	44,84	11,70	31,36	211,99	1,83	0,41	0,20
Max	26,76	78,36	62,13	203,39	115,07	112,51	502,65	4,87	1,04	0,82
v	1,49	0,16	0,19	2,84	3,53	1,97	4,56	-0,35	1,30	-0,04

Ø: Mittelwert; σ: Standardabweichung; VK: Variationskoeffizient; Min: Minimum; Max: Maximum; v: Schiefe; VF: kornfraktionsspezifischer Verteilungsfaktor

A VII Simulationsrechnungen

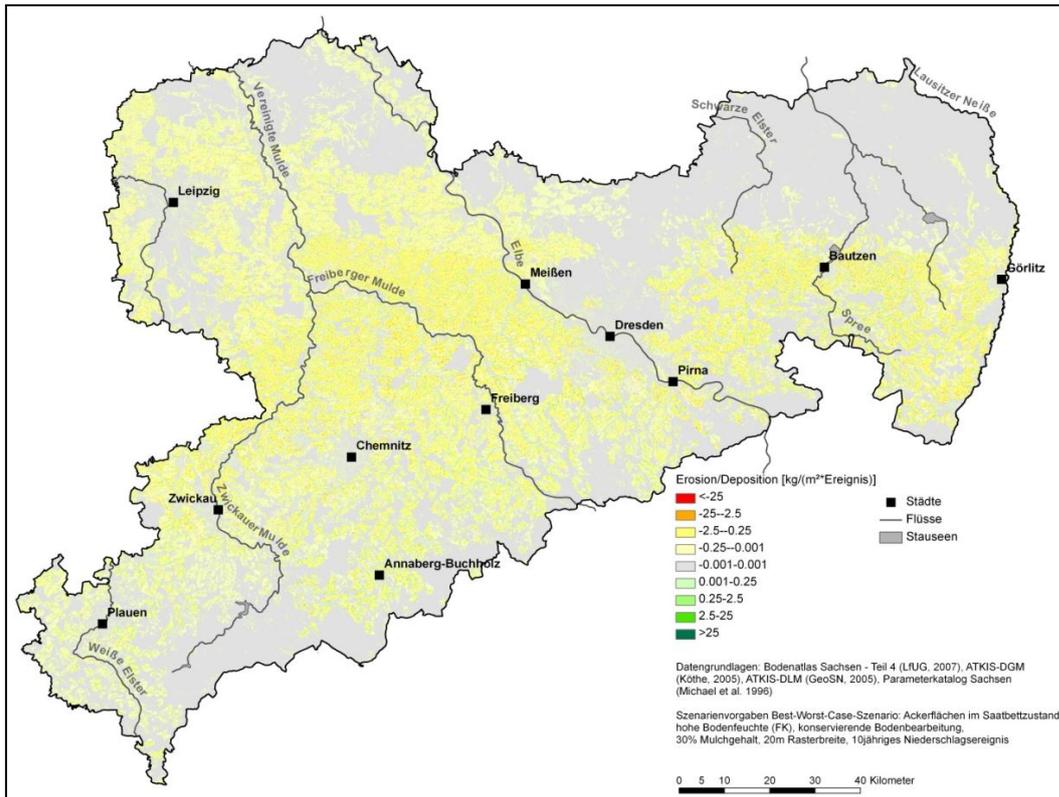


Abbildung A140: Verteilung von Erosion und Deposition für das BWC-Szenario

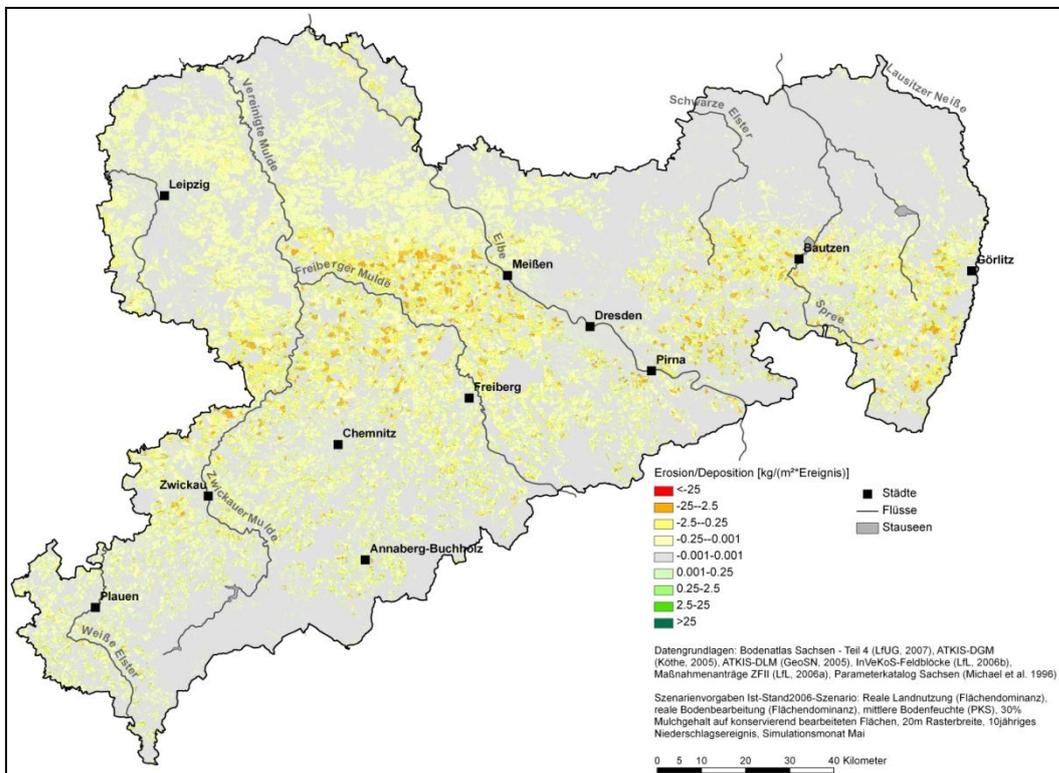


Abbildung A141: Verteilung von Erosion und Deposition für das Ist2006-Szenario

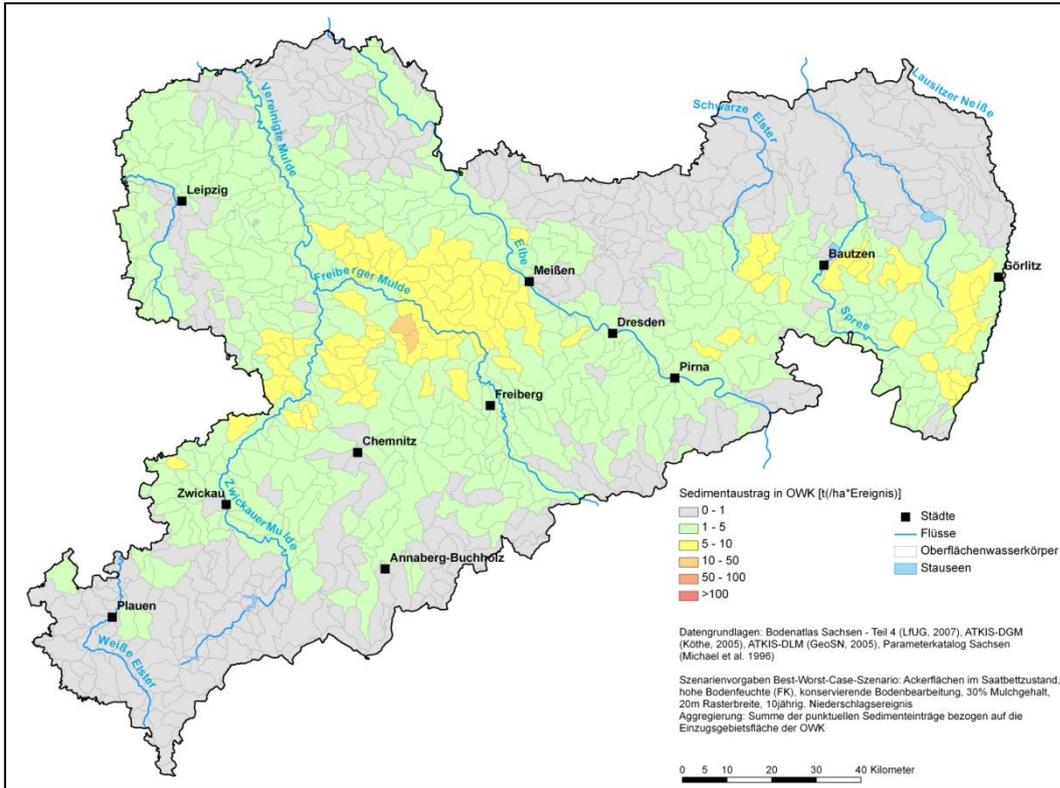


Abbildung A142: Sedimentaustträge aus OWK für das BWC-Szenario

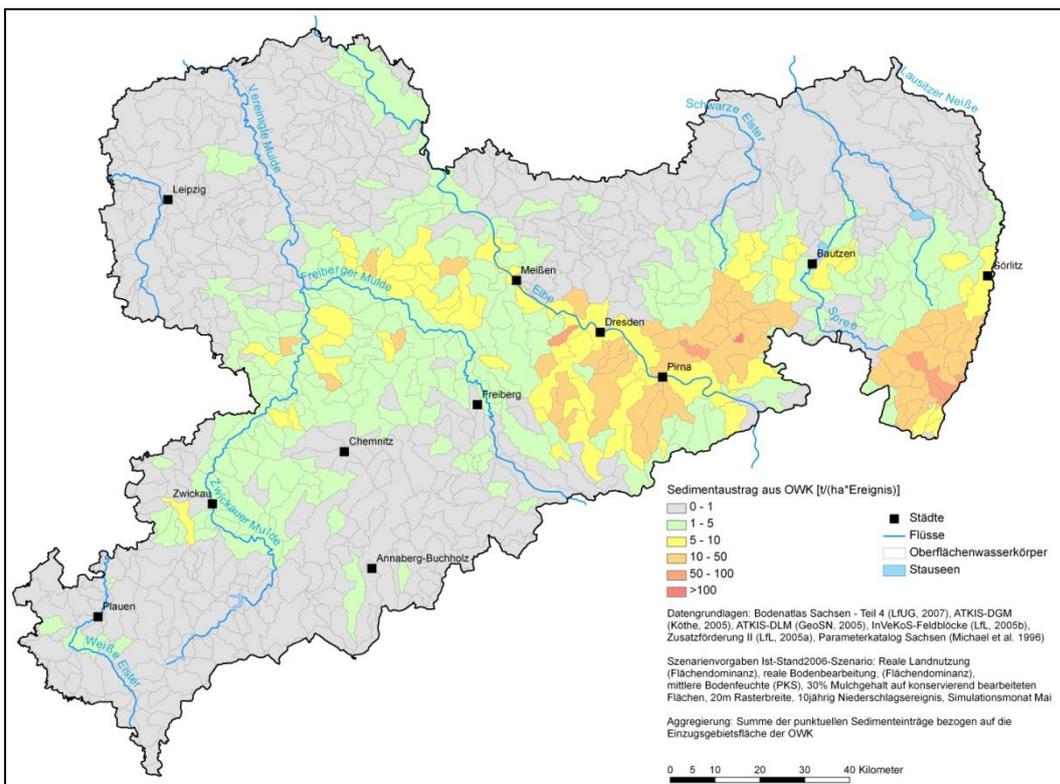


Abbildung A143: Sedimentaustträge aus OWK für das Ist2006-Szenario

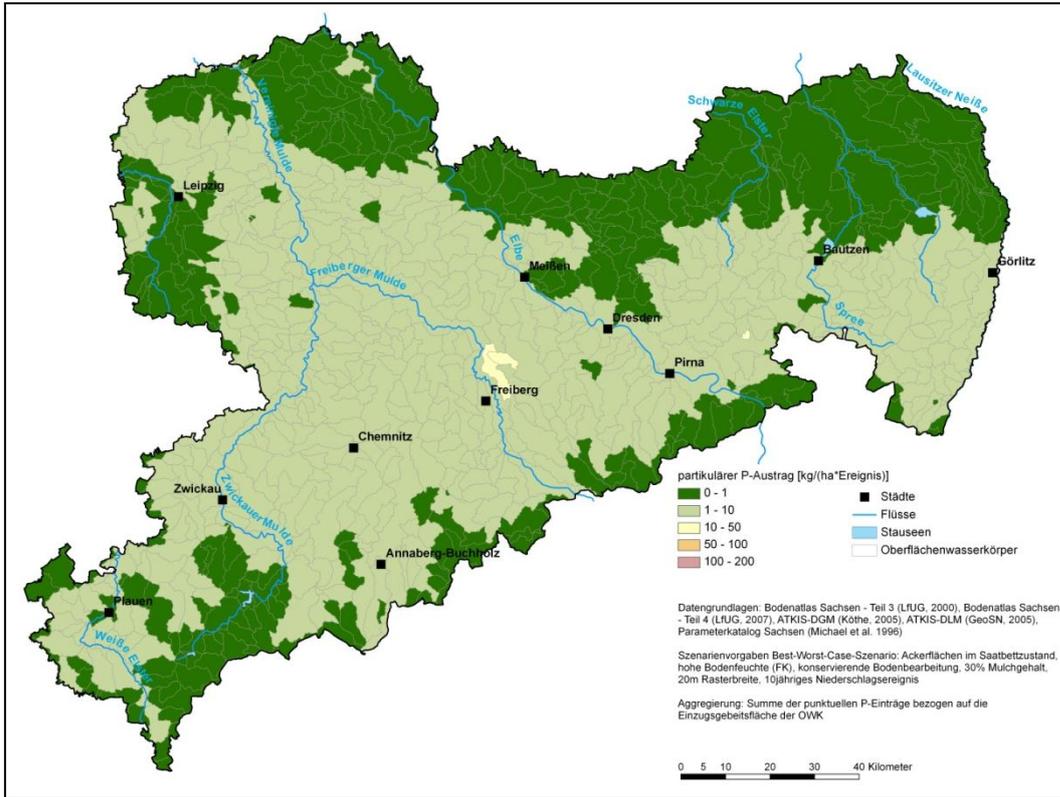


Abbildung A144: Partikuläre P-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

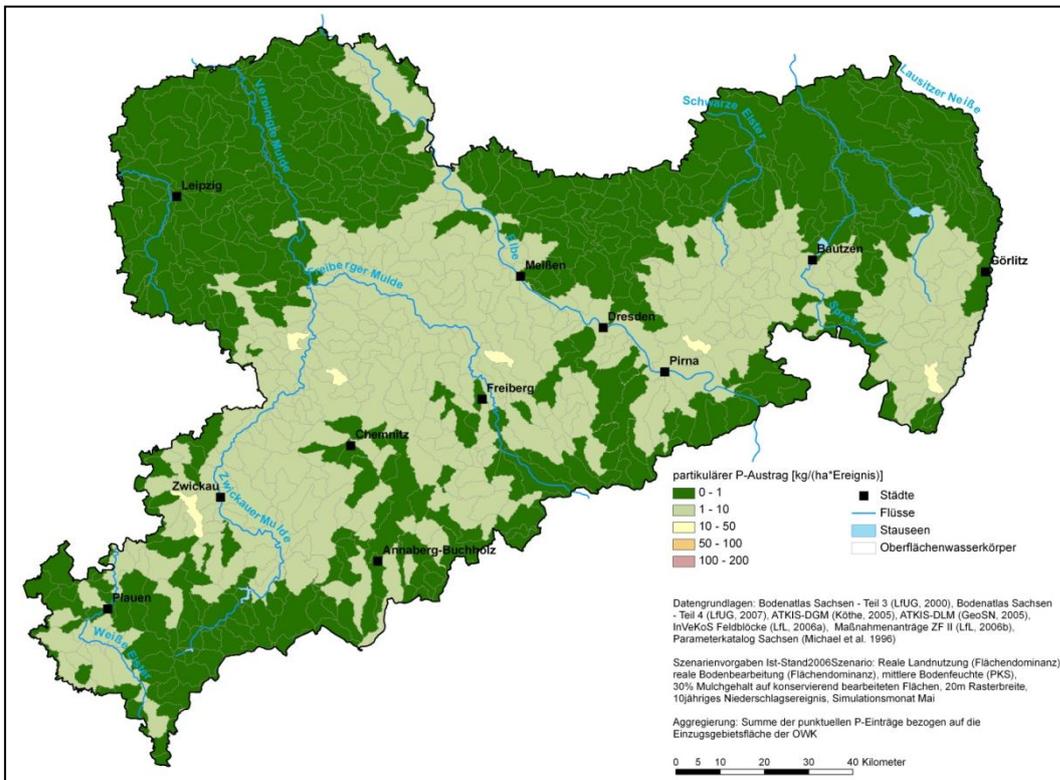


Abbildung A145: Partikuläre P-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario

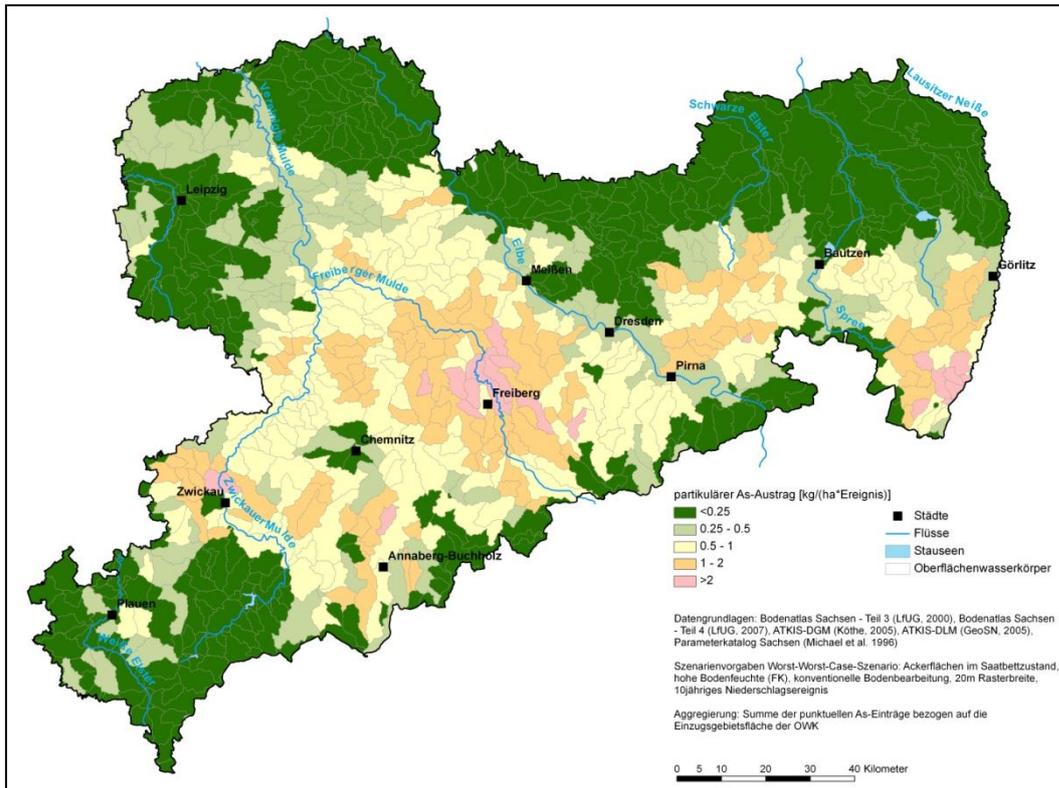


Abbildung A146: Partikuläre As-Austräge aus OWK für das WWC-Szenario

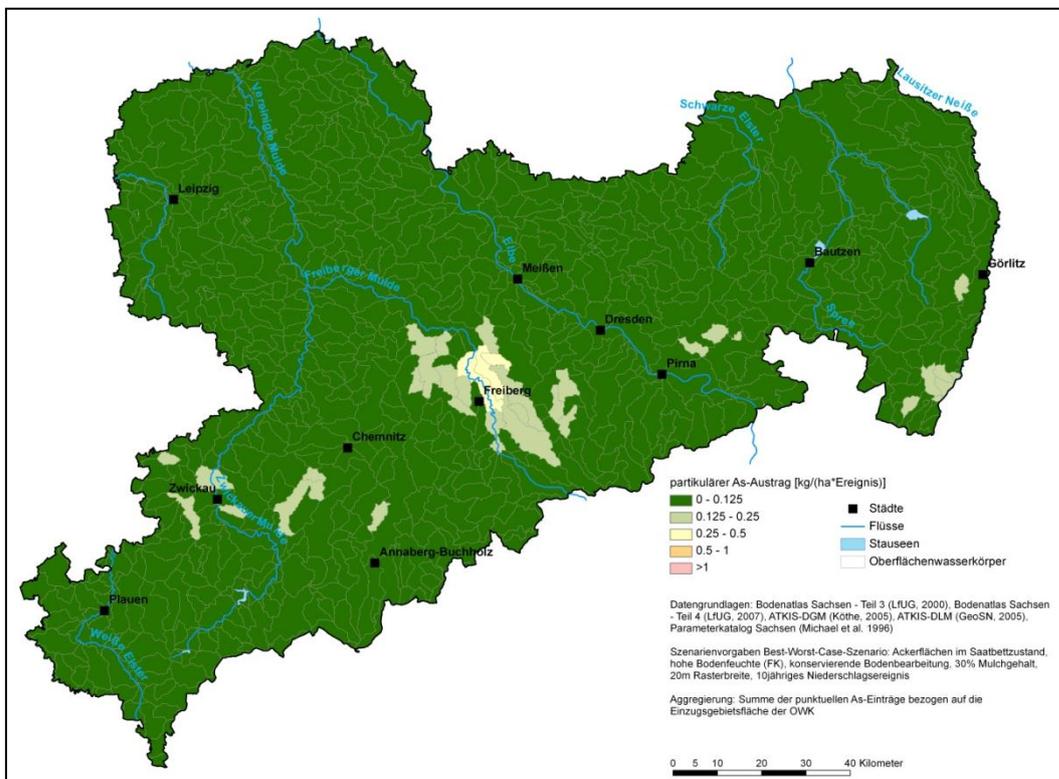


Abbildung A147: Partikuläre As-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

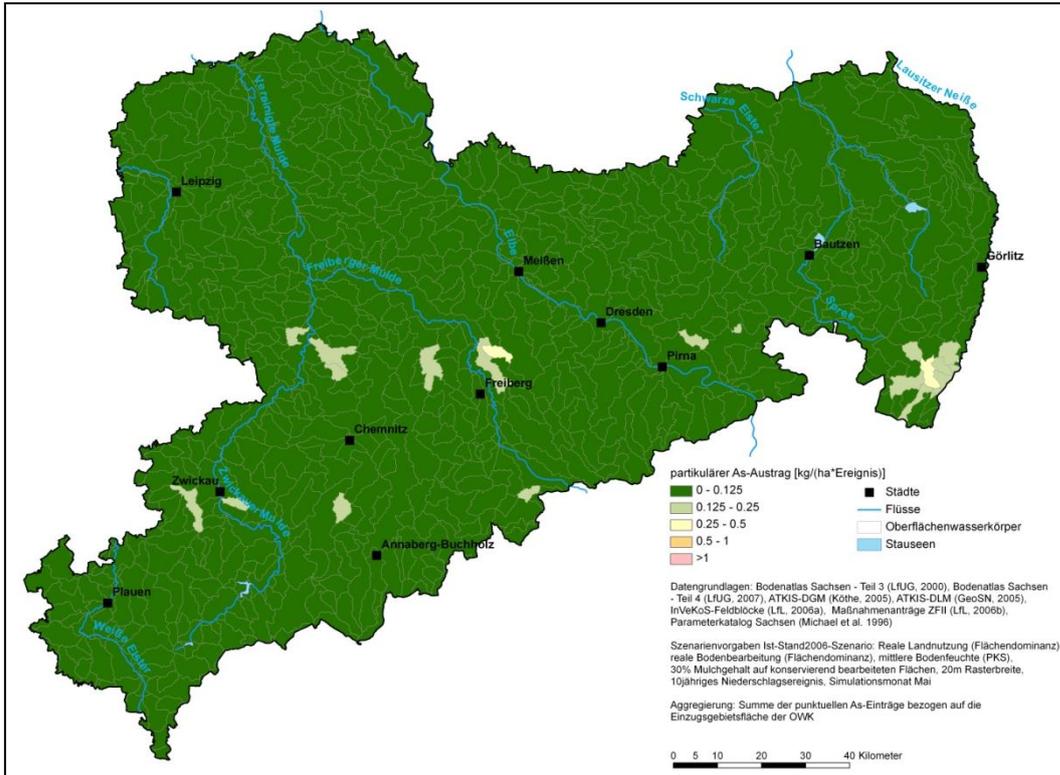


Abbildung A148: Partikuläre As-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario

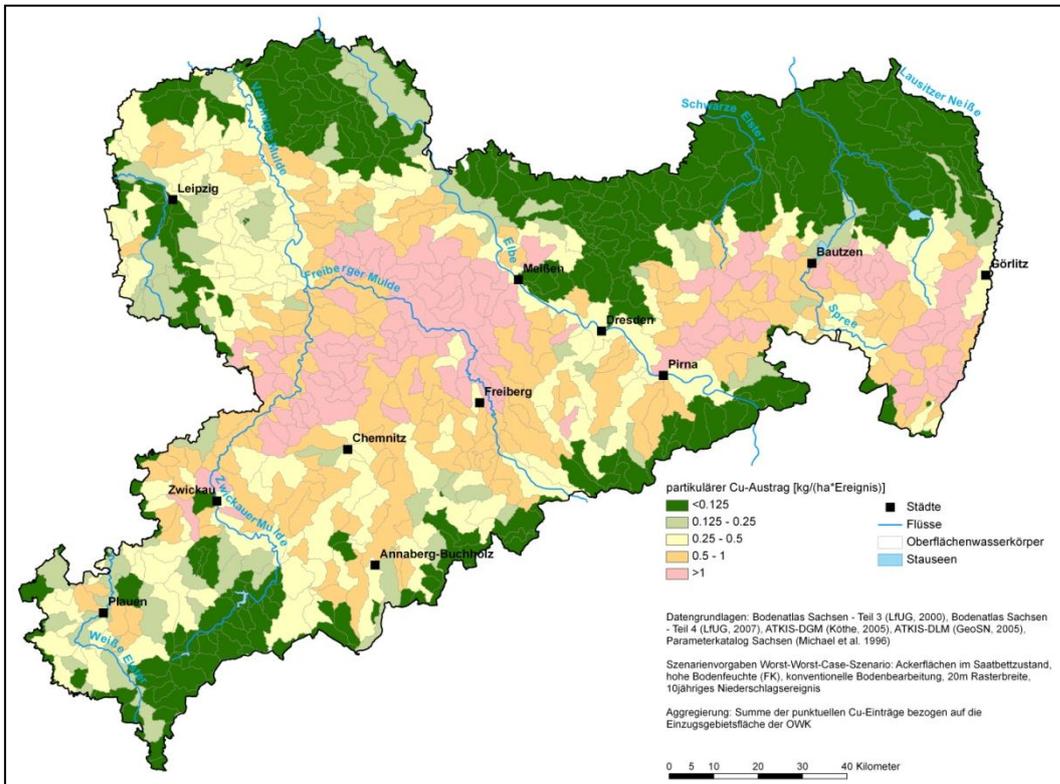


Abbildung A149: Partikuläre Cu-Austräge aus OWK für das WWC-Szenario

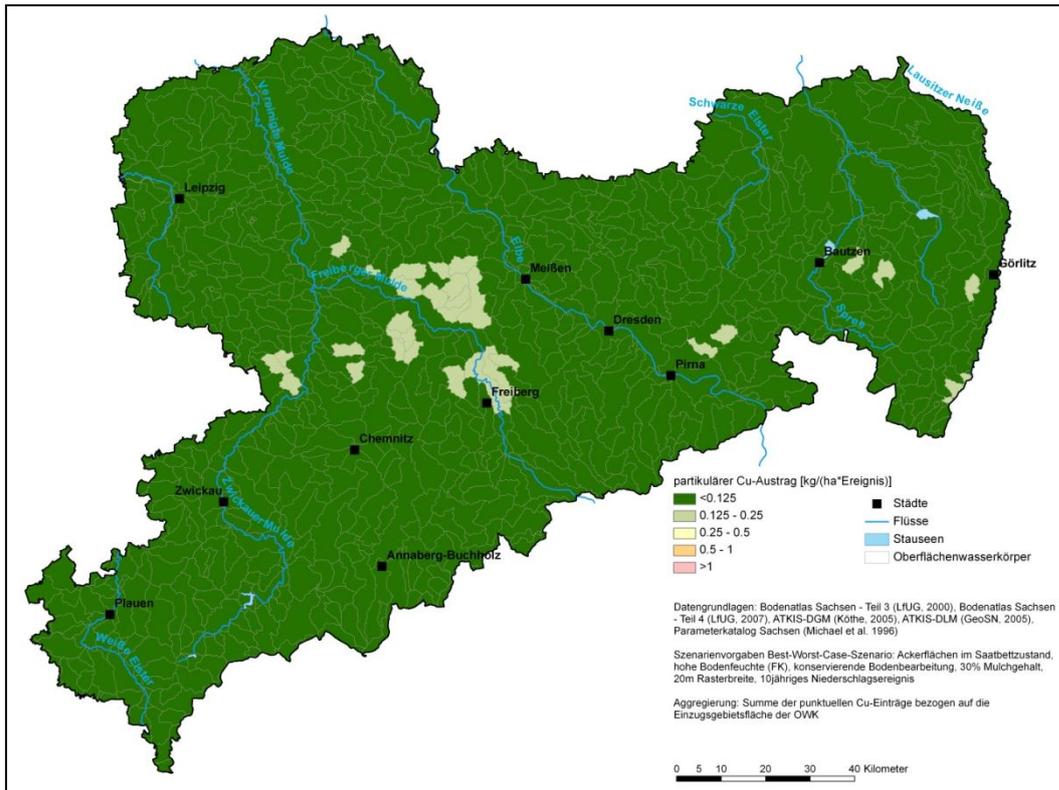


Abbildung A150: Partikuläre Cu-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

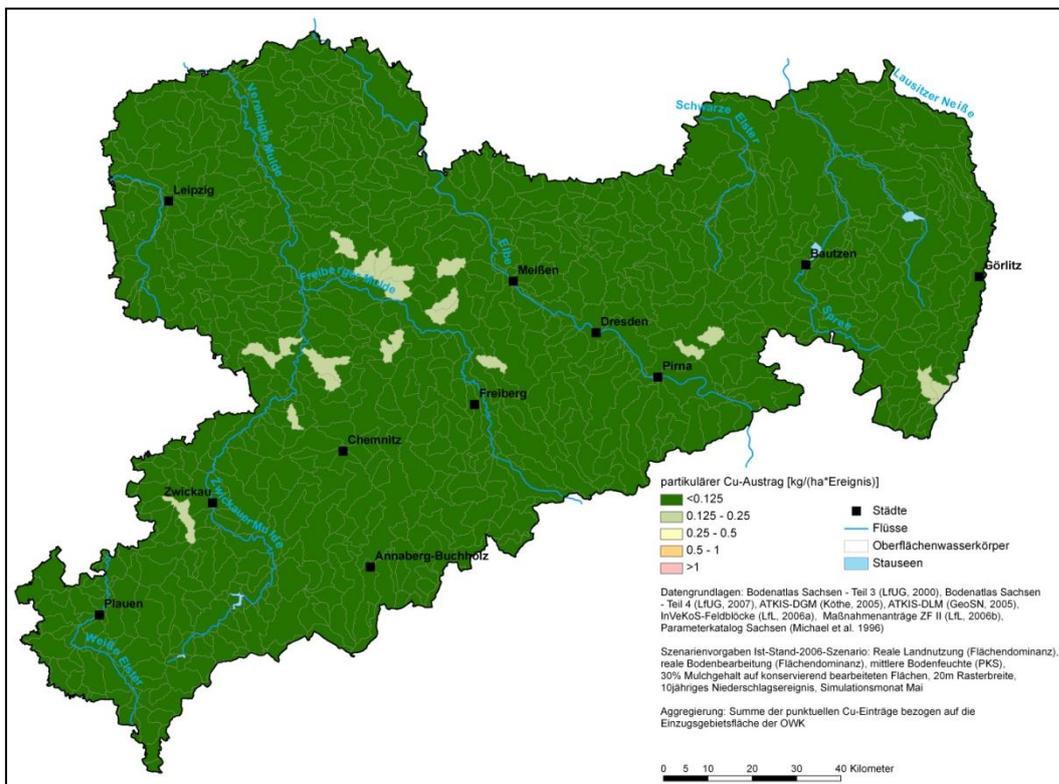


Abbildung A151: Partikuläre Cu-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario

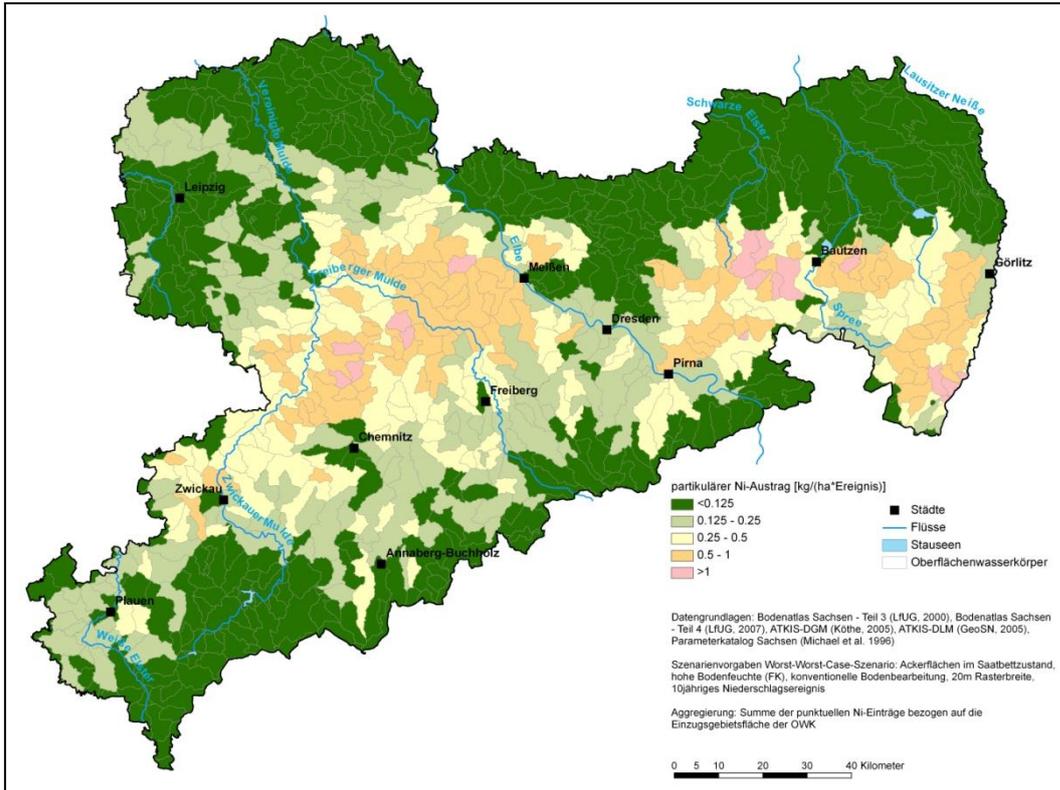


Abbildung A152: Partikuläre Ni-Austräge aus OWK für das WWC-Szenario

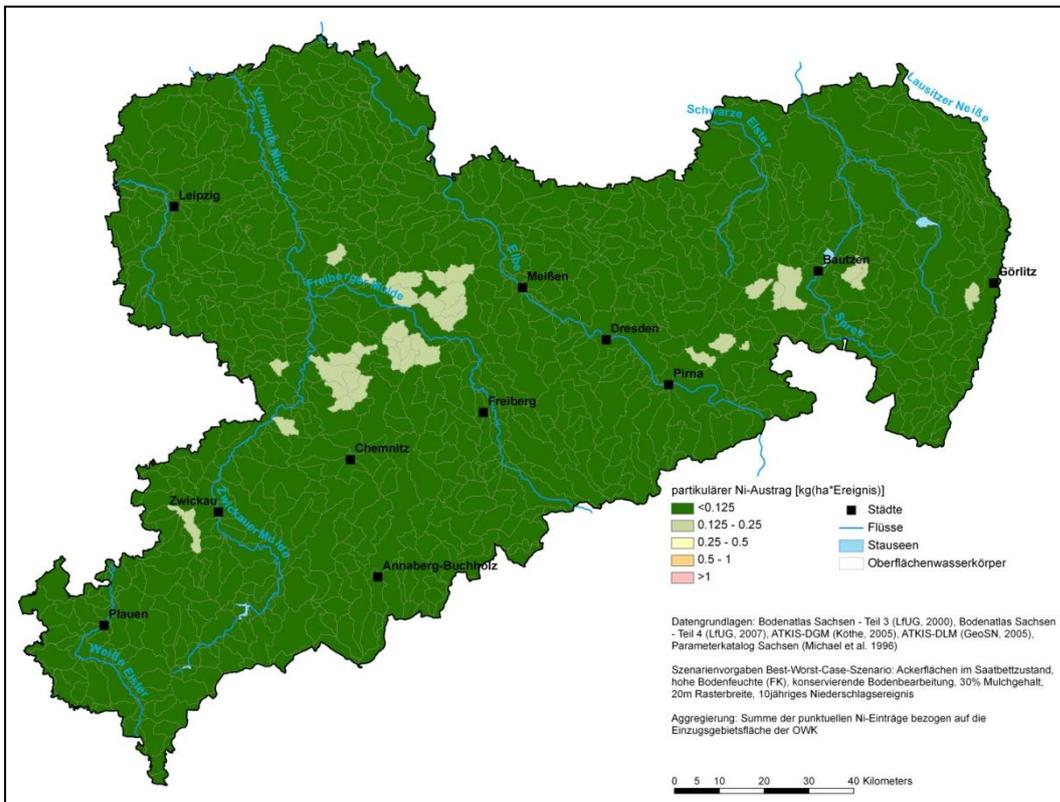


Abbildung A153: Partikuläre Ni-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

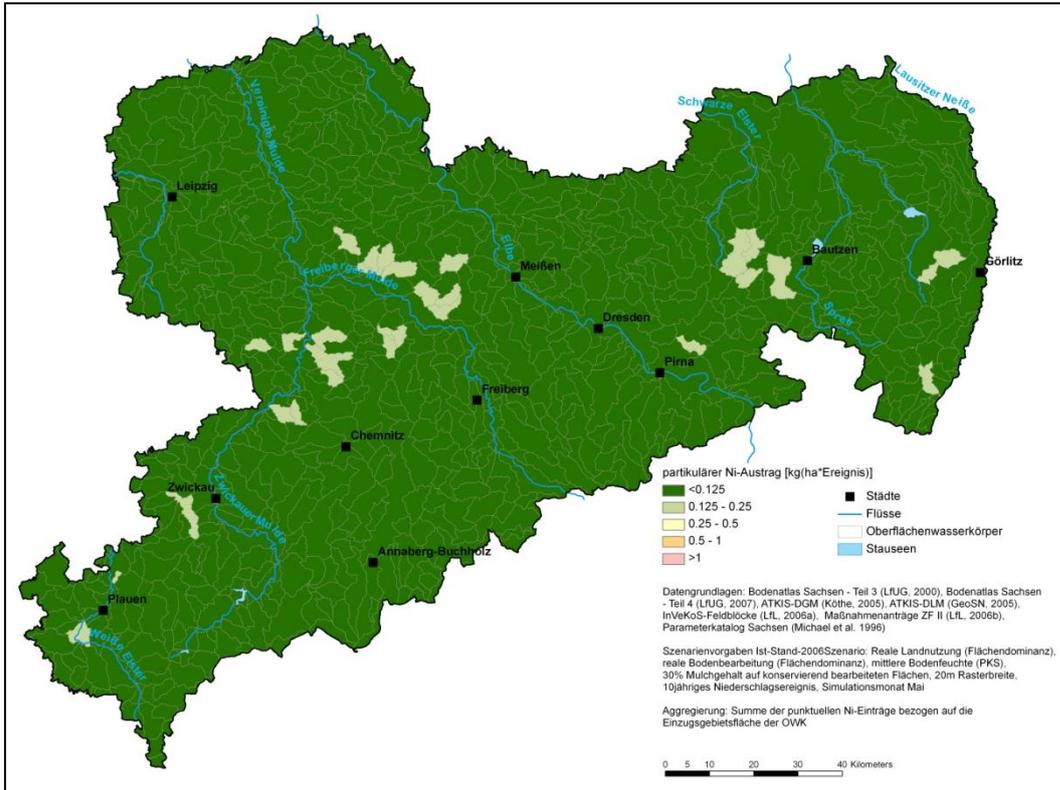


Abbildung A154: Partikuläre Ni-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario

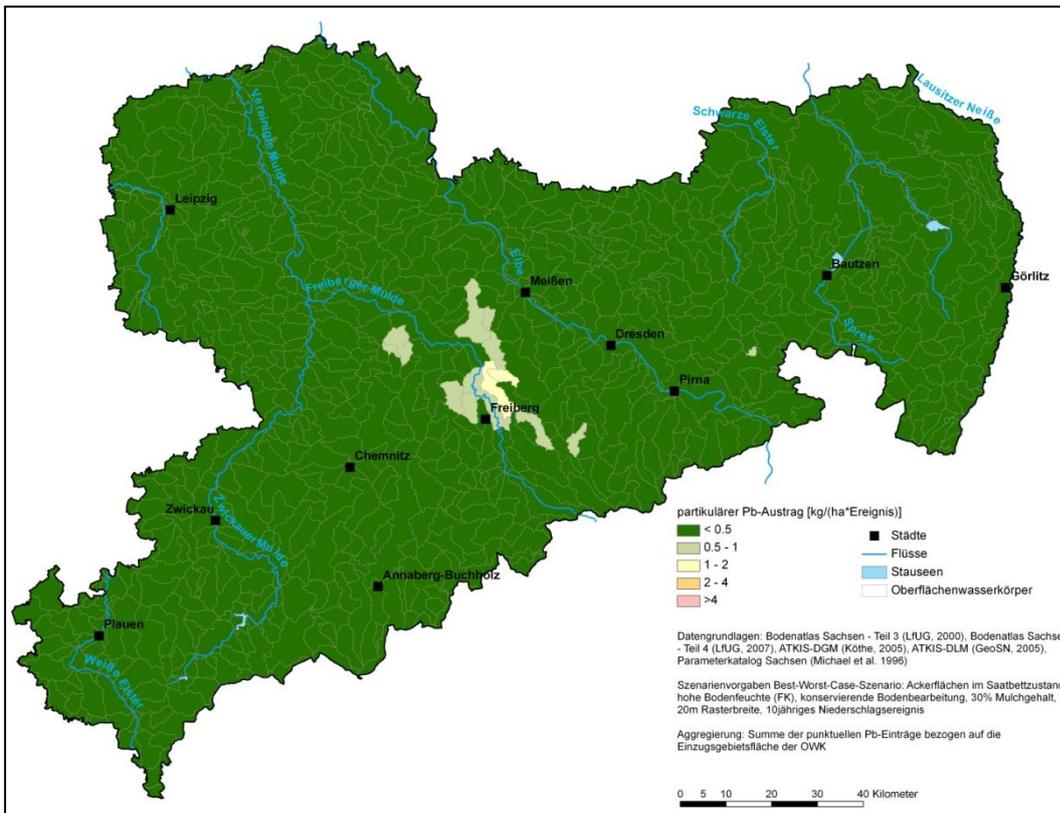


Abbildung A155: Partikuläre Pb-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

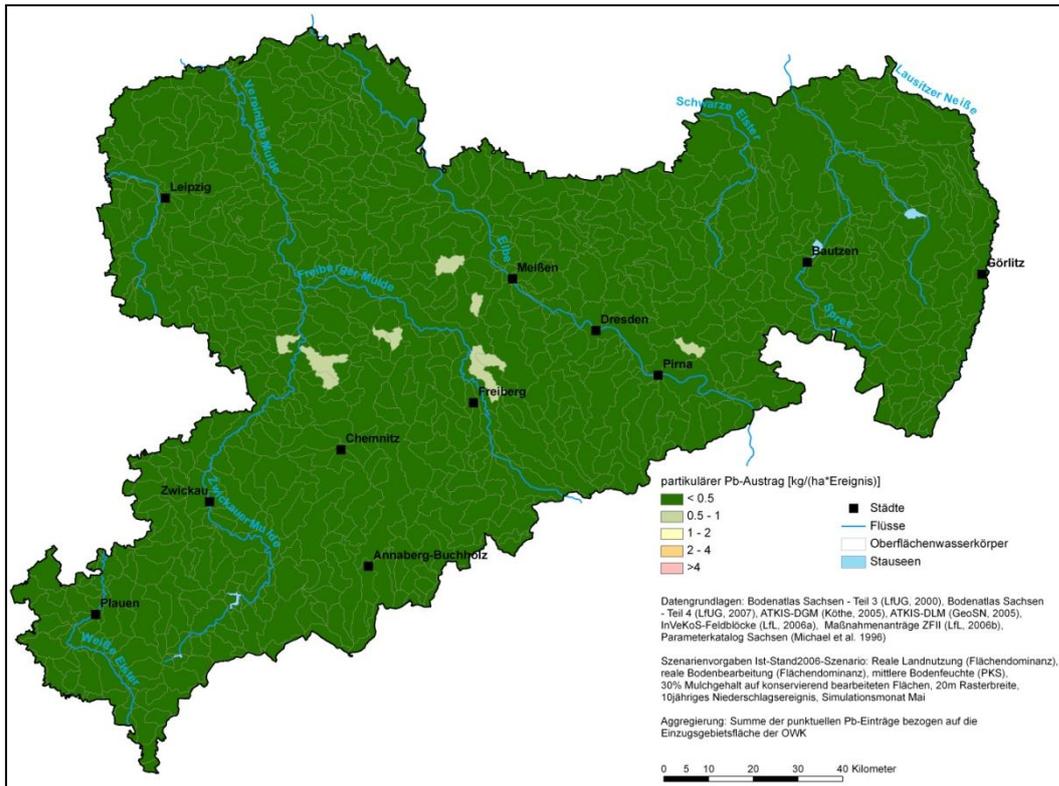


Abbildung A156: Partikuläre Pb-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario

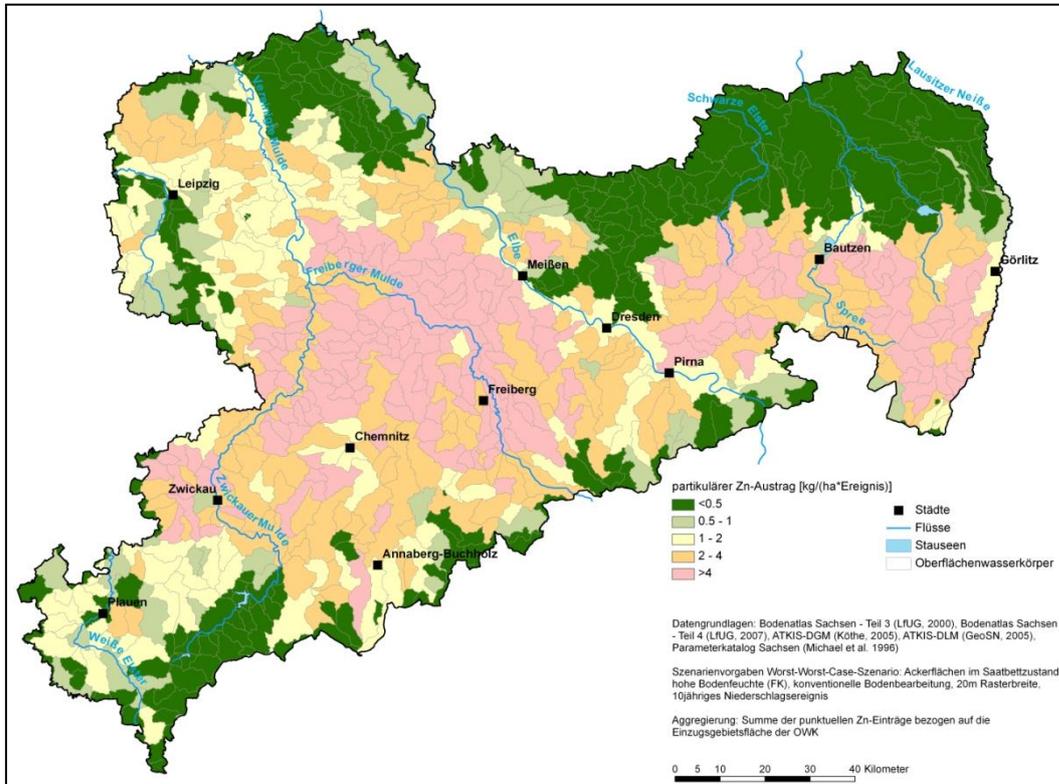


Abbildung A157: Partikuläre Zn-Austräge aus OWK für das WWC-Szenario

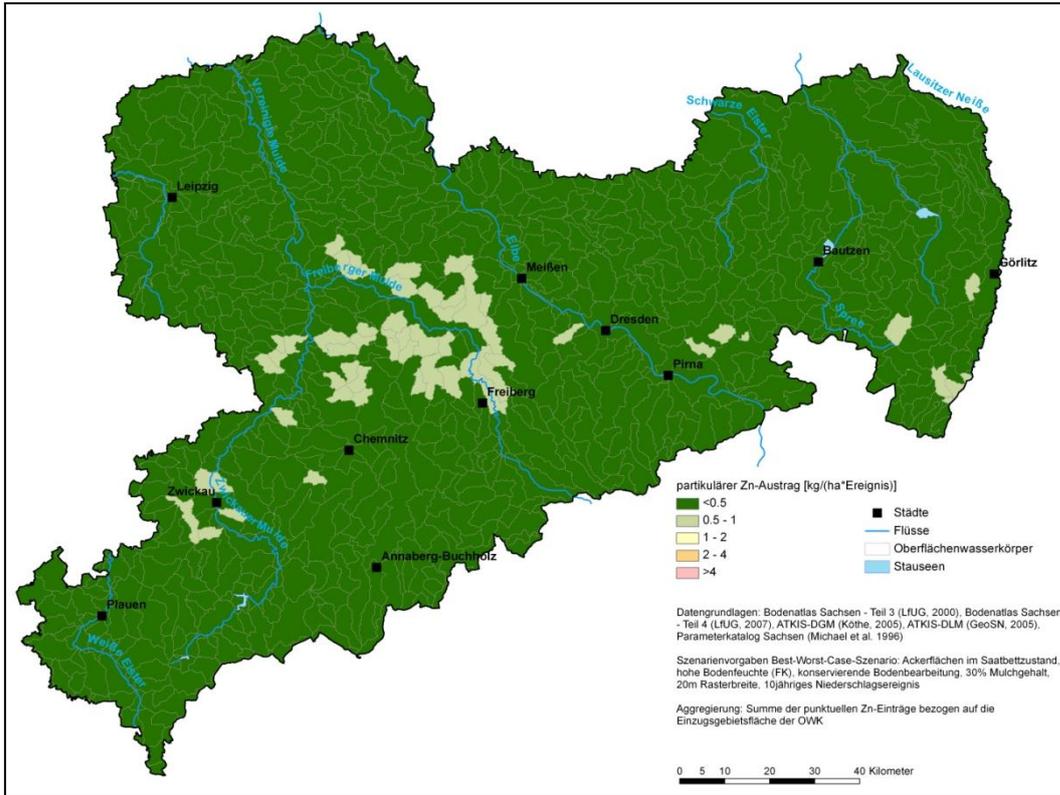


Abbildung A158: Partikuläre Zn-Austräge aus OWK für das BWC-Szenario

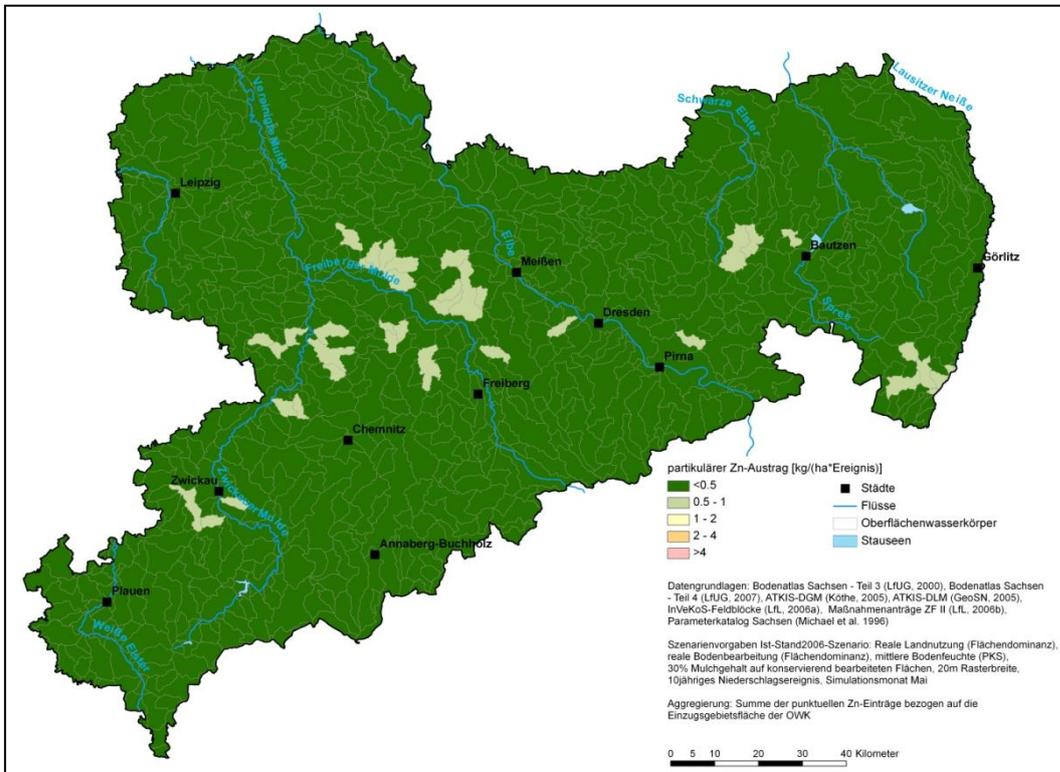


Abbildung A159: Partikuläre Zn-Austräge aus OWK für das Ist2006-Szenario