



Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Institut für Geographie und Geologie

Masterarbeit

zur Erlangung des Grades *Master of Science (MSc)* im Studiengang
"Angewandte Physische Geographie - Geosystemwandel und -schutz"

Bodenerosion und ihre Modellierung auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) - Erosionsabschätzung mittels AVErosion im Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Rhön

Erstgutachter: Univ.-Prof. Dr. Roland Baumhauer

Zweitgutachter: Dr. Tobias Ullmann

Abgabe: 24. Januar 2019

Julia Halbleib, B.Sc.

julia.d.halbleib@stud-mail.uni-wuerzburg.de

bzw. nach Inaktivität der oben genannten E-Mail-Adresse: halbleib.julia@gmail.com



Human vanity can best be served by a reminder that, whatever his accomplishments, his sophistication, his artistic pretensions, man owes his very existence to a six-inch layer of topsoil - and the fact that it rains.

UNBEKANNTER AUTOR

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wird ein Verfahren zur Modellierung der Bodenerosion auf Ackerflächen in einem Untersuchungsgebiet im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön vorgestellt. Als Grundlage dienen flächendeckend verfügbare, hochauflösende Datensätze zu allen relevanten Faktoren. Ziel ist es die Sensitivität des Modells gegenüber verschiedenen Faktoren sowie die Übertragbarkeit des Verfahrens auf größere Untersuchungsgebiete zu testen. Die Modellierung findet dabei in *ArcView 3.2* über die Extension *AVErosion* von SCHÄUBLE (2005) statt, während die Vorprozessierung in *ArcMap* von *ESRI* durchgeführt wird.

Zunächst werden grundlegende Begriffe zu den Prozessen, Einflussfaktoren und Messmethoden von Bodenerosion erläutert. Die von Bodenerosion verursachten Schäden und mögliche Schutzmaßnahmen werden aufgrund ihrer Relevanz, unter anderem für die betroffenen Landwirte, geschildert. Nach dem Überblick über die wichtigsten Erosionsmodelle werden die hier verwendete Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) und ihre einzelnen Berechnungsschritte vorgestellt. Das Modellierungstool *AVErosion* verwendet zusätzlich Elemente der *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE87). Zur Bodenerosionsmodellierung stehen hochauflösende Datensätze aus dem Untersuchungsgebiet zur Verfügung, aus denen in der Vorprozessierung die Raster der Faktoren errechnet werden. Insgesamt werden zehn Szenarien mit verschiedenen C-Faktoren und zwei Szenarien mit variierendem R-Faktor modelliert. Daraufhin wird das Untersuchungsgebiet nach physisch-geographischen Gesichtspunkten beschrieben und die landwirtschaftliche Nutzung in der Region charakterisiert.

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass neben den Reliefeigenschaften die Bodenbewirtschaftung auf den Ackerflächen den größten Einfluss auf den Bodenabtrag hat. Die Variationen der Niederschlagssumme in den R-Faktor-Szenarien hat hingegen vergleichsweise wenig Auswirkungen auf das Modellierungsergebnis. Zwar konnte durch das Fehlen von aktuellen Bewirtschaftungsdaten keine Modellierung der tatsächlichen Bodenerosion erzielt werden, jedoch zeigen die verschiedenen C-Faktor-Szenarien den potentiellen Bodenabtrag bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. Es wird deutlich, dass auf erosionsgefährdeten Flächen durch eine angepasste Form der landwirtschaftlichen Nutzung geringere Abtragungswerte in der Modellierung erreicht werden können.

Die Methode lässt sich gut auf das Untersuchungsgebiet im Biosphärenreservat Rhön anwenden und zeigt Potential zur Übertragung auf größere Untersuchungsgebiete.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	II
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Zielsetzung der Arbeit	2
1.2 Struktur der Arbeit	3
2 Bodenerosion	4
2.1 Prozesse und Formen der Bodenerosion	4
2.1.1 Ablösung	5
2.1.2 Transport	6
2.2 Einflussfaktoren	9
2.3 Messung von Bodenerosion	11
2.4 Schäden durch Bodenerosion	14
2.5 Erosionsschutzmaßnahmen	16
3 Forschungsstand zur Bodenerosionsmodellierung	18
3.1 Grundlagen und Modelle	18
3.2 Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)	20
3.2.1 R-Faktor	21
3.2.2 K-Faktor	22
3.2.3 LS-Faktor	24
3.2.4 C-Faktor	25
3.2.5 P-Faktor	27
3.3 <i>Modified Universal Soil Loss Equation</i> (MUSLE87)	28
3.4 Tool <i>AVErosion</i>	30
4 Methodik	33
4.1 Eingabedaten	33
4.2 Prozessierung	33
4.2.1 R-Faktor	34
4.2.2 K-Faktor	34
4.2.3 Digitales Geländemodell (DGM)	38

4.2.4	C-Faktor, P-Faktor und Ackerflächen	39
4.2.5	<i>AVErosion</i>	40
4.3	Szenarien	41
4.3.1	C-Faktoren	42
4.3.2	R-Faktoren	43
4.4	Analysetechniken	43
4.4.1	Räumliche Analyse	43
4.4.2	Statistische Berechnungen	45
5	Untersuchungsgebiet	47
5.1	Topographie und Hydrographie	47
5.2	Geologie	48
5.3	Boden	48
5.4	Klima	49
5.5	Landwirtschaftliche Nutzung im Biosphärenreservat Rhön	49
6	Ergebnisse	50
6.1	Vergleich der C-Faktor-Szenarien	51
6.1.1	Zusammenhang zwischen den Szenarien	54
6.1.2	Einfluss ausgewählter Faktoren	57
6.2	Vergleich der R-Faktor-Szenarien	60
7	Diskussion	64
7.1	Modellauswahl	64
7.2	Eingangsdaten	66
7.3	Ergebnisse	67
7.3.1	Sensitivitätsanalyse	69
7.3.2	Plausibilität	71
8	Fazit und Ausblick	73
	Literaturverzeichnis	76
	Anhang	81
A	Python-Skripte	82
B	Karten	84
C	Korrelationskoeffizienten nach PEARSON	88

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage des Biosphärenreservats Rhön	2
Abbildung 2:	Beziehung zwischen dem Bodenbedeckungsgrad und der Menge an Abfluss	6
Abbildung 3:	Lineare Erosionsformen	8
Abbildung 4:	Erosionsrillen, -rinnen und -gräben im Luftbild	9
Abbildung 5:	Vergleich des Jahresgangs der Regenerosivität und des Bodenbedeckungsgrades von unterschiedlichen Feldfrüchten	11
Abbildung 6:	Verschiedene Methoden der quasiflächenhaften Bodenerosionsmessung	13
Abbildung 7:	<i>On-site- & Off-site</i> -Schäden im Biosphärenreservat Rhön	15
Abbildung 8:	Funktionsweise der Abflussberechnung mit <i>Single-Flow</i> -Algorithmen	29
Abbildung 9:	Funktionsweise der Abflussberechnung mit <i>Multiple-Flow</i> -Algorithmen	29
Abbildung 10:	Workflow - Berechnung des K-Faktors aus der Bodenschätzung . .	38
Abbildung 11:	Workflow - Bearbeitung des DGM	39
Abbildung 12:	Workflow - Vereinheitlichung der Eingaberaster	40
Abbildung 13:	Tool <i>AVErosion</i>	41
Abbildung 14:	Workflow - Wertextraktion aus Rasterdateien	44
Abbildung 15:	Lage des Untersuchungsgebietes	47
Abbildung 16:	Ergebnis der Bodenerosionsmodellierung im Szenario 6 mit <i>AVErosion</i>	50
Abbildung 17:	Vergleich der Szenarien 1 - 6	52
Abbildung 18:	Vergleich der Szenarien 7 - 10	53
Abbildung 19:	Boxplots der C-Faktor-Szenarien	54
Abbildung 20:	Differenzkarten zwischen verschiedenen Szenarien	56
Abbildung 21:	Entwicklung der Quartilswerte im Verhältnis zum C-Faktor	57
Abbildung 22:	Korrelationsmatrix	58
Abbildung 23:	Vergleich der Scatterplots	59
Abbildung 24:	Scatterplot zwischen Szenario 6 und dem Produkt aus L-Faktor und Hangneigung	60
Abbildung 25:	Vergleich der R-Faktor-Szenarien	61
Abbildung 26:	Boxplots der R-Faktor-Szenarien	62
Abbildung 27:	Entwicklung der Quartilswerte im Verhältnis zum R-Faktor	62
Abbildung 28:	Scatterplot zwischen Szenario 6 und dem R-Faktor	63
Abbildung 29:	Überschätzte Abtragswerte durch fehlerhafte Klassifikation	68
Abbildung 30:	Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Einflussfaktoren	70
Abbildung 31:	Vergleich der Erosionsmodellierung mit einer Luftbildaufnahme . .	71
Abbildung 32:	Erosionsbedingte Veränderung der Anbaufrucht	72

Abbildung 33:	Bodenerosionsmodellierung auf den Ackerflächen des bayerischen Teils des Biosphärenreservats Rhön	75
Abbildung A.1:	Python-Script zur Zuweisung 'kn_3' zu 'kn3_reclas'	82
Abbildung A.2:	Python-Script zur Zuweisung 'KN1' zu 'kn1_reclas'	82
Abbildung A.3:	Python-Script zur Zuweisung 'K-Faktor'	83
Abbildung B.4:	R-Faktor im Untersuchungsgebiet	84
Abbildung B.5:	K-Faktor im Untersuchungsgebiet	84
Abbildung B.6:	DGM des Untersuchungsgebietes	85
Abbildung B.7:	CIR-Landnutzungs-klassifikation des Untersuchungsgebietes	85
Abbildung B.8:	Ackerflächen im Untersuchungsgebiet	86
Abbildung B.9:	L-Faktor im Untersuchungsgebiet aus <i>AVErosion</i>	86
Abbildung B.10:	S-Faktor im Untersuchungsgebiet aus <i>AVErosion</i>	87
Abbildung B.11:	P-Faktor im Untersuchungsgebiet aus <i>AVErosion</i>	87

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Unterteilung der linearen Bodenerosionsformen	7
Tabelle 2:	Größenskalen der Erosionsmessverfahren	12
Tabelle 3:	Übersicht ausgewählter Bodenerosionsmodelle und wichtiger Eigenschaften	19
Tabelle 5:	Mittlere K-Faktoren der Ackerbeschriebe der Bodenschätzung	24
Tabelle 6:	Hanglängenexponent m	25
Tabelle 7:	C-Faktoren einer Auswahl der häufigsten Fruchtfolgen in Bayern	27
Tabelle 8:	P-Faktoren für Kontur- und Streifennutzung	28
Tabelle 9:	Zusammenfassung der verwendeten Daten für die Bruttoerosionsmodellierung mit <i>AVErosion</i>	33
Tabelle 10:	Zuweisung 'kn_3' zu 'kn3_reclas'	35
Tabelle 11:	Zuweisung 'KN1' zu 'kn1_reclas'	36
Tabelle 12:	Zuweisung 'K_Faktor'	37
Tabelle 13:	C-Faktor - Szenarien in der Übersicht	42
Tabelle 14:	R-Faktor - Szenarien in der Übersicht	43
Tabelle 15:	Statistische Grundwerte der C-Faktor-Szenarien	55
Tabelle C.1:	Korrelationskoeffizienten der Korrelationsmatrix	88
Tabelle C.2:	Prüfgrößen \hat{t} der Korrelationsmatrix	89

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
CIR	Color-Infrarot
DGM	Digitales Geländemodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EGFL	Europäischer Garantiefonds für die Landwirtschaft
EU	Europäische Union
GIS	Geographisches Informationssystem
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
MUSLE87	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
RBA	Relativer Bodenabtrag
SDR	<i>Sediment delivery ratio</i>
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
UNESCO	Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft und Kultur
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>

1 Einleitung

Böden sind als Grundlage der Landwirtschaft essenziell für die Sicherung der Lebensmittelversorgung. Intensive Nutzung, wie sie auf einem Großteil der landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland stattfindet, kann die Qualität der Böden jedoch langfristig mindern. Bodenerosion, die in Mitteleuropa vor allem durch Wasser hervorgerufen wird, ist eine der möglichen negativen Folgen von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (SCHEFFER & SCHACHTSCHA-BEL 2018). Sie kann sowohl zu ertragsmindernden Schäden auf den Ackerflächen führen als auch umliegende Flächen durch abgetragenes Material beeinträchtigen. Die Modellierung von Bodenerosion mit spezieller Software kann helfen Schutzmaßnahmen zu planen und so den Bodenabtrag zu minimieren.

In Bayern liegt mit dem Erosionsatlas der Landesanstalt für Landwirtschaft bereits eine grobe Modellierung der Erosionsgefährdung von Ackerflächen vor (BAYERISCHE LANDESAN-STALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2015). Daraus können aufgrund der räumlichen Auflösung jedoch keine Schlussfolgerungen für kleinere Einzugsgebiete oder einzelne Ackerflächen gezogen werden. Daher ist die Suche nach einer leicht umsetzbaren, kostengünstigen und räumlich übertragbaren Methode, die eine erste Einschätzung der Bodenerosion und möglicher Gegenmaßnahmen zulässt, notwendig.

Das Biosphärenreservat Rhön ist eines von 16 UNESCO-Biosphärenreservaten in Deutschland (DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION 2018). Seit 2014 umfasst es insgesamt mehr als 243 000 ha Fläche in den Bundesländern Bayern, Hessen und Thüringen (Abbildung 1, S. 2). Die Mittelgebirgsflächen der Rhön werden bereits seit mehreren Jahrhunderten landwirtschaftlich genutzt, wobei neben der Gründlandnutzung zur Haltung von Milchvieh vor allem klassischer Ackerbau sowohl in extensiver als auch intensiver Form betrieben wird (KRAUS 2015; BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN 2018). Aufgrund verschiedener geomorphologischer, geologischer, pedologischer und klimatischer Gegebenheiten sind einige Flächen im Biosphärenreservat Rhön besonders exponiert und durch ihre landwirtschaftliche Nutzung von Bodenerosion betroffen. Daher wurde ein landwirtschaftlich intensiv genutztes Areal westlich von Bad Neustadt an der Saale in der Entwicklungszone des Biosphärenreservats Rhön als konkretes Untersuchungsgebiet dieser Arbeit ausgewählt.

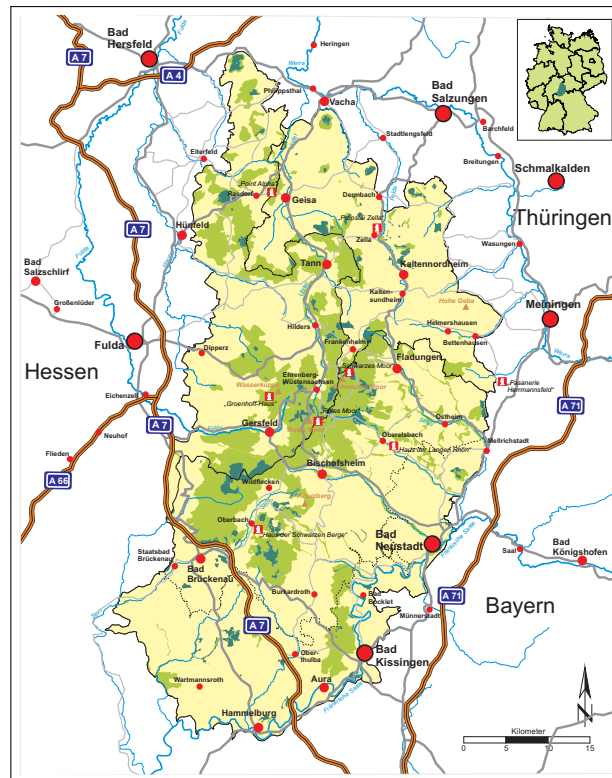


Abbildung 1: Lage des Biosphärenreservats Rhön (BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN 2018)

1.1 Zielsetzung der Arbeit

Ziel dieser Arbeit ist eine detaillierte Erosionsmodellierung auf Grundlage von bereits flächendeckend erhobenen Daten für ein beispielhaftes Untersuchungsgebiet im Biosphärenreservat Rhön. Dabei steht nicht die realitätsnahe Darstellung der Bodenerosion im Untersuchungsgebiet im Vordergrund, sondern die Analyse des Modells und die Abschätzung des Einflusses einzelner Faktoren auf die Bodenerosion. Außerdem soll die Anwendung der ABAG durch *AVErosion* getestet und weitestgehend automatisiert werden, sodass die Methodik dieser Arbeit leicht auch auf andere und größere Gebiete übertragen werden kann.

Die Modellannahmen zur landwirtschaftlichen Nutzung, die zur Berechnung der C-Faktoren dienen, sind nicht aus Daten der tatsächlichen Bearbeitung der Flächen ermittelt worden. Stattdessen soll die Spannweite der möglichen Bodenabträge im Untersuchungsgebiet im Rahmen der Anwendung der ABAG dargestellt werden. Dabei steht die Sensitivität des Modells und der Bodenerosion gegenüber Änderungen in der Bodenbewirtschaftung im Vordergrund.

1.2 Struktur der Arbeit

Der Aufbau dieser Arbeit gliedert sich in acht Kapitel. Nach Einführung in das Thema der Arbeit werden zunächst die Prozesse und Formen der Bodenerosion zusammengefasst und die Einflussfaktoren dargestellt (Kapitel 2). Auf die Erläuterung einiger Messtechniken zur Erfassung von Bodenerosion folgt die Vorstellung möglicher Schäden von Bodenerosion und nützlicher Schutzmaßnahmen. Nachfolgend widmet sich die Arbeit dem Forschungsstand der Bodenerosionsmodellierung mit einer Vorstellung der grundlegenden Ansätze und einer Auswahl an Modellen (Kapitel 3). Daraufhin werden das in dieser Arbeit verwendete Modell und die dafür benötigten Einzelfaktoren präsentiert (Kapitel 3.2). Zur weiteren Erläuterung werden ein weiterer modifizierter Modellansatz und die verwendete Software vorgestellt (Kapitel 3.3 & 3.4). Das darauf folgende Kapitel 4 legt die verwendeten Datensätze und die Prozessierungsschritte der einzelnen Faktoren des Modells offen. Außerdem werden die Spezifikationen der verschiedenen Modellszenarien vorgestellt (Kapitel 4.3). In Kapitel 5 werden die relevanten geographischen, geologischen und klimatologischen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet präsentiert sowie die landwirtschaftliche Nutzung charakterisiert. Im darauf folgenden Kapitel 6 werden sowohl die Ergebnisse der Modellszenarien als auch die der Modellsensitivität dargestellt und beschrieben. In der Diskussion (Kapitel 7) werden die einzelnen Arbeitsschritte der Modellierung kritisch betrachtet und die Ergebnisse aus Kapitel 6 interpretiert. Dabei soll diese Arbeit in Kontext mit ähnlichen Arbeiten aus der Fachliteratur gebracht werden. Den Abschluss bildet das Fazit und ein Ausblick auf die mögliche Optimierung der Methode (Kapitel 8).

2 Bodenerosion

Für den Begriff der 'Bodenerosion' finden sich in der deutsch- und englischsprachigen Fachliteratur zahlreiche Definitionen. Der Oberbegriff 'Denudation' wird in der Geomorphologie für alle Prozesse des flächenhaften Abtrags verwendet. Als 'Erosion' wird dabei lediglich die linienhafte Abtragung bezeichnet, die sich genauer als fluviale Erosion entlang von Flüssen, glaziale Erosion entlang von Talgletschern und als Küstenerosion beschreiben lässt (AHNERT 2009). Dabei definiert AHNERT (2009) den Begriff 'Bodenerosion' (engl. *soil erosion*) als die vom Menschen verursachte oder beschleunigte Abtragung von Bodenmaterial, meist auf landwirtschaftlichen Flächen.

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2018) versteht man unter 'Bodenerosion' die Ablösung und den Transport von Bodenteilchen entlang der Bodenoberfläche, aber auch auf natürliche Weise innerhalb des Bodenprofils. Der durch menschliche Bodenbearbeitung verursachte Bodenabtrag wird hier unter dem englischen Begriff *tillage erosion* zusammengefasst. In allen Definitionen werden die Prozesse und Formen grundsätzlich durch die Transportmedien Wasser oder Wind unterschieden.

In der vorliegenden Arbeit wird die Bodenerosion durch Wind nicht genauer betrachtet, weshalb im Folgenden unter dem Begriff 'Bodenerosion' ausschließlich der Bodenabtrag durch Wasser verstanden wird.

2.1 Prozesse und Formen der Bodenerosion

Bodenerosion setzt ein, sobald die mechanische Stabilität des Bodens überschritten wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2018). Dabei werden die zwei Teilprozesse Ablösung und Transport differenziert. Die Ablagerung des abgelösten Materials wird meist nicht zum Prozess der Bodenerosion gerechnet, sondern getrennt betrachtet (AUERSWALD 1998). Entscheidender Auslöser von Bodenerosion ist Niederschlag, der auf die Bodenoberfläche auftrifft. Übertrifft die Niederschlagsrate die Infiltrationskapazität, so fließt das überschüssige Wasser als Abfluss ab (ROTH 2014). Dabei beschreibt die Infiltrationskapazität die maximal mögliche Wasseraufnahme des Bodens in Millimeter pro Stunde (mm/h). Entscheidende Faktoren dafür

sind das Porenvolumen sowie die Größe und Durchgängigkeit der Poren. Die Porengröße wird dabei hauptsächlich durch die Korngrößenzusammensetzung des Bodens bestimmt (AHNERT 2009).

2.1.1 Ablösung

Der dominierende Prozess zur Ablösung von Bodenpartikeln ist die Regentropfenerosion (engl. *splash erosion*). Die Erosionswirkung der einzelnen Regentropfen ist abhängig von ihrer Größe und somit von ihrer Masse und Fallgeschwindigkeit. Große Tropfen können eine Geschwindigkeit von bis zu 9 m/s erreichen und bei Auftreffen auf eine harte Oberfläche einen maximalen Druck von 10^6 Pa erzeugen. Die Verdichtung durch den Aufpralldruck in Kombination mit der Auftreffgeschwindigkeit übersteigt die Infiltrationsgeschwindigkeit oft um zwei Zehnerpotenzen, weshalb Teile des Regentropfens radial nach außen verteilt werden und dabei Bodenaggregate mit sich reißen können. Dabei können die mit den Spritztröpfchen transportierten Bodenaggregate bis zu 1,5 m weit geschleudert werden. Dieser gesamte Prozess wird als *splash* (bzw. *rainsplash* oder *raindrop detachment*) bezeichnet (AUERSWALD 1998; ROTH 2014; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2018).

Der Prozess der Verschlämmung setzt die Infiltrationskapazität des Bodens weiter herab. Er beginnt mit der Verdichtung der Oberfläche durch den Aufprall der Regentropfen. Außerdem zerfallen größere Aggregate und Feinstpartikel und werden mit dem infiltrierenden Wasser in die Poren geschwemmt, welche somit nach und nach verstopfen. Es bildet sich eine wenige Millimeter mächtige Schicht, die eine stark herabgesetzte Wasserleitfähigkeit besitzt, sodass im Verlauf des Niederschlagsereignisses ein immer größerer Anteil des Wassers nicht infiltriert wird, sondern abfließen muss. Dieser Vorgang wird als Verschlämmung bezeichnet (AUERSWALD 1998; ROTH 2014).

Die Oberflächenbedeckung hat eine stark mindernde Wirkung auf den Grad der Verschlämmung, da der Anteil an Niederschlagsenergie, der effektiv an der Bodenoberfläche wirkt, verringert wird. Dabei nimmt die Verschlämmung unabhängig vom Bodentyp oder der Bedeckungsart mit zunehmendem Bedeckungsgrad exponentiell ab, wie in Abbildung 2 (S. 6) zu erkennen ist. Bei einem Bodenbedeckungsgrad von 100 % wird die gesamte Energie des Tropfenaufpralls abgefangen, daher kommt es kaum zu Verschlämmungserscheinungen und die ursprüngliche Infiltrationskapazität des Bodens bleibt erhalten (ROTH 2014).

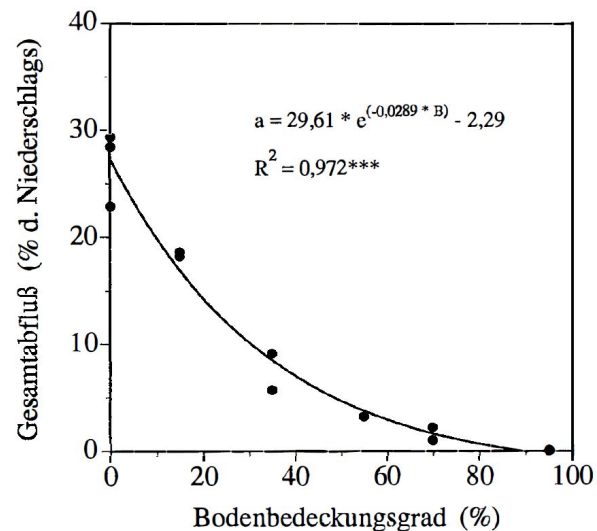


Abbildung 2: Beziehung zwischen dem Bodenbedeckungsgrad durch Strohmulch und der Menge an Abfluss für Ap-Material einer beregneten Löß-Parabraunerde (Niederschlagsmenge 19 mm, -intensität 38 mm/h) (ROTH 2014)

Nimmt der Oberflächenabfluss weiter zu und damit auch die Schichthöhe, so verringert sich der Einfluss der *splash erosion* und das abfließende Wasser beginnt durch eine höhere Fließgeschwindigkeit selbst Partikel abzulösen, darunter auch Sandkörner und kleine Aggregate (engl. *sheet* bzw. *wash erosion*). Die Abflussgeschwindigkeit kann durch eine größere Hangneigung weiter erhöht werden (AUERSWALD 1998; ROTH 2014).

2.1.2 Transport

Der Oberflächenabfluss wird zwar als flächenhaft bezeichnet, tritt jedoch vorwiegend in kaum sichtbar vertieften Formen großer Breite auf, wobei er durch Bereichen mit großen Steinen, grobem Kies oder Pflanzenbewuchs zerteilt wird. Eine entscheidende Rolle spielt der flächenhafte Oberflächenabfluss in Verbindung mit der Regentropfenerosion in den Zwischenrillenbereichen (engl. *interill erosion*), da sie dort für den Eintrag von Sediment in die größeren, linearen Erosionsformen verantwortlich sind (MORGAN 1999; ROTH 2014). Treten jedoch keine sichtbaren Vertiefungen auf, ist die Bodenerosion auch bei genauerer Betrachtung kaum zu erkennen, da selbst hohe Abträge von bis zu 50 t/ha nur einem Bodenverlust von 3 mm in der Fläche entsprechen (AUERSWALD 1998).

Eine wachsende Geschwindigkeit und Schichthöhe des Abflusses führt zu einem sukzessiven Übergang von laminarem zu turbulentem Fließen. Hindernisse, wie Steine oder andere aus der Oberfläche herausstehende Objekte, erzeugen weitere Turbulenzen, die durch ihre erhöhte

Ablösekraft lineare Erosionsformen bilden (ROTH 2014). Im Englischen werden lineare Erosionsformen unter dem Begriff *rill erosion* zusammengefasst (FRIELINGHAUS 2014).

Wie in Tabelle 1 zu sehen ist, werden die verschiedenen linearen Formen im deutschen Sprachgebrauch nach ihrer Tiefe und Breite in Rillen, Rinnen und Gräben unterschieden (FRIELINGHAUS 2014).

Tabelle 1: Unterteilung der linearen Bodenerosionsformen (FRIELINGHAUS 2014)

Erosionsform	Tiefe	Vorkommen	Bild
Rillen	<10 cm	flächenhaft	Abbildung 3a
Rinnen	>10 - <40 cm	flächenhaft/einzeln	Abbildung 3b
Gräben	>40 cm	einzeln	Abbildung 3c

Rillenerosion

Abhängig von der Scherfestigkeit des Bodens geht die Erosionsform vom flächenhaften Oberflächenabfluss in die Rillenerosion über. Dieser Übergang ist fließend und zusätzlich zu den bereits genannten Faktoren abhängig von der Abflussmenge, der Länge der Fließstrecke, der Hangneigung und der Oberflächenrauigkeit (FRIELINGHAUS 2014). Ab einer Eintiefung von >2 cm spricht man von Rillen, deren Entfernung zueinander meist ca. 1 m beträgt (Abbildung 3a, S. 8). Oft werden sie erst wahrgenommen, wenn sie flächenhaft vorkommen. Gemäß AUERSWALD (1998) sind der Oberflächenabfluss zusammen mit der Rillenerosion sowohl von ihren regionalen Auswirkungen als auch von der Anzahl der Ereignisse her die wichtigsten Erosionsformen.

Bei der Befahrung der Ackerflächen sowie bei der Saatbettbereitung kommt es zu Veränderungen der Bodenoberfläche, die einen starken Einfluss auf das Erosionsverhalten des Bodens haben können. Die so künstlich erzeugten Rillen und verdichteten Bereiche bilden erste Transportbahnen für den Abfluss und beschleunigen den Abtrag (FRIELINGHAUS 2014).

Rinnenerosion

Rinnen bilden sich bei einer zunehmenden Konzentration des Abflusses häufig aus Rillen. Mit einer Tiefe von >10 cm bis max. 40 cm (Abbildung 3b, S. 8) lassen sich Rinnen noch durch die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung wieder einebnen und werden daher im englischsprachigen Raum auch *ephemeral gully erosion*, also vorübergehende Grabenerosion, genannt (AUERSWALD 1998).

Grabenerosion und weitere Erosionsformen

Nach MORGAN (1999: 23) sind Gräben (engl. *gullies*) "... relativ **dauerhafte** (*permanent*), steilwandige **Wasserläufe**, die **kurzzeitige** (*ephemeral*) **Abflüsse** während **Starkregenfällen** bilden.". Dabei unterscheiden sie sich von Rinnen durch ihre Tiefe von >40 cm (Abbildung 3c), können aber bis zu mehreren Metern breit und tief werden (AUERSWALD 1998). Häufig entstehen sie erst im unteren Hangbereich, da dort die Wassermenge und die Abflussgeschwindigkeit am höchsten sind. Charakteristisch sind ein steiler Anriss und verschiedene Stufen oder Gefälleknicke (MORGAN 1999). Wie in Abbildung 4 (S. 9) zu sehen ist, sind große Rinnen- und Grabensysteme auch auf Luftbildern gut zu erkennen.



Abbildung 3: Lineare Erosionsformen, von links nach rechts: Erosionsrillen (a), Erosionsrinnen (b), Erosionsgräben (c) (KISTLER ET AL. 2013)

Tunnelerosion ist eine weitere Erosionsform, die jedoch weniger häufig auftritt. Sie entsteht, wenn Niederschlag durch einen stabilen Oberboden infiltriert und anschließend in einem weniger stabilen Unterboden hangparallel abfließt. Dabei werden Bodenpartikel dispergiert und ausgeschwemmt, sodass sich eine Art Röhre im Unterboden bildet. Erreicht der Durchmesser der Röhre eine kritische Größe oder wirkt eine zusätzliche Druckbelastung kann der Oberboden nicht mehr standhalten und bricht ein. Daraufhin setzt die Grabenbildung ein. Die Tunnelerosion tritt hauptsächlich in ariden Gebieten mit natriumhaltigen Böden auf (AUERSWALD 1998; MORGAN 1999).



Abbildung 4: Erosionsrillen, -rinnen und -gräben im Luftbild (BAUER 2018)

2.2 Einflussfaktoren

Die bestimmenden Faktoren der Bodenerosion sind neben der Erosivität des Regens, die Erodibilität des Bodens sowie die Hangneigung und die Bodenbedeckung. Die Erodibilität kennzeichnet dabei den Widerstand eines Bodens gegen Ablösung und gegen Transport. Dabei haben die Bodeneigenschaften den größten Einfluss auf die Erodibilität (MORGAN 1999).

Niederschlag

Die Dauer, Intensität und Häufigkeit von Niederschlagsereignissen wirkt sich direkt auf die Erosivität der Niederschläge aus, also ihre Fähigkeit Boden zu erodieren. Erosive Niederschläge weisen entweder eine Mindestmenge an Gesamtniederschlag auf oder überschreiten einen Schwellenwert der Niederschlagsintensität, woraufhin sie Bodenerosion auslösen. Während bei kurzen und intensiven Unwettern die Niederschlagsintensität die Infiltrationskapazität des Bodens überschreitet, führt ein langanhaltender Regen mit niedriger Intensität zu einer Wassersättigung des Bodens.

Die Grenzwerte für erosive Regenereignisse werden in der Fachliteratur für verschiedene Länder unterschiedlich angesetzt (ROTH 2014). In Deutschland werden meist die Schwellenwerte von ROGLER & SCHWERTMANN (1981) als Referenz verwendet. Diese betragen 10,0 mm für den Gesamtniederschlag oder 10,0 mm/h Mindestintensität innerhalb eines Zeitraums von 30 min (I_{30}). Einzelne Niederschlagsereignisse werden ab einer Menge von >1 mm und einer zeitlichen Trennung von mindestens sechs Stunden separat erfasst (ROTH 2014).

Erodibilität

Entscheidende Kriterien für die Erodierbarkeit des Bodens sind seine Textur, die Aggregatstabilität, die Scherfestigkeit, die Infiltrationskapazität und gleichermaßen die organischen und chemischen Bestandteilen.

Die textuellen Eigenschaften sind bedeutend, da sowohl Grobpartikel, aufgrund ihrer Größe, als auch Feinpartikel, aufgrund ihres Zusammenhalts, der Erosion Widerstand leisten. Dabei sind die am leichtesten zu erodierenden Partikel Schluffe und Feinsande. Die Aggregatstabilität hingegen ist abhängig von der Zusammensetzung der Tonteilchen und ihrer Interaktion mit dem Bodenwasser und dem Wassergehalt. Zusätzlich haben die organischen und chemischen Bodenbestandteile einen komplexen Einfluss, da sie je nach Zusammensetzung die Aggregatstabilität erhöhen oder vermindern können. Der Anstieg des Wassergehalts führt zu einer Herabsetzung der Scherfestigkeit und damit zur Verringerung des Widerstands gegen Scherkräfte von Gravitation, Fluidbewegung und mechanischer Belastung. Vor allem beim Ablösungsprozess der Regentropfenerosion ist die Überschreitung der Scherfestigkeit entscheidend (MORGAN 1999).

Hangneigung

Mit steigender Hangneigung und -länge erhöht sich das Volumen und die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses, was zu vermehrter Bodenerosion führt. Dabei ist der Begriff 'Hanglänge' als die Größe der hangaufwärts liegenden Fläche definiert. Besonders konvexe Hänge, die am Fuß über eine größere Neigung verfügen als am Kamm, sind erosionsgefährdet, da sich im Unterhang die Effekte von großer Hangneigung und großen Abflussmengen akkumulieren (AUERSWALD 1998).

Bodenbedeckung

Die Bedeckung durch Pflanzen, Ernterückstände oder Steine schützt den Boden vor einem Teil der Energie des Regens und des Oberflächenabflusses. Die Verminderung der Verschlammung durch Bodenbedeckung wurde bereits in Kapitel 2.1.1 erläutert.

Je näher sich die Bedeckung an der Bodenoberfläche befindet, desto größer ist ihre schützende Wirkung. Dabei gibt es vor allem bei organischem Material große Unterschiede. Bei Mulch, der direkt auf der Oberfläche aufliegt, ist eine Bodenbedeckung von nur 30 - 50 % für einen wirkungsvollen Schutz ausreichend. Dahingegen fängt Mais mit einer Wuchshöhe bis 2,5 m bei gleichem Bedeckungsgrad deutlich weniger Energie ab. Hochwachsenden Kulturen,

wie Mais, Hopfen oder Bäume als Dauerkulturen, reduzieren die am Boden ankommende Regenmenge durch die Interzeption der Blättern. Jedoch wird die kinetische Energie durch die große Fallhöhe der Tropfen von den Blättern kaum verringert.

Wie in Abbildung 5 dargestellt, ist die Bodenbedeckung im Ackerbau von große Schwankungen im Jahresverlauf gekennzeichnet. Direkt nach der Aussaat ist der Acker völlig unbedeckt und erst im Zuge des Pflanzenwachstums steigt der Bedeckungsgrad. Da auch die Regenerosivität einen ausgeprägten Jahresgang aufweist (Abbildung 5), führt eine Überschneidung der maximalen Regenerosivität mit der minimalen Bodenbedeckung zu extrem hohen Bodenabtragsmengen (AUERSWALD 1998; MORGAN 1999).

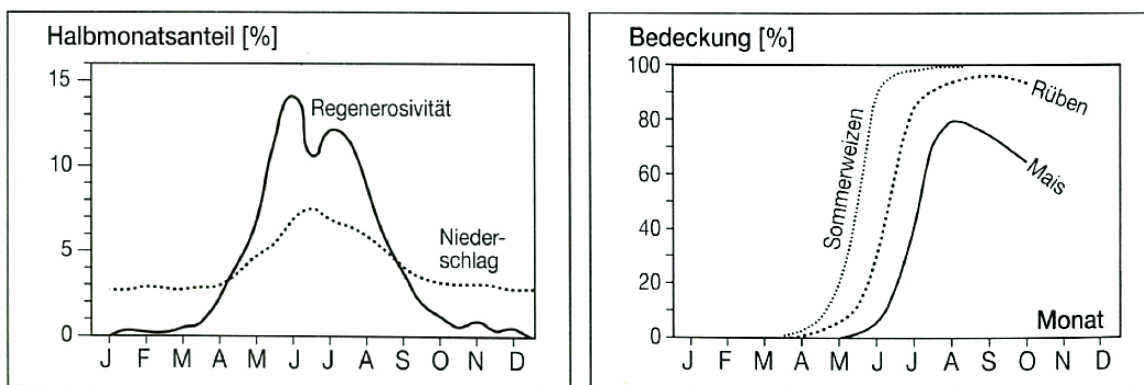


Abbildung 5: Vergleich des Jahresgangs der Regenerosivität (links) und des Bodenbedeckungsgrades von unterschiedlichen Feldfrüchten (rechts) (AUERSWALD 1998)

2.3 Messung von Bodenerosion

Es gibt diverse Gründe, weshalb es erforderlich ist Abtragsmengen quantitativ zu erfassen. Dazu zählen die Entwicklung und Evaluation von Schutzmaßnahmen, die Abschätzung der ökologischen Folgen von Erosion oder die Validierung und Verbesserung von Erosionsmodellen (STROOSNIJDER 2005). Entscheidend für die Wahl der Messmethode ist das Ziel der Forschung. Dabei muss auch auf die passenden Größenskala geachtet werden. In Laborversuchen können reproduzierbare Bedingungen geschaffen und Starkniederschläge durch Regensimulatoren nachgebildet werden. Jedoch treten Probleme z. B. bei der maßstäblichen Verkleinerung der Feldbedingungen und der naturgetreuen Simulation von Regentropfengrößen und -verteilung auf. Daher werden zusätzlich Feldversuche in verschiedenen Größenordnungen (Tabelle 2, S. 12) durchgeführt (SCHMIDT 1998a; MORGAN 1999).

Tabelle 2: Größenskalen der Erosionsmessverfahren (MORGAN 1999; STROOSNIJDER 2005)

Größenskala	Fläche/Länge	Untersuchungsobjekt	Zuordnung
Punkt	1 m ²	<i>Splash-</i> / Zwischenrillenerosion	Punktuelle Messungen
Parzelle	<100 m ²	Rillenerosion	Punktuelle Messungen
Hang	<500 m	Sedimentakkumulation	Quasiflächenhafte Messungen
Feld	<1 ha	Rinnen- und Grabenerosion	Quasiflächenhafte Messungen
kleines Einzugsgebiet	<50 ha	räumliche Interaktion von Erosionsprozessen	Flächenhafte Gebietsmessungen

Punktuelle Messungen

Punktuelle Messungen werden innerhalb klar definierter Flächen, wie *splash cups* oder Parzellen, vorgenommen, die physikalisch von ihrer Umgebung isoliert sind. Im Labor werden *splash cups* verwendet. Diese bestehen aus einem Messingzylinder von 77 mm Durchmesser und sind bis knapp unter die Zylinderoberkante mit Bodenmaterial gefüllt. Der Bodenabtrag durch den Aufprall der Regentropfen wird durch die Gewichtsveränderung des Zylinders festgestellt (MORGAN 1999). Im Gelände hingegen werden Messparzellen angelegt, an deren unterem Ende der Abfluss aufgefangen und in einen Sammelbehälter geleitet werden kann. Trotz des einfachen Messprinzips ist der bauliche und technische Aufwand, vor allem bei selbstständig arbeitenden Anlagen, sehr groß. Essentiell ist die genaue Kenntnis der Einflussfaktoren, wie Fläche, Hangneigung, Hanglänge und Bodentyp. Auch die meteorologischen Kenngrößen werden vor Ort erfasst und analysiert (SCHMIDT 1998a; MORGAN 1999).

Als eine Kombination von Labor- und Feldmethoden werden Regensimulatoren, vor allem zur Füllung von Datenlücken, eingesetzt. Durch hohen instrumentellen Aufwand wird so primär Prozessforschung, z. B. an der Aggregatstabilität oder der Infiltrationskapazität, vorgenommen (MORGAN 1999).

Quasiflächenhafte Messungen

Quasiflächenhafte Feldmessungen bilden die Schnittstelle zwischen punktuellen Standort- und flächenhaften Gebietsmessungen. Dabei werden konkrete Abtragungsmengen ausgewählter Ackerschläge ermittelt. Es werden verschiedene Arten von Materialfangkästen eingesetzt.

Feldstationen sammeln das gesamte Erosionsgut, also Abfluss und Abtrag, in einem 2 - 3 m breiten Materialfänger und daran angeschlossene Sammelgefäße (SCHMIDT 1998a). Eine Umsetzung dieses Prinzips ist der Gerlach-Trog, welcher mit relativ wenig Material- und Arbeitsaufwand auskommt (Abbildung 6a). Er besteht aus einer einfachen Metall-Rinne (0,5 x 0,1 m) mit geschlossenen Seiten, einem beweglichen Deckel und einem Sammelgefäß. Gerlach-Tröge sind sehr flexibel einsetzbar und werden meist in Gruppen von mehreren Rinnen in verschiedenen Hangpositionen versetzt zueinander eingebaut (MORGAN 1999). Im Gegensatz zu Feldstationen sammeln Feldkästen nur den Abtrag, während der Abfluss durch eine Lochplatte an der Hinterseite des Sammelkastens versickert (Abbildung 6b) (SCHMIDT 1998a).

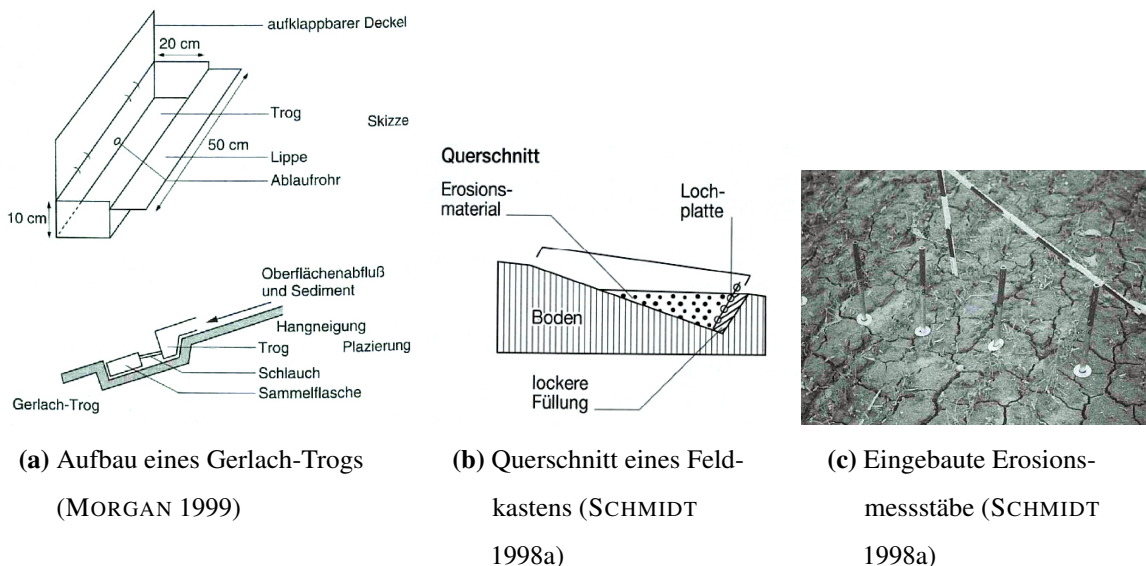


Abbildung 6: Verschiedene Methoden der quasiflächenhaften Bodenerosionsmessung

Des Weiteren können Erosionsmessstäbe in die zu beobachtende Fläche eingebracht werden (Abbildung 6c). Durch Messung der Distanz zwischen dem oberen Stabende und der Bodenoberfläche kann zu jedem Zeitpunkt die Abtrags- bzw. die Akkumulationsmenge festgestellt werden. Durch eine große Zahl an Erosionsmessstäben und die entsprechende Verteilung auf der Fläche kann eine quasiflächenhafte Messung der Bodenerosion durchgeführt werden (SCHMIDT 1998a).

Flächenhafte Gebietsmessungen

Eine Form der flächenhaften Gebietsmessung ist die komplexe Schadenskartierung. Diese dient um das gesamte Spektrum der Erosionsformen auf einer relativ großen Fläche zu untersuchen. Dabei werden die Erosions- und Akkumulationsformen quantitativ (Länge,

Breite, Tiefe/Mächtigkeit) erfasst. Auch die entsprechenden Randbedingungen, wie Feldnutzung, Bearbeitungszustand oder Hangneigung, werden aufgenommen. Ziel kann eine parzellenbezogene Bilanzierung der Bodenerosion oder auch eine Wiederholungskartierung von Schwerpunktgebieten sein.

Weiterhin kann durch die Erfassung des Gebietsabflusses im Vorfluter und die automatisierte Bestimmung des Sedimentgehalts der Bodenabtrag für ein größeres Gebiet, jedoch ohne räumliche Differenzierung innerhalb des Einzugsgebietes, bestimmt werden (SCHMIDT 1998a).

Für langfristige Erosionsbetrachtungen, auch auf nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen, bietet sich eine andere Methode an. Bei der Traceruntersuchung wird meist das radioaktive Caesium-Isotop ^{137}Cs verwendet, welches sich durch oberirdische Atomwaffentests in den 50er - 70er Jahren global auf der Bodenoberfläche verteilt hat. Durch den Vergleich des Isotopengehalts von Bodenkernen aus gestörten und ungestörten Flächen können Erosionsflächen und Bodenabtragsmengen bestimmt werden (STROOSNIJDER 2005).

2.4 Schäden durch Bodenerosion

Bodenerosion verursacht kleinräumige bis regional wirksame Schäden, die neben Ertragsminderung für den betroffenen Landwirt auch Kosten für die Allgemeinheit erzeugen können. Die Schäden werden in *on-site*- und *off-site*-Schäden unterteilt.

On-site-Schäden

Der Begriff *on-site*-Schäden wurde aus dem Englischen übernommen und bezeichnet alle Schäden, die auf der erodierten Fläche entstehen. Dazu gehören beispielsweise der Bodenabtrag am Hang (Abbildung 7a, S. 15), die Verkürzung der Bodenprofile, die Reduzierung von Wurzeltiefe- und -dichte sowie die Freispülung von Keimlingen. Außerdem wird durch den Austrag der Feinbodenfraktion die Wasserkapazität des Bodens und die Fähigkeit Nährstoffe zu binden reduziert, sodass als Resultat die Bodenfruchtbarkeit sinkt und es zu Ernteaussfällen kommen kann (RICHTER 1998; RICKSON 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2018). Die Folgen von *on-site*-Schäden betreffen vor allem Landwirte, da sie zusätzlich zu den Mindererträgen noch Material und Zeit aufwenden müssen, um Erosionsschäden zu beseitigen, indem sie Rinnen und Gräben verfüllen (RICHTER 1998). Des Weiteren kommt es zu

einer Differenzierung der Böden im Hang, wodurch die Bewirtschaftung erschwert wird, da Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung und Erntezeitpunkt für verschiedene Hangpositionen angepasst werden müssen (AUERSWALD 1991).

Off-site-Schäden

Als *off-site*-Schäden werden Schäden abseits der erodierten Flächen, also auf dem Transportweg oder der Ablagerungsfläche, bezeichnet. Die Schäden entstehen in nachgeordneten Ökosystemen oder an Infrastruktur. Erstere stellen meist Gewässer dar, die durch den Eintrag von Sediment, Nährstoffen, Pestiziden und Schwermetallen belastet werden. Die Eutrophierung von Fließgewässern und Trinkwasserreservoirs durch Nitrat- und Phosphatbelastungen hat dabei direkte Auswirkungen auf die Menschen in der Region (AUERSWALD 1991; RICHTER 1998; RICKSON 2006). Bei großen Erosionsereignissen können Schäden an der Infrastruktur von Straßenverschmutzung (Abbildung 7b & Abbildung 7c) bis zur Zerstörung von Rückhaltebecken, Talsperren oder Wasserstraßen auftreten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2018).



(a) *On-site*-Schaden durch flächenhaften Oberflächenabfluss und Rinnenerosion



(b) *Off-site*-Schaden: Verstopfung einer Ablaufrinne



(c) *Off-site*-Schaden: Verschmutzung einer Straße

Abbildung 7: Fotos von *On-site*- & *Off-site*-Schäden im Biosphärenreservat Rhön (Fotos: Michael Geier, 11. & 12.10.2018)

2.5 Erosionsschutzmaßnahmen

Die Kontrolle der Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen sollte ein wichtiger Bestandteil der agrarischen Nutzung sein, da es andernfalls zu einer qualitativen Verschlechterung des Ackerlandes kommen und bis zur Aufgabe von Flächen führen kann. Damit eine dauerhafte Bewirtschaftung der Felder möglich ist, darf die Erosionsrate theoretisch die natürliche Bodenbildungsrate nicht überschreiten. Dies ist jedoch kaum möglich, da die Bodenbildungsrate mit 0,1 mm/a im weltweiten Durchschnitt zu gering ist. Daher wird die Bodenverlusttoleranz als die maximal zulässige Erosionsrate definiert, bei der die Bodenfruchtbarkeit 20 - 25 Jahre aufrecht erhalten werden kann. Erosionsschutzmaßnahmen können grob in drei Kategorien eingeteilt werden: agronomische Maßnahmen, Maßnahmen der Bodenbewirtschaftung und technische Konstruktionen (MORGAN 1999).

Agronomische Maßnahmen

Agronomische Maßnahmen bedienen sich der Vegetation, um den Boden vor der Aufprallenergie der Regentropfen zu schützen. Zu den effektivsten Methoden, unabhängig von der Bodenbeschaffenheit, zählt das Mulchen mit künstlichen oder natürlichen Materialien. Als natürlicher Mulch werden Stroh, Maisstengel, Palmwedel oder stehende Stoppel verwendet, während künstliches "Mulchen" die Auflage von Geotextilien und Erosionskontrollmatten, z. B. aus Jute, Papier oder Polyester, bedeutet (MORGAN 1999; RICKSON 2006). Der Mulch schützt den Boden in der kritischen Phase, wenn die Pflanzenbedeckung noch nicht ausreichend Schutz bietet, oder er wird als dauerhafter Schutz unter hochwachsenden Kulturen, wie Mais, eingesetzt. Alternativ zur Mulchsaat kann eine Engsaat von Mais, der Anbau einer Zwischenfrucht zur Überbrückung von Brachezeiten oder der mehrfach Anbau von Fruchtfolgen zu einer Reduzierung der Abtragsmengen führen (MORGAN 1999; KISTLER ET AL. 2013).

Bodenbewirtschaftung

Die Bodenbewirtschaftung beschreibt die Art und Weise wie der Boden vorbereitet wird. So kann Einfluss auf das Bodengefüge und das Pflanzenwachstum genommen werden. Zu den Methoden der konservierenden Bodenbearbeitung zählt die Direktsaat, da auf den Einsatz des Pflugs verzichtet und stattdessen direkt auf den Stoppeln der vorhergehenden Feldfrucht erneut eingesät wird. Dadurch bleiben zwischen 50 - 100 % der Oberfläche mit Rückständen

bedeckt (MORGAN 1999). Erfolgt die Bodenbewirtschaftung parallel zu den Höhenlinien spricht man von Konturbearbeitung. In Versuchen konnte allerdings kein ausreichender Erosionsschutz ausschließlich durch Konturbearbeitung erreicht werden. Die Kombination mit anderen Maßnahmen, wie Mulch- oder Direktsaat, scheint jedoch vielversprechender (MILLER ET AL. 2012). Das Anlegen von Erosionsschutzstreifen im Feld, wie auch als Abgrenzung zu Gewässern, bewirkt sowohl eine Verkürzung der Hanglänge und damit der Abflussmenge als auch eine Erhöhung des Bedeckungsgrades. So konnte in Feldversuchen gezeigt werden, dass Wintergerstestreifen in Maiskulturen großflächige Erosion verhindern können, indem der Abfluss in den Schutzstreifen versickert und der Abtrag abgelagert wird (MILLER ET AL. 2012; KISTLER ET AL. 2013).

Technische Konstruktionen

Technische Konstruktionen sind die aufwändigsten und kostenintensivsten Erosionsschutzmaßnahmen. Es handelt sich dabei meist um Dämme, Terrassen, Abflussrinnen oder anderer Bauwerke, die dazu dienen die Bewegung des Wassers über die Bodenoberfläche zu lenken (MORGAN 1999). Häufig wird eine Kombination verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen eingesetzt. Im Idealfall werden die erosionsgefährdeten Flächen vorab kartiert oder durch eine Erosionsmodellierung bestimmt, sodass die Wirkung der unterschiedlichen Maßnahmen geprüft werden kann. Daraufhin kann eine detaillierte Planung in Zusammenarbeit mit den betroffenen Landwirten sowie ortskundigen Planern erarbeitet und schließlich umgesetzt werden (MILLER ET AL. 2012).

3 Forschungsstand zur Bodenerosionsmodellierung

Da Bodenerosion hauptsächlich von einzelnen Starkregenereignissen geprägt wird, können durch Messungen, wie sie in Kapitel 2.3 beschrieben wurden, nur einzelne Zustände erfasst werden. Um das Erosionsverhalten auch auf nicht gemessene Zeiträume und Untersuchungsgebiete extrapolieren zu können, werden verschiedene Modellvorstellungen herangezogen (SCHMIDT 1998b).

3.1 Grundlagen und Modelle

Die Modellansätze können anhand verschiedener Kriterien unterschieden werden. Neben den am häufigsten verwendeten empirischen und physikalisch basierten Konzepten, existieren noch systemtheoretische, deterministische, stochastische, konzeptionelle und hybride Systeme. Empirischen Modellen liegen Gleichungen zugrunde, die aus Messergebnissen mithilfe von Regressionsgleichungen ermittelt wurden. Durch die raum- und zeitabhängige Bindung an Messergebnisse sind die Modelle nur begrenzt übertragbar und müssen aufwendig an den jeweiligen Untersuchungsraum angepasst werden. Im Unterschied dazu differenzieren physikalisch basierte Systeme die Wirkungsfaktoren, -zusammenhänge und die Randbedingungen und beschreiben die Prozesse durch übertragbare physikalische Gesetze der Energie-, Impuls- und Massenerhaltung (BORK & SCHRÖDER 2014; HAJIGHOLIZADEH ET AL. 2018). Abhängig von der Genauigkeit der Aufschlüsselung der Teilprozesse werden *black-*, *grey-* und *white-box*-Modelle voneinander abgegrenzt. *Black-box*-Modelle liefern nur grobe, gemittelte parzellenbezogene Werte, wobei die raumzeitliche Dynamik nicht berücksichtigt wird. Die physikalisch basierten Modelle auf dem heutigen Stand der Forschung sind durchweg *grey-box*-Modelle, die die bekannten Teilprozesse, Randbedingungen und ihre Wechselwirkungen miteinbeziehen. Ein *white-box*-Modell würde die Realität in allen Details abbilden und simulieren. Das ist jedoch nur in der Theorie möglich (MORGAN 1999; BORK & SCHRÖDER 2014). Durch den Zeitrahmen unterscheiden sich ereignisbezogene Modelle von Langfristmodellen. Kurzfristige Folgen von einzelnen Starkregenereignissen können nur von ereignisbezogenen Modellen abgebildet werden, während Langfristmodelle längere Zeiträume erfassen oder Mittelwerte berechnen (BORK & SCHRÖDER 2014).

Tabelle 3: Übersicht ausgewählter Bodenerosionsmodellen und wichtiger Eigenschaften (HAJIGHOLIZADEH ET AL. 2018; PANDEY ET AL. 2016; STARKLOFF & STOLTE 2014; BORK & SCHRÖDER 2014; DE ROO ET AL. 1996; MORGAN 1999)

Modell	Vollständiger Name	Autor/-en (Jahr)	Modelltyp	Räumliche Auflösung	Zeitliche Auflösung	Kommentar
USLE	Universal Soil Loss Equation	WISCHMEIER & SMITH (1978)	empirisch	Hang	Jahr	ehemals Standardverfahren, basiert auf Versuchsdaten (USA) aus 10 000 Messjahren
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation	RENARD ET AL. (1997)	empirisch	Hang	Jahr	überarbeitete Faktorenberechnung (USA)
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung	SCHWERTMANN ET AL. (1987)	empirisch	Hang	Jahr	Adaption der USLE an mitteleuropäische Verhältnisse (Bayern)
MUSLE87	Modified Universal Soil Loss Equation	HENSEL (1991)	empirisch	Hang	Jahr	Übertragung des eindimensionalen USLE-Ansatzes auf GIS-gestützte räumlich differenzierte Darstellung (Deutschland)
CREAMS	Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems	Knisel (1980)	physikalisch basiert	Feld/Parzelle	Monat	Prognose des Abflusses und Sedimenttransports sowie des Nährstoff- und Pestizidaustrags landwirtschaftlicher Flächen
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation	Beasley et al. (1980)	physikalisch basiert	kleines Einzugsgebiet	Einzelereignis	Einberechnung von Abflussverlusten und Nutzung von Fernerkundungsdaten
WEPP	Watershed Erosion Prediction Project	Laffin et al. (1991)	physikalisch basiert	Hang/ Einzugsgebiet	Tag	hoher Datenbedarf, verschiedene Versionen mit unterschiedlicher raum-zeitlicher Auflösung
E-3D	EROSION-3D	Werner (1995)	physikalisch basiert	Feld/ kleines Einzugsgebiet	Einzelereignis	vglw. geringer Datenbedarf (vs. WEPP, EUROSEM), Verarbeitung hochauflösender Rasterdaten
LISEM	Limburg Soil Erosion Model	DE ROO ET AL. (1996)	physikalisch basiert	Feld/ kleines Einzugsgebiet	Einzelereignis	Anwendung in GIS zur Planung von Erosionsschutzmaßnahmen, hoher Datenbedarf
EUROSEM	European Soil Erosion Model	Morgan et al. (1992, 1993)	physikalisch basiert	Feld/ kleines Einzugsgebiet	Einzelereignis	Berücksichtigung großer Zahl hydrologischer Teilprozesse, hoher Datenbedarf

Tabelle 3 (S. 19) zeigt eine Auswahl an Bodenerosionsmodellen und ihre wichtigsten Eigenschaften. Eine klare Vorstellung der Ziele und Anforderungen ist vor der Auswahl des passenden Modells wichtig. Außerdem müssen die zeitliche und räumliche Auflösung sowie das Verhalten an den Grenzen des Untersuchungsgebietes in die Entscheidung einfließen. Durch den Einsatz eines ungeeigneten Modells kann es zu Ungenauigkeiten oder zu falschen Ergebnissen kommen. Die Übertragbarkeit und die ausreichende Anpassung des Erosionsmodells an das Untersuchungsgebiet sowie die Validierung mittels kohärenter Datensätze für unterschiedliche Landschaften und Nutzungen muss vorab gewährleistet sein. Dennoch können die Modellierungsergebnisse maximal die Qualität der eingegebenen Daten erreichen (MORGAN 1999; BORK & SCHRÖDER 2014).

Für die vorliegende Arbeit wurde nach einem Modell gesucht, welches für das Untersuchungsgebiet den langjährigen Bodenabtrag ausgibt und mit wenigen, flächendeckend verfügbaren Eingangsdaten arbeiten kann. Außerdem sollten bereits ausreichend Referenzen der Anwendung des Modells im Landschaftsraum des Untersuchungsgebietes vorliegen. Daher wird in Kapitel 3.2 die ABAG detailliert vorgestellt.

3.2 Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)

Die ABAG wurde 1987 von SCHWERTMANN ET AL. aus der *Universal Soil Loss Equation (USLE)* (WISCHMEIER & SMITH 1978) entwickelt. Die USLE war lange Zeit das Standardverfahren zur Erosionsmodellierung in den USA und wurde aus Beobachtungen aus insgesamt 10 000 Versuchsjahren an ca. 50 Standorten in 25 Bundesstaaten hergeleitet. Dabei wird der langjährige mittlere Bodenabtrag in Tonnen pro Hektar und Jahr ($t/ha \cdot a$) durch die Multiplikation von sechs empirisch ermittelten Faktoren berechnet. Die ABAG unterscheidet sich von der USLE durch die Anpassung der Berechnungen der C-, K- und R-Faktoren an die Verhältnisse in Bayern (SCHWERTMANN ET AL. 1987; MORGAN 1999). Die Standardformel ist für alle auf der USLE basierenden Ansätze identisch (RUSLE, ABAG, etc.), während die Berechnungen der Faktoren variieren (SCHÄUBLE 1999).

Die ABAG lautet:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P. \quad (3.1)$$

Hier folgt die Bedeutung der einzelnen Faktoren (SCHWERTMANN ET AL. 1987):

A – langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag: Ergebnis in Tonnen pro Hektar und Jahr ($t/ha \cdot a$)

R – Regen- und Oberflächenabflussfaktor: Maß für die Erosivität der Niederschläge

K – Bodenerodierbarkeitsfaktor: Maß für die Erodibilität des Bodens, das aus einer Reihe von Bodeneigenschaften bestimmt wird

L – Hanglängenfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags des untersuchten Hanges zum Abtrag auf einem Standardhang (22 m Länge) unter sonst gleichen Bedingungen

S – Hangneigungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags des untersuchten Hanges zum Abtrag auf einem Standardhang (9 % Gefälle) unter sonst gleichen Bedingungen

C – Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags des untersuchten Hanges mit landwirtschaftlicher Nutzung (Kulturpflanze, Bedeckungsgrad, Bearbeitungsverfahren, etc.) zum Abtrag auf einer Schwarzbrache (= Vegetationsfreiheit einschl. Unkraut mind. 2 Jahre)

P – Erosionsschutzfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags mit Erosionsschutzmaßnahmen (z. B. Konturnutzung, Streifennutzung, Terrassierung, etc.) zu dem bei Bearbeitung in Gefällerrichtung und ohne Schutzmaßnahmen

3.2.1 R-Faktor

In die Berechnung des R-Faktors fließen sowohl die Regenenergie als auch die Niederschlagsmenge ein. Für jeden erosiven Einzelregen wird die aufsummierte kinetische Energiedichte E (kJ/m^2) aus Regenschreiberkurven erfasst. Die Regenschreiberkurve wird in beliebig viele Teilabschnitte i mit homogener Intensität I_i (mm/h) eingeteilt und zu jedem Abschnitt die Niederschlagsmenge N_i errechnet.

$$E_i = (11,89 + 8,73 \log I_i) \cdot N_i \cdot 10^{-3} \quad \text{für } 0,05 < I_i < 76,2, \quad (3.2)$$

$$E_i = 0 \quad \text{für } I_i < 0,050, \quad (3.3)$$

$$E_i = 28,33 \cdot N_i \cdot 10^{-3} \quad \text{für } I_i > 76,2. \quad (3.4)$$

Die Energiedichte E_i der i Teilabschnitte wird zu E des gesamten Regenereignisses aufsummiert. Die maximale 30-Minuten-Intensität I_{30} (mm/h) ist die maximale Regenmenge eines

erosiven Regens, die innerhalb von 30 Minuten fällt. Der Wert wird pro Stunde angegeben, auch wenn ein Regenereignis weniger als 30 Minuten anhält. Der R-Faktor pro Jahr wird schließlich aus der Summe der Produkte $E \cdot I_{30}$ (N/h) für einen Ort bestimmt. Da der R-Faktor von Jahr zu Jahr stark schwanken kann, wird ein mittlerer R-Faktor aus mindestens 10 Jahren berechnet (SCHWERTMANN ET AL. 1987; HENSEL 1991).

Für Bayern wurde für den R-Faktor aus ganzjährigen Niederschlagsmessungen an 18 Standorten im Zeitraum von 1967 - 1976 eine Regressionsgleichung berechnet, die als Eingabewert nur den mittleren Jahresniederschlag N (mm/a) erfordert (SCHWERTMANN ET AL. 1987):

$$R = 0,083 \cdot N - 1,77 \quad (r = 0,942) . \quad (3.5)$$

Im Vergleich dazu ergibt sich eine noch bessere Anpassung an die Regressionsgerade bei Verwendung der mittleren Sommerniederschläge N_s vom 1.Mai - 31.Oktober (1931 - 1960) (SCHWERTMANN ET AL. 1987):

$$R = 0,141 \cdot N_s - 1,48 \quad (r = 0,961) . \quad (3.6)$$

3.2.2 K-Faktor

Die Erosionsgefährdung von Böden lässt sich nach WISCHMEIER & SMITH (1978) aus fünf Eigenschaften ausreichend gut abschätzen:

- Schluff- und Feinstsandgehalt (%) (Korngröße 0,002 - 0,1 mm)
- Sandgehalt abzüglich Feinstsand (%) (Korngröße 0,1 mm)
- Organikgehalt (%)
- Aggregatsklasse
- Durchlässigkeitsklasse

Die Messungen zur Ermittlung der rechnerischen Beziehung zwischen dem Bodenabtrag und den genannten Bodeneigenschaften wurden in den USA an Standardhängen vorgenommen. Diese besitzen eine definierte Länge von 22,1 m und Breite von 1,87 m bei einer Hangneigung von 9 %. Der Hang wird mindestens zwei Jahre vor der Messung und währenddessen vegetationsfrei gehalten (Schwarzbrache) und nach jedem Starkregen werden die Oberflächenkrusten aufgebrochen. Die Bodenbearbeitung findet hangauf und hangab statt und jedes Frühjahr wird

eine konventionelle Maissaatbettbereitung durchgeführt, jedoch ohne Saat.

Die fünf Bodeneigenschaften können für Einzelschläge in Messungen bestimmt und durch die Gleichung:

$$K = 2,77 \cdot 10^{-6} \cdot M^{1,14} \cdot (12 - OS) + 0,043 \cdot (A - 2) + 0,033 \cdot (4 - D), \quad (3.7)$$

$M = (\% \text{ Schluff} + \text{ Feinstsand}) \cdot (\% \text{ Schluff} + \% \text{ Sand (inkl. Feinstsand)})$,

$OS = \% \text{ organische Substanz}$; für $OS > 4 \% = 4$ setzen,

$A = \text{ Aggregatklasse}$,

$D = \text{ Durchlässigkeitsklasse}$,

oder den Einsatz von darauf basierenden Nomogrammen in den K-Faktor übertragen werden (WISCHMEIER & SMITH 1978; SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Den Bodenarten der Bodenschätzung (BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2018a) können für ackerbaulich genutzte Flächen K-Faktoren zugewiesen werden (Tabelle 5, S. 24). Diese und auch Werte aus standortlichen Bodenkarten eignen sich jedoch nicht zur Analyse von Einzelschlägen, sondern sollten nur auf größeren Gebieten angewandt werden (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Tabelle 5: Mittlere K-Faktoren der Ackerbeschriebe der Bodenschätzung (SCHWERTMANN ET AL. 1987)

Bodenart	Entstehung	K-Faktor	Bodenart	Entstehung	K-Faktor
S	Diluvium, Alluvium, Verwitterungsböden	0, 10	sL	Diluvium, Alluvium	0, 40
				Löß	0, 50
				Verwitterungsböden	0, 30
				Gesteinsböden	0, 20
SI	Diluvium, Alluvium, Verwitterungsböden	0, 15	L	Diluvium, Alluvium	0, 50
				Löß	0, 55
				Verwitterungsböden	0, 375*
				Gesteinsböden	0, 225*
IS	Diluvium, Alluvium, Verwitterungsböden	0, 20	LT	Diluvium, Alluvium	0, 375*
				Löß	0, 25
				Gesteinsböden	0, 15
SL	Diluvium, Alluvium, Verwitterungsböden	0, 275*	T	Diluvium, Alluvium	0, 30
				Löß	0, 35
				Gesteinsböden	0, 15

*gemittelter K-Faktor aus K-Faktoren aller Zustandsstufen

S: Sand **SI:** Anlehmiger Sand **IS:** Lehmiger Sand **SL:** Stark lehmiger Sand
sL: Sandiger Lehm **L:** Lehm **LT:** Schwerer Lehm **T:** Ton

3.2.3 LS-Faktor

Der LS-Faktor bildet den Einfluss der Neigung (S) und der Länge eines Hanges (L) auf den Bodenabtrag ab. Er wird aus der erosiven Hanglänge l (in m), der Hangneigung θ (in Grad) und dem Hanglängenexponenten m in folgender Gleichung berechnet (SCHWERTMANN ET AL. 1987):

$$LS = (l/22)^m \cdot (65,41 \cdot \sin^2\theta + 4,56 \cdot \sin\theta + 0,065) . \quad (3.8)$$

Die erosive Hanglänge ist meist kürzer als die Gesamtlänge des Hanges, da sie nur von der Stelle, an der im Mittel die Erosionsereignisse beginnen, bis zum Beginn der Ablagerung

oder dem Eintritt in einen Vorfluter reicht. Dabei nimmt m abhängig von der Hangneigung unterschiedliche Werte an (Tabelle 6). Alternativ kann auch der LS-Faktor aus Nomogrammen abgelesen werden. Ungleichmäßige Hänge werden in gleichlange Teilstücke mit annähernd gleicher Neigung unterteilt und der LS-Faktor des Gesamthanges durch eine gewichtete Aufsummierung der Teilergebnisse ermittelt (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Tabelle 6: Hanglängenexponent m (SCHWERTMANN ET AL. 1987)

Hangneigung (%)	m
$\leq 0,5$	0,15
0,6 – 1,0	0,2
1,1 – 3,4	0,3
3,5 – 4,9	0,4
$\geq 5,0$	0,5

3.2.4 C-Faktor

Durch die große Variabilität der Anbaumaßnahmen ist der C-Faktor als der komplexeste der Faktoren einzuschätzen. Die Erosionsanfälligkeit einer Kultur wird im Relativen Bodenabtrag (RBA) quantifiziert. Dazu wird der Bodenverlust der zu untersuchenden Fläche unter einer bestimmten Anbaukultur in einem bestimmten Entwicklungszustand ins Verhältnis (in %) zum Verlust der gleichen Fläche unter Schwarzbrache (100 %) gesetzt. Jedoch spielt die Erosivität der Niederschläge, die auf eine Anbaukultur in einem bestimmten Entwicklungsstadium einwirkt, für die Anfälligkeit der Kulturen ebenfalls eine Rolle. Daher fließt ein relativer Anteil des R-Faktors in die Berechnung des C-Faktors mit ein. Für die Berechnung des RBA wird der Jahresverlauf in sechs Perioden eingeteilt, für die gemittelte RBA-Werte angesetzt werden (SCHWERTMANN ET AL. 1987):

1. Zeit zwischen Bodenbearbeitung und Aussaat der folgenden Frucht (Saatbett), entfällt bei Direktsaat
2. Zeit von Saatbettbereitung bis zur Bodenbedeckung von 10 % durch die Kulturpflanze
3. Zeit von 10-50 % Bodenbedeckung
4. Zeit von 50-75 % Bodenbedeckung
5. Zeit von 75 % Bodenbedeckung bis zur Ernte

6. Zeit zwischen Ernte und erneuter Bodenbearbeitung

- a) Hinterlassen von Stoppeln und Stroh bis Bodenbearbeitung
- b) Flaches Einarbeiten von Stoppeln und Stroh bis Bodenbearbeitung
- c) Einarbeiten von Stoppeln und Stroh mit Gruber und anschließende Gründüngung

Die RBA-Werte der Perioden können für die häufigsten Kulturen im Detail bei SCHWERTMANN ET AL. (1987) nachgelesen werden. Die C-Faktoren werden aus den RBA-Werten, der Jahresverteilung des R-Faktors und den Kalenderdaten der Kulturperioden berechnet. Da die exakte Berechnung pro Einzelsschlag eine genaue Kenntnis der agrarischen Bearbeitung der Fläche voraussetzt, ist dieses Verfahren in der Praxis für größere Flächen schwer umsetzbar. SCHWERTMANN ET AL. (1987) haben für die häufigsten Fruchtfolgen in Bayern durchschnittliche C-Faktoren für zwei Fälle von Anbaumethoden berechnet (Tabelle 7, S. 27).

Im Best-Case-Szenario werden die Ernterückstände auf dem Feld belassen oder nur oberflächlich eingearbeitet. Falls eine Zwischenfrucht eingesetzt wird, so wird sie in ein raues, mit Rückständen bedecktes Saatbett gesät. Außerdem wird der Zeitraum zwischen Bodenbearbeitung und Aussaat möglichst kurz gehalten.

Das Worst-Case-Szenario spiegelt den Fall wider, dass keine oder nur sehr wenige Ernterückstände auf der Bodenoberfläche zurückbleiben und der Zeitraum zwischen der Bodenbearbeitung und der Aussaat der Folgefrucht relativ lang ist. Beide Berechnungen nehmen als Grundvoraussetzung, dass der Großteil des Strohs auf dem Feld verbleibt. Sollte dies nicht der Fall sein, sind sowohl die C-Faktoren der Best-Case- als auch der Worst-Case-Szenarien um 20 % zu erhöhen (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Tabelle 7: C-Faktoren einer Auswahl der häufigsten Fruchtfolgen in Bayern (verändert nach SCHWERTMANN ET AL. 1987)

Fruchtfolgen mit 100 % Getreide						
		Best Case		Worst Case		
		0,04		0,10		
Raps-Getreidefruchtfolgen: Rapsanteil 25-33 %						
Wintergersteanteil	Best Case		Worst Case			
< 30 %	0,05		0,10			
> 30 %	0,06		0,10			
Kartoffel-Getreidefruchtfolge						
Kartoffelanteil	Best Case		Worst Case			
25 %	0,09		0,13			
33 %	0,10		0,14			
Ackerfutter-Getreidefruchtfolgen mit mehrjährigen Futterpflanzen (Klee, Klee gras, Luzerne)						
Futterpflanzenanteil	Best Case		Worst Case			
25 %	0,03		0,05			
33 %	0,02		0,03			
50 %	0,01		0,02			
Mais-Getreidefruchtfolgen						
Maisanteil	Mais konventionell		Mais Spurlockerung*		Mais Mulchsaat	
	Best Case	Worst Case	Best Case	Worst Case	Best Case	Worst Case
25 %	0,11	0,15	0,10	0,14	0,04	0,07
33 %	0,14	0,18	0,12	0,16	0,05	0,08
50 %	0,26	0,28	0,21	0,24	0,05	0,08
66 %	0,38	0,40	0,30	0,32		

*Spurlockerung: Auflockerung der Fahrspur direkt nach der Aussaat

3.2.5 P-Faktor

Der P-Faktor bringt die Schutzwirkung von Kontur- und Streifennutzung in die ABAG ein (Tabelle 8, S. 28). Wenn keine Erosionsschutzmaßnahmen getroffen werden, liegt der P-Faktor bei 1. Jede Form der Terrassierung fließt neben dem P-Faktor auch im L-Faktor in die Berechnung ein, da die erosive Hanglänge verkürzt wird. Der P-Faktor ist sowohl bei Kontur- als auch bei Streifennutzung von der Hangneigung- und länge abhängig (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Tabelle 8: P-Faktoren für Kontur- und Streifennutzung (SCHWERTMANN ET AL. 1987)

Konturnutzung	Hangneigung (%)	Maximale Hanglänge für wirksame Konturnutzung (m)	P-Faktor
	1 – 2	130	0,6
	3 – 5	100	0,5
	6 – 8	70	0,5
	9 – 12	40	0,6
	13 – 16	30	0,7
	17 – 20	20	0,8
	21 – 25	17	0,9

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

3.3 Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE87)

Die ABAG hat aufgrund der vereinfachten Berechnung der Faktoren einige Nachteile. So können weder Akkumulationsmengen oder -flächen identifiziert noch Modellierungen für ganze Einzugsgebiete durchgeführt werden. Außerdem werden divergierende und konvergierende Flüsse nicht berücksichtigt (HENSEL 1991).

Im Jahr 1987 stellten HENSEL & BORK erstmals die *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE87) vor, die durch eine computergestützte Verarbeitung von rasterbasierten Daten die genannten Einschränkungen ausgleicht. So kann auch eine komplexe Topographie durch eine laterale räumliche Verknüpfung von Rasterzellen dargestellt werden (BORK & SCHRÖDER 2014). Die Grundgleichung der ABAG (Formel 3.1, S. 20) bleibt dabei erhalten.

Bei GIS-gestützter Anwendung der ABAG auf ein größeres Gebiet ergibt sich das Problem, dass *Single-Flow*-Algorithmen zur Abflussberechnung verwendet werden. Dabei entstehen

methodische Fehler in der Ermittlung der Abflussmenge und der Fließlänge, wie SCHÄUBLE (1999) detailliert ausführt. *Single-Flow*-Algorithmen geben den gesamten Abfluss einer Zelle an die darunterliegende Zelle mit dem höchsten Gefälle ab.

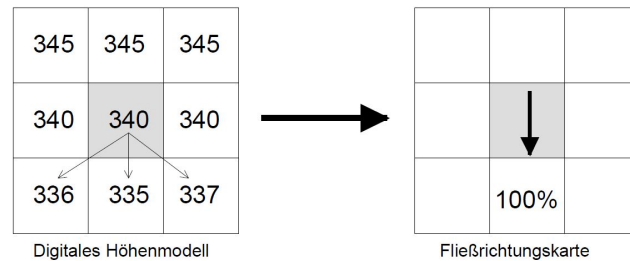


Abbildung 8: Funktionsweise der Abflussberechnung mit *Single-Flow*-Algorithmen (SCHÄUBLE 1999)

Die linke Darstellung der Abbildung 8 zeigt ein schematisches DGM mit Höhenwerten in Metern. Durch den Abgleich der Höhenwerte der umliegenden Zellen mit dem der Zentralzelle (grau) ergibt sich die Fließrichtung in die mittlere der drei untersten Zellen (SCHÄUBLE 1999; CHISHOLM 2008).

Bei Einsatz der MUSLE87 im Tool *AVErosion* (Kapitel 3.4) werden dagegen *Multiple-Flow*-Algorithmen verwendet (SCHÄUBLE 1999, 2005; CHISHOLM 2008). Das Prinzip der *Multiple-Flow*-Algorithmen liegt darin, dass im Gegensatz zu *Single-Flow*-Algorithmen der Abfluss einer Rasterzelle nicht nur an eine, sondern anteilig an mehrere darunterliegende Zellen weitergegeben werden kann (QUINN ET AL. 1991).

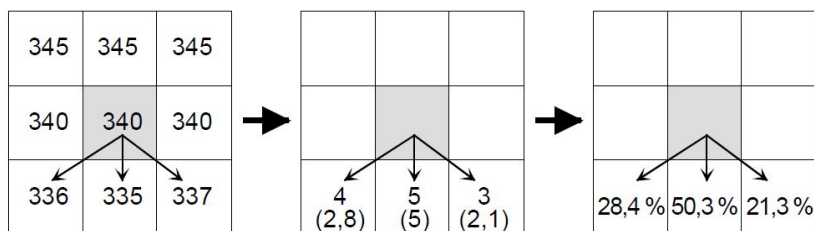


Abbildung 9: Funktionsweise der Abflussberechnung mit *Multiple-Flow*-Algorithmen (SCHÄUBLE 1999)

Die Abbildung 9 zeigt links dasselbe schematische DGM, das in Abbildung 8 (S. 29) zu sehen ist. In der mittleren Darstellung ist zunächst jeweils die Höhendifferenz in Metern zwischen der Zentralzelle und den darunterliegenden Zellen angegeben. Darunter stehen in Klammern die relativen Neigungswerte. Entsprechend dieser Werte wird der relative Wasserfluss in die tieferliegenden Nachbarzellen prozentual am Gesamtabfluss in der rechten Graphik dargestellt (SCHÄUBLE 1999; CHISHOLM 2008).

Nach HENSEL (1991) werden in der Modellrechnung der MUSLE87 die Werte der Faktoren LS, K und C jeder Rasterzelle nach der Größe ihres jeweiligen Einzugsgebietes gewichtet. Im Falle der Anwendung der MUSLE87 in *AVErosion* wird lediglich der Hanglängenfaktor L durch die *Multiple-Flow*-Algorithmen gewichtet berechnet.

AVErosion kann sowohl mit den Gleichungen der ABAG als auch der MUSLE87 arbeiten. Es ist zu beachten, dass die ABAG für die Abschätzung des Bodenabtrags auf Einzelschlägen entwickelt wurde. SCHÄUBLE (2005: 11) empfiehlt den Einsatz der MUSLE87: "Im Gegensatz zur USLE-Erosionsgleichung werden dabei die LS-Werte nicht über die Hanglänge und Single-Flow-Algorithmen berechnet, sondern über die Größe des Einzugsgebiets, das mit Multiple-Flow-Algorithmen berechnet wird."

3.4 Tool *AVErosion*

Die Umsetzung der ABAG in einem Geographisches Informationssystem (GIS) wird mithilfe der Extension *AVErosion* 1.1 für *ArcView* 3.2 durchgeführt. Das Programm wurde für die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) durch Dr. rer. nat. Holger Schäuble entwickelt und wird kostenlos auf der Homepage seiner Firma TERRACS bereitgestellt (SCHÄUBLE 2005). Die Erweiterung existiert bisher nur für *ArcView* 3.x, eine ältere Version der *ESRI*-Software. Durch den Einsatz der Extension in verschiedenen Projekten in Deutschland und der Schweiz kann auf einige Referenzen in der Fachliteratur zurückgegriffen werden (SCHÄUBLE 1999; FRIEDLI 2006; CHISHOLM 2008; GISLER 2009; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009; GISLER ET AL. 2011; PERNER ET AL. 2013).

AVErosion bietet drei verschiedene Berechnungsoptionen. Neben der Analyse des Bodenabtrags (= Bruttoerosion) können die Stoffbilanz (= Nettoerosion), die die Akkumulation und die Verkürzung von Bodenprofilen einbezieht, und die maximal tolerierbare Nutzungsintensität in CP_{\max} -Werten ermittelt werden.

Die **Bruttoerosion** wird auf Grundlage der MUSLE87 ($A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$) mithilfe von fünf Eingaberastern berechnet und gibt den zellen- oder schlaggenauen Bodenverlust an:

Schlagraster (optional): Integerraster mit Ackerflächen
NoData Werte kennzeichnen hydrologische Grenzen, die den Oberflächenabfluss und damit die Erosion stoppen.

- Digitales Geländemodell:** Raster zur Berechnung des LS-Faktors
Das DGM muss hydrologisch korrekt sein.
- R-Faktor:** Eingabe als Raster oder als einheitlicher Zahlenwert
Falls kein R-Raster vorhanden ist oder nur eine kleine Fläche untersucht wird, wird der Zahlenwert in ein Raster mit durchgehendem Wert umgewandelt.
- K-Faktor:** Raster zur Bodenerodibilität
Wertebereich 0 - 1
- C-Faktor:** Raster zur Bodenbedeckung und -bearbeitung
Wertebereich 0 - 1

Aus dem DGM werden die topographischen Faktoren L und S getrennt ermittelt (SCHÄUBLE 2005). Der Hangneigungsfaktor S wird mithilfe der Neigung in Grad (α) wie folgt berechnet:

$$S_{\text{flach}} = 10,8 \cdot \sin \alpha + 0,03 \quad \text{S-Wert für } \alpha < 9\%, \quad (3.9)$$

$$S_{\text{steil}} = 16,8 \cdot \sin \alpha - 0,5 \quad \text{S-Wert für } \alpha \geq 9\%. \quad (3.10)$$

Der Hanglängenfaktor L ergibt sich bei Anwendung der MUSLE87 aus folgender Formel (SCHÄUBLE 2005):

$$L = \frac{\lambda^{m+1} - \lambda_{i-1}^{m+1}}{(\lambda_i - \lambda_{i-1}) \cdot 22,13^m} \quad (\text{L-Faktor, zellengenau}), \quad (3.11)$$

$$\text{mit } m = \frac{\beta}{1 + \beta}, \quad \lambda = \text{Anzahl der Zellen im Einzugsgebiet} \cdot \text{Zellgröße in } m \quad (3.12)$$

$$\text{und } \beta = \frac{\sin \alpha / 0,0896}{3 \cdot \sin \alpha^{0,8} + 0,56}. \quad (3.13)$$

Der P-Faktor wird, falls Konturpflüfung zum Einsatz kommt, in Abhängigkeit von der Hangneigung γ (in %) berechnet (SCHÄUBLE 2005):

$$P = 0,4 + 0,02 \cdot \gamma \quad (\text{P-Faktor, wenn } HL_{\text{krit}} > HL_{\text{real}}), \quad (3.14)$$

$$HL_{\text{krit}} = 170 \cdot e^{-0,13 \cdot \gamma} \quad (\text{kritische Hanglänge}), \quad (3.15)$$

sonst wird der Wert 1 eingesetzt.

Die Raster des R-, K- und C-Faktors werden in der Vorprozessierung separat berechnet.

Als Ergebnis der Bruttoerosion wird ein Raster mit zellengenauen oder optional schlagbezogenen Abtragswerten (in $t/ha \cdot a$) ausgegeben. Wurden für die Ackerschläge durchschnittliche Erosionswerte berechnet, kann außerdem eine Tabelle mit den schlagspezifischen Einzelparametern, Zwischen- und Endergebnissen erzeugt werden (SCHÄUBLE 2005).

Die **Stoffbilanz** zeigt das Ergebnis aller zur Erosion gehörenden Prozesse, also neben Abtrag auch Akkumulation oder gleichbleibende Zustände. Zur Berechnung werden der zuvor modellierte zellengenaue Bodenabtrag (Bruttoerosion) und das DGM benötigt. Das Ergebnis raster besitzt folgenden Wertebereich:

- Werte < 0** effektiver Gewinn an Bodenmaterial (in $t/ha \cdot a$), d.h. Akkumulation
- Werte = 0** weder Gewinn noch Verlust von Boden, evtl. ausgeglichene Umlagerung
- Werte > 0** effektiver Verlust von Bodenmaterial (in $t/ha \cdot a$), d.h. Verkürzung des Bodenprofils

Die scheinbar verdrehten Vorzeichen ergeben sich, da die Veränderung der Bruttoerosion im Vergleich zu dem direkt darüber liegenden Pixel berechnet wird und daher beispielsweise hangabwärts eine negative Bilanz entsteht. Eine Reduzierung der Bruttoerosion bedeutet jedoch im Umkehrschluss einen Gewinn an Bodenmaterial (SCHÄUBLE 2005).

Mit dem **CP_{max}-Szenario** kann die maximal zulässige Nutzungsintensität ermittelt werden, die zur Einhaltung eines bestimmten Bodenabtrags noch zulässig ist. Die Berechnung ist vergleichbar mit der Funktion 'Bruttoerosion'. Anstatt des C-Faktors wird ein Raster oder ein einheitlicher Zahlenwert des tolerierbaren Bodenabtrags (in $t/ha \cdot a$) eingespeist. Ausgegeben werden eine Tabelle und zwei Rasterdateien, die die maximal zulässige Nutzungsintensität ($= C \cdot P$) pro Zelle und pro Schlag angeben. Die Extension *AVErosion* besitzt noch weitere Funktionen, die an dieser Stelle jedoch nicht weiter ausgeführt werden (SCHÄUBLE 2005).

4 Methodik

Zur Umsetzung der Erosionsmodellierung mithilfe von *AVErosion* müssen die Eingabedaten vorprozessiert werden. Aus technischen und methodischen Gründen wird die gesamte Vor- und Nachbereitung der Daten in *ArcMap* 10.5 von *ESRI* durchgeführt. Anschließend erfolgt die Modellierung durch *AVErosion* in *ArcView* 3.2.

4.1 Eingabedaten

Die verwendeten Datensätze und ihre Eigenschaften werden in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Zusammenfassung der verwendeten Daten für die Bruttoerosionsmodellierung mit *AVErosion*

Faktor	Datensatz	Berechnung	Auflösung	Quelle
R	Durchschnittliche Sommerniederschläge (1.Mai - 31.Oktober) 1988 – 2017	Formel 3.6, S. 22 nach SCHWERTMANN ET AL. 1987	1x1 km	DWD 2018
K	Bodenschätzung	Tabelle 5, S. 24 nach SCHWERTMANN ET AL. 1987	1:25 000	BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2018a
LS	DGM1	in <i>AVErosion</i> , Formel 3.9-3.11, S. 31	1x1 m	BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2018b
C	Einzelwert	fester Einzelwert nach SCHWERTMANN ET AL. 1987	-	-
P	Einzelwert	in <i>AVErosion</i> , Formel 3.14, S. 31	-	-
Acker-schläge	CIR-Klassifikation des Biosphärenreservats Rhön	Attribut <i>NutzAGG</i> : '4100Acker'	1:10 000	BIOSPHERÄNRESERVAT RHÖN 2006

4.2 Prozessierung

Als Eingabe in *AVErosion* können ausschließlich Rasterdateien verwendet werden. Diese müssen eine einheitliche Zellgröße und Ausdehnung besitzen. Die einzelnen Verarbeitungs-

schritte werden nachfolgend für die Eingabedaten erläutert.

Falls die Daten keine Verortungsinformationen enthalten, wird ihnen mithilfe des Tools *Define Projection* das vom Urheber verwendete Koordinatensystem zugewiesen. Dies ist bei den Daten der BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG und des DWD das System 'DHDN_3_Degree_Gauss_Zone_4'. Anschließend werden alle Daten jeweils mit *Project Raster* in das passende Koordinatensystem 'WGS_1984_UTM_Zone_32N' umprojiziert und durch *Clip* auf die Größe des Untersuchungsgebietes zugeschnitten.

4.2.1 R-Faktor

Der Deutsche Wetterdienst (DWD) stellt Rasterdateien der Monatsniederschlagssummen in der räumlichen Auflösung 1x1 km deutschlandweit zur Verfügung. Zur Berechnung des R-Faktors werden die Monatsniederschlagssummen der Sommermonate Mai - Oktober der Jahre 1988 - 2017 benötigt. Da der R-Faktor von Jahr zu Jahr stark schwanken kann, ist die Auswertung eines solchen Zeitraumes nötig, um einen gültigen Mittelwert zu erhalten (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Sie werden im ASCII-Format bereitgestellt und daher zunächst mit dem Werkzeug *ASCII to Raster* in ein TIFF-Raster des Datentyps *Float* umgewandelt. Mithilfe des *Raster Calculators* kann daraufhin der durchschnittliche Niederschlag über den gesamten Zeitraum für jeden einzelnen Monat errechnet werden. Im *Raster Calculator* werden die durchschnittlichen Monatsniederschläge aufsummiert und anschließend zur Berechnung des R-Faktors in die Formel 3.6 (S. 22) eingesetzt. Die entstandene Rasterdatei des R-Faktors besitzt noch die Auflösung von 1 x 1 km und daher wird die Zellgröße mit dem Tool *Resample (Resampling Technique: BILINEAR)* auf die *Output Cell Size* von 5 m verändert. Dieses Zwischenergebnis ist in Abbildung B.4 (S. 84) im Anhang zu sehen.

4.2.2 K-Faktor

Zur Ermittlung des K-Faktors werden die Daten der Bodenschätzung, veröffentlicht durch die BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2018a), verwendet. Darin sind zu den Flächen der Ackerbeschriebe unter anderem Informationen über die Bodenart, die Zustandsstufe und die Entstehung als Vektordaten hinterlegt. Jeder Fläche kann über die Kombination der Attribute 'Bodenart' und 'Entstehung' mittels der Tabelle 5 (S. 24) von SCHWERTMANN ET AL.

(1987) ein K-Faktor zugewiesen werden. Die relevanten Attribute der Vektordaten sind 'KN1' für die Bodenart und 'KN3' für die Entstehungsart. Das Attribut 'KUL' für die Kulturart wird hier nicht zur Selektion der Ackerflächen verwendet, da mit der Color-Infrarot (CIR)-Klassifikation des Biosphärenreservats Rhön dafür ein hochwertigerer Datensatz vorliegt. SCHWERTMANN ET AL. (1987) präzisieren die Zuweisung des K-Faktors noch durch die Einbeziehung der Zustandsstufe, worauf in dieser Arbeit jedoch verzichtet wird. Stattdessen werden hier Mittelwerte verwendet, wie bereits in Tabelle 5 (S. 24) erwähnt.

Der Attributtabelle der Bodenschätzung werden insgesamt vier neue Spalten über *Add Field* hinzugefügt. Zunächst müssen die vierstelligen Zahlenkombinationen der Attributspalte 'KN3' vom Datentyp *String* in *Short Integer* umgewandelt werden. Dies wird in der Spalte 'kn3_2' durch die Zuweisung 'kn3_2 = [KN3]' im *Field Calculator* umgesetzt. Dabei wird zudem bei zwei 'KN3'-Werten in der Spalte nur einer der beiden Werte übernommen. Die Informationsreduzierung ist hier unproblematisch, da von der Doppelbenennung nur Böden betroffen sind, die nicht in der Tabelle 5 (S. 24) aufgeführt und damit grundsätzlich nicht zugewiesen werden können. Die vierstelligen Codes aus 'kn3_2' werden über ein *Python*-Script im *Field Calculator* durch Werte von 1 - 6 in der neuen Spalte 'kn3_reclas' ersetzt (Tabelle 10). Das *Python*-Script findet sich im Anhang in Abbildung A.1 (S. 82).

Tabelle 10: Zuweisung 'kn_3' zu 'kn3_reclas'

Wert 'kn_3'	neuer Wert 'kn3_reclas'	Bedeutung
< 1450	1	Diluvium
3000 – 3620	2	Alluvium
4000 – 4300	3	Verwitterungsböden
4400, 4410	4	Gesteinsböden
2000 – 2400	5	Löß
> 4400	6	Entstehungsart in SCHWERTMANN ET AL. (1987) nicht definiert

Anschließend werden auch die vierstelligen Codes in der Attributspalte 'KN1' durch eine neue Wertzuweisung zusammengefasst und vereinfacht (Tabelle 11, S. 36). Das zugehörige *Python*-Script findet sich wiederum im Anhang in Abbildung A.2 (S. 82). Der Code '7310'

steht für den Mischboden IS/LT und wird hier als IS eingestuft. Bodenarten, denen kein K-Faktor zugewiesen werden kann, erhalten den Code '99' und können so im Nachhinein eindeutig identifiziert werden.

Tabelle 11: Zuweisung 'KN1' zu 'kn1_reclas'

Wert 'KN1'	neuer Wert 'kn1_reclas'	Bedeutung
1100	10	S: Sand
1200	20	Sl: Anlehmiger Sand
2100, 7310	30	IS: Lehmiger Sand
2200	40	SL: Stark lehmiger Sand
3200	50	sL: Sandiger Lehm
3100	60	L: Lehm
4200	70	LT: Schwerer Lehm
4100	80	T: Ton
> 5000	99	Bodenart in SCHWERTMANN ET AL. (1987) nicht definiert

Daraufhin kann die endgültige Vergabe der K-Faktor-Werte in der neuen Spalte 'K_Faktor' vorgenommen werden. Die Umsetzung der Angaben der Tabelle 5 (S. 24) aus SCHWERTMANN ET AL. (1987) auf die in der Bodenschätzung eingesetzten Zahlen-Codes kann in Tabelle 12 (S. 37) nachvollzogen werden. Die Darstellung in *Python* findet sich im Anhang in Abbildung A.3 (S. 83).

Tabelle 12: Zuweisung 'K_Faktor'

'kn1_reclas'	'kn3_reclas'	'K_Faktor'	'kn1_reclas'	'kn3_reclas'	'K_Faktor'
10	1, 2, 3, 4, 5, 6	0, 1	50	1, 2	0, 4
				3	0, 3
				4	0, 2
				5	0, 5
				6	0, 35*
20	1, 2, 3, 4, 5, 6	0, 15	60	1, 2	0, 5
				3	0, 375
				4	0, 225
				5	0, 55
				6	0, 413*
30	1, 2, 3	0, 2	70	1, 2	0, 375
	4	0, 15		3	0, 275
	5	0, 25		4	0, 2
	6	0, 2*		5, 6	0, 283*
40	1, 2, 3	0, 275	80	1, 2	0, 3
	4	0, 15		3	0, 25
	5	0, 35		4	0, 15
	6	0, 258*		5, 6	0, 233*
			99	1, 2, 3, 4, 5, 6	9, 999

*falls für diese Art der 'Entstehung' keine Vorgaben durch SCHWERTMANN ET AL. (1987) definiert wurden, wird der Mittelwert der K-Faktoren der jeweiligen Bodenart eingesetzt

Da *AVErosion* nur mit Rasterdaten arbeitet, fehlen weitere Bearbeitungsschritte, um die Polygone der Vektordatei umzuwandeln. Diese sind in Abbildung 10 (S. 38) als Workflow graphisch dargestellt.

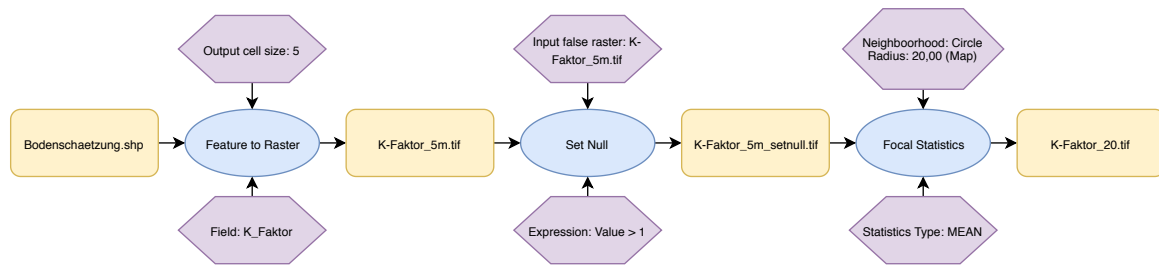


Abbildung 10: Workflow - Berechnung des K-Faktors aus der Bodenschätzung

Das Tool *Feature to Raster* wird genutzt, um ein TIFF-Raster zu erzeugen, das als räumliche Auflösung 5 x 5 m besitzt und die Werte der Spalte 'K_Faktor' trägt. Durch *Set Null* werden Zellen mit K-Faktor-Werten, die über dem möglichen Wertebereich von 0 - 1 liegen zu NoData-Zellen. Diese können jedoch vernachlässigt werden, da sie nicht auf den hier untersuchten Ackerflächen liegen. *Focal Statistics* dient dazu die scharfen Grenzen, die durch die Aufnahme der einzelnen Ackerbeschriebe der Bodenschätzung entstanden sind, zu glätten und so einen fließenden Übergang zwischen den K-Faktor-Flächen zu simulieren. Dazu wird an jede Zelle jeweils der Durchschnittswert der K-Faktoren im Umkreis von 20 m vergeben. Das Zwischenergebnis der K-Faktor-Zuweisung aus Bodenschätzungsdaten ist in Abbildung B.5 (S. 84) im Anhang zu sehen.

4.2.3 DGM

Das DGM liegt in der Auflösung 1 x 1 m vor (BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2018b). Aufgrund der Aufnahmemethode von einzelnen Rasterarealen entstehen in der weiteren Verarbeitung der Daten streifenförmige Muster. Um den Einfluss dieser methodischen Störung möglichst zu reduzieren, wird das Tool *Aggregate* eingesetzt und dadurch die räumliche Auflösung des Datensatzes auf 5 x 5 m verringert (Abbildung 11, S. 39). Anschließend können hydrologisch wirksame Fehler im DGM, wie abflusslose Senken, ebene Flächen und unterbrochene Fließwege, durch *Fill* korrigiert werden. Im Anhang können das DGM (Abbildung B.6, S. 85) sowie die daraus berechneten Faktoren L (Abbildung B.9, S. 86) und S (Abbildung B.10, S. 87) betrachtet werden.

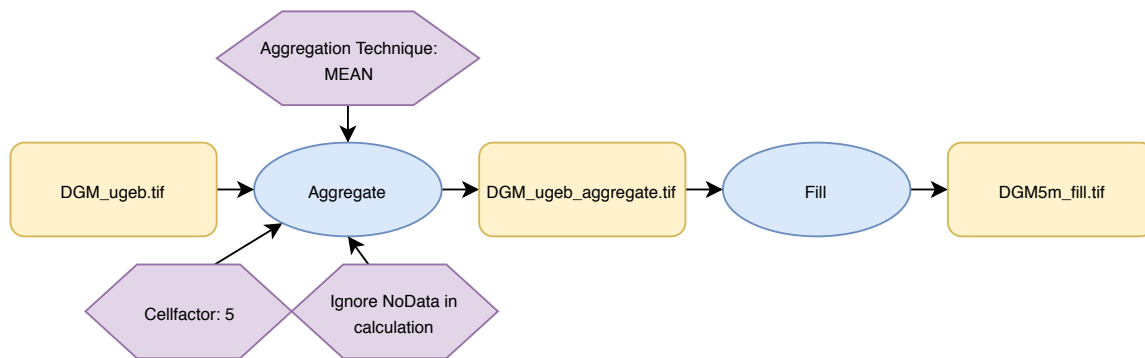


Abbildung 11: Workflow - Bearbeitung des DGM

4.2.4 C-Faktor, P-Faktor und Ackerflächen

Zur Identifizierung der Ackerflächen im Untersuchungsgebiet steht die hochauflösende Color-Infrarot (CIR)-Klassifikation des BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN aus dem Jahr 2006 zur Verfügung. Diese verfügt über mehrere Vektordateien, darunter eine Klassifikation aller Flächen nach ihrer tatsächlichen Nutzung, zu sehen im Anhang in Abbildung B.7 (S. 85). Über *Select by Attribute* (Auswahlverfahren: *NutzAGG = '4100Acker'*) können die Polygone, auf denen im Untersuchungsgebiet Ackerbau betrieben wird, ausgewählt werden. Durch *Export Data* werden diese Flächen in eine separate Vektordatei gespeichert (*CIR_Acker.shp*). Diese wird mittels *Feature to Raster* (*Field: FID, Output Cell Size: 5*) in das Schlagraster mit der Auflösung 5 x 5 m umgewandelt. Die Abbildung B.8 (S. 86) im Anhang zeigt die Lage der Ackerschläge im Untersuchungsgebiet.

Der C-Faktor besteht pro Versuchsszenario aus einem spezifischen Einzelwert für alle Ackerflächen im Untersuchungsgebiet. Der Attributtabelle der zuvor exportierten Ackerflächen (*CIR_Acker.shp*) wird mithilfe von *Add Field* für jedes Versuchsszenario eine Spalte hinzugefügt. Über den *Field Calculator* kann allen Einträgen in der Tabelle derselbe Wert zugewiesen werden. Anschließend wird dieser Datensatz ebenfalls durch *Feature to Raster* (*Field: C_Faktor, Output Cell Size: 5*) in das benötigte Format transformiert.

Der P-Faktor wird in *AVErosion* automatisch aus dem DGM nach den Formeln 3.14 und 3.15 (S. 31) berechnet. Deshalb ist hierfür keine weitere Vorprozessierung notwendig. Der P-Faktor wird als Zwischenergebnis in Abbildung B.11 (S. 87) gezeigt.

4.2.5 AVErosion

Die Extension *AVErosion* kann nur eine korrekte Berechnung der Bodenerosion durchführen, wenn alle Eingaberaster eine einheitliche Zellgröße und Ausdehnung besitzen, d.h. die Ränder dieselben Koordinaten besitzen (SCHÄUBLE 2005). Bisher wurde die Zellgröße aller Eingaberaster auf 5 x 5 m standardisiert, jedoch sind die Ränder der Zellen noch nicht deckungsgleich. Daher sind die in Abbildung 12 graphisch dargestellten Prozesse nötig.

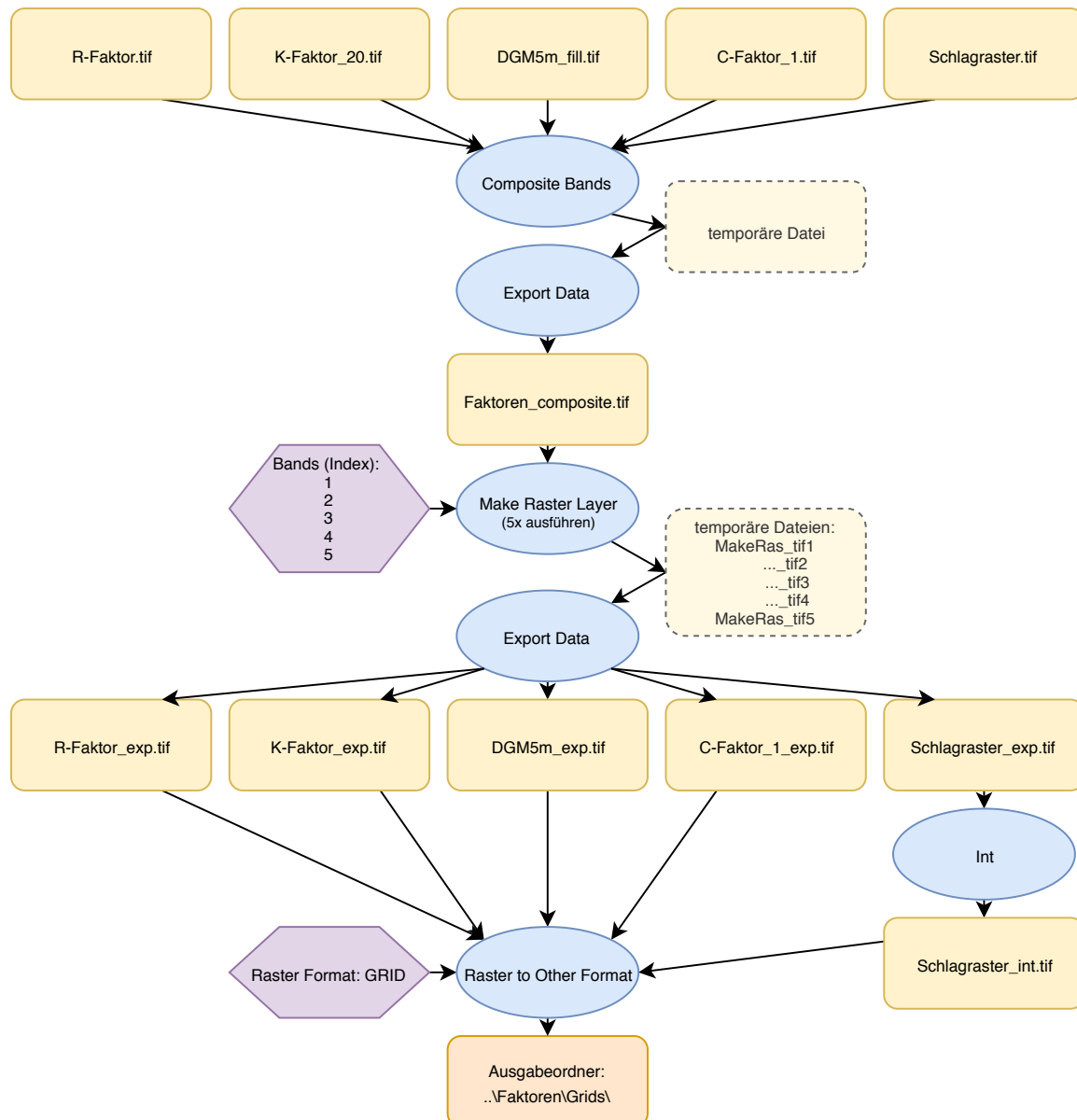


Abbildung 12: Workflow - Vereinheitlichung der Eingaberaster

Über *Image Analysis* wird die Funktion *Composite Bands* eingesetzt, durch die aus den fünf Eingabedateien über *Export Data* eine Rasterdatei mit fünf Bändern erzeugt werden kann. Die Funktion *Composite Bands* vereinheitlicht dabei die Ausdehnung und Lage der

Zellen. Mithilfe des Tools *Make Raster Layer* werden die Bänder separiert und erneut über *Export Data* in fünf Rasterdateien gespeichert. Vor der Umwandlung in das *ESRI*-Format GRID müssen die Werte des Schlagrasters vom Datentyp *Float* zu *Integer* umgewandelt werden, sonst kommt es zu Problemen bei der weiteren Verarbeitung in *AVErosion*. Nach der Transformation werden die GRID-Raster unter gleichem Dateinamen in einen Ausgabeordner gespeichert. Dabei muss darauf geachtet werden, dass sich im Dateipfad keine Leerzeichen befinden.

In *ArcView 3.2* müssen zunächst *AVErosion*, nach den Anweisungen von SCHÄUBLE (2005), sowie weitere notwendige Erweiterungen installiert und aktiviert werden. Über das Symbol *TLL Bodenerosion* startet die eigentliche Modellierung und im Eingabefenster (Abbildung 13) können die Toolfunktionen und die Datensätze ausgewählt werden. Für diese Arbeit wird ausschließlich die Funktion 'Bruttoerosion' unter Anwendung der 'MUSLE87 statt USLE' eingesetzt. Wird die Option 'Zwischenschritte' aktiviert, werden zusätzlich einige Rasterdateien ausgegeben, die als Zwischenergebnisse zur Berechnung des Bodenabtrags temporär erstellt wurden. Darunter auch die Raster für die intern berechneten Faktoren L, S und P (Abbildung B.9, Abbildung B.10, Abbildung B.11; S. 86 f.).

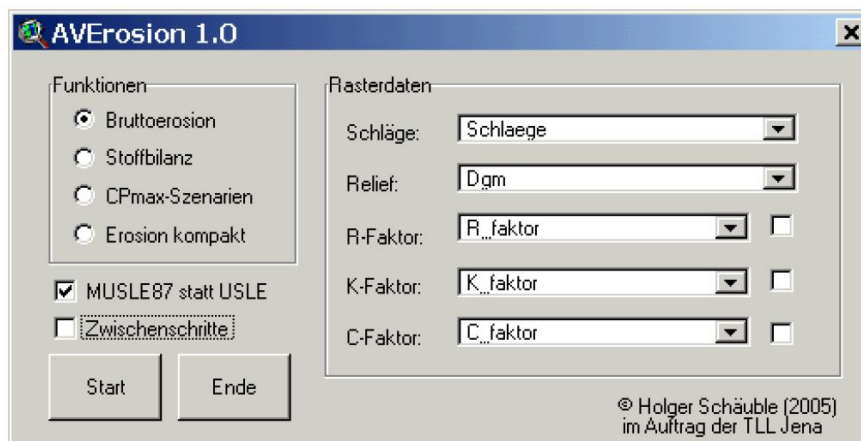


Abbildung 13: Tool *AVErosion* (SCHÄUBLE 2005)

4.3 Szenarien

Zur Erstellung dieser Arbeit liegen keine Daten über den tatsächlichen Anbau auf den Acker-schlägen im Untersuchungsgebiet vor. Um den Einfluss der Bedeckung und der Bearbeitung auf den langjährigen mittleren Bodenabtrag abschätzen zu können, werden insgesamt zehn Szenarien mit unterschiedlichen C-Faktoren simuliert. Außerdem werden auf Basis der Nie-

derschlagswerte (1988 - 2017) zwei Niederschlagsszenarien mit prozentualer Veränderung erzeugt. Daraus werden anschließend zwei Erosionsszenarien berechnet, die die Sensitivität des Modells gegenüber Veränderungen des R-Faktors zeigen sollen.

4.3.1 C-Faktoren

Für das Untersuchungsgebiet werden anhand der Angaben von SCHWERTMANN ET AL. (1987) übliche Fruchtfolgen ausgewählt (Tabelle 7, S. 27), die dabei ein möglichst großes Spektrum an C-Faktoren abbilden. In Tabelle 13 sind die zehn Szenarien mit ansteigendem C-Faktor durchnummeriert und einer oder mehreren möglichen Fruchtfolgen zugeordnet.

Tabelle 13: C-Faktor - Szenarien in der Übersicht

Szenario	C-Faktor	Fruchtfolge	Best Case/ Worst Case
1	0,01	Ackerfutter-Getreidefruchtfolgen mit mehrjährigen Futterpflanzenanteil 50 %	BC
2	0,03	Ackerfutter-Getreidefruchtfolgen mit mehrjährigen Futterpflanzenanteil 33 %	WC
3	0,04	Getreidefruchtfolgen: 100 %	BC
4	0,06	Raps-Getreidefruchtfolgen: Rapsanteil 25-33 % Wintergesteanteil >30 %	BC
5	0,08	Mais-Getreidefruchtfolgen in Mulchsaat: Maisanteil 33-50 %	BC
6	0,10	Raps-Getreidefruchtfolgen: Rapsanteil 25-33 % Wintergersteanteil <30 % / >30 % oder Getreidefruchtfolgen: 100 %	WC WC
7	0,18	Mais-Getreidefruchtfolgen bei konventionellem Anbau: Maisanteil 33 %	WC
8	0,28	Mais-Getreidefruchtfolgen bei konventionellen Anbau: Maisanteil 50 %	WC
9	0,38	Mais-Getreidefruchtfolgen bei konventionellen Anbau: Maisanteil 66 %	BC
10	0,40	Mais-Getreidefruchtfolgen bei konventionellen Anbau: Maisanteil 66 %	WC

4.3.2 R-Faktoren

Zusätzlich zur Variation des C-Faktors werden zwei Szenarien (Szenario 11 & 12) mit einer Variation des R-Faktors berechnet (Tabelle 14). Dabei werden die Raster der Faktoren L, S, K und P mit den bereits erläuterten Methoden (Kapitel 4.2.1-4.2.4) erzeugt. Als C-Faktor wird der Wert 0,10 aus dem Szenario 6 ausgewählt und als Raster erstellt.

Als Grundlage zur Berechnung der modifizierten R-Faktoren dienen erneut die Monatsniederschlagssummen der Sommermonate (Mai - Okt.) von 1988 - 2017 des DWD (2018). Um die Auswirkungen einer starken Veränderung des Niederschlags auf die Abtragswerte beobachten zu können, werden zwei veränderte Niederschlagsraster, nach der Methodik in Kapitel 4.2.1, generiert.

Tabelle 14: R-Faktor - Szenarien in der Übersicht

Szenario	R-Faktor	C-Faktor
11	Niederschlag - 20 %	0,10
12	Niederschlag + 20 %	0,10

4.4 Analysetechniken

Die Modellierungsergebnisse werden von *ArcView* als GRID-Raster gespeichert und anschließend in *ArcMap* weiterverarbeitet. Zunächst wird das Tool *Raster to Other Format* eingesetzt, um die Dateien in das TIFF-Format umzuwandeln. So können die Farbgebung angepasst und die Kartendarstellungen der Ergebnisse erstellt werden.

4.4.1 Räumliche Analyse

Zusätzlich zu den Kartendarstellungen sollen die Modellierungsergebnisse weiterverarbeitet werden, um sie vertieft analysieren zu können. Dazu werden im Folgenden die Arbeitsschritte, die in *ArcMap* durchgeführt werden, dargestellt.

Differenzkarten

Differenzkarten werden erzeugt, indem man die Raster zweier Modellierungsergebnisse voneinander subtrahiert. Dazu bietet die *Image Analysis* die Funktion *Difference*, in der zwei

Rasterdateien ausgewählt werden können. Die Reihenfolge der Dateien im Fenster bestimmt welche Datei als Minuend und welche als Subtrahend eingesetzt wird. Über *Export Data* werden aus den temporären Dateien die Differenzraster erstellt und diesen eine einheitliche Farbskala, die positive und negative Werte abgrenzt, zugewiesen.

Reliefanalyse

Die Sensitivität des Modells soll unter anderem auf einige Geländeeigenschaften, wie die Hangneigung (*Slope*), die Krümmung (*Curvature*) und die Hanglänge, getestet werden. Dazu werden die Oberflächentools *Slope* und *Curvature* auf das DGM angewandt. Die Hanglänge kann aus dem Raster des L-Faktors entnommen werden, das *AVErosion* als Zwischenergebnis erzeugt. Über den *Raster Calculator* wird außerdem das Produkt aus Hangneigung (*Slope*) und der Hanglänge als L-Faktor berechnet.

Wertextraktion aus Raster

Der Prozess der Extraktion der Rasterwerte ist in Abbildung 14 dargestellt. Zur statistischen Analyse werden auf den mehr als 634 000 Zellen der Erosionsmodellierung über *Create Random Points* 3 000 Punkte zufällig verteilt. *Multi Values to Points* extrahiert für jeden Zufallspunkt die Werte der *Input Raster* und überträgt sie in eine separate Spalte der Attribut-tabelle. Diese wird über *Export Data* in ein Textformat (.txt) umgewandelt und kann so in *Excel* geöffnet werden.

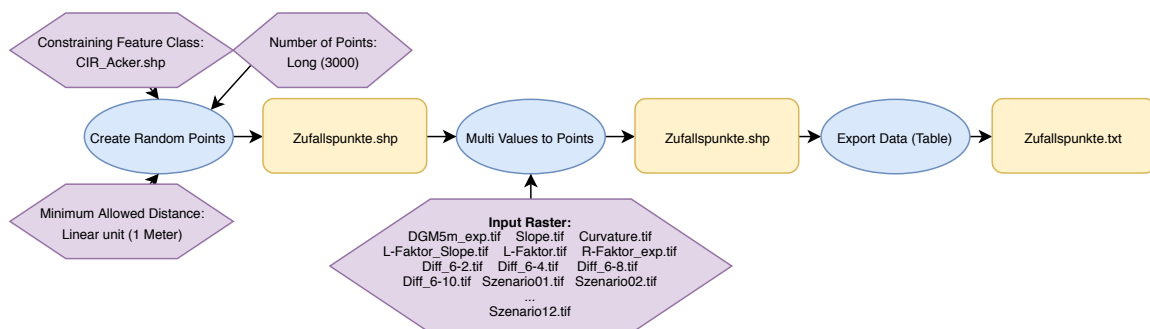


Abbildung 14: Workflow - Wertextraktion aus Rasterdateien

4.4.2 Statistische Berechnungen

Die Ergebnisse können durch verschiedene statistische Werte charakterisiert werden. Grundlage bildet der arithmetische Mittelwert \bar{x} (BAHRENBERG ET AL. 2017):

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad \text{mit } n = \text{Anzahl der Elemente.} \quad (4.1)$$

Die Standardabweichung s gibt die mittlere Abweichung der Werte vom arithmetischen Mittelwert an. Sie wird als Wurzel der Varianz s^2 folgendermaßen berechnet (BAHRENBERG ET AL. 2017):

$$s = \sqrt{s^2} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}. \quad (4.2)$$

Durch die Korrelationsanalyse soll die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen gemessen werden. In dieser Arbeit wird dazu der Produktmoment-Korrelationskoeffizient r_{xy} nach PEARSON (1896) verwendet. Nimmt r_{xy} einen positiven Wert an, steigt der Wert der Variablen y an, wenn x größer wird. Zeigt r_{xy} hingegen einen negativen Wert, so sinkt y , wenn x sich vergrößert. Der Produktmoment-Korrelationskoeffizient wird wie folgt berechnet (ZIMMERMANN-JANSCHITZ 2014):

$$r_{xy} = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i}{\sqrt{\left(n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2 \right) \left(n \sum_{i=1}^n y_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)^2 \right)}} \quad \text{mit } r_{xy} = [-1, \dots, 1]. \quad (4.3)$$

Durch eine Signifikanzüberprüfung wird, ausgehend von einer Stichprobe, sichergestellt, dass der Zusammenhang zwischen zwei Zufallsvariablen X und Y auch in der Grundgesamtheit besteht. Dabei wird unter anderem vorausgesetzt, dass beide Variablen einer binormalverteilten Grundgesamtheit angehören (BAHRENBERG ET AL. 2017; NIPPER & DE LANGE 2018). Beim Signifikanztest des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten einer Stichprobe ist die Nullhypothese $H_0 : \rho = 0$ und die Alternativhypothese $H_A : \rho \neq 0$. Unter der Annahme, dass H_0 gilt, ist die Testgröße $t = \frac{r \cdot \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$ t -verteilt mit $(n-2)$ Freiheitsgraden. Die Nullhypothese H_0 wird abgelehnt, wenn

$$\hat{t} = \frac{r \cdot \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}} > t_{n-2; \frac{\alpha}{2}}. \quad (4.4)$$

Dies bedeutet gleichzeitig, dass der Zusammenhang signifikant ist. Die kritische Größe $t_{n-2; \frac{\alpha}{2}}$ kann in den Tabellen der t -Verteilung anhand der Freiheitsgrade $(n - 2)$ und dem Signifikanzniveau (α) abgelesen werden (BAHRENBERG ET AL. 2017; NIPPER & DE LANGE 2018).

Das Bestimmtheitsmaß B kennzeichnet die Güte des linearen Zusammenhangs. B gibt den Anteil der Varianz von Y an, der durch die Regression von Y nach X erklärt werden kann. B kann aus Produktmoment-Korrelationskoeffizienten r_{xy} mit $B = r_{xy}^2$ berechnet werden. Ist $B = 1$ liegt ein streng deterministischer Zusammenhang vor (BAHRENBERG ET AL. 2017).

Durch die lineare Einfachregression wird die Form des Zusammenhang zwischen zwei Variablen festgestellt. Dabei ist es wichtig die unabhängige Variable X (Regressor) von der abhängigen Variablen Y (Regressand) zu unterscheiden. Zur Darstellung von Y in Abhängigkeit von X wird die Gleichung $Y = a + b \cdot X$ verwendet. Die Regressionskonstante a und der Regressionskoeffizient b werden durch die folgenden Formeln bestimmt (BAHRENBERG ET AL. 2017):

$$a = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i^2 \sum_{i=1}^n y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n x_i y_i}{n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}, \quad b = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i}{n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}. \quad (4.5)$$

Da die Regressionsanalyse meist auf Basis einer Stichprobe durchgeführt wird, muss die Signifikanz des Regressionskoeffizienten für die Grundgesamtheit überprüft werden. Dabei wird die Nullhypothese $H_0 : \beta = 0$ gegen die Alternativhypothese $H_A : \beta \neq 0$ getestet. Gilt die Nullhypothese H_0 , besteht keine Abhängigkeit der Zufallsvariablen Y von X . Die Testgröße \hat{t} ist t -verteilt mit $(n - 2)$ Freiheitsgraden und ergibt sich aus (BAHRENBERG ET AL. 2017):

$$\hat{t} = \frac{b_{yx}}{s_b} \quad \text{mit} \quad s_b = \frac{\sqrt{s_y^2 - b_{yx}^2 \cdot s_x^2}}{s_x \cdot \sqrt{n - 2}}, \quad (4.6)$$

wobei s_b den Standardfehler des Regressionskoeffizienten darstellt. Das weitere Vorgehen zur Testentscheidung entspricht dem des zuvor geschilderten Signifikanztests des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten. Wurde dieser bereits für dasselbe Variablenpaar durchgeführt, kann auf den Signifikanztest des Regressionskoeffizienten verzichtet werden (NIPPER & DE LANGE 2018).

5 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde ein Areal im bayerischen Regierungsbezirk Unterfranken westlich der Stadt Bad Neustadt an der Saale ausgewählt (Abbildung 15). Es gehört zum Landkreis Rhön-Grabfeld und ist Teil des Biosphärenreservats Rhön (LANDKREIS RHÖN-GRABFELD 2018). Neben Bad Neustadt a.d. Saale im Osten wird die Gemeinde Hohenroth im Süden mit ihren Ortsteilen Windshausen und Leutershausen eingeschlossen. Auf einer Gesamtfläche von 53,60 km² befinden sich 16,88 km² reine Ackerflächen, die mit *AVErosion* in Bezug auf ihren langjährigen mittleren Bodenabtrag untersucht werden (BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN 2013).

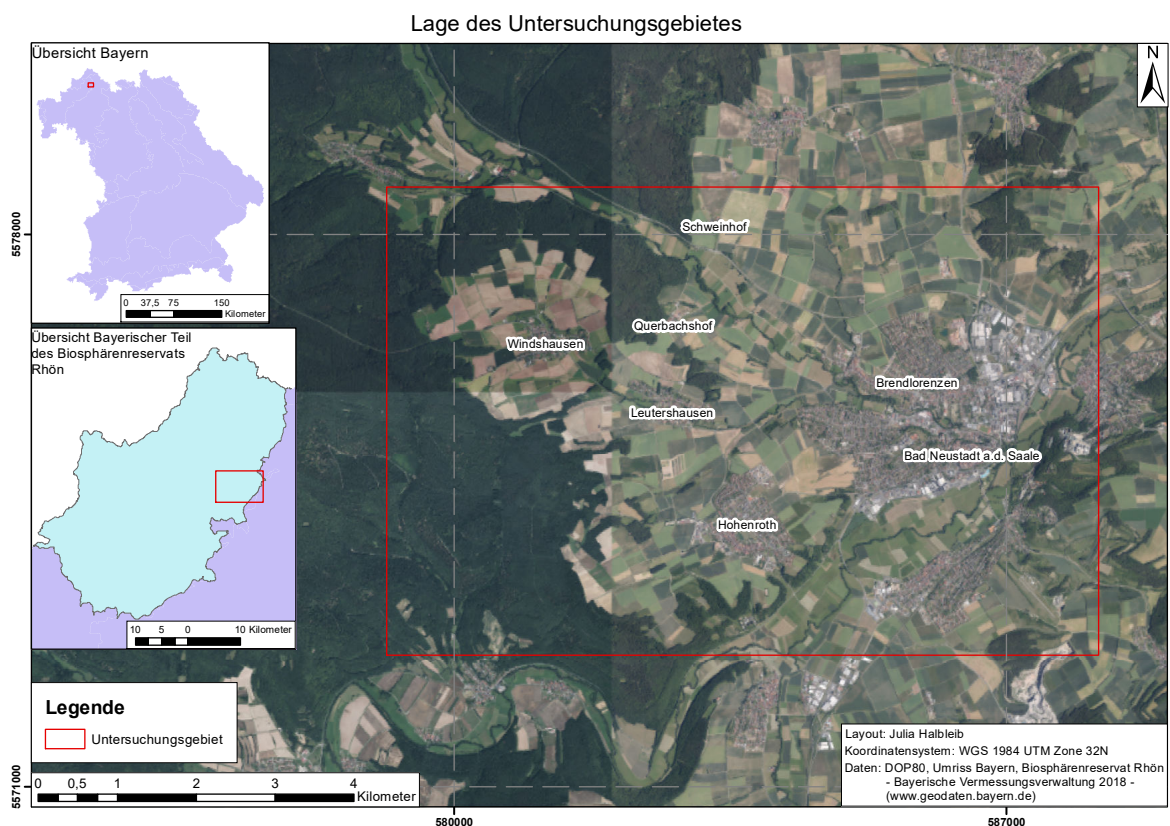


Abbildung 15: Lage des Untersuchungsgebietes im Luftbild

5.1 Topographie und Hydrographie

Das Areal befindet sich in den südöstlichen Ausläufern der Rhön und wird zu den Hochflächen der Südrhön gezählt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2018a). Die Fränkische Saale durchfließt das Untersuchungsgebiet auf einer Länge von ca. 8,75 km von Nordosten

nach Süden und ist das Hauptentwässerungssystem. Von Nordwesten herkommend mündet die Brend als Vorfluter im Stadtkern von Bad Neustadt a.d. Saale in die Fränkische Saale. Der Großteil der Ackerflächen entwässert in den Solzbach, einen Vorfluter der Brend, dessen Einzugsgebiet ca. 11,77 km² umfasst. Die Geländehöhe reicht von 413,6 m über NN oberhalb von Windshausen bis 221,5 m über NN im Saaletal (BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG 2018b; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2018b).

5.2 Geologie

Im Untersuchungsgebiet stehen hauptsächlich die Gesteine des Oberen Buntsandsteins (*so*) an. Sie setzen sich hier vor allem aus den Plattensandsteinen (*sou*) mit Grenzquarzit zusammen und werden durch die Chirotherienschiefern (δ) begrenzt. Der Plattensandstein tritt als feinkörniger Sandstein auf, während an einigen Stellen noch Reste der Unteren bis Oberen Röttonsteine als meist dunkelrote Tonsteine vorkommen. In Tiefenlagen hat sich außerdem quartärer Löß und Lößlehm (*, , Lo*) erhalten. Im Bereich der Fließgewässer treten quartäre Talfüllungen (*, , t*) und Flussablagerungen (*, , f*) auf. Westlich schließt sich der Mittlere Buntsandstein (*sm*) zunächst als Fels- und Solling-Sandstein (*smS*), in der Fortsetzung als Volpriehausen-Geröllsandstein bis zur Hardeggen-Wechselfolge (*smV-H*) an. Östlich der Fränkischen Saale endet der Obere Buntsandstein und es folgt Unterer (*mu*), Mittlerer (*mm*) und Oberer Muschelkalk (*mo*). Diese liegen jedoch nur am Rande des Untersuchungsgebietes (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2015; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2018b).

5.3 Boden

Der vorherrschende Bodentyp ist der Regosol, ein wenig entwickelter, geringmächtiger Boden, der einen humosen Oberboden besitzt und direkt in Lockergestein übergeht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2018). Es finden sich außerdem vereinzelt Braunerde-Regosole aus Lehm und Ton über den Sedimentgesteinen. Auf den Lößflächen haben sich stellenweise Braunerden und Parabraunerden entwickelt, während im Westen des Untersuchungsgebietes Braunerden auch über tonigem Sedimentgestein auftreten. In den Vernässungsbereichen sind Pseudogleye

und grundwasserbeeinflusste Böden über tonigem Sedimentgestein vorherrschend. Östlich der Fränkischen Saale finden sich außerdem Pararendzinen über Kalkstein (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2018b).

5.4 Klima

Auf der Makroskala befindet sich das Untersuchungsgebiet in der gemäßigten Klimazone und zeigt ein subatlantisches Klima mit (sub)kontinentalem Einfluss (BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN 2013). Die von AGRARMETEOROLOGIE BAYERN (2018) seit 1990 betriebene Station Hohenroth liegt zentral im Untersuchungsgebiet und zeigt eine Jahresmitteltemperatur von 8,9 °C bei einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssumme von 641 mm/a (1991-2017). In den Sommermonaten Mai bis Oktober fallen dabei in der Summe durchschnittlich 341 mm.

5.5 Landwirtschaftliche Nutzung im Biosphärenreservat Rhön

Die landwirtschaftliche Nutzung trägt im Biosphärenreservat Rhön entscheidend zur Gestaltung der Kulturlandschaft bei. Annähernd 55 % der Fläche des Biosphärenreservats werden für landwirtschaftliche Zwecke genutzt, weshalb schon 1995 die Erhaltung des Ertragspotenzials durch den Schutz der Ressource Boden als Ziel im Rahmenkonzept festgelegt wurde (BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN 1995). In den Landkreisen Bad Kissingen und Rhön-Grabfeld, die den bayerischen Teil des Biosphärenreservats umfassen, werden insgesamt ca. 90 000 ha agrarisch bewirtschaftet. Zu den flächenmäßig wichtigsten Feldfrüchten zählten 2017 der Winterweizen mit 22 % , der Winterraps mit 9 % und die Wintergerste mit 8 % der Ackerflächen (AMT FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN BAD NEUSTADT A.D. SAALE 2018).

6 Ergebnisse

Als Ergebnisse der Bodenerosionsmodellierung mittels *AVErosion* werden im Folgenden die Werte des langjährigen mittleren Bodenabtrags dargestellt sowie analysiert. Die Berechnung der Faktorenraaster ist Voraussetzung, um die Bodenerosion modellieren zu können und werden deshalb nicht im Ergebnisteil behandelt. Wie bereits in Bezug auf den C-Faktor erläutert, stellen die hier berechneten Abtragswerte nicht die tatsächlich auftretende Bodenerosion dar, sondern dienen zur Ermittlung des möglichen Wertebereichs unter Annahme bestimmter ackerbaulicher Bedingungen. Beispielhaft wird das Ergebnis des Szenario 6 (Abbildung 16) erläutert und anschließend die Resultate der einzelnen Szenarien miteinander verglichen.

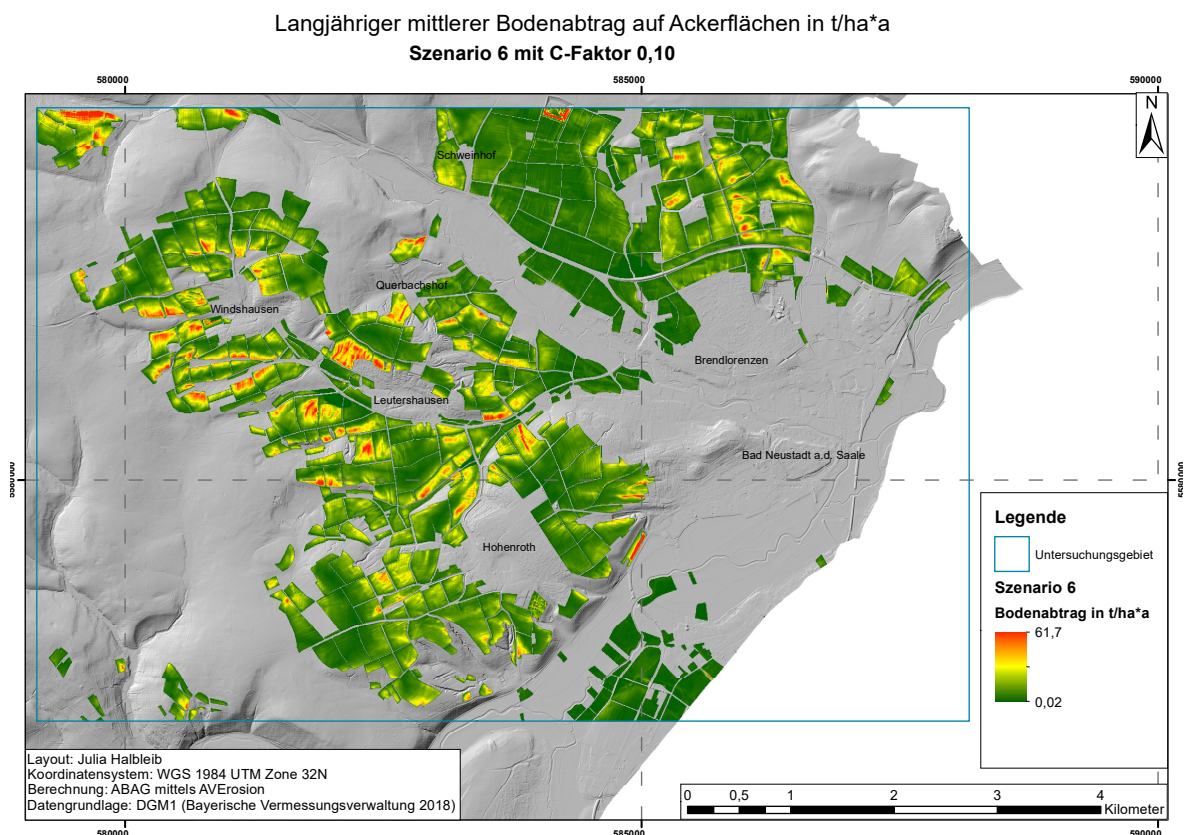


Abbildung 16: Ergebnis der Bodenerosionsmodellierung im Szenario 6 mit *AVErosion*

Das Ergebnis von Szenario 6 (Abbildung 16) zeigt den Bodenabtrag (in t/ha*a) auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet in einer räumlichen Auflösung von 5 x 5 m. Der Farbverlauf reicht von grün über gelb nach rot und stellt den maximalen Abtragswert von 61,7 t/ha*a in rot und den minimalen von 0,02 t/ha*a in grün dar. Die Streckung zur Einfärbung des Rasters wird mit Hilfe des *Percent Clip* unter Ausschluss der maximalen bzw. minimalen 0,5 % vorgenommen. Die Ortsnamen und die Schummerung des Reliefs im

Hintergrund dienen der besseren räumlichen Einordnung.

Die Bodenabtragswerte zeigen eine stark heterogene Verteilung auf den untersuchten Flächen. Größere Ansammlungen von Ackerschlägen mit niedrigen Abtragswerten finden sich östlich von Schweinhof und südöstlich der Gemeinde Hohenroth. In den Bereichen um die Ortschaften Leutershausen und Windshausen hingegen ist ein Teil der Schläge von hoher bis sehr hoher Bodenerosion betroffen. Die Flächen mit erhöhtem Bodenabtrag sind größtenteils irregulär geformt, jedoch sind stellenweise linienhafte Elemente erkennbar, wie z.B. östlich von Schweinhof. Meist sind statt scharfer Grenzen fließende Übergänge zwischen Arealen mit hohen und niedrigen Abtragswerten zu erkennen. Einige Schläge nordwestlich von Leutershausen zeigen auf nahezu gesamter Fläche sehr hohe Erosionswerte, während im restlichen Untersuchungsgebiet meist nur ein Teilbereich des Ackerschlags von erhöhter Bodenerosion betroffen ist.

6.1 Vergleich der C-Faktor-Szenarien

Um das Modellverhalten und den Einfluss der Bodenbedeckung und -bearbeitung auf die Bodenerosion abschätzen zu können, ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse der C-Faktor-Szenarien nötig. In Abbildung 17 und Abbildung 18 (S. 52 f.) werden die Abtragswerte in zehn Klassen eingestuft, um durch eine einheitliche Farbgebung eine Vergleichbarkeit der Karten zu ermöglichen. Die Einteilung der Klassen orientiert sich an Angaben von AUERSWALD & SCHMIDT (1986) und CHISHOLM (2008). Insgesamt reicht der Wertebereich von $0 \text{ t/ha}^* \text{a}$ (dunkelgrün) bis zum Maximalwert von $247 \text{ t/ha}^* \text{a}$ (rot). Dabei stellen $10 \text{ t/ha}^* \text{a}$ den Schwellenwert dar, ab dessen Überschreitung selbst auf sehr tiefgründigen Böden der Produktivitätsverlust als nicht mehr tragbar einzuschätzen ist (AUERSWALD & SCHMIDT 1986). Es wird vor allem im niedrigen Wertebereich eine sehr sensitive Einteilung vorgenommen, um die Toleranzgrenzen verschiedener Böden ausreichend unterscheiden zu können (SCHWERTMANN ET AL. 1987).

Die Szenarien 1 - 10 zeigen einen gleichmäßigen Anstieg der Bodenabtragswerte. Vergleicht man die Szenarien 1 - 6 (Abbildung 17, S. 52) miteinander, ist ersichtlich, dass bis zum Szenario 4 der Großteil der untersuchten Fläche Erosionsmengen von $< 10 \text{ t/ha}^* \text{a}$ aufweist. Im Falle des Szenarios 4 liegt der maximale Abtragswert bei $37 \text{ t/ha}^* \text{a}$. In den Szenarien 5 und 6 treten zunächst kleinere Flächen mit Werten zwischen $10 - 15 \text{ t/ha}^* \text{a}$ und $15 - 20 \text{ t/ha}^* \text{a}$ auf.

Auffällig sind dabei mehrere Schläge in der nordwestlichen Ecke des Untersuchungsgebietes sowie eine Einzelfläche nordöstlich von Schweinhof, bei welcher das Maximum von 61 t/ha*a erreicht wird.

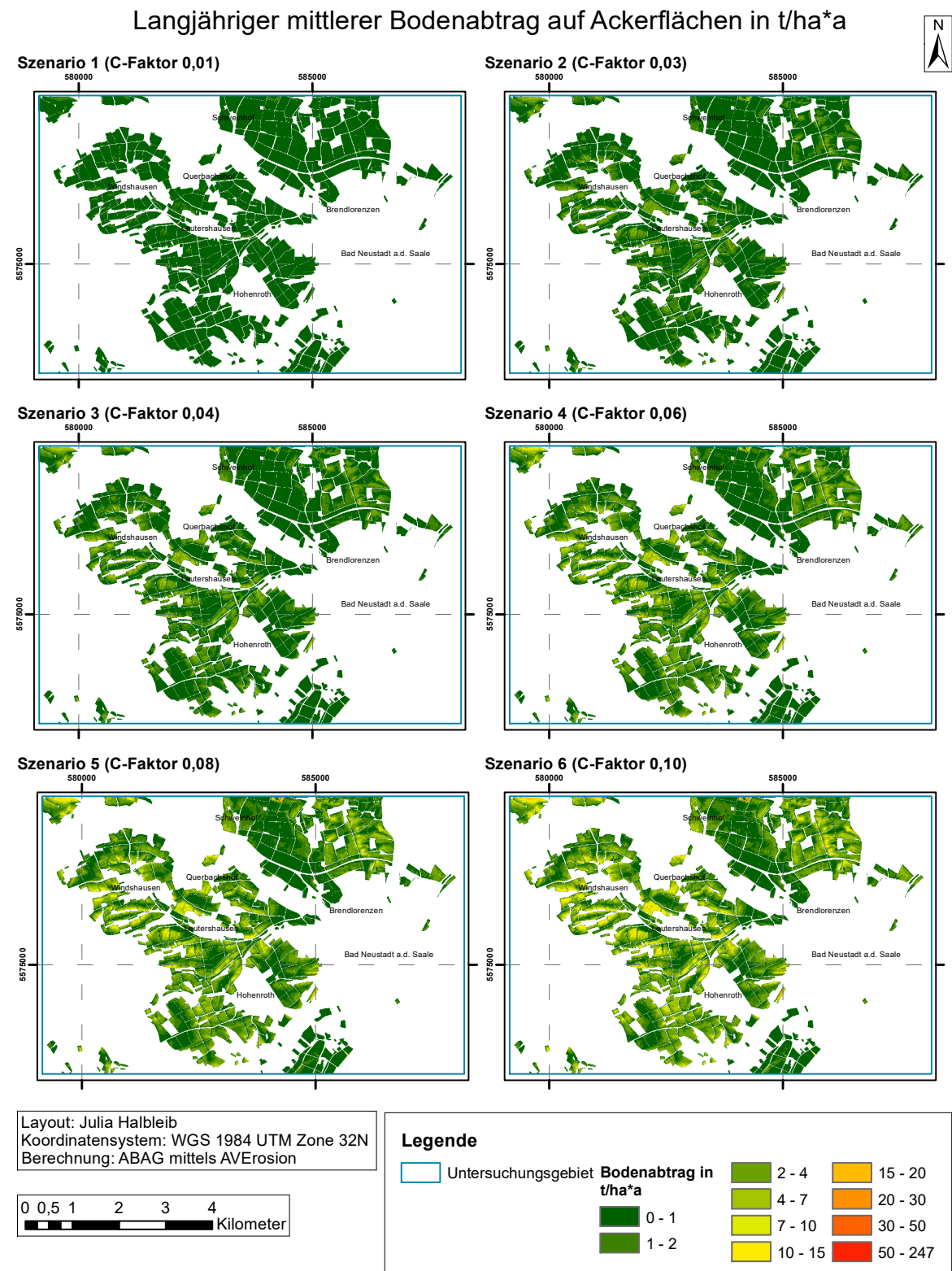


Abbildung 17: Vergleich der Szenarien 1 - 6

Abbildung 18 bietet den Vergleich der Szenarien 7 - 10. Hierbei zeigt sich, dass das räumliche Muster der jeweils höchsten Abtragswerte stets identisch ist und sich lediglich der Wertebereich verändert. Zwischen Szenario 7 und Szenario 10 steigt der Maximalwert von 111 t/ha*a auf 247 t/ha*a an. Während in Szenario 7 noch zusammenhängende Areale östlich von Schweinhof und südöstlich von Hohenroth Erosionsmengen < 10 t/ha*a aufweisen, zeigt das Szenario 10 auf der Mehrheit der Flächen hohe Abtragswerte von > 15 t/ha*a.

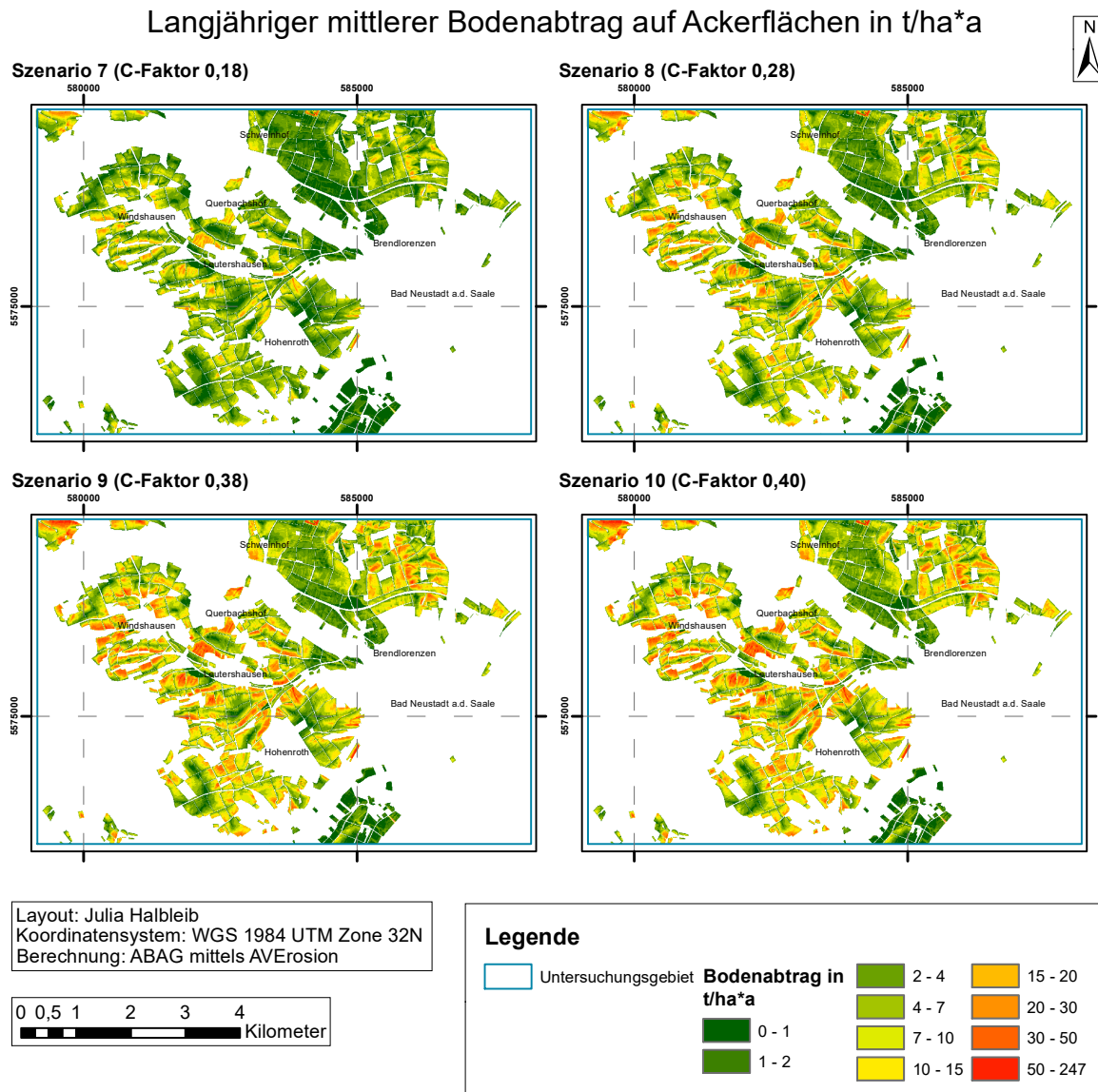


Abbildung 18: Vergleich der Szenarien 7 - 10

6.1.1 Zusammenhang zwischen den Szenarien

Die C-Faktor-Szenarien können neben der Kartendarstellung auch anhand ihrer Häufigkeitsverteilung verglichen werden. Die Abbildung 19 zeigt zu den Werten jedes C-Faktor-Szenarios den entsprechenden Box-Plot.

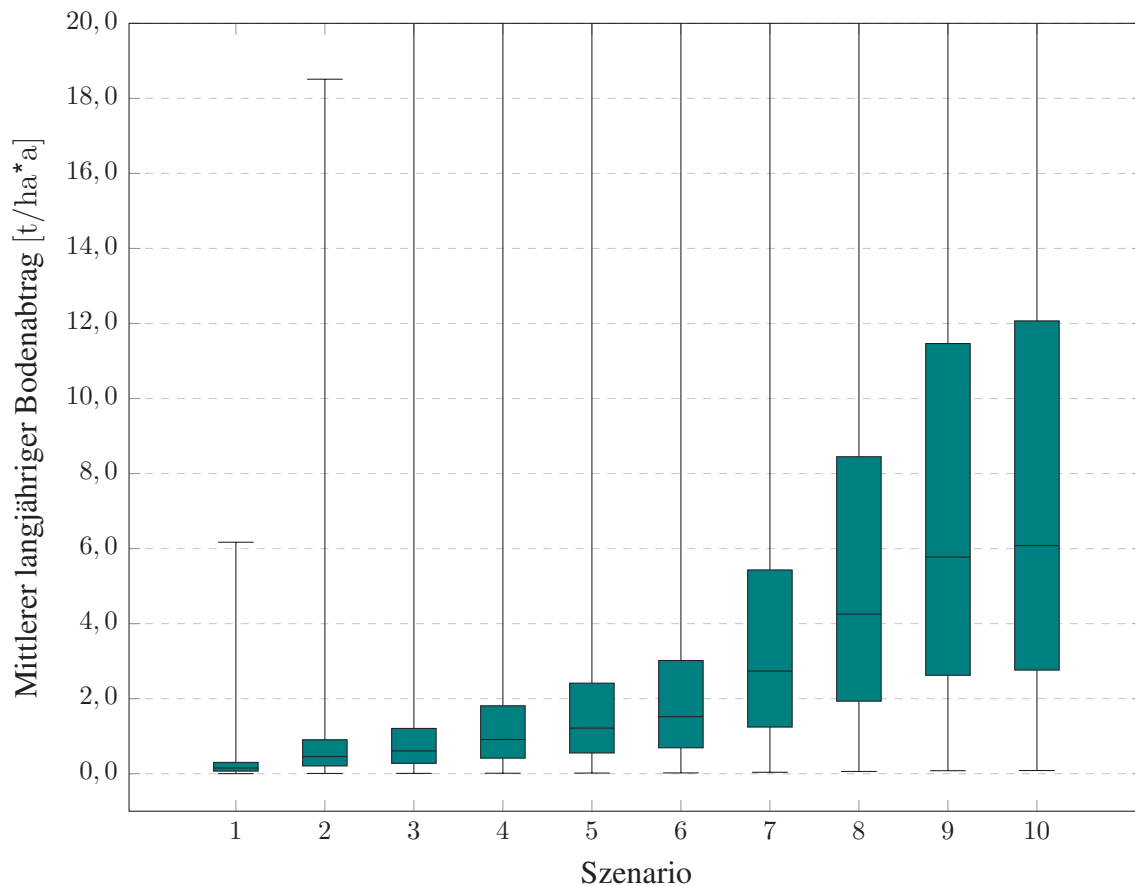


Abbildung 19: Boxplots der C-Faktor-Szenarien

Die *Whisker* enden jeweils am Minimal- bzw. Maximalwert, während die Box das zweite und dritte Quartil einschließt (25 % - 75 %). Der Median halbiert die Verteilung und markiert das 50-Prozent-Quantil (NIPPER & DE LANGE 2018). Die Szenarien 1 - 10 sind von links nach rechts angeordnet, weshalb auch der C-Faktor, der in der jeweiligen Berechnung verwendet wird, von links nach rechts zunimmt. Aus Gründen der graphischen Darstellung reicht die y-Achse nur bis 20 t/ha*a und kann dadurch nicht die Maximalwerte der Szenarien 3 - 10 abdecken. Diese sind zusammen mit weiteren statistischen Werten in Tabelle 15 (S. 55) zusammengefasst.

Das Maß der Streuung steigt von Szenario 1 zu 10 an, was sowohl an der Länge der *Whisker* und damit am Wertebereich zwischen Minimum und Maximum, als auch an der Größe des Interquartilsabstandes innerhalb der Box zu erkennen ist (Abbildung 19). Alle Szenarien zeigen

eine asymmetrische Verteilung um den Median. Zusätzlich ist der obere *Whisker* bei allen Szenarien deutlich länger als der untere, was eine weite Streuung der Werte im vierten Quartil verdeutlicht. Somit handelt es sich in allen Fällen um linkssteile, rechtsschiefe Verteilungen, deren Merkmalswerte am unteren Ende der Verteilung gehäuft auftreten (ZIMMERMANN-JANSCHITZ 2014). Bei allen C-Faktor-Szenarien liegt der langjährige mittlere Bodenabtrag auf einem Großteil der Flächen (75 %) unter 12 t/ha*a. Jedoch nimmt mit steigendem C-Faktor sowohl die Streuung der Werte als auch der langjährige mittlere Bodenabtrag zu.

Tabelle 15: Statistische Grundwerte der C-Faktor-Szenarien

Szenario	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
C-Faktor	0,01	0,03	0,04	0,06	0,08	0,10	0,18	0,28	0,38	0,40
arithm. Mittelwert	0,23	0,69	0,91	1,37	1,83	2,28	4,11	6,39	8,68	9,13
Standardabweichung	0,24	0,72	0,96	1,43	1,91	2,39	4,30	6,69	9,08	9,56
Minimum	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,04	0,06	0,08	0,09
Maximum	6,17	18,51	24,68	37,02	49,36	61,70	111,07	172,77	234,47	246,81

Der Tabelle 15 sind weitere statistische Werte der Modellierungsergebnisse zu entnehmen. Es ist zu erkennen, dass der Maximalwert mit Anstieg des C-Faktors stark zunimmt. Die Maximalwerte stellen jedoch nur einen sehr kleinen Teil der gesamten Werteverteilung dar, was Abbildung 19 (S. 54) verdeutlicht. Sowohl der arithmetische Mittelwert als auch die Standardabweichung reagieren empfindlich auf diese Ausreißer (NIPPER & DE LANGE 2018). Differenzkarten bieten die Möglichkeit die Veränderungen zwischen zwei Szenarien herauszustellen. Dabei werden neben den Wertabweichungen auch räumliche Muster sichtbar. Abbildung 20 (S. 56) zeigt vier Differenzkarten mit dem Szenario 6 als Basis. Durch die Subtraktion der Szenarien 2 & 4 ergeben sich jeweils positive Werte, während die höheren Abtragswerte der Szenarien 8 & 10 jeweils negative Ergebnisse erzeugen. Das räumliche Muster zeigt in den vier Differenzkarten keine Änderung, jedoch variiert die Höhe der Wertabweichung deutlich. Die geringste Differenz zu Szenario 6 zeigt dabei Szenario 4, während Szenario 10 den größten Werteabstand erreicht. Daher ist dort auch das räumliche Muster der Veränderungen am deutlichsten ausgeprägt.

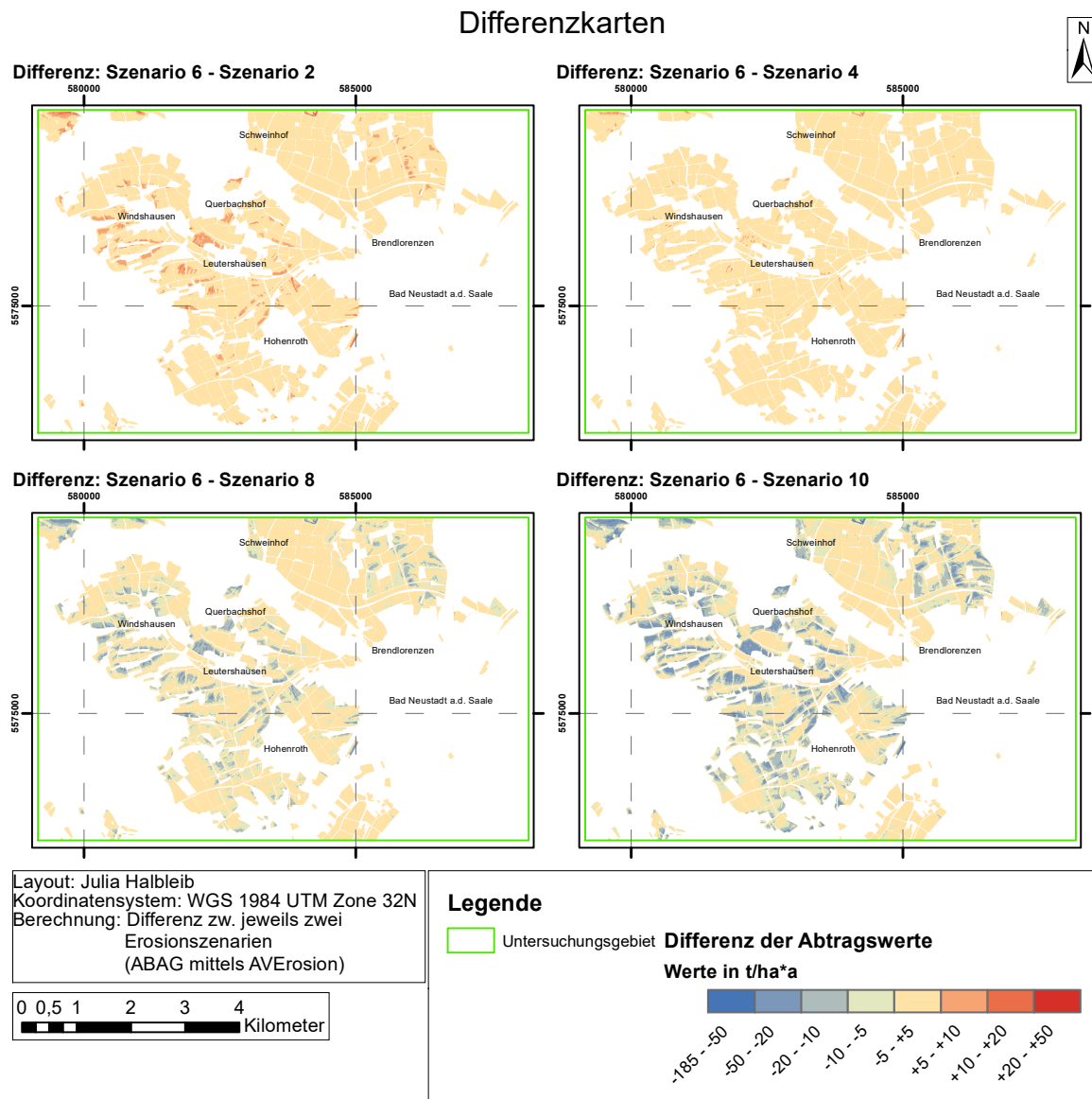


Abbildung 20: Differenzkarten zwischen verschiedenen Szenarien

Trägt man die Quartilswerte (25/50/75 %) entsprechend des C-Faktors ihres Szenarios in einem Diagramm auf, ergibt sich Abbildung 21 (S. 57). Die x-Achse entspricht dem Wertebereich der C-Faktoren. Dadurch wird der lineare Zusammenhang zwischen den C-Faktorwerten und dem mittleren längjährigen Bodenabtrag deutlich.

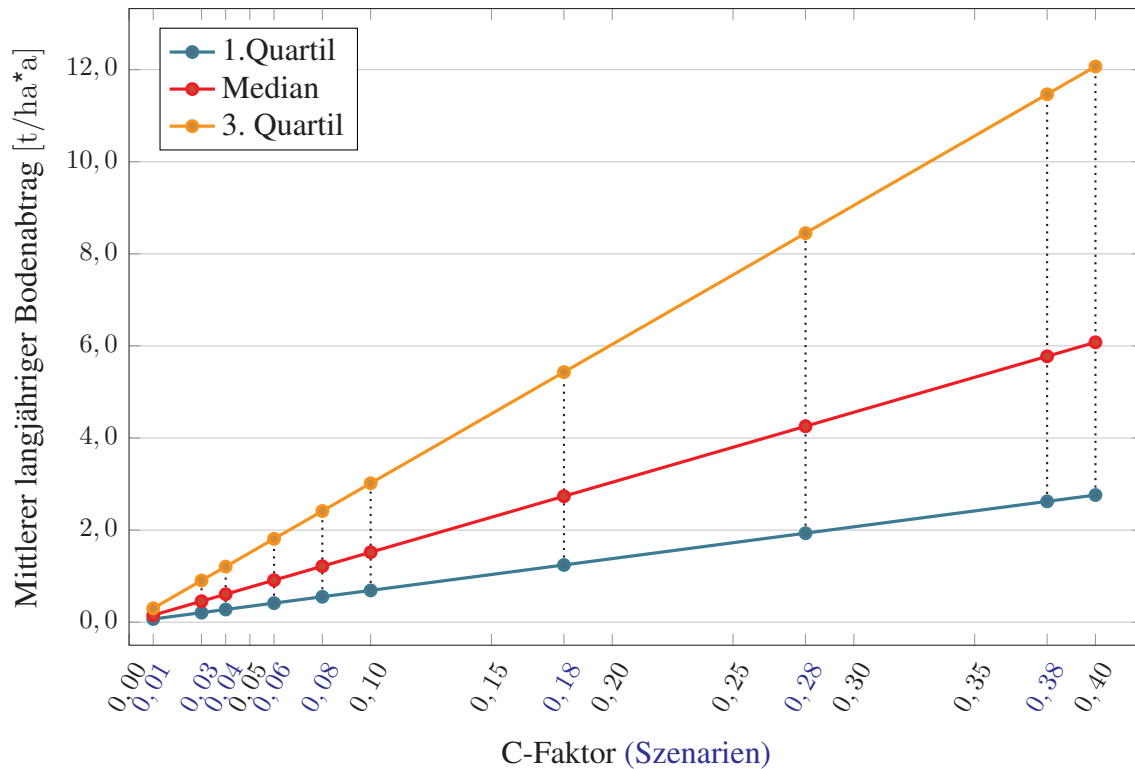


Abbildung 21: Entwicklung der Quartilswerte im Verhältnis zum C-Faktor

6.1.2 Einfluss ausgewählter Faktoren

Zur weiteren Analyse des Modells soll der Zusammenhang zwischen einigen Geländeeigenschaften und den Modellierungsergebnissen in einer Korrelationsmatrix ermittelt werden (NIPPER & DE LANGE 2018). Dazu wird in Abbildung 22 (S. 58) jeweils der Produktmoment-Korrelationskoeffizient nach PEARSON (1896) zwischen zwei Variablen berechnet und die Werte nach der Farbskala von blau über weiß bis rot eingefärbt. Die Rohdaten finden sich im Anhang (Tabelle C.1, S. 88).

Auffallend ist der streng lineare, positive Zusammenhang ($r = 1$) sowohl zwischen allen Szenarien als auch den Differenzen, welcher zu einer Rotfärbung großer Teile der Matrix führt. Zwischen den Höhenwerten des DGM und den Abtragswerten der Szenarien bzw. Differenzen besteht ein sehr leichter positiver Zusammenhang ($r = 0,15$). Der positive Zusammenhang zwischen der Hanglänge, der Hangneigung und den Szenarien ist dagegen größer. Hier liegt der Korrelationskoeffizient bei $r = 0,67$ bzw. $r = 0,69$. Der größte Zusammenhang ergibt sich, abgesehen von den Szenarien untereinander, zwischen dem Produkt aus L-Faktor und Hangneigung und den Szenarien bzw. Differenzen. Mit $r = 0,92$ zeigt der Korrelationskoeffizient hier einen hohen positiven Zusammenhang. Einzig zwischen der Krümmung des

Geländes (*Curvature*) und den Szenarien zeigt sich nahezu kein Zusammenhang bei einem Korrelationskoeffizient von $r = -0,09$. Im Fall der Krümmung ergab der Signifikanztest des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten bei $\alpha = 5\%$ keinen signifikanten Zusammenhang zu den anderen Variablen außer zur Hangneigung.

Die Korrelationen zwischen den anderen Variablenpaaren ergeben mit einer Sicherheitswahrscheinlichkeit von 95 % einen signifikanten Zusammenhang.

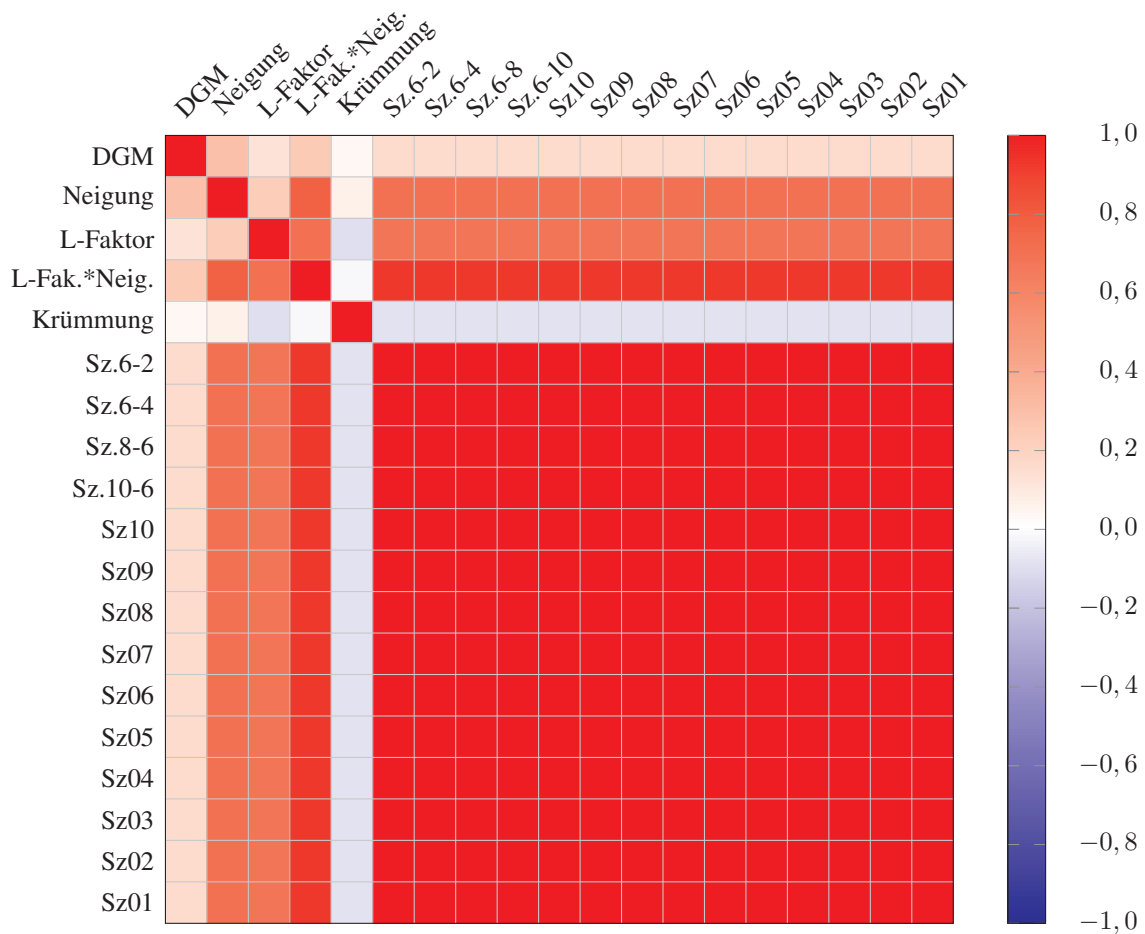


Abbildung 22: Korrelationsmatrix (Rohdaten und Prüfgrößen im Anhang in Tabelle C.1 (S. 88) & Tabelle C.2 (S. 89), alle Zusammenhänge zwischen den Variablenpaaren (ausgenommen Zusammenhang der Krümmung zu allen anderen Variablen außer der Hangneigung) sind signifikant bei $\alpha = 5\%$)

Zur genaueren Erfassung des Zusammenhangs werden für drei ausgewählte Variablenkombinationen zusätzlich Regressionsanalysen durchgeführt. Dadurch soll der lineare Zusammenhang zwischen unabhängigen Variablen, in diesem Fall verschiedene Geländeeigenschaften, und der abhängigen Variable, dem Bodenabtrag (Szenario 6), dargestellt werden. Die lineare Einfachregression wird in Abbildung 23 und Abbildung 24 (S. 59 f.) durch die Regressionsge-

raden in den Scatterplots graphisch dargestellt. Dabei ist die Gleichung der Regressionsgerade jeweils in der Legende angegeben.

Die Abbildung 23(a) zeigt, dass sich die Punktwolke der Hangneigung zu den Bodenabtragswerten des Szenario 6 zwar nahe des Ursprungs um die Regressionsgerade verdichtet, jedoch im höheren Wertebereich deutlich weiter streut. Das Bestimmtheitsmaß B bestätigt die moderate Anpassung, da lediglich 47,7 % der Gesamtvarianz des Bodenabtrags durch das Regressionmodell erklärt und damit auf die Hangneigung zurückgeführt werden können.

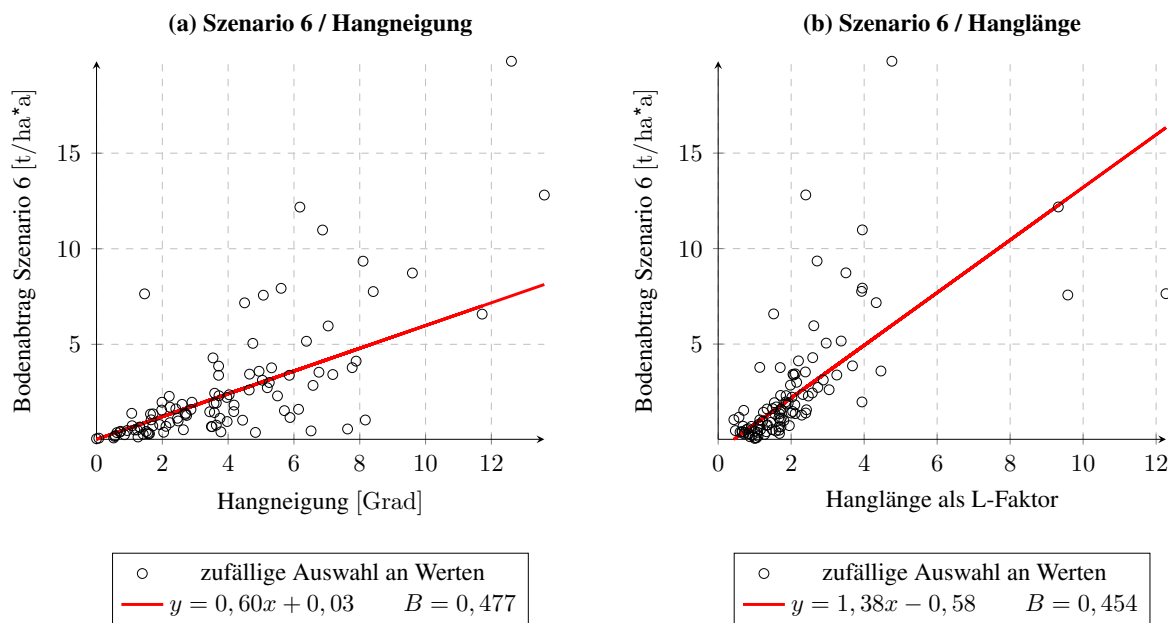


Abbildung 23: Vergleich der Zusammenhänge zwischen Szenario 6 und der Hangneigung (links) und Szenario 6 und der Hanglänge (rechts)

In Abbildung 23(b) ist die Verdichtung der Punktwolke im unteren Wertebereich noch stärker erkennbar. Eine große Streuung vom Ursprung des Scatterplots haben nur einige wenige Datenpunkte. Der Zusammenhang zwischen der Hanglänge als L-Faktor und den Abtragswerten des Szenarios 6 liegt ebenfalls im moderaten Bereich. So werden nur 45,4 % der Gesamtvarianz durch die Hanglänge erklärt.

Im Scatterplot des Szenarios 6 und dem Produkt aus Hanglänge und Hangneigung (Abbildung 24, S. 60) ist die Punktwolke deutlich um die Regressionsgerade verdichtet. Das Bestimmtheitsmaß zeigt, dass 83,9 % der Gesamtvarianz des Bodenabtrags durch das Regressionmodell erklärt werden können. Da $0,80 < B < 0,90$ kann hier von einer guten Anpassung des Regressionsmodells gesprochen werden (NIPPER & DE LANGE 2018).

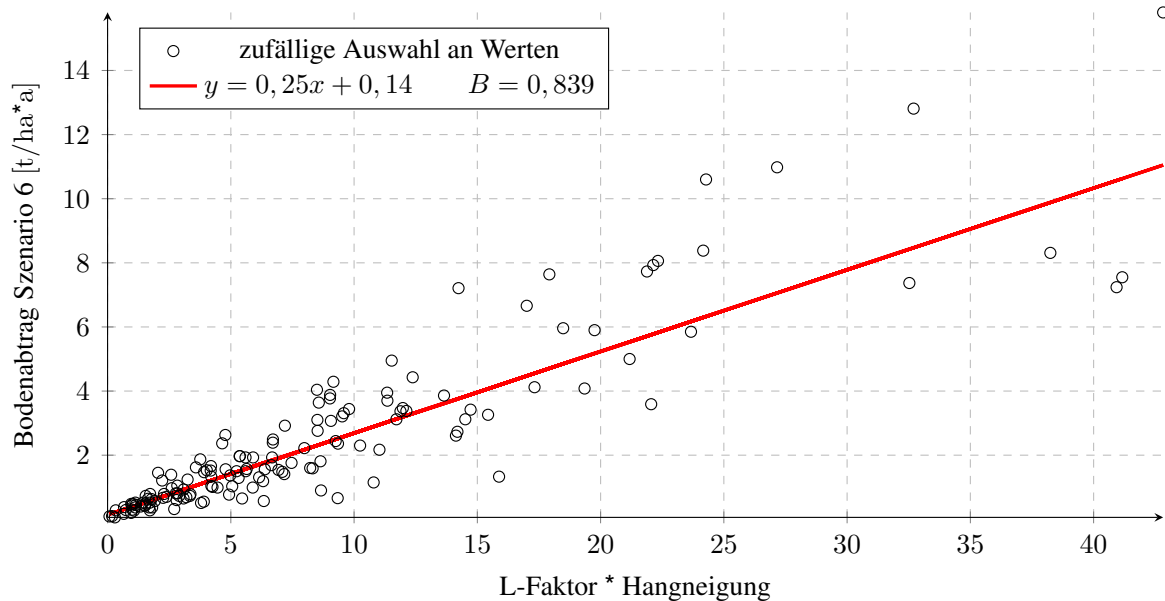


Abbildung 24: Zusammenhang zwischen Szenario 6 und dem Produkt aus L-Faktor und Hangneigung

6.2 Vergleich der R-Faktor-Szenarien

Nach dem gleichen Prinzip soll das Modellverhalten auf die Veränderung des R-Faktors getestet werden. Dazu werden in der Abbildung 25 (S. 61) die Ergebnisse der Szenarien 11 & 12 mit dem Szenario 6 verglichen. Der R-Faktor des Szenario 6 wird aus den real gemessenen Niederschlagswerten berechnet und bildet somit den Vergleichswert (100%). Die Farbgebung und die Klasseneinteilung entspricht der der C-Faktor-Szenarien aus Kapitel 6.1.

Die Szenarien 11 & 12 unterscheiden sich in der visuellen Betrachtung der Ergebnisse nur gering vom Szenario 6. In Szenario 11 liegt der Bodenabtrag größtenteils unter $7 \text{ t/ha}^* \text{a}$ und nur einzelne Schläge, wie unter anderem nordwestlich von Leutershausen, sind von Abtragsmengen bis $15 \text{ t/ha}^* \text{a}$ betroffen. Der maximale Bodenabtrag in Szenario 11 beträgt $49 \text{ t/ha}^* \text{a}$. Im Vergleich dazu zeigt Szenario 6 einen leicht höheren Maximalwert von $62 \text{ t/ha}^* \text{a}$. Die Szenarien 11 & 12 unterscheiden sich nicht anhand ihres räumlichen Musters, jedoch sind die Werte des Szenarios 12 leicht erhöht. Hier liegt die Mehrheit der analysierten Rasterflächen im Bereich $< 10 \text{ t/ha}^* \text{a}$, während Einzelflächen einen langjährigen Bodenabtrag von $15 - 20 \text{ t/ha}^* \text{a}$ aufweisen. Dabei sind dieselben Flächen, wie in Szenario 11, von erhöhten Werten betroffen. In Szenario 12 liegt der maximale Bodenabtrag bei $74 \text{ t/ha}^* \text{a}$.

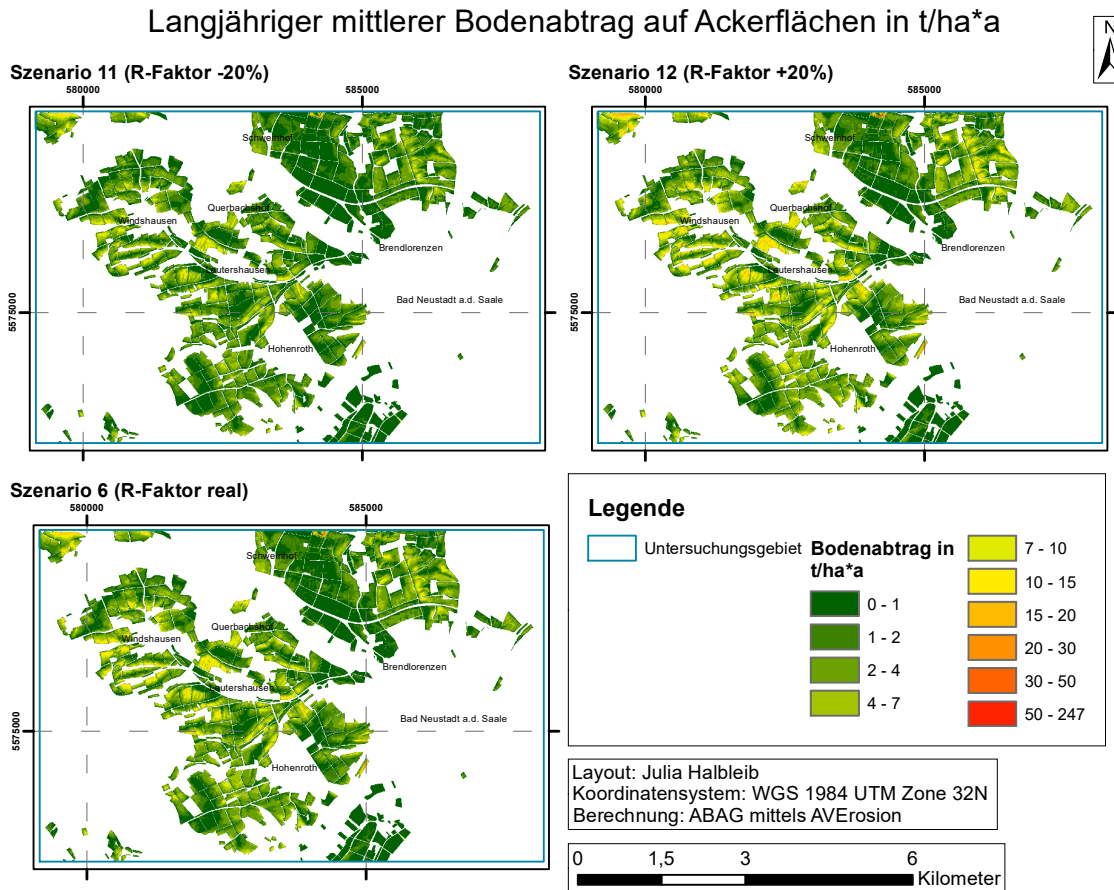


Abbildung 25: Vergleich der R-Faktor-Szenarien 11 & 12 mit Szenario 6

Zur Analyse der Häufigkeitsverteilung der Szenarien 11 & 12 zeigt Abbildung 26 (S. 62) den jeweiligen Boxplot und vergleicht diese mit dem des Szenarios 6. Entlang der x-Achse sind die Szenarien mit steigendem R-Faktor angeordnet. Die Erhöhung des R-Faktors bewirkt, ähnlich der Beobachtungen beim C-Faktor, eine Zunahme der Streuung, ausgedrückt in der Vergrößerung des Interquartilsabstandes. Die asymmetrische Verteilung ist auch hier linkssteil, rechtsschief ausgebildet, sodass sich der Großteil der Merkmalswerte am unteren Ende der Verteilung konzentriert (NIPPER & DE LANGE 2018). Trotz des Anstiegs der Maximalwerte von 49 t/ha*a (Szenario 11) auf 74 t/ha*a (Szenario 12) unterscheiden sich die Wertebereiche der Boxen in Abbildung 26 nur gering, um < 1 t/ha*a.

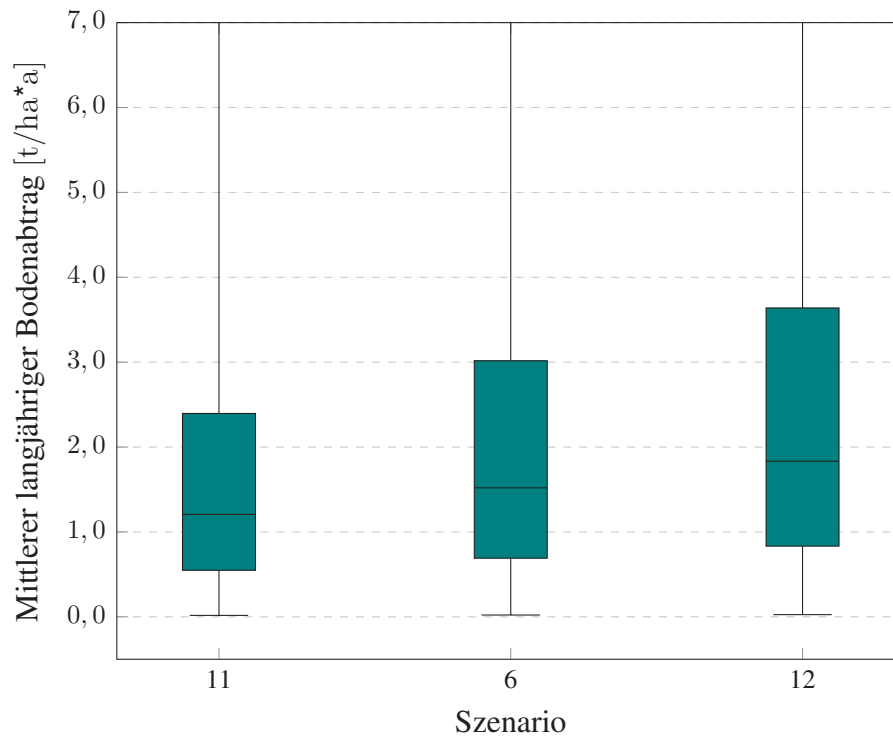


Abbildung 26: Boxplots der R-Faktor-Szenarien

Auch die Quartilswerte der R-Faktor-Szenarien werden in einem separaten Diagramm entsprechend ihres R-Faktors auf der x-Achse aufgetragen (Abbildung 27).

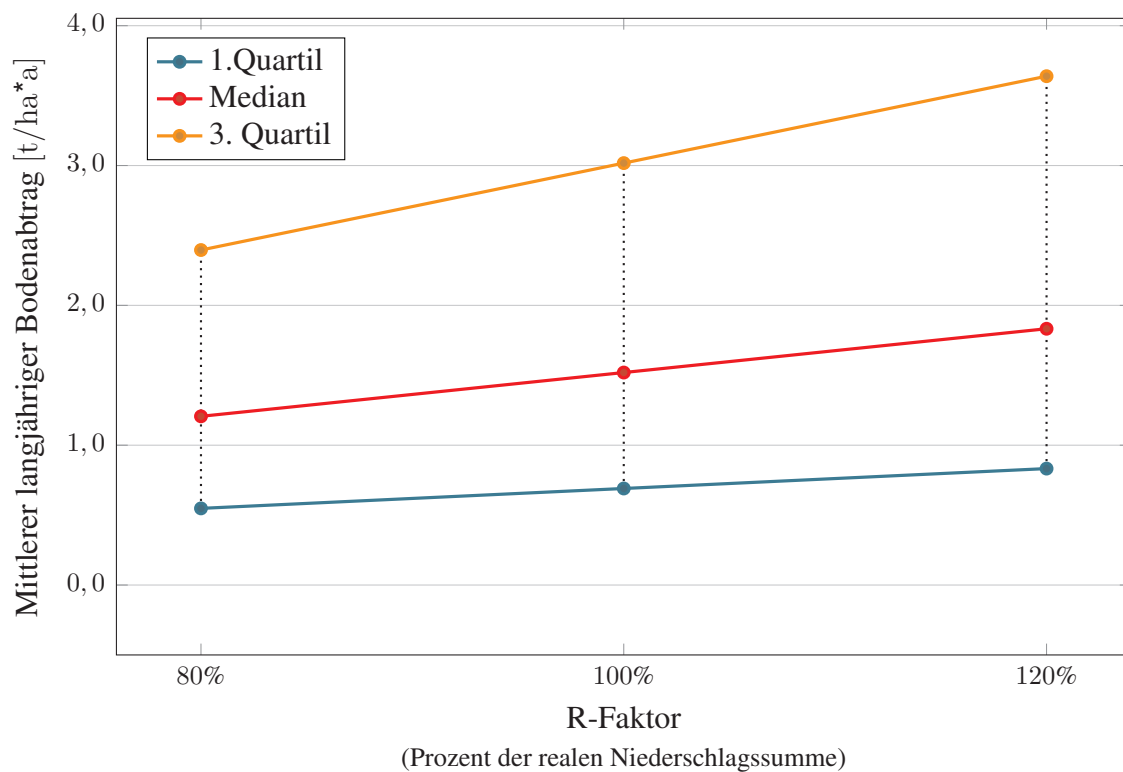


Abbildung 27: Entwicklung der Quartilswerte im Verhältnis zum R-Faktor

In Abbildung 27 wird sichtbar, dass auch mit steigendem R-Faktor die Bodenabträge erhöhen und damit ein linearer Zusammenhang besteht. Trotz der Änderung der Niederschlagssummen um 40 % fällt die Entwicklung der Erosionswerte vergleichsweise gering aus.

Zuletzt ist noch der Zusammenhang zwischen dem Modellierungsergebnis und dem R-Faktor zu analysieren. Daher werden das Szenario 6 und der R-Faktor aus real gemessenen Niederschlagswerten (100 %) ausgewählt, um zunächst den Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten nach Pearson zu berechnen. Dieser ergibt einen leicht positiven Zusammenhang mit $r = 0,22$ (NIPPER & DE LANGE 2018). Der Zusammenhang ist bei einer Sicherheitswahrscheinlichkeit von 95 % signifikant, da die Aussage $\hat{t} = 12,52 > t_{n-2; \frac{\alpha}{2}}$ zutrifft.

Die Form des Zusammenhangs lässt sich in der graphischen Darstellung der Regressionsanalyse in Abbildung 28 genauer differenzieren. Der R-Faktor fungiert hierbei als unabhängige und der Bodenabtrag als abhängige Variable. Es ist erkennbar, dass sich die Punktwolke nicht entlang der Regressionsgeraden konzentriert, sondern ungeordnet verteilt. Der Wertebereich des R-Faktors bewegt sich zwischen 45 und 54, während der Bodenabtrag einzelne Ausreißer aufweist. Das Bestimmtheitsmaß B ist mit 0,05 so gering, dass von keiner Anpassung des Bodenabtrags an den R-Faktor gesprochen werden kann.

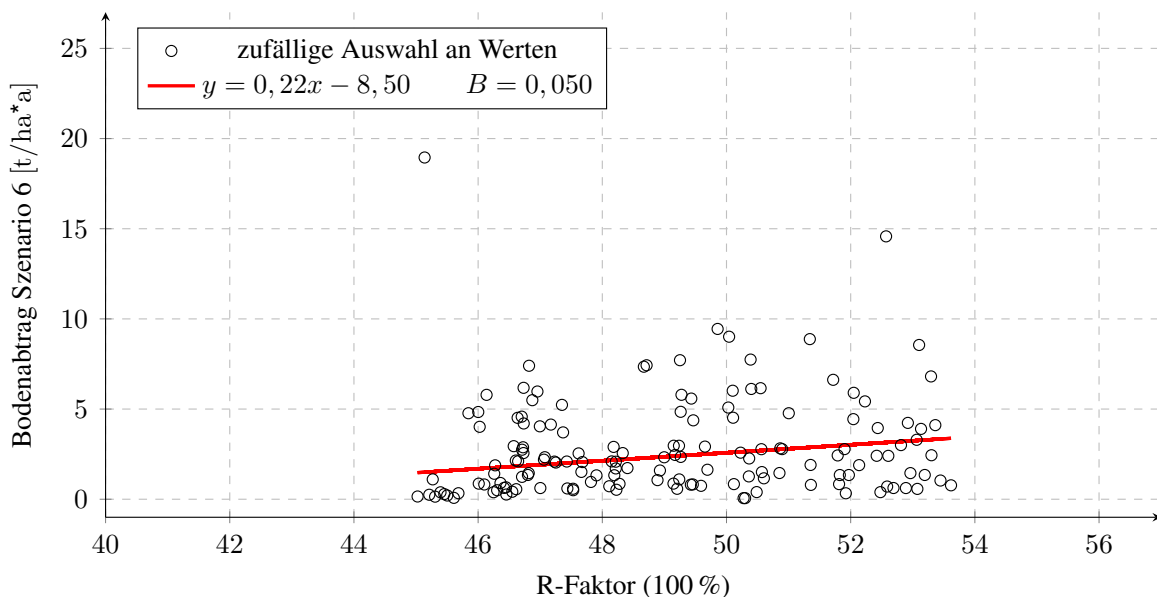


Abbildung 28: Scatterplot zwischen Szenario 6 und dem R-Faktor

7 Diskussion

In dieser Arbeit wurden bayernweit zur Verfügung stehende Datensätze genutzt, um eine hochauflösende Modellierung der langjährigen mittleren Bodenerosion auf landwirtschaftlichen Flächen unter verschiedenen Szenarien durchzuführen. Im folgenden Kapitel sollen einzelne Schritte des hier angewandten Verfahrens kritisch betrachtet werden. Außerdem werden die Ergebnisse der C- und R-Faktor-Szenarien separat interpretiert.

7.1 Modellauswahl

Die ABAG ist auf die Berechnung des langjährigen mittleren Bodenabtrags auf einzelnen landwirtschaftlich genutzten Ackerschlägen ausgerichtet. Daher ist die Anwendung und Interpretation der Ergebnisse ausschließlich in diesem Rahmen möglich. Für Einzelereignisse ist die Voraussagegenauigkeit vergleichsweise gering, da die spezifische Erosionsdisposition einer Fläche, wie z.B. der Bodenwassergehalt vor dem Regenereignis oder die Oberflächenrauigkeit, nur unzureichend in der ABAG berücksichtigt werden (SCHWERTMANN ET AL. 1987). Jedoch sind durch die separate Berechnung der Faktoren die Ergebnisse des Modells einfacher, als die eines komplexeren Modells, zu interpretieren. Es können leichter Zusammenhänge zwischen einzelnen Gelände- oder Bearbeitungseigenschaften und ihren Auswirkungen auf den modellierten Bodenabtrag hergestellt werden. In der Berechnung der Faktoren müssen außerdem kaum Schätzungen von Parametern vorgenommen werden, wodurch sich die Unsicherheit im Modell verringern lässt.

Statt eines komplexen, physikalisch basierten Modells wurde die ABAG nach SCHWERTMANN ET AL. (1987) zur Modellierung der Bodenerosion ausgewählt. Trotz der Komplexität der geomorphologischen Prozesse der Bodenerosion liefern einfache empirische Modelle oftmals vergleichbare Ergebnisse zu komplexen numerischen Modellen (BORK & SCHRÖDER 2014). BORK & SCHRÖDER (2014: 32) merken jedoch an, dass das realitätsnahe Abbilden von Bodenerosion durch die Modelle so lange angezweifelt werden kann, "[...] bis vollständige Modellüberprüfungen mit kohärenten Datensätzen räumlich differenziert [...] für unterschiedliche Landschaften vorgenommen wurden."

Auch wenn großangelegte Modellüberprüfungen für unterschiedliche Landschaftsräume bisher fehlen, wurden bereits einige Validierungen der ABAG vorgenommen. Die USLE, als

Basis der ABAG, wurde durch Messwerte aus 189 Parzellen mit 2 300 Parzellenjahren aus der Datenbasis von WISCHMEIER & SMITH überprüft. Die Abweichungen des Modells liegen laut WISCHMEIER & SMITH (1978) bei 84 % der Werte unter 2 t/a der realen Bodenabtragswerte. Die durchschnittliche Abweichung beträgt 12 % (HAIDER 1995).

AUERSWALD (1992) vergleicht die mit der ABAG errechneten Abtragswerte repräsentativer Einzugsgebiete in Bayern mit Messungen der Sedimentfracht im jeweiligen Vorfluter. Dabei wird neben der ABAG die *Sediment delivery ratio* (SDR) nach WISCHMEIER (1976) eingesetzt, die aus den Abtragswerten der Parzellen den Sedimenteintrag in das nächstgelegene Fließgewässer abschätzt. Durch die Kombination von ABAG und SDR konnten 66 % der Varianz der gemessenen Sedimentfracht in den 22 betrachteten Einzugsgebieten erklärt werden. Des Weiteren können Schadenskartierungen zur Validierung von Modellberechnungen herangezogen werden. So konnten Studien in der Schweiz durch langjährige Kartierungen und Messungen zeigen, dass die Ergebnisse der ABAG insgesamt gut zu den Validierungsdaten passen (LEDERMANN ET AL. 2010; GISLER ET AL. 2010; PRASUHN 2017).

Ein weiterer Vorteil der ABAG besteht in der Möglichkeit die abtragsmindernde oder abtragssteigernde Wirkung von veränderten Bedingungen testen und prognostizieren zu können (SCHWERTMANN ET AL. 1987). Wie bereits angedeutet ist die Übertragung des Modells ohne ausreichende Validierung und Anpassung auf Untersuchungsgebiete in anderen Landschaftsräumen problematisch. Durch Modifizierung der USLE passte SCHWERTMANN ET AL. (1987) die ABAG an bayerische Verhältnisse an. Trotz kleinräumiger Variabilität der Verhältnisse kann so von einer guten Modellanpassung an das Untersuchungsgebiet im Biosphärenreservat Rhön ausgegangen werden. Des Weiteren erfüllt die ABAG das vorab definierte Kriterium der Übertragbarkeit des Verfahrens auf größere Räume, da die benötigten Datensätze in ähnlicher Qualität bayernweit zur Verfügung stehen und daher ohne eigene Feldmessungen auskommt.

Ein Aspekt der ABAG wurde in dieser Arbeit bewusst vernachlässigt, da er bisher nicht quantifizierbar ist. SCHWERTMANN ET AL. (1987) erwähnen den Einfluss der Schneeschmelze auf den Bodenabtrag in bestimmten Regionen. Jedoch liegt dazu bisher keine Modifizierung der ABAG vor, sodass nur Schätzungen vorgenommen werden könnten. Da diese eine hohe Unsicherheit beinhalten, wurde der Einfluss von Schnee in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Eine langjährige Studie in Niedersachsen kommt jedoch zu dem Ergebnis, dass die Schneeschmelze und die Wintererosion von großer Bedeutung für den jährlichen Abtrag sind (BUG & MOSIMANN 2012).

AVErosion

Die Umsetzung der ABAG bzw. MUSLE87 in *AVErosion* wird durch die Abhängigkeit von der Software *ArcView* 3.2 erschwert. Die Einspeisung der Daten als GRID-Raster und die separate Vorprozessierung lassen dem Anwender viele Freiheiten, jedoch führt der Wechsel zwischen den Programmen, *ArcView* und *ArcMap*, oft zu Komplikationen.

Argumente für die Verwendung der MUSLE87 statt der USLE wurden in Kapitel 3.3 aufgeführt. Dass durch die Verwendung der MUSLE87 außerdem bessere Ergebnisse erzeugt werden können, zeigen Vergleiche von CHISHOLM (2008) in der Schweiz. Er geht gleichzeitig von einer Überschätzung der Bodenerosionsgefährdung durch *AVErosion* aus, wie Abgleiche mit Daten von FRIEDLI (2006) ergaben. Trotz der quantitativen Abweichungen ist die qualitative Identifizierung der von Bodenerosion betroffenen Flächen hervorzuheben.

7.2 Eingangsdaten

Maßgebend für die Qualität und Aussagekraft der Modellierung sind die Eingangsdaten zur Berechnung der Faktoren. Dabei stehen für diese Arbeit hochauflösende Datensätze zur Verfügung. Die räumliche Auflösung der Modellierung wird meist durch das DGM vorgegeben. Trotz der Verfügbarkeit eines Höhenmodells in einer 1 x 1 m-Auflösung muss die Genauigkeit auf 5 x 5 m reduziert werden, da sonst durch die Aufnahmemethode des DGMS hervorgerufene Streifen im Modellierungsergebnis auftreten. Eine noch gröbere Auflösung führe zu Informationsverlusten, da kleinräumige Geländeformen nicht erfasst würden.

Durch die Verwendung der Regressionsgleichung nach SCHWERTMANN ET AL. (1987) zur Ermittlung des R-Faktors und die Einschränkung auf die Sommerniederschläge kann die Unsicherheit im R-Faktor vergleichsweise gering gehalten werden. Aufgrund der Verfügbarkeit von Rasterdaten des DWD in 1 x 1 km-Auflösung ist auch die räumliche Variation des Niederschlags abgedeckt. Hervorzuheben ist, dass einzelne Starkregenereignisse nicht erfasst und daher im Modellierungsergebnis nicht widerspiegelt werden können. Ausschlaggebend dafür ist die Berechnung des R-Faktors aus Durchschnittswerten. Gemäß SCHWERTMANN ET AL. (1987) kann der R-Faktor jedoch auch direkt aus Messungen von Wetterstationen ermittelt werden und so auch die Einflüsse von Starkniederschlägen berücksichtigen.

Die Bodenschätzung ist als ein flächendeckend verfügbarer und kleinräumig aufgelöster Datensatz sehr gut zur Berechnung des K-Faktors geeignet. Zwar kann aus der Bodenschätzung

nur über die Bodenart der K-Faktor bestimmt werden, jedoch sind weitere Bodeneigenschaften bisher nicht flächendeckend erfasst. Diese könnten im Zuge von Bodenkartierungen und Laboranalysen, z.B. zur Bestimmung der Korngrößenverteilung und des Hummusgehalt, ermittelt werden. Auf Einzelflächen sind bei Verwendung der Bodenschätzung Fehlern $<10\%$ zu erwarten. Werden größere Gebiete untersucht gleichen sich die Fehler weitestgehend aus (HAIDER 1995).

Einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis hat die Genauigkeit der CIR-Klassifikation, in der selbst schmale Feldwege zwischen den Ackerflächen identifiziert werden können. Diese dienen, ähnlich wie Hecken oder Schutzstreifen, als hydrologische Barrieren und hindern den Materialtransport. Da durch die Eingabe des Schlagrasters nur Ackerflächen in die Berechnung einfließen, wird die Trennwirkung der Feldwege und Hecken berücksichtigt. Eine so detaillierte Landnutzungsklassifikation liegt in Bayern nicht flächendeckend vor, könnte jedoch aus mehrkanaligen Satellitenbildern, beispielsweise durch eine überwachte Klassifikation, erzeugt werden. Durch weitere fernerkundliche Methoden könnten selbst Fruchtfolgen und Bearbeitungsrichtung unterschieden werden.

Der Erosionsschutzfaktor P wird in *AVErosion* automatisch, basierend auf der Hangneigung und der Hanglänge, berechnet. Da im Untersuchungsgebiet keine Informationen zum Einsatz von Erosionsschutzmaßnahmen vorliegen, wird der automatisch berechnete P-Faktor zur Modellierung verwendet. Selbst bei besserer Datenlage wäre eine sichere Ableitung des P-Faktors schwer möglich und relativ ungenau, da bisher nur wenige Versuchsergebnisse zu den genauen Auswirkungen verschiedener Schutzmaßnahmen vorliegen (HAIDER 1995).

7.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse in Kapitel 6 sind in Zusammenhang mit dem Ziel dieser Arbeit und der Herangehensweise zu interpretieren. Sie bilden in keinem Fall die realen Bodenabtragswerte auf den untersuchten Flächen ab. Es wird in jedem Szenario ein einheitlicher C-Faktor für alle Flächen angenommen, welcher in der Realität natürlich von Schlag zu Schlag variiert.

Ein Ziel dieser Arbeit ist die Sensitivität des Modells gegenüber Veränderungen ausgewählter Faktoren zu ermitteln. Dabei werden in den Szenarien die Auswirkungen verschiedener C- bzw.

R-Faktoren auf den Bodenabtrag getestet. Der Zusammenhang zwischen den ausgewählten Faktoren und dem Bodenabtrag wird in einer Korrelationsmatrix dargestellt, während einzelne Variablen in Scatterplots genauer analysiert werden.

C-Faktor-Szenarien

In der Gegenüberstellung zeigen die C-Faktor-Szenarien im Untersuchungsgebiet einen moderaten Bodenabtrag. Die arithmetischen Mittelwerte und Mediane aller Szenarien haben mit $< 10 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$ akzeptable Werte, bei denen jedoch auf flachgründigen Böden mit Produktivitätsverlusten zu rechnen ist (AUERSWALD & SCHMIDT 1986). Die auffälligen Maximalwerte, die teilweise das über 20-fache des 75 %-Quartils betragen, können diverse Ursachen haben. Auf Luftbildern können einzelne Flächen im Untersuchungsgebiet identifiziert werden, die zwar in der CIR-Klassifikation von 2006 als Ackerflächen klassifiziert wurden, heute jedoch anderweitig genutzt werden (Abbildung 29). Auf diesen Flächen kam es durch die modifizierte Nutzung zu einer Veränderung des Oberflächenreliefs, welche in der Modellierung zu stark überhöhten Abtragswerten führt. Die Maximalwerte haben einen starken Einfluss auf die Korrelationskoeffizienten und die Regressionsgeraden, was in der Bewertung der Ergebnisse zu beachten ist.

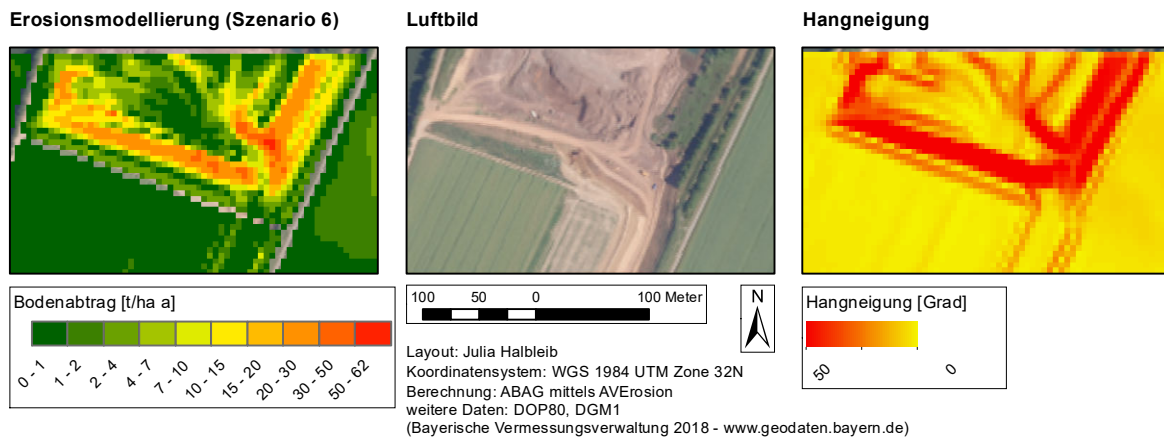


Abbildung 29: Überschätzte Abtragswerte durch fehlerhafte Klassifikation als Ackerfläche und durch veränderte Geländeoberfläche

Hervorzuheben sind die Flächen, die in jedem C-Faktor-Szenario überdurchschnittlich hohe Werte zeigen. Auf diesen Flächen besteht bei unangepasster Nutzung ein erhöhtes Erosionsrisiko, das sich durch eine entsprechende Bodenbearbeitung sowie Erosionsschutzmaßnahmen reduzieren lässt.

Die Analyse der C-Faktor-Szenarien in den Differenzkarten zeigt, dass das räumliche Mu-

ster der Modellierungsergebnisse durch die Veränderung des C-Faktors nicht variiert. Dies könnte auf ein lineares Modell hindeuten. Ein weiteres Indiz für ein lineares Verhalten ist die geradlinige Entwicklung der Quartilswerte in Abbildung 21 (S. 57). Außerdem ist der funktionale Zusammenhang zwischen den C-Faktor-Szenarien streng deterministisch, da das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 1$ beträgt. Aus der Abbildung 21 (S. 57) lässt sich daher für jeden beliebigen C-Faktor, bei gleichbleibenden Werten der restlichen Faktoren, die Lage der Quartilswerte und damit die Verteilung von 75 % der Werte bestimmen.

R-Faktor-Szenarien

Wie in Kapitel 6.2 festgestellt, zeigen die Bodenabtragswerte der R-Faktor-Szenarien nur geringfügige Unterschiede. So liegt die Differenz zwischen den Szenarien 11 & 12 sowohl für den Median als auch für das arithmetische Mittel bei $< 1 \text{ t/ha}^* \text{a}$. Selbst bei einer langfristigen Erhöhung der Niederschlagssumme um 20 %, wie in Szenario 12 simuliert, ist die Bodenerosion bei einem mittleren C-Faktor im Untersuchungsgebiet auf dem Großteil der Flächen gering bis moderat. Es treten jedoch Flächen mit Abtragswerten von $10 - 20 \text{ t/ha}^* \text{a}$ hervor, die wie auch in den C-Faktor-Szenarien, lokale Maxima bilden. Besonders auf diesen Schlägen sind eine angepasste Bodenbearbeitung und Schutzmaßnahmen notwendig, um fortschreitende Bodenerosion zu reduzieren. Auch im Falle der R-Faktor-Szenarien können aus der Abbildung 27 (S. 62) die Quartilswerte für alle dazwischen liegenden R-Faktoren abgelesen werden.

Hervorzuheben ist, dass die R-Faktor-Szenarien keine zukünftige Entwicklung des Niederschlags oder der Erosion darstellen. Sie zeigen lediglich die Veränderung des Bodenabtrags bei einer hypothetischen Erhöhung oder Verringerung der realen Niederschlagssumme um 20 %. Dabei wird von der selben räumlichen Verteilung der Niederschläge ausgegangen.

7.3.1 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse des Modells liefert klare Ergebnisse. Sowohl die Hangneigung als auch die Hanglänge haben einzeln betrachtet nur einen geringen Einfluss auf das Ergebnis der Erosionsmodellierung. In ihrer Kombination ergibt sich jedoch eine gute Anpassung von 83,9 % der Gesamtvarianz (Abbildung 24, S. 60). Der R-Faktor hingegen hat kaum

Auswirkungen auf das Modellierungsergebnis, wie der Scatterplot in Abbildung 28 (S. 63) zeigt. Damit lassen sich auch die geringen Veränderung des Bodenabtrags in den R-Faktor-Szenarien erklären.

AUERSWALD (1987) hat sich mit der Sensitivität der ABAG eingehend beschäftigt. In Abbildung 30 sind die Auswirkungen von Veränderungen einzelner Faktoren auf den Bodenabtrag relativ zum Standardfall dargestellt. Je steiler die Kurve des Faktors, desto stärker beeinflusst dieser das Ergebnis der Modellierung. Am flachen Kurvenverlauf ist zu erkennen, dass der R-Faktor im Vergleich zu den anderen Faktoren am wenigsten für die Variation des Bodenabtrags verantwortlich ist. Das Relief (L- und S-Faktor) und die Bewirtschaftung haben den größten Einfluss auf den modellierten Bodenabtrag. Dabei ist zu beachten, dass AUERSWALD (1987) nicht generell die Auswirkungen des C-Faktors untersucht hat, sondern nur die des Hackfruchtanteils in der Fruchtfolge.

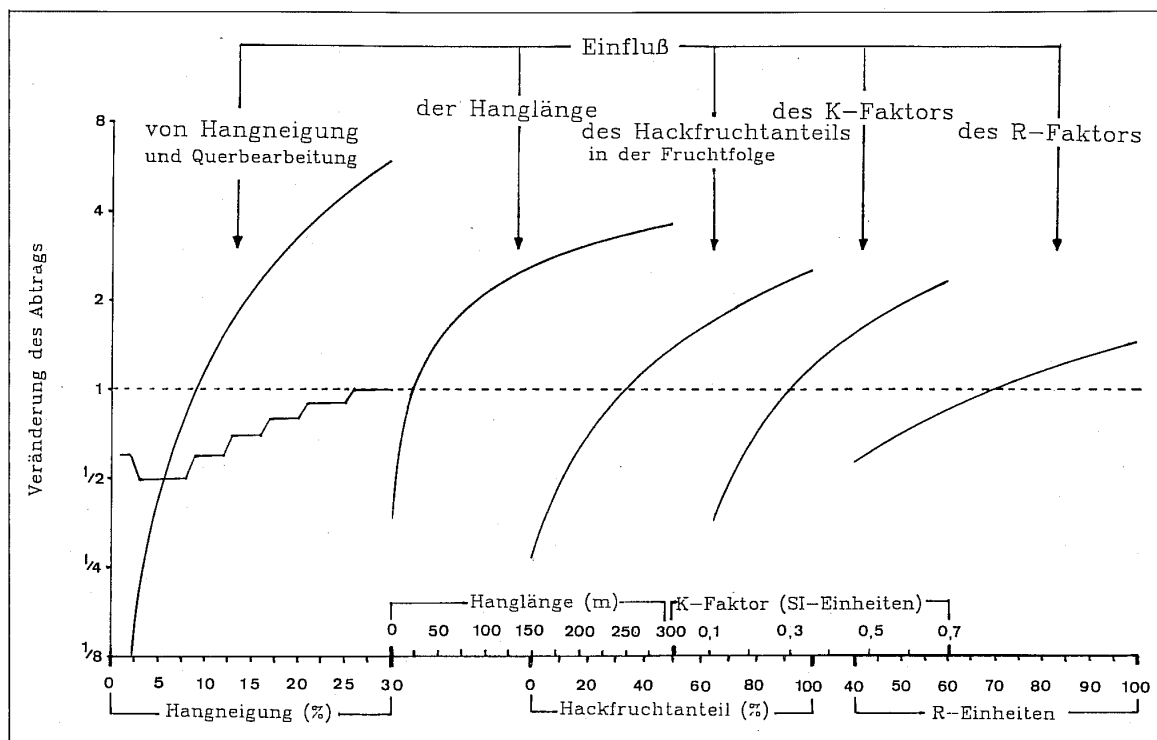


Abbildung 30: Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Einflussfaktoren relativ zum Standardfall (9 % Hangneigung, 22 m Hanglänge, 33 % Hackfruchtanteil an der Fruchtfolge, Bewirtschaftung in Gefällerrichtung, K-Faktor 0,3, R-Faktor 70) (AUERSWALD 1987)

Die Ergebnisse dieser Arbeit decken sich mit den Erkenntnissen von AUERSWALD (1987). Daher haben Fehler oder Ungenauigkeiten in der Datengrundlage oder der Faktorenberechnung im Falle des R-Faktors nur geringe Auswirkungen auf das Endergebnis. Treten solche

Probleme jedoch bei der Berechnung des LS-Faktors auf, kann es zu großen Abweichungen kommen. Daher ist die Güte des DGM von entscheidender Bedeutung für Qualität des Modellierungsergebnisses.

7.3.2 Plausibilität

Eine Bewertung der Erosionsergebnisse durch Messdaten ist derzeit nicht möglich, da langjährige Messungen der Erosion in diesem Gebiet fehlen. Eine Validierung durch den Vergleich mit anderen Erosionsmodellierungen ist ebenfalls nicht umsetzbar, da keine Studien mit vergleichbaren räumlichen Auflösungen vorliegen.

Aufgrund der fehlenden Basis für eine umfangreiche Validierung der Modellergebnisse, wird die Plausibilität der Daten qualitativ begründet. Dazu werden Luftbilder und Vor-Ort-Aufnahmen den Modellierungsergebnissen gegenübergestellt. So können Anhaltspunkte gefunden werden, ob in den als gefährdet eingestuften Bereichen tatsächlich sichtbare Bodenerosion stattfindet (CHISHOLM 2008; GISLER 2009; GISLER ET AL. 2011; AUERSWALD ET AL. 2018).

Vergleich Erosionmodellierung (Szenario 6) und Luftbild

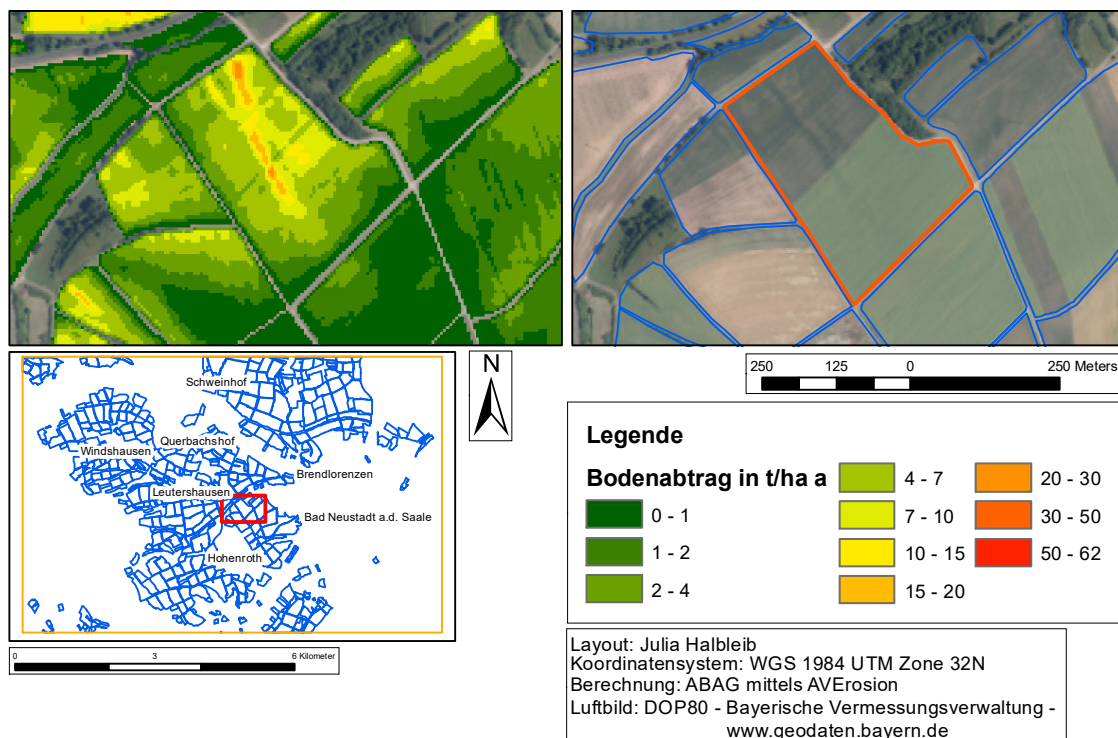


Abbildung 31: Vergleich der Erosionsmodellierung mit einer Luftbildaufnahme (Luftbild vom 19.06.2017, Flugnummer 117003/0)

Im markierten Flurstück sind sowohl im Luftbild als auch in der Erosionsmodellierung ähnliche lineare Strukturen zu erkennen (Abbildung 31). Starke Erosionserscheinungen in den Vorjahren verändern häufig die Bodenfruchtbarkeit und -eigenschaften so stark, dass die Erosionsformen bis in darauffolgende Jahre sichtbar bleiben. Deshalb sind sie als farbliche oder strukturelle Veränderungen der Anbaukultur vor Ort (Abbildung 32) oder im Luftbild auszumachen (Abbildung 31, S. 71).



Abbildung 32: Erosionsbedingte Veränderung der Anbaufrucht auf einem Ackerschlag südwestlich von Leutershausen (eigenes Foto vom 11.07.2018)

8 Fazit und Ausblick

Durch die Bodenerosionsmodellierung mit *AVErosion* werden flächendeckend verfügbare, hochauflösende Datensätze zu allen relevanten Faktoren genutzt, um eine detaillierte Karte des langjährigen mittleren Bodenabtrags unter bestimmten Bedingungen zu erstellen. Für das Untersuchungsgebiet im Biosphärenreservat Rhön können dadurch gute Ergebnisse erzielt werden. Maßgebend dafür ist die hohe Qualität der Eingangsdaten. Stellenweise kommt es jedoch zu einer Überschätzung der Bodenerosion durch fehlerhafte Eingabedaten. Trotz der Einschränkungen der ABAG bzw. MUSLE87 können in den Ergebniskarten Flächen mit hoher Erosionsgefährdung eindeutig identifiziert werden. Außerdem kann festgestellt werden, dass das Relief neben der Bodenbearbeitung einen entscheidenden Einfluss auf den Bodenabtrag hat.

Ausblick

Die Verwendung der Extension *AVErosion* in *ArcView* ist hinderlich, da *ESRI* die letzte Version von *ArcView* im Jahr 2002 veröffentlicht hat und daher vor einigen Jahren der Vertrieb von neuen Lizenzen eingestellt wurde. Daher ist eine Implementierung der ABAG in *ArcMap* von *ESRI* oder eine Open-Source GIS-Software nötig. Der Entwickler von *AVErosion*, Holger Schäuble, kündigte auf Nachfrage an innerhalb von eineinhalb Jahren eine Version von *AVErosion* für *QGIS 3* zu veröffentlichen. Auch eine selbstständige Umsetzung in einer Programmiersprache wie *Python* oder *R* wäre denkbar.

Das Verfahren wäre durch detaillierte Angaben zu Fruchtfolgen und Bewirtschaftungstechniken in der Lage den realen Bodenabtrag im Modellierungsergebnis ausreichend gut abzubilden. Diese Informationen könnten aus der Datenbank des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) abgefragt werden. In dieser Datenbank werden die landwirtschaftlich genutzten Flächen jedes Landwirts der Europäischen Union (EU) erfasst und anhand der Nutzung wird über Beihilfeanträge für Direktzahlungen aus dem Europäischen Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) entschieden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2018). Der Zugang zu diesen Informationen ist aus Datenschutzgründen jedoch nur mit der Zustimmung jedes einzelnen Landwirts möglich und daher in großen Untersuchungsgebieten schwer umsetzbar. Da die Erosionsmodellierung auf den eigenen Ackerflächen jedoch im Interesse der Landwirte liegt, könnte sich eine Zusammenarbeit in kleineren Untersuchungsgebieten für beide Seiten

lohen. Zusammen mit den Modellergebnissen könnten durch Variation der Bearbeitungs- und Schutzmaßnahmen Handlungsempfehlungen an die Landwirte weitergegeben werden, um die Produktivitätsniveau der Ackerschläge zu halten.

Durch ihre Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen wird besonders die Landwirtschaft von den Folgen des Klimawandels betroffen sein. Neben Temperatur und Niederschlag können Bodeneigenschaften, wie das Bodenfeuchteregime und der organische Kohlenstoffgehalt, der bei höheren Temperaturen schneller mikrobiell abgebaut wird, durch den Klimawandel variieren. Des Weiteren verfrüht sich der phänologische Jahresgang von Fruchtfolgen und damit der Pflanzenbedeckungsgrad des Bodens, wobei sich zeitgleich der Jahresgang der Regenerosivität verschiebt. Diese Veränderungen haben großen Einfluss auf die Bodenerosion, wobei besonders einzelne Starkniederschlagsereignisse zu extremen Bodenabträgen führen können (ROUTSCHEK 2012). Da diese Einzelereignisse in der ABAG nicht erfasst werden können, ist sie für die Abschätzung der Entwicklung des Bodenabtrags unter Bedingungen des Klimawandels nur bedingt geeignet.

Die Ergebnisse einer großflächigen Erosionsanalyse mithilfe der ABAG könnten zur weiteren Präzisierung mit einem physikalisch basiertem Modell, je nach Fragestellung z. B. EROSION-3D oder CREAMS, kombiniert werden. Der vergleichsweise hohe Datenbedarf würde sich so auf nur wenige zu untersuchende Flächen von besonderem Interesse beschränken und selbst die direkte Gewinnung von Felddaten wäre leichter umsetzbar.

Erweiterung des Untersuchungsgebietes

Ein Ziel dieser Arbeit ist es die erarbeitete Methodik und ihre Übertragbarkeit auf einem größeren Untersuchungsgebiet zu testen. Dazu wird, zusätzlich zu Ergebnissen in Kapitel 6, eine Erosionsmodellierung auf allen Ackerflächen im Biosphärenreservat Rhön durchgeführt (Abbildung 33, S. 75). Die Grundlage bilden die in Kapitel 4 beschriebenen Datensätze und Berechnungen. Jedoch muss bei dieser großen Datenmenge ein Kompromiss zwischen akzeptabler Rechenzeit und Aussagekraft der Ergebnisse gefunden werden. Daher beträgt die räumliche Auflösung lediglich 25 x 25 m. Das ursprüngliche Untersuchungsgebiet zeigt im Vergleich zu allen Ackerflächen im Biosphärenreservat geringe bis mittlere Erosionswerte. Durch Hot-Spots werden zwei Bereiche mit erhöhten Abtragswerten beispielhaft hervorgehoben.

Erosionsmodellierung im bayerischen Teil des Biosphärenreservats Rhön (25x25m)

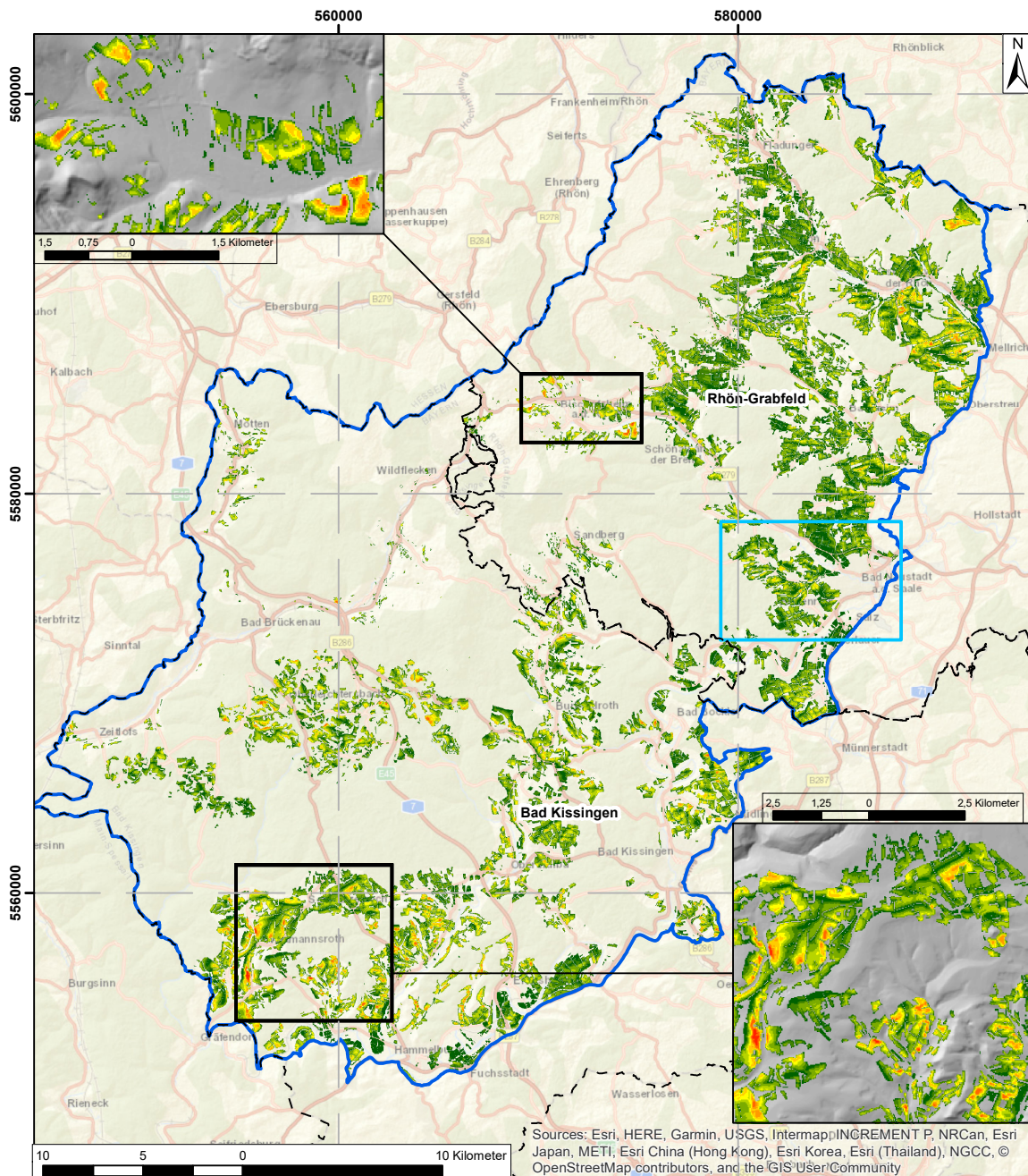


Abbildung 33: Bodenerosionsmodellierung auf den Ackerflächen des bayerischen Teils des Biosphärenreservats Rhön (räumliche Auflösung 25x25 m, C-Faktor 0,1)

Literaturverzeichnis

- AGRARMETEOROLOGIE BAYERN (2018): *Wetterstation Hohenroth*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft [Hrsg.], URL: <http://www.am.rlp.de/Internet/AM/NotesBAM.nsf/bamweb/b4cb6821e1cbee87c12573930026e131?OpenDocument&TableRow=3.0#3>. Abrufdatum: 07.09.2018.
- AHNERT, F. (2009): *Einführung in die Geomorphologie*. UTB-Verlag, Stuttgart.
- AMT FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN BAD NEUSTADT A.D. SAALE (2018): *Unsere Region*. URL: <http://www.aelf-ns.bayern.de/region/>. Abrufdatum: 26.09.2018.
- AUERSWALD, K. (1987): *Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren*. In: Wasser und Boden, **39**, 1: S. 34–38.
- AUERSWALD, K. (1991): *Onsite- und Offsite-Schäden durch Bodenerosion*. In: Berichte über Landwirtschaft, **205**: S. 75–82.
- AUERSWALD, K. (1992): *Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria*. In: 5th International Symposium on River Sedimentation (ISRS) 1992, Karlsruhe.
- AUERSWALD, K. (1998): *Bodenerosion durch Wasser*. In: RICHTER, G. [Hrsg.]: *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*, S. 33 – 42. Darmstadt.
- AUERSWALD, K., FISCHER, F. K., KISTLER, M., TREISCH, M., MEIER, H. & BRANDHUBER, R. (2018): *Behavior of farmers in regard to erosion by water as reflected by their farming practices*. In: Science of the Total Environment, **613-614**: S. 1–9.
- AUERSWALD, K. & SCHMIDT, F. (1986): *Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen*. In: Bayerisches Geologisches Landesamt [Hrsg.], GLA-Fachberichte 1. München.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E., MEVENKAMP, N. & NIPPER, J. (2017): *Statistische Methoden in der Geographie, Studienbücher der Geographie*, Bd. 1. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BAUER, W. (2018): *Rinnenerosion durch gerichtete Bewirtschaftungsmuster*. Bundeszentrum für Ernährung [Hrsg.], URL: <https://www.bzfe.de/inhalt/luftbilder-von-landwirtschaftliche-flaechen-2211.html>. Copyright: Agroluftbild, Abrufdatum: 03.07.2018.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2015): *Erosionsatlas Bayern*. URL: <http://www.lfl.bayern.de/iab/boden/029288/>. Abrufdatum: 19.03.2018.

- BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2018a): *Bodenschätzung*. © 2016-2018 Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung [Hrsg.], URL: <https://www.geodaten.bayern.de>. Abrufdatum: 08.01.2019, München.
- BAYERISCHE VERMESSUNGSVERWALTUNG (2018b): *DGMI*. © 2016-2018 Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung [Hrsg.], URL: <https://www.geodaten.bayern.de>. Abrufdatum: 08.01.2019, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018a): *Naturräumliche Gliederung Bayerns - Haupteinheiten*. URL: <https://www.lfu.bayern.de/natur/naturraeume/index.htm>. Abrufdatum: 01.09.2018, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018b): *Umweltatlas Bayern*. URL: <https://www.umweltatlas.bayern.de>. Abrufdatum: 08.01.2019, München.
- BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN (1995): *Rahmenkonzept Biosphärenreservat Rhön - Landwirtschaft 1995*. URL: https://biosphaerenreservat-rhoen.de/_upl/br/_pdf/1995_rahmenkonzept_brrhoen_landwirtschaft.pdf. Abrufdatum: 10.11.2018.
- BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN (2006): *CIR-Landnutzungsklassifikation des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön*. persönlich erhalten von Michael Geier (Regierungsdirektor der Bayerischen Verwaltungsstelle) am 20.06.2018.
- BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN (2013): *Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön 2013*. URL: https://www.regierung.unterfranken.bayern.de/assets/6/5/evaluierungsbericht_brrhoen_2013.pdf.
- BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN (2018): *Mitten in Deutschland - im Dreiländereck Bayern, Hessen und Thüringen*. URL: <https://biosphaerenreservat-rhoen.de/wo-passiert.s>. Abrufdatum 17.12.2018.
- BORK, H.-R. & SCHRÖDER, A. (2014): *Quantifizierung des Bodenabtrags anhand von Modellen*. In: BLUME, H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P., FREDE, H.-G., GUGGENBERGER, G., HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.]: *Handbuch der Bodenkunde*. Weinheim.
- BUG, J. & MOSIMANN, T. (2012): *Lineare Erosion in Niedersachsen - Ergebnisse einer elf-jährigen Messreihe zu Ausmaß, kleinräumiger Verbreitung und Ursachen des Bodenabtrags*. In: *Die Bodenkultur*, **63**: S. 2–3.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2015): *Geologische Übersichtskarte 1:200 000 - Generallegende für Web-Dienste*. URL: <https://download.bgr.de/bgr/geologie/GUEK200/Legende/GÜK200-print.pdf>. Abrufdatum: 07.09.2018, Hannover.

- CHISHOLM, M. (2008): *Analyse der Bodenerosion mit der AVErosion-Extension für ArcView*. Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, Bern.
- DE ROO, A. P. J., WESSELING, C. G. & RITSEMA, C. J. (1996): *LISEM: A singel-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output*. In: *Hydrological Processes*, **10**, 8: S. 1107–1117.
- DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION (2018): *Biosphärenreservate*. URL: <https://www.unesco.de/kultur-und-natur/biosphaerenreservate>. Abrufdatum: 17.12.2018.
- DWD (2018): *Niederschlagsraster - Monatswerte von 1988 - 2017*. Deutscher Wetterdienst [Hrsg.], URL: ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/monthly/precipitation/. Abrufdatum: 15.04.2018, Offenbach.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2018): *Das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS)*. URL: https://ec.europa.eu/agriculture/direct-support/iacs_de. Abrufdatum 29.12.2018, Brüssel.
- FRIEDLI, S. (2006): *Digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz im Hektarraaster - unter besonderer Berücksichtigung des Ackerlandes*. Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, Bern.
- FRIELINGHAUS, M. (2014): *Erosionsformen*. In: BLUME, H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P., FREDE, H.-G., GUGGENBERGER, G., HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.]: *Handbuch der Bodenkunde*. Weinheim.
- GISLER, S. (2009): *Erosionsabschätzung mit der ArcView Extension AVErosion im Gebiet Frienisberg*. Masterthesis, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, Bern.
- GISLER, S., LINIGER, H. & PRASUHN, V. (2010): *Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2)*. Schweizer Bundesamt für Landwirtschaft [Hrsg.], URL: <https://www.blw.admin.ch/dam/blw/de/dokumente/Nachhaltige%20Produktion/Umwelt/Boden/Bericht%20zur%20Erosionsrisikokarte.pdf.download.pdf/Technisch-wissenschaftlicher+Bericht+zur+Erosionsrisikokarte.pdf>, Abrufdatum 18.12.2018.
- GISLER, S., LINIGER, H. P. & PRASUHN, V. (2011): *Erosionskarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2)*. In: *Agrarforschung Schweiz*, **2**, 4: S. 148–155.
- HAIDER, J. (1995): *Faktoren der ABAG und dABAG - Bestimmung und Genauigkeit*. In: *Prognose von Bodenerosion - Workshop*, 38–55. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- HAJIGHOLIZADEH, M., MELESSE, A. & FUENTES, H. (2018): *Erosion and Sediment Transport Modelling in Shallow Waters: A Review on Approaches, Models and Applications*. In: International Journal of Environmental Research and Public Health, **15**, 518.
- HENSEL, H. (1991): *Verfahren zur EDV-gestützten Abschätzung der Erosionsgefährdung von Hängen und Einzugsgebieten*. In: BORK, H. R. & RENGER, M. [Hrsg.]: *Schriftenreihe Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 2. Techn. Univ. Berlin, Inst. für Ökologie.
- HENSEL, H. & BORK, H.-R. (1987): *EDV-gestützte Erstellung von Erosions-Akkumulationskarten*. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **53**: S. 39 – 45.
- KISTLER, M., BRANDHUBER, R. & MAIER, H. (2013): *Wirksamkeit von Erosionsschutzmaßnahmen - Ergebnisse einer Feldstudie*. In: BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) [Hrsg.]: *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* (8/2013). Freising-Tüntenhausen.
- KRAUS, F. (2015): *Nachhaltige Regionalentwicklung im Biosphärenreservat Rhön*. (= Würzburger Geographische Arbeiten, Band 114), Würzburg University Press, Würzburg.
- LANDKREIS RHÖN-GRABFELD (2018): *Allgemeine Informationen zu unserem Landkreis*. URL: <https://www.rhoen-grabfeld.de>. Abrufdatum: 05.09.2018, Bad Neustadt a.d. Saale.
- LEDERMANN, T., HERWEG, K., LINIGER, H. P., SCHNEIDER, F., HURNI, H. & PRASUHN, V. (2010): *Applying erosion damage mapping to assess and quantify off-site effects of soil erosion in Switzerland*. In: Land Degradation & Development, **21**, 4: S. 353–366.
- MILLER, R., PETER, M. & FLUCK, A. (2012): *Kooperation und nachhaltige Maßnahmen zum Schutz vor Bodenerosion - ein Praxisbeispiel aus der Wetterau*. In: Bodenschutz, **1**: S. 11–15.
- MORGAN, R. P. C. (1999): *Bodenerosion und Bodenerhaltung*. Enke, Stuttgart.
- NIPPER, J. & DE LANGE, N. (2018): *Quantitative Methodik in der Geographie*. UTB GmbH, Paderborn.
- PANDEY, A., HIMANSHU, S., MISHRA, S. & SINGH, V. (2016): *Physically based soil erosion and sediment yield models revisited*. In: CATENA, **147**: S. 595 – 620.
- PEARSON, K. (1896): *Mathematical Contributions to the Theory of Evolution. III. Regression, Heredity and Panmixia*. In: Philosophical Transactions of the Royal Society of London, **187**, 1: 253–318.

- PERNER, J., MARSCHALL, K. & GULLICH, P. (2013): *Erosionsgefährdungsanalysen in Landwirtschaftsbetrieben Thüringens unter Nutzung der ABAG*. In: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft [Hrsg.]: 5. Sächsische Bodenschutztage, URL: https://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/boden/bodenschutztage/erosionsgefaehrdungsanalysen_in_landwirtschaftsbetrieben_thueringens.pdf, Abrufdatum: 31.08.2018.
- PRASUHN, V. (2017): *Langzeitmonitoring von Bodenerosion in der Schweiz - Ergebnisse von 20 Jahren Erosionsschafenkartierungen*. In: Jahrestagung der DBG 2017: Horizonte des Bodens, 02.-07.09.2017. Göttingen.
- QUINN, P., BEVEN, K., CHEVALLIER, P. & PLANCHON, O. (1991): *The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models*. In: Hydrological Processes, **5**, 1: S. 59–79.
- RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., MCCOOL, D. K. & YODER, D. C. (1997): *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. In: US DEPARTMENT OF AGRICULTURE [Hrsg.]: *Agriculture Handbook*, Bd. 703.
- RICHTER, G. (1998): *Bodenerosion und Kulturlandschaft*. In: RICHTER, G. [Hrsg.]: *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*, S. 83 – 94. Darmstadt.
- RICKSON, R. J. (2006): *Controlling sediment at source: an evaluation of erosion control geotextiles*. In: *Earth Surface Processes and Landforms*, **31**, 5: S. 550–560.
- ROGLER, H. & SCHWERTMANN, U. (1981): *Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns*. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **22**: S. 99 – 112.
- ROTH, C. (2014): *Physikalische Ursachen der Wassererosion*. In: BLUME, H.-P., FELIX-HENNINGSSEN, P., FREDE, H.-G., GUGGENBERGER, G., HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.]: *Handbuch der Bodenkunde*. Weinheim.
- ROUTSCHEK, A. (2012): *Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser*. (= Schriftenreihe des LfULG, Heft 29/2012), Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [Hrsg.], Dresden.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2018): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Springer Spektrum, Berlin.
- SCHMIDT, R.-G. (1998a): *Beobachtung, Messung und Kartierung der Wassererosion*. In: RICHTER, G. [Hrsg.]: *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*, S. 110 – 121. Darmstadt.

- SCHMIDT, R.-G. (1998b): *Modellbildung und Prognose von Wassererosion*. In: RICHTER, G. [Hrsg.]: *Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*, S. 137 – 151. Darmstadt.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): *Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung der Gegenmaßnahmen*. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- SCHÄUBLE, H. (1999): *Erosionsprognosen mit GIS und EDV - Ein Vergleich verschiedener Bewertungskonzepte am Beispiel einer Gäulandschaft*. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Tübingen.
- SCHÄUBLE, H. (2005): *AV EROSION 1.1 für ArcView 3.x*. URL: <https://www.terracs.com/infosysteme/gis-software/averosion/>.
- STARKLOFF, T. & STOLTE, J. (2014): *Applied comparison of the erosion risk models EROSION 3D and LISEM for a small catchment in Norway*. In: CATENA, **118**: S. 154 – 167.
- STROOSNIJDER, L. (2005): *Measurement of erosion: Is it possible?* In: CATENA, **64**, 2-3: S. 162–173.
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE [Hrsg.] (2009): *Fachstandpunkte der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie*, Nr. 12/2009. Jena.
- WISCHMEIER, W. H. (1976): *Cropland erosion and sedimentation*. In: STEWART, B. A. [Hrsg.]: *Control of water pollution from cropland*, Bd. II, S. 31–57. Washington D.C.
- WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. (1978): *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. In: US DEPARTMENT OF AGRICULTURE [Hrsg.]: *Agriculture Handbook*, Bd. 537.
- ZIMMERMANN-JANSCHITZ, S. (2014): *Statistik in der Geographie*. Spektrum-Akademischer Vlg, Heidelberg, Berlin.

Anhang

A Python-Skripte

Abbildung A.1: Python-Skript zur Zuweisung 'kn_3' zu 'kn3_reclas'

Python-Skript im *Field Calculator* zu Tabelle 10 (S. 35):

```
kn3_reclas=berechnung(!kn3_2!)
Pre-Logic Script Code:
def berechnung (wert):
if (wert < 1450):
    return 1
elif (wert <= 3620 and wert >= 3000):
    return 2
elif (wert <= 4300 and wert >= 4000):
    return 3
elif (wert == 4410 or wert == 4400):
    return 4
elif (wert <= 2400 and wert >= 2000):
    return 5
else:
    return 6
```

Abbildung A.2: Python-Skript zur Zuweisung 'KN1' zu 'kn1_reclas'

Python-Skript im *Field Calculator* zu Tabelle 11 (S. 36):

```
kn1_reclas=berechnung(!KN1!)
Pre-Logic Script Code:
def berechnung (wert):
if (wert == 1100):
    return 10
elif (wert == 1200):
    return 20
elif (wert == 2100 or wert == 7310):
    return 30
elif (wert == 2200):
    return 40
elif (wert == 3200):
    return 50
elif (wert == 3100):
    return 60
elif (wert == 4200):
    return 70
elif (wert == 4100):
    return 80
else:
    return 99
```

Abbildung A.3: Python-Script zur Zuweisung 'K-Faktor'**Python-Script im *Field Calculator* zu Tabelle 12 (S. 37):**

```
K_Faktor = berechnung(!kn1_reclas!,!kn3_reclas!)
```

```
Pre-Logic Script Code:
```

```
def berechnung(kn1, kn3):  
    if (kn1 == 10): return 0.1  
    elif (kn1 == 20): return 0.15  
    elif (kn1 == 30 and kn3 <= 3): return 0.2  
    elif (kn1 == 30 and kn3 == 4): return 0.15  
    elif (kn1 == 30 and kn3 == 5): return 0.25  
    elif (kn1 == 30 and kn3 == 6): return 0.2  
    elif (kn1 == 40 and kn3 <= 3): return 0.275  
    elif (kn1 == 40 and kn3 == 4): return 0.15  
    elif (kn1 == 40 and kn3 == 5): return 0.35  
    elif (kn1 == 40 and kn3 == 6): return 0.258  
    elif (kn1 == 50 and kn3 <= 2): return 0.4  
    elif (kn1 == 50 and kn3 == 3): return 0.3  
    elif (kn1 == 50 and kn3 == 4): return 0.2  
    elif (kn1 == 50 and kn3 == 5): return 0.5  
    elif (kn1 == 50 and kn3 == 6): return 0.35  
    elif (kn1 == 60 and kn3 <= 2): return 0.5  
    elif (kn1 == 60 and kn3 == 3): return 0.375  
    elif (kn1 == 60 and kn3 == 4): return 0.225  
    elif (kn1 == 60 and kn3 == 5): return 0.55  
    elif (kn1 == 60 and kn3 == 6): return 0.413  
    elif (kn1 == 70 and kn3 <= 2): return 0.375  
    elif (kn1 == 70 and kn3 == 3): return 0.275  
    elif (kn1 == 70 and kn3 == 4): return 0.2  
    elif (kn1 == 70 and kn3 >= 5): return 0.283  
    elif (kn1 == 80 and kn3 <= 2): return 0.3  
    elif (kn1 == 80 and kn3 == 3): return 0.25  
    elif (kn1 == 80 and kn3 == 4): return 0.15  
    elif (kn1 == 80 and kn3 >= 5): return 0.233  
    else: return 9.999
```

B Karten

R-Faktor (Auflösung 5 x 5 m)

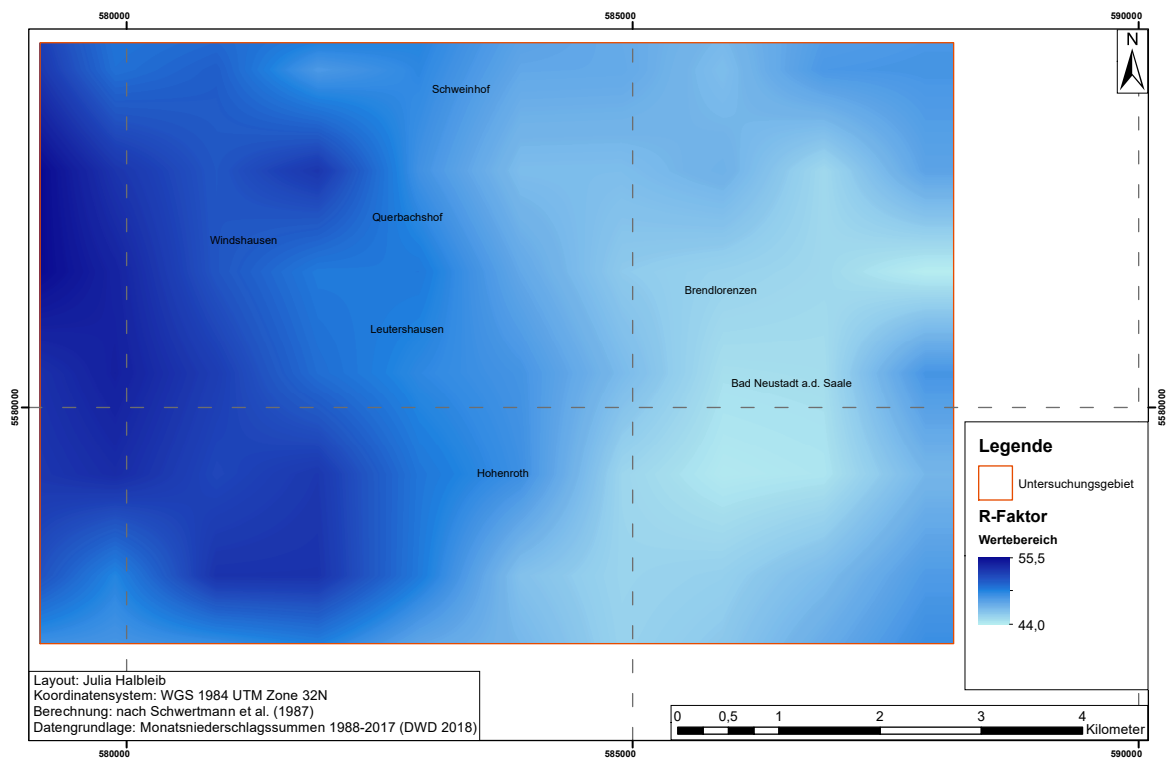


Abbildung B.4: R-Faktor im Untersuchungsgebiet

K-Faktor (Auflösung 5 x 5 m)

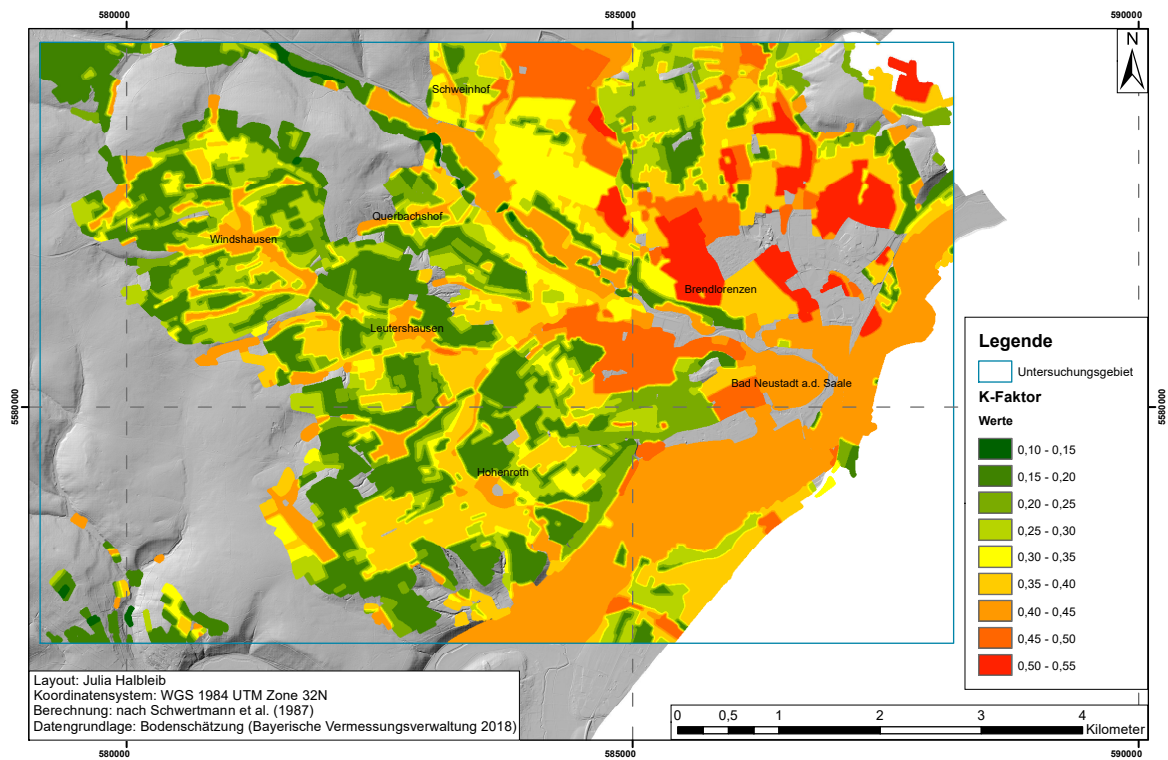


Abbildung B.5: K-Faktor im Untersuchungsgebiet

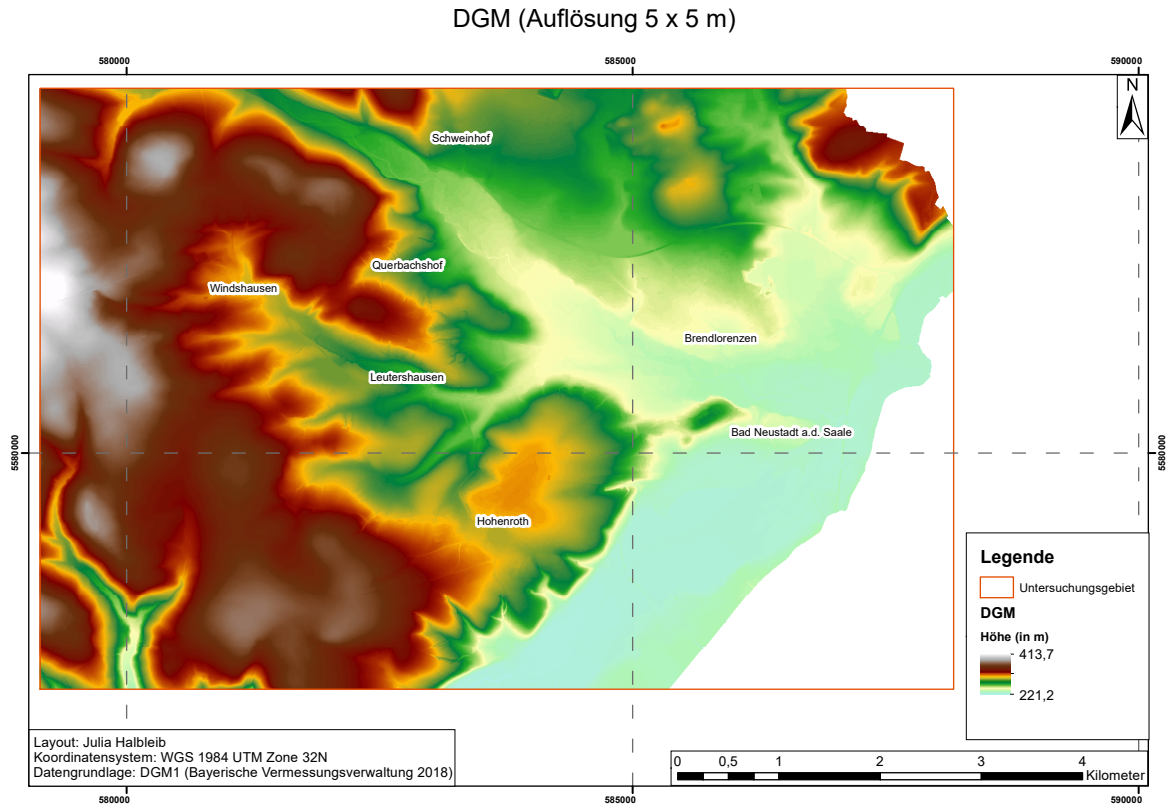


Abbildung B.6: DGM des Untersuchungsgebietes

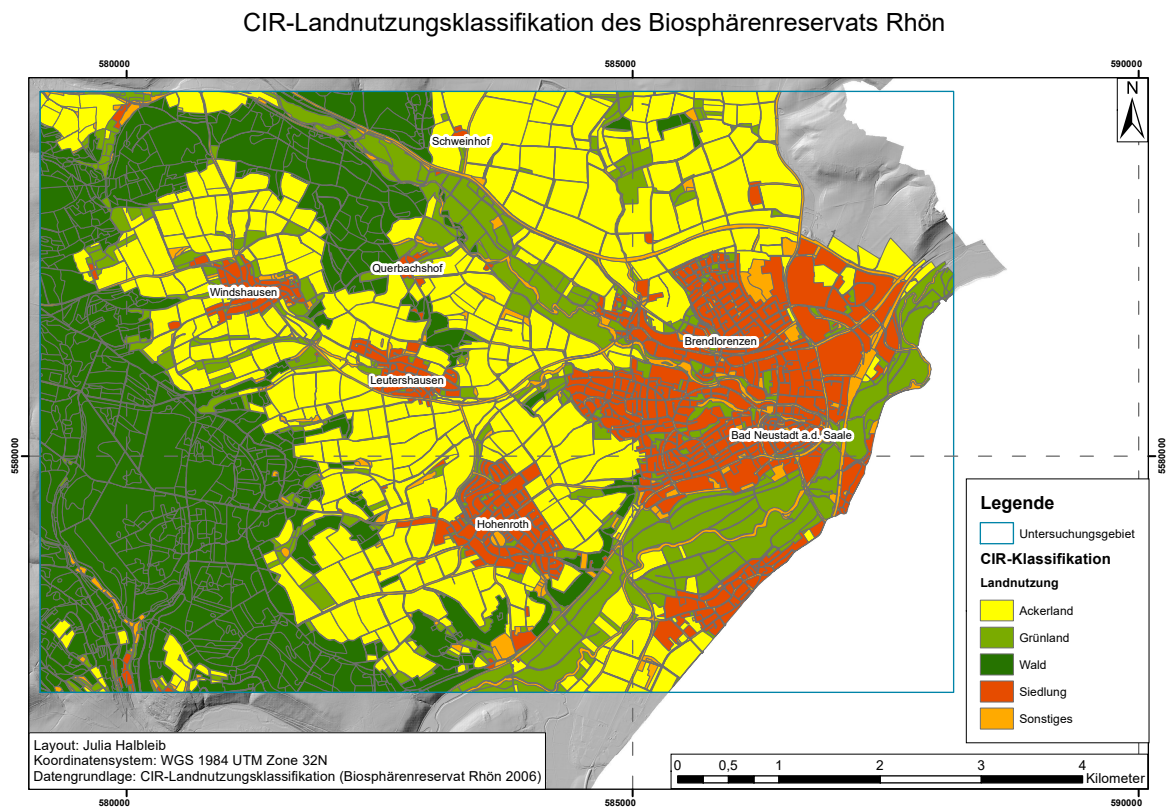


Abbildung B.7: CIR-Landnutzungs-klassifikation des Untersuchungsgebietes

Ackerflächen im Untersuchungsgebiet

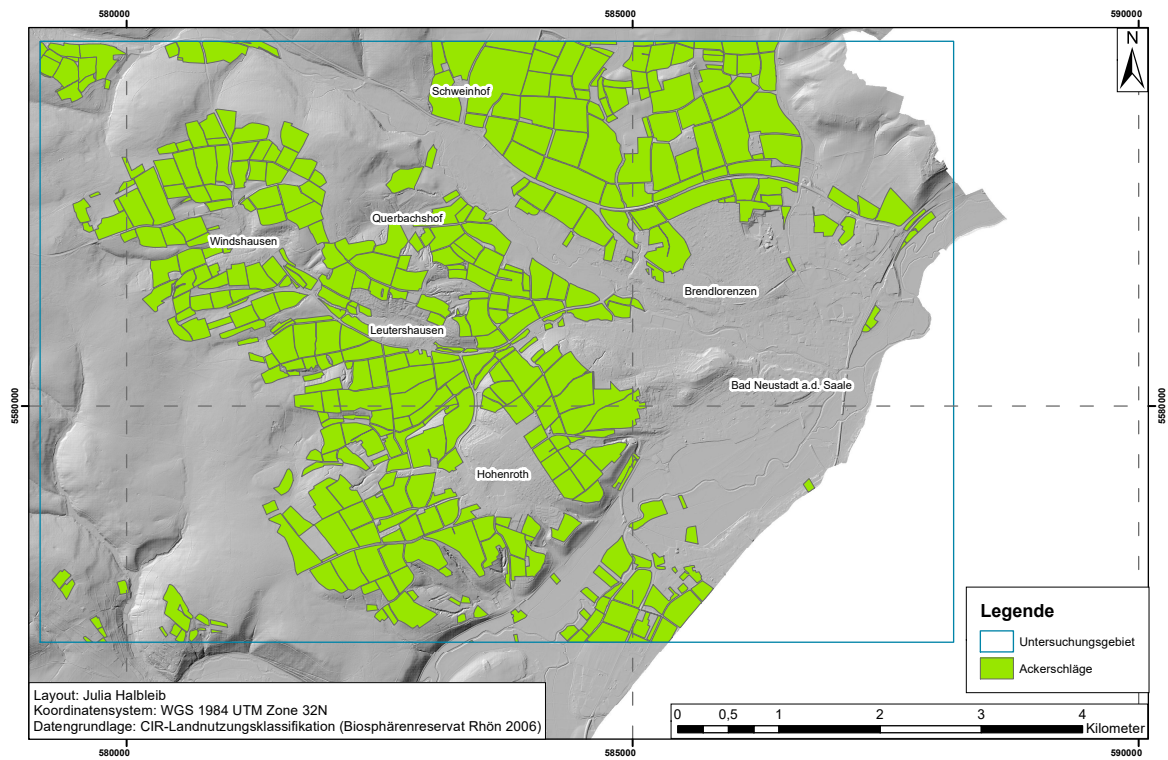


Abbildung B.8: Ackerflächen im Untersuchungsgebiet

L-Faktor (Hanglänge) aus AVErosion

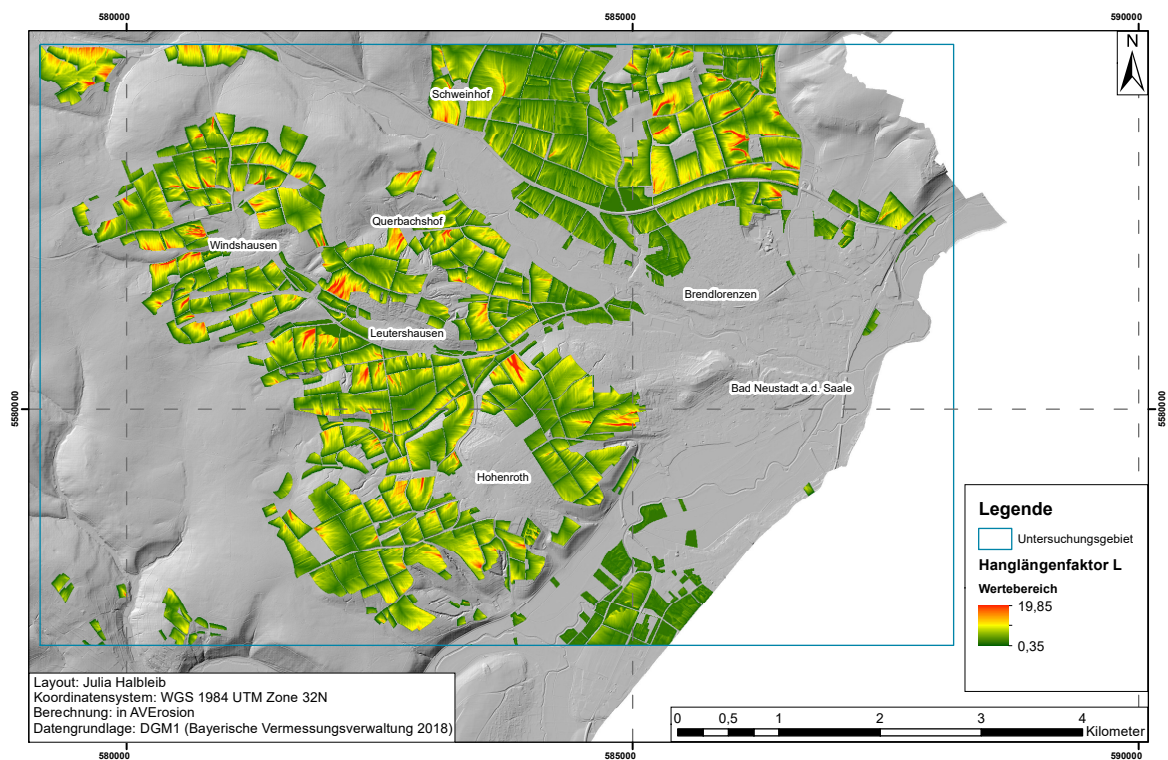


Abbildung B.9: L-Faktor im Untersuchungsgebiet aus AVErosion

S-Faktor (Hangneigung) aus AVErosion

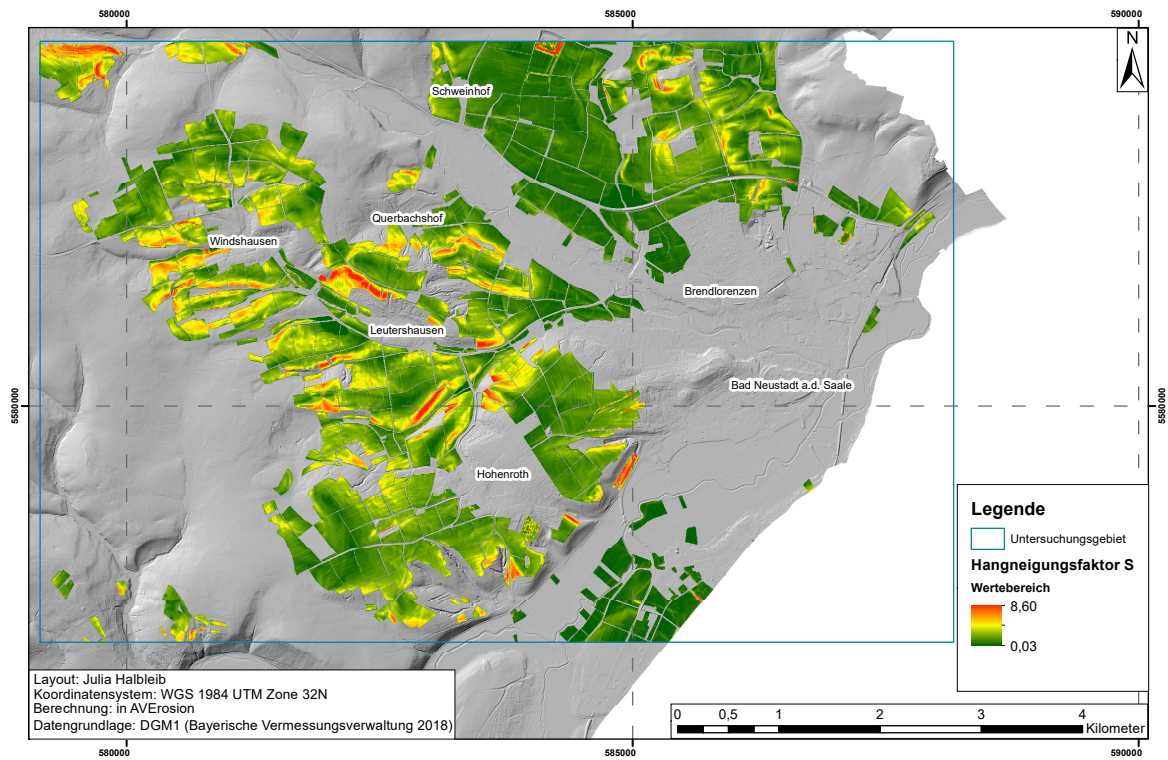


Abbildung B.10: S-Faktor im Untersuchungsgebiet aus AVErosion

P-Faktor (Erosionsschutz) aus AVErosion

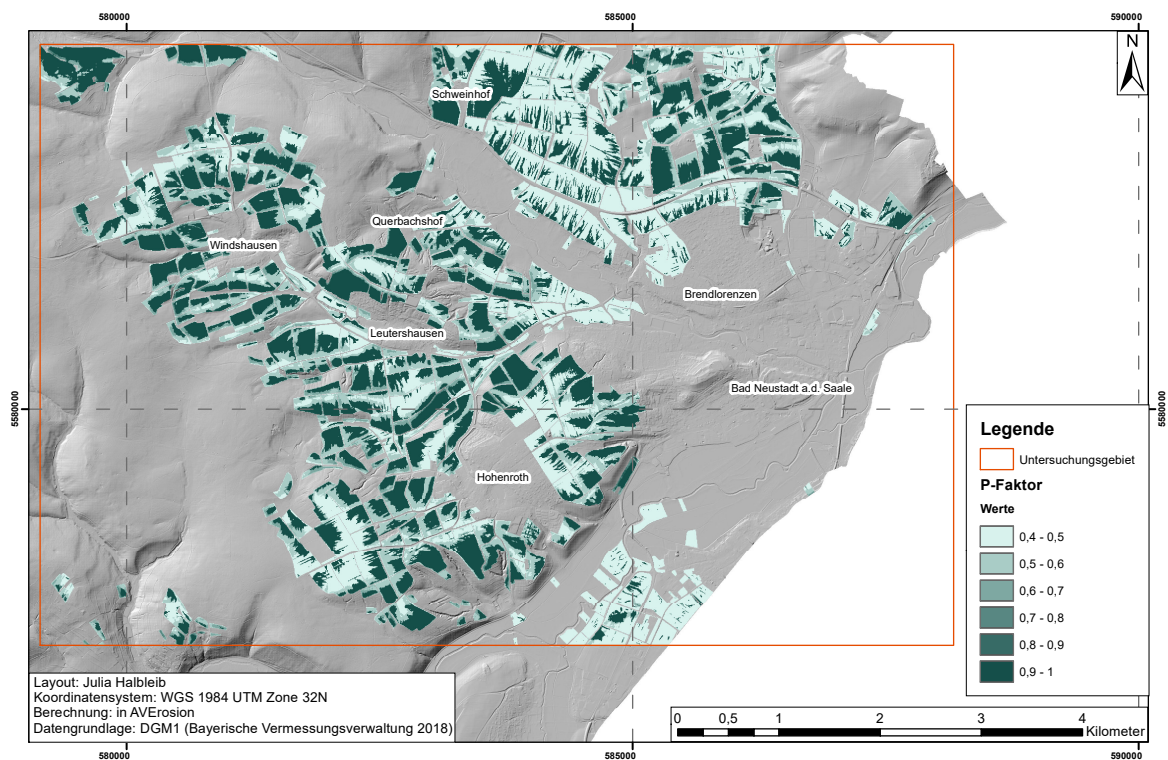


Abbildung B.11: P-Faktor im Untersuchungsgebiet aus AVErosion

C Korrelationskoeffizienten nach PEARSON

Tabelle C.1: Korrelationskoeffizienten der Korrelationsmatrix

Faktor	DGM	Slope	L-Fak.	L-Fak.*Slope	Curvature	6-2 Diff	6-4 Diff	6-8 Diff	6-10 Diff	Sz10	Sz9	Sz8	Sz7	Sz6	Sz5	Sz4	Sz3	Sz2	Sz1
DGM	1.00	0.29	0.12	0.24	0.03	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
Slope	0.29	1.00	0.23	0.77	0.06	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69
L-Faktor	0.12	0.23	1.00	0.70	-0.10	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67
L-Fak.*Slope	0.24	0.77	0.70	1.00	-0.02	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
Curvature	0.03	0.06	-0.10	-0.02	1.00	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09	-0.09
6-2Diff	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
6-4Diff	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
6-8Diff	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
6-10Diff	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz10	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz9	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz8	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz7	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz6	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz5	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz4	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz3	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz2	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sz1	0.15	0.69	0.67	0.92	-0.09	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tabelle C.2: Prüfgrößen \hat{t} der Korrelationsmatrix

Faktor	DGM	Slope	L-Fak.	L-Fak.*Slope	Curvature	6-2 Diff	6-4 Diff	6-8 Diff	6-10 Diff	Sz9	Sz8	Sz7	Sz6	Sz5	Sz4	Sz3	Sz2	Sz1
DGM	-	16,33	6,85	13,23	1,70	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46	8,46
Slope	16,33	-	12,78	64,74	3,11	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03	52,03
L-Faktor	6,85	12,78	-	53,39	-5,22	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73	49,73
L-Fak.*Slope	13,23	64,74	53,39	-	-1,12	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52	124,52
Curvature	1,70	3,11	-5,22	-1,12	-	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75	-4,75
6-2 Diff	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	-	1,38E+09	4,72E+08	9,14E+08	3,14E+07	3,02E+07	2,49E+07	3,31E+07	3,05E+07	3,06E+07	3,14E+07	2,72E+07	3,30E+07
6-4 Diff	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	1,38E+09	-	3,69E+08	1,10E+09	3,14E+07	3,02E+07	2,48E+07	3,29E+07	3,03E+07	3,06E+07	3,13E+07	2,72E+07	3,29E+07
8-6 Diff	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	4,72E+08	3,69E+08	-	7,17E+08	3,14E+07	2,71E+07	2,49E+07	3,33E+07	3,08E+07	3,06E+07	3,15E+07	2,73E+07	3,32E+07
10-6 Diff	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	9,14E+08	1,10E+09	7,17E+08	-	3,14E+07	2,71E+07	2,49E+07	3,31E+07	3,06E+07	3,07E+07	3,14E+07	2,72E+07	3,31E+07
Sz10	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,14E+07	3,14E+07	3,14E+07	3,14E+07	-	2,06E+07	1,92E+07	2,20E+07	2,12E+07	2,14E+07	8,93E+07	1,98E+07	2,19E+07
Sz9	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,02E+07	3,02E+07	3,03E+07	3,03E+07	2,21E+07	2,01E+07	1,95E+07	2,27E+07	2,03E+07	2,06E+07	2,22E+07	2,01E+07	2,26E+07
Sz8	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	2,71E+07	2,71E+07	2,71E+07	2,71E+07	-	1,86E+07	1,86E+07	1,97E+07	1,96E+07	2,02E+07	1,93E+07	1,90E+07	2,07E+07
Sz7	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	2,49E+07	2,48E+07	2,49E+07	2,49E+07	2,06E+07	1,86E+07	-	1,97E+07	1,96E+07	2,02E+07	1,84E+07	1,84E+07	1,97E+07
Sz6	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,31E+07	3,29E+07	3,33E+07	3,31E+07	2,20E+07	2,06E+07	1,97E+07	-	2,22E+07	2,29E+07	2,20E+07	2,21E+07	1,36E+08
Sz5	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,05E+07	3,03E+07	3,08E+07	3,06E+07	2,12E+07	2,03E+07	1,96E+07	2,22E+07	-	2,12E+07	2,12E+07	2,00E+07	2,22E+07
Sz4	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,06E+07	3,06E+07	3,07E+07	3,07E+07	2,14E+07	2,03E+07	1,96E+07	2,29E+07	2,12E+07	-	2,15E+07	1,93E+07	2,29E+07
Sz3	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,14E+07	3,13E+07	3,15E+07	3,14E+07	8,93E+07	2,05E+07	1,93E+07	2,20E+07	2,12E+07	2,15E+07	-	2,00E+07	2,20E+07
Sz2	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	2,72E+07	2,72E+07	2,73E+07	2,72E+07	1,98E+07	1,90E+07	1,84E+07	2,21E+07	2,00E+07	1,93E+07	2,00E+07	-	2,21E+07
Sz1	8,46	52,03	49,73	124,52	-4,75	3,30E+07	3,29E+07	3,32E+07	3,31E+07	2,19E+07	2,07E+07	1,97E+07	1,36E+08	2,22E+07	2,29E+07	2,20E+07	2,21E+07	-

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, Julia Halbleib, diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet zu haben. Diese Arbeit wurde in keinem anderen Prüfungsverfahren unter Erlangung eines akademischen Grades eingereicht.

Würzburg, den 24.01.2019

Julia Halbleib