

Anlage B1

zum Ergebnisbericht des BMBF-Forschungsprojektes MinHorLam

Minderung von Hochwasserrisiken durch nicht-strukturelle Landnutzungsmaßnahmen
in Abflussbildungs- und Überschwemmungsgebieten
– eine transdisziplinäre Studie zur Effektivität solcher Maßnahmen –

Ergänzende inhaltliche Informationen

Teil 1

**Hydrologische und wasserwirtschaftliche
Untersuchungen**

(AP1 und AP2)

April 2010

Kapitelverzeichnis

Kapitelverzeichnis	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	x
1 Anlagen Arbeitspaket 1 (AP1)	1
2 Anlagen Arbeitspaket 2 (AP2)	45

Inhaltsverzeichnis

Kapitelverzeichnis	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	x
1	Anlagen Arbeitspaket 1 (AP1) 1
1.1	Interpretation des vorhanden Wissens zu Abfluss und Erosion mindernden agrarischen und forstwirtschaftlichen Maßnahmen 1
1.1.1	Bodenbearbeitung- und Bestellverfahren 2
1.1.2	Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen 11
1.1.3	Maßnahmen der Flurgestaltung..... 16
1.1.4	Maßnahmen der Nutzungsänderung 20
1.2	Modell „Abflussbildung“ 25
1.2.1	Typisierung repräsentativer Niederschlagsereignisse 25
1.2.2	Simulation von Abfluss- und Erosionsprozessen in Hochwasser- entstehungsgebieten 27
1.2.2.1	Modelle 27
1.2.2.1.1	HYDROL-INF 27
1.2.2.1.2	EROSION 3D 28
1.2.2.2	Parametrisierung 31
1.2.2.3	Infiltrationsmodellierung..... 41
1.2.2.4	Ermittlung des Spitzenabflusses 42
1.2.2.5	Simulation von Erosionsprozessen..... 43
2	Anlagen Arbeitspaket 2 (AP2) 45
2.1	Ergebnisse der Literaturrecherchen 45
2.1.1	Hochwasserereignisse 45
2.1.1.1	Hochwasserauslösende Wetter- und Niederschlagssituationen 45
	a) Hochwasser im Juli 1997 an der Oder 46
	b) Hochwasser im Oktober/ November 1998 im Einzugsge- biet von Weser, Aller und Leine 46
	c) Hochwasser im Februar/ März 1999 im Rheingebiet..... 47
	d) Hochwasser im Mai 1999 im Rheingebiet 47

	e) Hochwasser im Mai 1999 im Donaugebiet (Pfingsthochwasser).....	47
	f) Sturzflut in Ahlen (Westfalen) im Mai 2001	47
	g) Hochwasser im August 2002 im österreichischen Einzugsgebiet der Donau	48
	h) Hochwasser im August 2002 im Elbegebiet	48
	i) Hochwasser im August 2005 in Südbayern.....	48
	j) Hochwasser im März/ April 2006 im Elbegebiet	48
	k) Hochwasser im August 2007 im Rheingebiet.....	49
	l) Hochwasser im September/ Oktober 2007 im Innerste-Gebiet.....	49
	m) Hochwasser im September/ Oktober 2007 in Sachsen-Anhalt.....	49
	n) Sturzfluten 1990 - 2005.....	49
2.1.1.2	Betroffenheit der Landwirtschaft.....	51
2.1.1.2.1	Beispiele aufgetretener Schäden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.....	51
2.1.1.2.2	Beispiele aufgetretener Schäden durch landwirtschaftlich genutzte Flächen	52
2.1.2	Risikominderung in Abflussbildungsgebieten	52
2.1.2.1	Abflussbildungsgebiet.....	52
2.1.2.1.1	Infiltration und Abflussbildung.....	52
	a) Abflussminderungspotenzial von Böden	52
	b) Abfluss von Acker- und Grünland.....	53
2.1.3	Risikominderung in Überschwemmungsgebieten.....	53
2.1.3.1	Räumliche Abgrenzungen und Zonierungen in Überschwemmungsgebieten.....	53
2.1.3.1.1	Überschwemmungsgebiete	53
2.1.3.1.2	Abflussbereich in Überschwemmungsgebieten.....	54
2.1.3.1.3	Nutzungszonen in Überschwemmungsgebieten	55
2.1.3.2	Hochwasserrisiken in Überschwemmungsgebieten	55
2.1.3.3	Risiken für landwirtschaftlich genutzte Flächen.....	56
2.1.3.4	Risiken für Waldflächen.....	60
2.1.3.5	Hydraulische Einflüsse der Vorlandflächen	61
2.1.3.5.1	Hydraulische Einflüsse der Vorlandbereiche und der Vorlandvegetation.....	61

	a) Fließwiderstände unterschiedlicher Vegetation	61
	b) Aufgetretene Wasserstandsänderungen in Flüssen.....	64
	c) Modellrechnungen zum Einfluss der Vorlandvegetation.....	65
2.2	Modell „Lamellenmodell/ Hochwasserabfluss“	68
2.2.1	Allgemeine Modellgrundlagen	68
2.2.2	Vereinfachende Modellannahmen	69
2.2.3	Erweiterter Reibungsansatz.....	70
2.2.4	Ausgabegrößen des Modells	71
2.2.5	Mathematische Modellgrundlagen.....	72
2.2.6	Zu beachtende Einschränkungen/ Grenzen der Modellanwendung	77
2.2.7	Handhabung des Modells	77
2.2.8	Kalibrierung des Modells	78
2.2.9	Auswirkungen verschiedener Reibungsansätze des Modells auf hydraulische Größen	78

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Unterschiedliche Bodenbearbeitungssysteme (KTBL, 1993).....	3
Abb. 1-2: Verhältniszahlen zur Trockenrohdichte des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden	6
Abb. 1-3: Verhältniszahlen zum Kohlenstoffgehalt des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden	7
Abb. 1-4: Verhältniszahlen zur Aggregatstabilität des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden	7
Abb. 1-5: Verhältniszahlen zur Makroporosität des Bodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden.....	9
Abb. 1-6: relativer Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung (nach Auerswald, 1998).....	13
Abb. 1-7: Beispielhafte Jahresverteilung der Regenerosivität - obere Grafik - und Verlauf der Bodenbedeckung unterschiedlicher Fruchtfolgen über deren Anbauperiode – untere Grafik (aus Hiller, 2007)	14
Abb. 1-8: schematischer Aufbau von Uferrandstreifen (nach Leeds et al., 1999)	18
Abb. 1-9: Bodenabtrag auf einem Schlag mit 5 % Hangneigung mit zunehmender Hanglänge	19
Abb. 1-10: Schematische Darstellung der Waldwirkung auf den Abfluss (nach Badoux et al., 2004).....	23
Abb. 1-11: Modellregen nach Euler-Typ II und Blockregen für eine Rasterzelle im Erzgebirgsvorland nach KOSTRA-DWD 2000 (Wiederkehrzeit 100 a, Dauer 12 h).....	26
Abb. 1-12: Typische I-D-F Kurven für eine Rasterzelle im Erzgebirgsvorland nach KOSTRA-DWD 2000	26
Abb. 1-13: Deutsches und US-amerikanisches Bodenartendiagramm (AG Boden, 2006 bzw. USDA, 2006)	32
Abb. 1-14: mineralische Dichten in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung (Rawls, 1983).....	36
Abb. 1-15: Gesamtporosität in Abhängigkeit von der Korngrößenzusammensetzung.....	38
Abb. 1-16: Bodenwassergehalt nach 15-tägiger gravitativer Entwässerung	39
Abb. 1-17: Schematische Darstellung zur Bestimmung von Infiltration und Oberflächenabfluss.....	41

Abb. 1-18: Schematische Darstellung der erforderlichen Parameter zur Bestimmung der Konzentrationszeit	42
Abb. 1-19: schematisierte Modellflächen (100 m x 100 m) mit durchschnittlichen Hangneigungen von a) 5 %, b) 10 % und c) 20 %	44
Abb. 2-1: Ertragsverluste ausgewählter Kulturen in Abhängigkeit von der Vegetationsentwicklung und der Überschwemmungsdauer (aus Klaghofer, 2003)	58
Abb. 2-2: Streuungen der Überflutungstoleranz (0 = niedrige Tol., 30 = hohe Tol.) von Bäumen (min. u. max. Werte, 25- u. 75-Perzentilen, Median, modifiziert nach Macher, 2008).....	61
Abb. 2-3: Rauigkeitskoeffizienten k_{st} (Strickler) für unterschiedlichen Vorlandbewuchs (Min-, Max- und Einzelwerte zusammengestellt nach verschiedenen Literaturquellen)	62
Abb. 2-4: Rauigkeitskoeffizienten k_{st} (Strickler) für unterschiedliche landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen und unterschiedliche Bodenbedeckung (Min-, Maxwerte, verändert nach Morgan, 1996)	63
Abb. 2-5: Schematisiertes Geländemodell mit Fluss und Vorländern für eine 2D-Modellrechnung mit unterschiedlichen Vorlandbreiten, Abflüssen und Längsgefällen (nach LfW, 2005)	65
Abb. 2-6: Reduzierung der Spitzenabflüsse und Abflussanteile im Vorlandbereich infolge von Grünland, Forst und gemischter Nutzung auf Vorländern von 50 und 300 Breite bei verschiedenen Abflüssen ($40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) und unterschiedlichem Längsgefälle (0,5 ‰ und 4,0 ‰), (nach LfW, 2005)	66
Abb. 2-7: Veränderung der Wasserspiegellagen infolge von Grünland, Forst und gemischter Nutzung auf Vorländern von 50 und 300 Breite bei verschiedenen Abflüssen ($40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) und unterschiedlichem Längsgefälle (0,5 ‰ und 4,0 ‰), (nach LfW, 2005).....	67
Abb. 2-8: Unterteilung des Fließquerschnittes in 25 Lamellen (10 auf dem linken Vorland, 5 im Flussbett, 10 auf dem rechten Vorland); (Rückansicht)	68
Abb. 2-9: Strickler-Reibungsbeiwerte in Abhängigkeit vom hydraulischen Radius, abgeleitet aus Literaturangaben in Verbindung mit der Anwendung von Inter- bzw. Extrapolationsprozeduren	71
Abb. 2-10: Seitenansicht der <i>i</i> . Lamelle des Profilquerschnitts (Längsschnitt)	76
Abb. 2-11: Rückansicht der <i>i</i> . Lamelle des Profilquerschnitts (nicht vollständig benetzt).....	76

- Abb. 2-12: Lamellen-Wassertiefen in Abhängigkeit vom Wasserstand - Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)79
- Abb. 2-13: Lamellen-Geschwindigkeiten in Abhängigkeit vom Wasserstand – Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)79
- Abb. 2-14: Relative Abflussanteile von Flussbett und Vorländern – Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Vorlandbreite $B_V = 2 \times 600 \text{ m} = 1200 \text{ m}$, Flussbettbreite $B_F = 200 \text{ m}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)80
- Abb. 2-15: Relative Fließbreite in Abhängigkeit der über die Profilbreite akkumulierten relativen Lamellen-Durchflüsse – Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Vorlandbreite $B_V = 2 \times 600 \text{ m} = 1200 \text{ m}$, Flussbettbreite $B_F = 200 \text{ m}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)80

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1: On-Site und Off-Site Schäden durch Bodenerosion (nach Lütke-Entrup und Müller, 2003).....	2
Tab. 1-2: Wirkungsmechanismen des Zwischenfruchtanbaus auf den Boden und den Bodenwasserhaushalt (aus Bosch und Partner, 2000).....	15
Tab. 1-3: Benötigte Eingabedaten für das Programm EROSION 3D (Quelle, Michael, 1995).....	29
Tab. 1-4: Annahmen für die Parametrisierung der Eigenschaften des Oberbodens.....	37
Tab. 2-1: Hochwasserereignisse, auslösende Niederschlagssituationen und Jährlichkeiten der resultierenden Abflüsse	50
Tab. 2-2: Nutzungszonen und Nutzungsmöglichkeiten in Überschwemmungsgebieten in Abhängigkeit von der Eintrittswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen (Konold, 2006)	55
Tab. 2-3: Richtwerte für durch landwirtschaftliche Flächen maximal tolerierbare Überstauzeiten und ~höhen bei Überflutungen landwirtschaftlicher Kulturen (nach Desbos, 1997 in Citeau, 2003, zit. nach Stahl et al., 2005)	57
Tab. 2-4: Prozentuale Ertragsverluste von Mais infolge von Überschwemmungen in Abhängigkeit von Zeitpunkt und Dauer einer Überschwemmung, Überflutungshöhe und Überflutungsdauer (nach Citeau, 2003).....	59

1 Anlagen Arbeitspaket 1 (AP1)

1.1 Interpretation des vorhandenen Wissens zu Abfluss und Erosion mindernden agrarischen und forstwirtschaftlichen Maßnahmen

Ausgehend von den in AP1 genannten Zielen werden in diesem Kapitel auf der Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche Abfluss und Erosion mindernde Maßnahmen vorgestellt. Diese Maßnahmen stellen eine Auswahl aus dem Spektrum der Möglichkeiten dar, welche als besonders effektiv eingestuft werden. Die positiven Auswirkungen auf den Hochwasserschutz resultieren dabei einerseits aus der Beeinflussung der Abflussbildungs- und Abflusskonzentrationsprozesse vor dem Zufluss in die Gewässer. Von besonderer Wichtigkeit für die Ausprägung lokaler Hochwasserrisiken und –schäden ist andererseits aber auch, ob der entstandene Oberflächenabfluss Erosionsprozesse auslöst, die den Standort negativ verändern und/ oder durch abgeführte Erosionsfrachten zu Beeinträchtigungen im Unterliegerbereich führen können. Der Schutz vor Bodenerosion vermeidet somit nicht nur ein Abtragen fruchtbaren Bodens (On-Site-Schäden) und schützt somit den Boden selbst. Vielmehr wird durch die Verringerung der Bodenerosion gleichzeitig ein Schutz der Fließgewässer und Rückhaltebecken vor erhöhten Schlammfrachten und damit auch vor Schadstoff- und übermäßigem Nährstoffeintrag erreicht (Off-Site-Schäden). Einen Überblick zu den möglichen On-Site und Off-site-Schäden durch Bodenerosion gibt Tab. 1-1.

Da Bodenerosion im Wesentlichen durch Oberflächenabfluss ausgelöst wird, setzen die meisten Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Verringerung der Bodenerosion direkt oder indirekt an der Minimierung des Oberflächenabflusses an. Daher leitet sich aus den positiven Effekten der hier beschriebenen Maßnahmen auf ein höheres Wasser-rückhaltevermögen in der Fläche indirekt auch eine Erosionsschutzwirkung ab. Im Gegensatz dazu kann eine Erosionsschutzwirkung auch dann noch gegeben sein, wenn bereits alle Abflussminderungspotenziale ausgeschöpft sind. Die Tatsache, dass viele der hier vorgestellten Maßnahmen hauptsächlich eine Erosion vermin-dernde Wirkung mit einem deutlich reduzierten Ausmaß auf eine Hochwasser ver-mindernde Wirkung erzielen, wird auch in der im Hauptbericht vorgenommenen Be-wertung der einzelnen Maßnahmen deutlich. Die möglichst große Auswahl unter-schiedlicher Maßnahmen, die hier vorgestellt werden, ist für die konkreten Maßnah-menumsetzungen notwendig, weil auch die Landschaft sowie die an sie gekoppelten Funktionen sehr vielfältig sind (LfL, 2007). Die im Folgenden beschriebenen Maßnah-men können generell in vier Gruppen eingeteilt werden:

- Bodenbearbeitung- und Bestellverfahren
- Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen

- Maßnahmen der Flurgestaltung
- Maßnahmen der Nutzungsänderung

Tab. 1-1: On-Site und Off-Site Schäden durch Bodenerosion (nach Lütke-Entrup und Müller, 2003)

On-Site Schäden durch Bodenerosion	Off-Site Schäden durch Bodenerosion
Verlust an nährstoff- und humusreichem Krümmenmaterial, dadurch Verminderung der Durchwurzelungstiefe, des Nährstoffangebots und der Wasserspeicherfähigkeit	Befrachtung von Nachbarflächen mit abfließendem Wasser und Bodenmaterial
Bildung uneinheitlicher Krümmenmächtigkeit auf dem Schlag, mit z. T. flachgründigen, trockenheitsempfindlichen Bereichen	Belastung von Gewässern und geschützten Biotopen durch den Eintrag von Bodenmaterial, Nährstoffen und Pestiziden
Ausspülung und Freilegung von Pflanzen	Verfüllung/ Verlandung kleiner Gewässer
Überdeckung von Pflanzen	Überdeckung von Pflanzen
Ernteerschwernis durch ungleich abreifende Bestände und Erosionsrinnen oder –gräben	Verschmutzung von Infrastruktureinrichtungen und kulturtechnischen Systemen (z. B. Kanalsysteme, Hofflächen, Straßen, Gebäude)
Ertragsunsicherheit und dauerhafte Ertragsminderung sowie Qualitätseinbußen	

Sämtliche Maßnahmen sind in der Praxis situations- und standortbezogen zu ergreifen. Hierbei sollte stets das gesamte Spektrum der möglichen Maßnahmen zum Einsatz gebracht werden, um Erosionsminderungspotenziale und soweit möglich auch Wasserrückhaltepotenziale zu erschließen. Hinsichtlich eines hydrologisch basierten Rankings zu den Anwendungsbereichen und –grenzen Abfluss mindernder und Erosionsschutzmaßnahmen haben in Verbindung mit der landwirtschaftlichen Akzeptanz bzw. der Umsetzungswahrscheinlichkeit die Maßnahmen der Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren die größte Wirksamkeit. Deshalb wurden diese bei der Aufstellung von Szenarien und der sich anschließenden Modellierung in AP1 ausgewählt und untersucht (siehe Hauptbericht) und werden im Folgenden zunächst ausführlich beschrieben, bevor ein Überblick zu allen anderen Maßnahmen hinsichtlich einer Hochwasserrisikominderung gegeben wird.

1.1.1 Bodenbearbeitung- und Bestellverfahren

Allgemein lassen sich die in Deutschland praktizierten Verfahren der Bodenbearbeitung in drei Gruppen gliedern (KTBL, 1988):

- Konventionelle Bodenbearbeitung – deren wesentliches Kennzeichen die Lockerung und Wendung des Bodens mit dem Pflug bis auf Krumentiefe (in der Regel bis 30 cm Bodentiefe) ist,
- Konservierende Bodenbearbeitung, welche unter Einsatz nichtwendender Bodenbearbeitungsgeräte, die den Boden weitgehend in seinem Aufbau belassen, auf den Pflugeinsatz verzichtet und
- Direktsaat, der Bestellung mit spezifischen Direktsämaschinen, ohne jegliche Bodenbearbeitung seit der vorangegangenen Ernte

Die Intensität der Bodenbearbeitung nimmt vom Standardverfahren mit dem Pflug über reduzierte Verfahren bis hin zur Direktsaat ab.

In dem KTBL – Arbeitsblatt „Definition und Einordnung von Verfahren der Bodenbearbeitung und Bestellung“ hat die KTBL – Arbeitsgruppe „Bodenbearbeitung und Bestellung“ im Jahr 1993 Verfahren und Ablauf der Arbeitsgänge für die verschiedenen Intensitätsstufen beschrieben (siehe Abb. 1-1). Dabei gibt es zwischen der konventionellen Bearbeitung mit dem Pflug und der konsequent durchgeführten Direktsaat eine Menge von Zwischenstufen in Richtung reduzierter oder konservierender Bodenbearbeitung. So reichen die Möglichkeiten im System der konservierenden Bodenbearbeitung von einer einmaligen Bodenbearbeitung mit dem Grubber auf 5 cm Bearbeitungstiefe ohne Lockerung bis hin zum mehrmaligen Grubbern mit Lockerung, im Extremfall bis auf Krumentiefe.

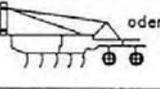
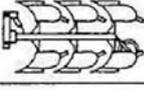
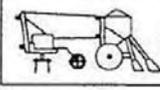
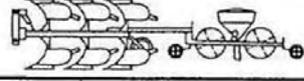
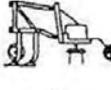
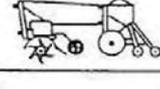
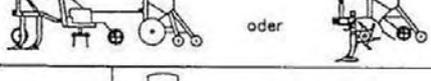
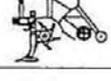
Verfahren	Grundbodenbearbeitung	Saatbettbereitung	Saat	Ablauf der Arbeitsgänge	
Bodenbearbeitung mit Pflug		 oder 		getrennt	
		 oder 	Bodenfräse oder Rotoregge	kombiniert, Saatbettbereitung u. Saat zusammengefaßt	
					alle Arbeitsgänge kombiniert
Bodenbearbeitung ohne Pflug –konservierend–	 oder 			getrennt	
	 oder 	 oder 		kombiniert, Saatbettbereitung u. Saat zusammengefaßt	
	 oder 				alle Arbeitsgänge kombiniert
	—	  			ohne Grundbodenbearbeitung, Saatbettbereitung und Saat kombiniert
Direktsaat	—	—		Saat ohne Bodenbearbeitung	

Abb. 1-1: Unterschiedliche Bodenbearbeitungssysteme (KTBL, 1993)

In den nachfolgenden Absätzen wird auf die drei Bodenbearbeitungssysteme näher eingegangen, wobei jene Aspekte genauer untersucht werden, die für die durchgeführten Simulation mit HYDROL-INF und EROSION-3D (siehe Hauptbericht) von Bedeutung sind (z. B. Lagerungsdichte, Verschlämmung; Makroporen). Dabei wird das System der konventionellen Bodenbearbeitung nicht im Sinne einer Abfluss und Erosion mindernden Maßnahme beschrieben sondern vielmehr als eine Art Standard- oder Bezugssystem angesehen, anhand dessen die Effektivität nicht-struktureller Maßnahmen im Sinne eines vorbeugenden Hochwasser- bzw. Erosionsschutzes abgeschätzt werden kann.

Die konventionelle Bodenbearbeitung

Das wesentliche Merkmal der konventionellen Bodenbearbeitung ist der Wendeeffekt, durch den aufliegendes organisches Material etwa auf Arbeitstiefe eingearbeitet wird und Bodenmaterial aus Arbeitstiefe nach oben transportiert wird (Voßhenrich und Brunotte, 2008). Die damit verbunden Lockerung des Bodens über die gesamte Bearbeitungstiefe spiegelt sich u. a in einer geringeren Lagerungsdichte als auf unbearbeiteten Böden wieder. Durch das Wenden des Oberbodens wird die Bodenoberfläche frei von Unkraut und Pflanzenresten der Vorkultur, gleichzeitig wird auch eine Akkumulation von Humus in den obersten Bereichen des Bodens verhindert. Zusätzlich wird durch die regelmäßige starke Belüftung die Mineralisierung der organischen Substanz angeregt, so dass insgesamt weniger Corg auf gepflügten Ackerflächen vorhanden ist als auf weniger oder ungestörten Flächen (Keller, 2006; Eriksen-Hamel et al., 2009; Frede et al., 1994).

Die Einarbeitung der Pflanzenreste schafft eine ungeschützte vegetationslose Bodenoberfläche die aus Bodenmaterial besteht, dass auf Grund seines geringen Humusanteils und der vorangegangenen Lockerung eine schlechte Aggregatstabilität aufweist (Ehlers, 1975; FranzlÜbbers, 2002). Die Konsequenz ist die für gepflügte Ackerflächen häufig beschriebene Anfälligkeit für Verschlämmung (Zimmerling, 2004; Schmidt, W. et al., 2000 u. a.). Verschlämmungen entstehen durch die Zerstörung von Bodenaggregaten im Zuge von Niederschlagsereignissen. Dabei werden die die Bodenaggregate direkt durch den Tropfenaufschlag (Splash-Effekt) oder durch die sogenannte Luftprennung zerstört (Akkermann, 2004; Ghadiri, 1981). Detaillierte Beschreibungen zum Prozess der Verschlämmung finden sich u. a. bei Roth et al. (1994). Übereinstimmend wird dargestellt, dass die Verschlammungsneigung von der jeweiligen Bodenart abhängig ist und bei Böden mit hohem Schluffgehalt besonders groß ist. Im Zuge der Verschlämmung entsteht eine wenige mm bis cm dicke Schicht an der Bodenoberfläche, die bei geringer hydraulischer Leitfähigkeit das Infiltrationsvermögen des Bodens deutlich reduziert und damit wesentlich zur Bildung von Oberflächenabfluss beiträgt. Wird die Verschlämmung auf gepflügten Ackerflächen verhindert, so haben diese bessere Infiltrationseigenschaften als konservierend bear-

beitete Flächen (Mwendera, 1993; Schmidt und Zimmerling, 2001). Die Ursache liegt in der geringeren Lagerungsdichte auf Grund der lockernden Wirkung des Pflügens. Damit wird im Boden mehr Porenvolumen geschaffen, das letztendlich mehr Wasser schneller aufnehmen kann.

Ein anderer Aspekt von gepflügten Flächen ist die in der Literatur oft beschriebene Abnahme der Regenwurmabundanz (Chervet, 2000; Kladvko, 2001; Heisler et al., 1998), die eine wichtige Rolle bei der Erzeugung von Makroporen spielen. So haben Eriksen-Hamel et al. (2009); Chervet (2000) und Tebrügge und Düring (1999) festgestellt, dass die mechanische Beeinträchtigung durch das Pflügen bzw. den damit verbundenen Eingriff in den Lebenszyklus der Regenwürmer die Hauptursache für ihre geringere Abundanz ist. Ein weiterer Grund für die geringere Abundanz ist das reduzierte Nahrungsangebot von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche. Nach Schmidt und Zimmerling (2001) und Chervet (2000) kann eine Abundanzzunahme bei Regenwürmern beobachtet werden, wenn ein besseres Nahrungsangebot in Form einer Mulchschicht vorhanden ist. Zusätzlich werden bei der konservierenden Bodenbearbeitung einmal entstandene Makroporen regelmäßig durch den Einsatz des Pfluges zerstört. Regenwurmröhren bleiben im Unterboden möglicherweise erhalten, haben aber keinen hydraulischen Kontakt zur Bodenoberfläche was ihre Bedeutung für die Wasserinfiltration deutlich einschränkt (Schmidt und Zimmerling, 2001).

Die dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung

Das System der dauerhaft angewandten nichtwendenden Bodenbearbeitung bzw. pfluglosen Bewirtschaftung von Ackerflächen sollte auf bisher konventionell oder nur zeitweise konservierend bestellten Ackerflächen zum Einsatz kommen und bewirkt durch eine erhöhte Bodenbedeckung und Stabilität von Bodenaggregaten eine Verringerung von Infiltration hemmender Verschlammung, eine Erhöhung der Infiltration durch vermehrte vertikale Makroporen und eine Verlangsamung des Oberflächenabflusses durch eine erhöhte Oberflächenrauigkeit. Damit verbunden sind eine Verminderung der Wassererosion und der Schutz von Oberflächengewässern durch Reduzierung von Erosion bedingten Nähr- und Schadstoffausträgen (LfL, 2007). Dabei ist die Veränderung Infiltration beeinflussender Bodeneigenschaften durch Umstellung von konventioneller auf konservierende Bodenbearbeitung vor allem durch die Verringerung der Intensität der Bodenbearbeitung bei gleichzeitigem Verzicht der Wendung des Oberbodens und damit verbundener Anreicherung von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche bzw. in oberflächennahen Bodenbereichen determiniert (Schmidt und Zimmerling, 2001).

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zu den mit der konservierenden Bodenbearbeitung einhergehenden Veränderungen der Bodenmatrizeigenschaften des Oberbodens, der Oberflächeneigenschaften und des Makroporensystems beziehen sich auf Zimmerling (2004). Zimmerling wertete weltweit in der Literatur vorhandene Er-

gebnisse zu den sich ergebenden Unterschieden in den oben genannten Faktoren bei Umstellung von konventioneller auf konservierende Bodenbearbeitung aus und beschrieb diese durch Verhältniszahlen, wobei Werte > 1 eine Zunahme und Werte < 1 eine Abnahme des jeweiligen Parameters bei konservierender Bearbeitung im Vergleich zur konventionellen Bearbeitung darstellen. Zur Auflistung der im Einzelnen verwendeten Literaturergebnisse sei auf Zimmerling (2004) verwiesen.

Die Abbildung Abb. 1-2 stellt die Unterschiede in der Trockenrohdichte des Oberbodens zwischen konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerböden dar und verdeutlicht bei der Mehrzahl der Untersuchungen eine tendenzielle Zunahme der Lagerungsdichte (Verhältniszahlen größer 1) nach Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung.

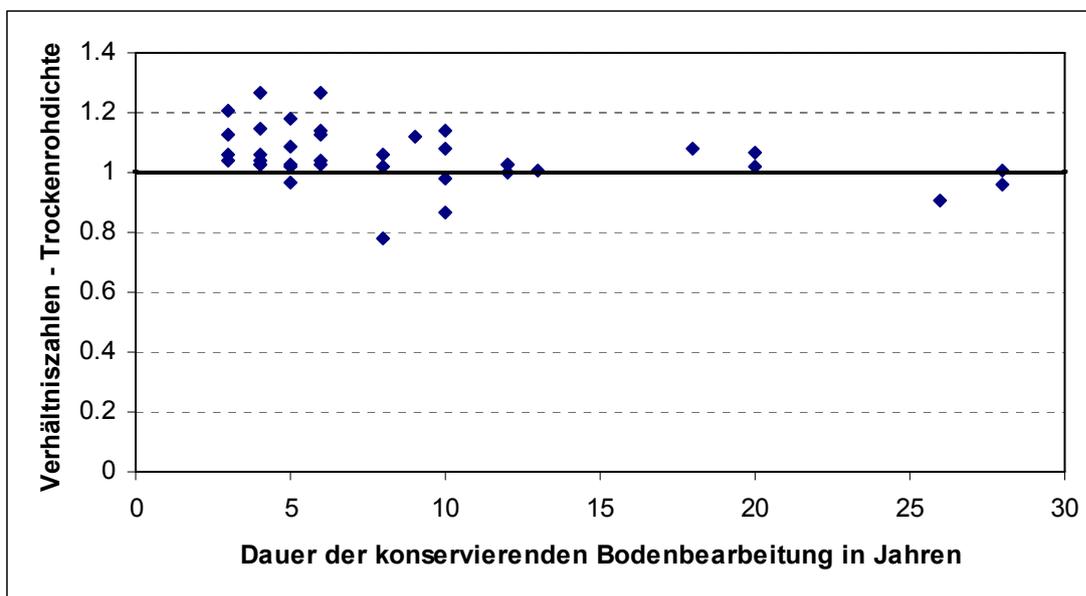


Abb. 1-2: Verhältniszahlen zur Trockenrohdichte des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden

Trotz der meist geringeren Lagerungsdichte weisen konventionell bearbeitete Standorte bekanntermaßen zumeist ein geringeres Infiltrationsvermögen im Vergleich zu konservierender Bodenbearbeitung auf. Die Ursachen dafür liegen vor allem in der höheren Verschlammungsanfälligkeit konventionell bearbeiteter Böden, hervorgerufen durch das Fehlen von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche, der damit verbundenen geringeren Aggregatstabilität sowie der Zerstörung des Makroporengefüges infolge der wendenden Bodenbearbeitung.

Die Anreicherung von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche bzw. in den obersten Bodenschichten in Verbindung mit der geringeren Bearbeitungsintensität bewirkt eine gesteigerte Aktivität der Bodenlebewesen, da diese auf Grund des verbesserten Nahrungsangebotes bessere Lebensbedingungen vorfinden. Die Pflanzenreste werden durch die Bodenorganismen zerkleinert, zersetzt und mit mineralischen Bodenteilchen vermischt. Dadurch kommt es zu einer Humusakkumulation und wie die Abb.

1-3 zeigt, werden deshalb bei konservierender Bodenbearbeitung in der obersten Bodenschicht auch höhere organische Kohlenstoffgehalte im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung nachgewiesen.

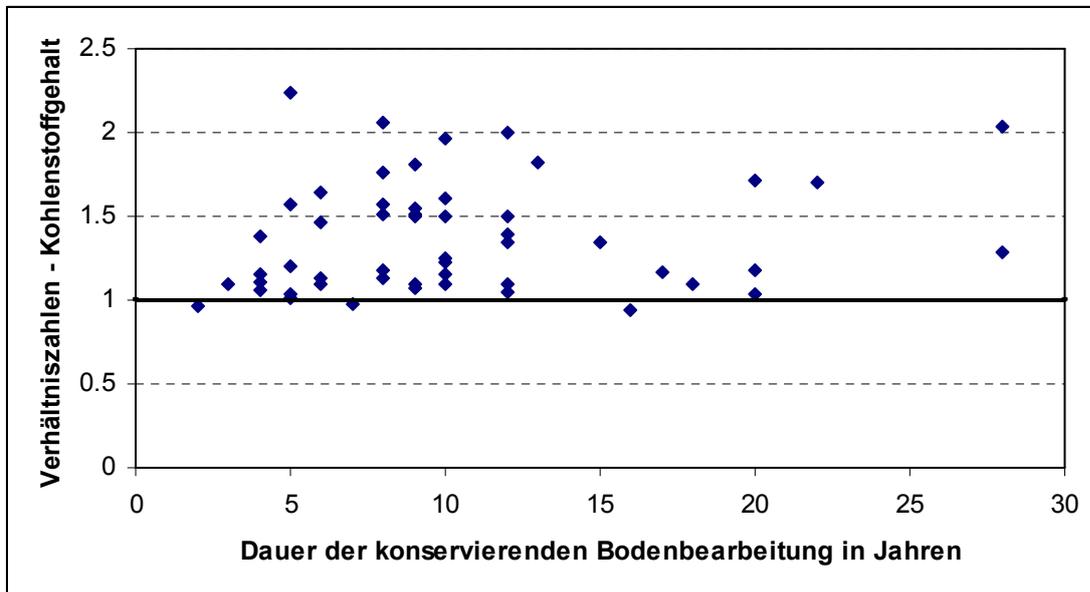


Abb. 1-3: Verhältniszahlen zum Kohlenstoffgehalt des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden

Die erhöhten Gehalte an organischer Substanz in Verbindung mit einer höheren mikrobiellen Biomasse in der Oberkrume sowie einer erhöhten Regenwurmabundanz führen zu einer höheren Aggregatstabilität bei nicht wendender Bodenbearbeitung, wie in Abb. 1-4 dargestellt.

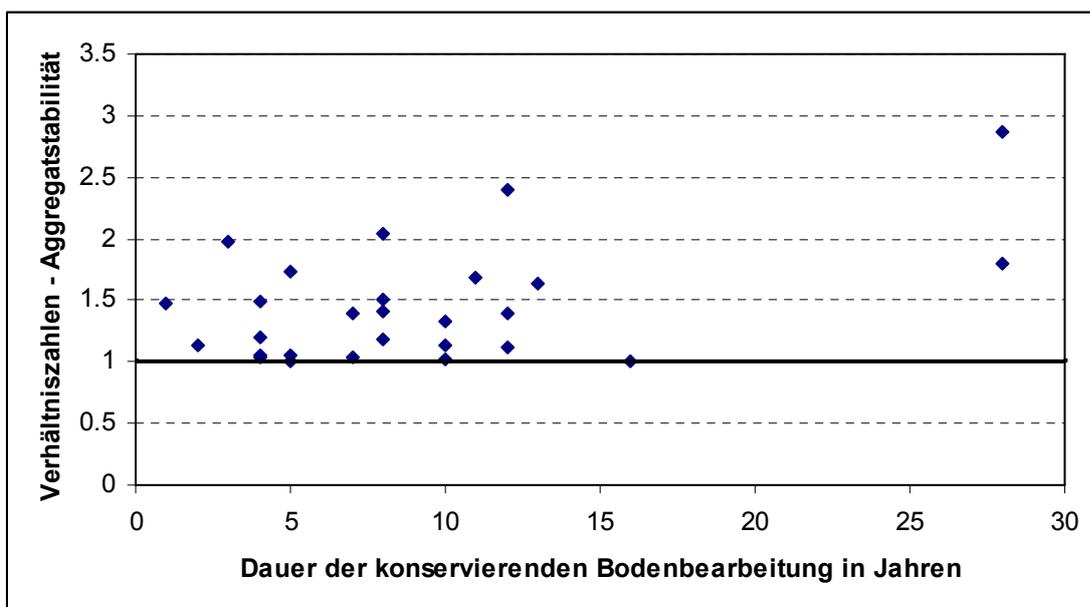


Abb. 1-4: Verhältniszahlen zur Aggregatstabilität des Oberbodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden

Das Zusammenspiel von erhöhter Aggregatstabilität und Anreicherung von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche führt dazu, dass die Bodenaggregate vor der Zerstörung durch Regentropfen weitgehend geschützt sind und dadurch die Bildung von Infiltration hemmenden Oberflächenverschlammungen und Bodenerosion vermindert werden kann.

Die mit der konservierenden Bodenbearbeitung einhergehende Veränderung im Makroporensystem des Bodens beruht ebenfalls auf der Förderung von Bodenorganismen durch Anreicherung von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche bzw. in den obersten Bodenschichten in Verbindung mit der geringeren Bearbeitungsintensität.

Zimmerling (2004) unterscheidet morphologisch vier Gruppen von Makroporen und zwar durch die Bodenfauna, durch die Pflanzenwurzeln, durch Risse und Spalten infolge von Schrumpfung bzw. chemischer Verwitterung oder durch erosiven Zwischenabfluss entstandene Makroporen.

Von der schon mehrfach erwähnten geringeren Intensität der Bodenbearbeitung profitiert insbesondere die Bodenmakrofauna, einschließlich der Regenwürmer. Nach Beven und Germann (1982) sowie nach Zuidema (1985) spielen Regenwürmer bei der biogenen Durchporung die bedeutendste Rolle. Auf Grund ihrer grabenden und wühlenden Tätigkeit hinterlassen Regenwürmer ein tief reichendes kontinuierliches, gut drainendes Röhrensystem. Die Anzahl der Regenwurmröhren wird nach Ehlers (1975) mit zunehmender Tiefe größer und erreicht ihr Maximum oftmals bei 50-60 cm, wobei er in deutschen Ackerböden aus Löß derartige Regenwurmgänge bis zu einer Tiefe von 180 cm nachweisen konnte. Auf Grund der nicht wendenden Bodenbearbeitung bleiben diese Regenwurmgänge, aber auch z. B. durch alte Pflanzenwurzeln entstandene, kontinuierliche Makroporen im Oberboden weitestgehend erhalten (Zimmerling, 2004). Die Folge ist eine Anreicherung von kontinuierlichen Makroporen bei konservierender Bodenbearbeitung, die von der Bodenoberfläche bis in oben genannte Tiefen reichen können. Dies belegen auch Untersuchungen von Chervet (2000), Edwards et al. (1988) und Tebrügge (1999). In Abbildung Abb. 1-5 sind die von Zimmerling (2004) aus veröffentlichten Ergebnissen ermittelten Verhältniszahlen für Makroporenanteile zwischen der konservierenden und konventionellen Bodenbearbeitung dargestellt.

Das ein Teil der Ergebnisse auch über eine geringerer Makroporosität verfügt, ist darauf zurückzuführen, dass es immer noch keine einheitliche Definition z. B. über den Mindestäquivalentdurchmesser von Makroporen gibt, so können z. B. auch durch die Auflockerung des Bodens, beispielsweise durch das Pflügen weite bzw. enge Grobporen entstehen, die in die Makroporenbetrachtung mit einbezogen wurden, entstehen. Diese vergehen jedoch durch Setzungsvorgänge im Laufe der Vegetationszeit wieder und weisen zudem nur eine sehr geringe Eindringtiefe auf.

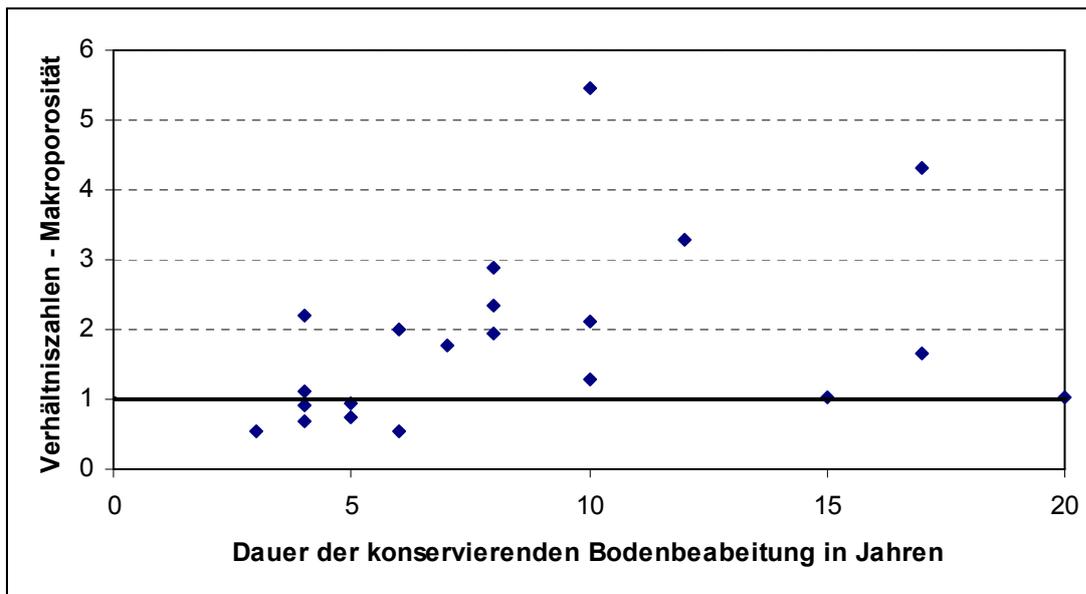


Abb. 1-5: Verhältniszahlen zur Makroporosität des Bodens konservierend und konventionell bearbeiteter Ackerböden

Zum einen führen also physikalische Veränderungen in der Oberbodenmatrix nach Umstellung der konventionellen auf konservierende Bodenbearbeitung und hier besonders die Erhöhung der Trockenrohdichte zu einer Herabsetzung der potenziell erreichbaren Infiltration. Zum anderen wird durch die deutlich geringere Verschlammungsanfälligkeit und ein gut ausgebildetes kontinuierliches Makroporensystem bei konservierender Bodenbearbeitung die Infiltration erhöht, indem das vorhandene Porenvolumen im Boden als Wasserspeicher besser ausgenutzt wird.

Es gilt aber zu beachten, dass die Infiltration durch eine ganze Reihe weiterer Faktoren beeinflusst bzw. limitiert wird. Hier sind unter anderem die Bodenmächtigkeit, die jeweilige Bodenart, das Relief und insbesondere auch die Menge und Intensitätsverteilung des Niederschlagsereignisses und die zu Beginn des Niederschlagsereignisses definierten Anfangsfeuchteverteilungen im Boden zu nennen. So ist es durchaus möglich, wie auch Zimmerling (2004) belegen konnte, dass es im Bereich des sächsischen Lößgebietes mit seinen mächtigen und zudem auch besonders verschlammungsanfälligen Böden auch bei extremen Niederschlagsereignissen zu einer deutlich erhöhten Infiltration bei konservierender Bodenbearbeitung im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung kommt.

Zieht man jedoch z. B. die geringmächtigen Böden in den eigentlichen Hochwasserentstehungsgebieten, meist in Verbindung mit einer deutlich höheren Reliefenergie in Betracht, so sind in diesen Bereichen bei Hochwasser auslösenden Niederschlägen kaum oder keine Unterschiede im Infiltrationsverhalten mehr feststellbar.

Die Direktsaat

Das Direktsaatverfahren als besonders extensive Form der konservierenden Bodenbearbeitung bzw. die Bestellung von Folgefrüchten ohne jegliche Bodenbearbeitung seit Ernte der Vorfrucht sollte auf bisher konventionell bzw. konservierend bestellten Ackerflächen zum Einsatz kommen und bewirkt durch die Bodenbedeckung eine Verhinderung von Bodenverschlämmungen, eine Abbremsung des Oberflächenabflusses und in noch stärkerem Ausmaß als die konservierende Bodenbearbeitung eine Verminderung der Wassererosion und eine Reduzierung von Nähr- und Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer.

In der Literatur ist es zum Teil schwierig eine Unterscheidung zwischen konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat zu finden, aus diesem Grunde treten auch bei der Direktsaat die schon im vorhergehenden Abschnitt angesprochenen Veränderungen von Bodeneigenschaften auf, die allerdings noch über das Ausmaß bei konservierender Bodenbearbeitung hinausgehen können.

Generell muss betont werden, dass die Effekte der reduzierten Bodenbearbeitung bis hin zur Direktsaat besonders im Sinne einer Hochwasser vermindernenden Wirkung teilweise kontrovers diskutiert werden, wobei bis heute nahezu keine allgemein geltenden Trends festgelegt werden konnten. Verwiesen sei an dieser Stelle auf eine aktuelle Literaturlauswertung zum Stand des Wissens über bodenbearbeitungsinduzierte Effekte auf bodenhydraulische Eigenschaften von Strudley (2008). Als einzigen generellen Trend bei allen Untersuchungsergebnissen konnte Strudley (2008) eine Zunahme der Makroporenkontinuität durch eine reduzierte Bodenbearbeitung feststellen. Einen viel größeren Einfluss auf die bodenhydraulischen Eigenschaften haben aber zeitliche Variabilitäten, die wiederum durch unterschiedliche räumliche Gegebenheiten des jeweiligen Untersuchungsstandortes determiniert werden. Diese räumlichen und zeitlichen Schwankungen überdecken oft jegliche Effekte, die durch unterschiedliche Bodenbearbeitungsmaßnahmen induziert werden. So haben die meisten Bewirtschaftungsformen zwar ausgeprägte Effekte auf bodenhydraulische Eigenschaften direkt nach deren Anwendung. Genauso deutlich nehmen diese Effekte aber schon nach einem kurzen zeitlichen Rahmen wieder ab (teilweise schon nach dem ersten Niederschlagsereignis nach der Anwendung). Dagegen sind langfristige Effekte deutlich geringer ausgeprägt und vielmehr von nicht-anthropogenen Einflüssen, wie z. B. Morphologie und Geologie abhängig. Weiterhin stellt er fest, dass die bodenhydraulischen Eigenschaften von spezifischen Bodentypen und Klimabedingungen beeinflusst werden, so dass durch Bearbeitungseffekte ausgewiesene bodenhydraulische Eigenschaften nicht von einem Untersuchungsgebiet auf andere übertragen werden können.

Auch Zimmerling (2004) weist darauf hin, dass trotz ermittelter signifikanter Unterschiede im Infiltrationsverhalten zwischen konservierender und konventioneller Bodenbearbeitung, relativ große Spannweiten und Medianstandardabweichungen bei

nahezu allen Untersuchungsergebnissen festgestellt wurden. Als mögliche Ursachen nennt er die Einflüsse der Fruchtfolge, der Art des angewandten Verfahrens innerhalb der konservierenden bzw. konventionellen Bearbeitungsvarianten und unterschiedlichen Zeitpunkten der Beregnungsversuche.

Nicht zuletzt sollte erwähnt werden, dass die Untersuchungen zum Infiltrations- und Erosionsverhalten der Böden unter reduzierter Bodenbearbeitung immer nur als indirekte Hinweise auf eine Hochwasser mindernde Wirkung interpretiert werden können, da sie sich nahezu alle auf die Standortskala beziehen und keine quantitativen Aussagen zu den Abflussprozessen auf der Hangskala oder gar der Einzugsgebietskala treffen.

1.1.2 Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen

Konturnutzung/ Querbewirtschaftung

Bei einer Umstellung von einer in Gefällerrichtung stattfindenden Bearbeitungsrichtung gegen eine quer zum Gefälle bzw. Hangparallel verlaufende Richtung, kann eine Verzögerung, Zwischenspeicherung und Versickerung von Oberflächenabfluss durch Ausbildung eines quer zur Gefällerrichtung verlaufenden Mikroreliefs erreicht werden. Die quer zum Hang verlaufenden Bearbeitungsspuren schaffen stauwirksame Barrieren und Rillen, die flächenhaft einen kleinräumigen Rückhalt von Oberflächenabfluss und besonders auch von vorher erodiertem Bodenmaterial ermöglichen. Dabei gilt es folgende Einschränkung zu beachten. Zum einen ist die Maßnahme besonders auf kleineren Flächen teurer, denn der Landwirt muss öfter wenden und braucht so mehr Zeit, um sein Feld zu bewirtschaften. Bei zunehmenden Hangneigungen und Hanglängen dagegen sowie auch bei extremen Niederschlagsereignissen nimmt die Wirkung dieser Maßnahme ab, weil sich immer mehr Wasser in den Furchen sammelt und die Gefahr steigt, dass diese durchbrechen. Bei Hängen mit mehr als 15 % Neigung können so schon kleine Unebenheiten das Wasser in den Bearbeitungsspuren seitlich abfließen lassen, so dass Wasserdurchbrüche und flächenhaft verbreitete Rinnenbildung folgen können.

Nach Schwertmann et al. (1990) ist die Wirkung der Querbewirtschaftung bei Hangneigungen von 3-8 % am größten, muss aber stets in Verbindung mit ergänzenden acker- und pflanzenbaulichen Schutzmaßnahmen erfolgen, da sonst zwar die Offsite-Schäden, nicht jedoch die Schäden auf der Ackerfläche selbst gemindert werden.

Vermeidung Infiltration hemmender Bodenverdichtungen

Jedes Bodengefüge hat eine gewisse Stabilität gegenüber mechanischer Belastung, ist die Belastung nur gering, reagiert der Boden elastisch und nimmt nach der Belastung wieder seine ursprüngliche Form an. Ist diese Belastung stärker als die Sta-

bilität des Bodengefüges, kommt es zu irreversiblen/ plastischen Verformungen des Bodens. Die Kompression reduziert zunächst das Volumen der weiten Luft führenden Poren, nachfolgend der engeren Grobporen und schließlich bei weiter zunehmendem Druck auch der Poren mittlerer Größe. Die scherende und knetende Wirkung versetzt die Poren, so dass sie weniger durchgängig bis dicht sind, schafft inselartige Blasen und verändert die Porengrößenverteilung zugunsten engerer Poren. Das in den Bodenporen befindliche Wasser fördert diesen Vorgang, weil es als Gleitfilm für die Partikelbewegung wirkt. Feuchte Böden sind deshalb wesentlich verdichtungsempfindlicher als trockene Böden. Beim Verdichtungsprozess wird die Dichte des Bodens höher, da der Feststoffanteil am Bodenvolumen relativ zunimmt und sich das Porenvolumen verringert. Aus der Sicht des Hochwasser- und des Erosionsschutzes ist dabei von besonderer Bedeutung, dass das Gesamtporenvolumen, die Durchlässigkeit sowie die Porenkontinuität von landwirtschaftlich genutzten Böden bei zunehmender Dichte kleiner werden und damit die Infiltrationsfähigkeit, d. h. die Wasseraufnahmefähigkeit verdichteter Böden und das Volumen des Bodens zur Wasserspeicherung abnehmen und letztendlich zu einem erhöhten Oberflächenabfluss verbunden mit einem erhöhten Erosionsrisiko führen.

Zur Vermeidung von Bodenverdichtungen gibt es eine Reihe ackerbaulicher Maßnahmen, so ist z. B. die Bewirtschaftungsform ein entscheidender Einflussfaktor. Feldversuche haben gezeigt, dass z. B. konservierend bestellte Flächen durch eine bessere Bodenstruktur tragfähiger sind als konventionell bearbeitete Flächen (Ehlers, 1975). Der Bewirtschaftungszeitpunkt spielt insofern eine Rolle, als dass die Tragfähigkeit des Bodens von der Bodenfeuchte determiniert wird denn feuchte Böden sind, wie weiter oben bereits erwähnt, verdichtungsanfällig als trockene Böden. Zur Vermeidung von Bodenverdichtungen können auch Gefüge stabilisierende Maßnahmen bzw. Gefüge verbessernde Maßnahmen wie eine organische Düngung, Kalkung oder der Zwischenfruchtanbau beitragen. Weiterhin kann durch die beim Bewirtschaften eingesetzte Technik einer Bodenverdichtung vorgebeugt werden, z. B. durch eine Verringerung der Radlast (Verringerung des Leer- und Ladungsgewichts, Erhöhung der Achsenzahl), durch eine Vergrößerung der Kontaktfläche (Einsatz von Breit- und Terrareifen, Zwillingsreifen, Gitterräder, Bandlaufwerke), durch eine Verringerung des Reifeninnendruckes (Reifendruckregelanlagen), durch verminderte Überrollhäufigkeit und Belastungsdauer (Verzicht oder Einsparung von Überfahrten durch Kombination von Arbeitsgängen, versetzte Achsen oder Dreiräder, Fahren außerhalb der Furche beim Pflügen, durch Fahrgassensysteme den Lasteintrag auf Teilbereiche des Ackerschlages begrenzen).

Minimierung der Zeitspannen ohne Bedeckung, unter anderem durch Fruchtfolgegestaltung, Zwischenfrüchte, Untersaaten

Die Wahl der Fruchtfolge beeinflusst die Bildung von Oberflächenabfluss und damit verbundener Bodenerosion insbesondere über die Zeitspanne der Bodenbedeckung. Der Vorteil der höheren Bodenbedeckung liegt vor allem in einer geringeren Oberflächenverschlammungsanfälligkeit, da die Bodenaggregate vor Regentropfenaufschlag geschützt sind. Die Bodenbedeckung kann durch Pflanzen oder Pflanzenrückstände gebildet werden und ist im Sinne eines Erosionsschutzes umso effektiver, je näher die Bedeckung der eigentlichen Bodenoberfläche ist. Sehr hohe Pflanzen bieten kaum noch einen Erosionsschutz, da die Regentropfen auf den Blättern zu großen gesammelt werden und auf Grund der Abtropfhöhe bereits wieder eine beträchtliche kinetische Energie besitzen. Deshalb wird bei Mulch bei einer Bedeckung von nur 50 % schon ein sehr wirkungsvoller Schutz erreicht, während bei hohen Pflanzen wie etwa dem Mais der Schutz wesentlich geringer ist (siehe Abb. 1-6)

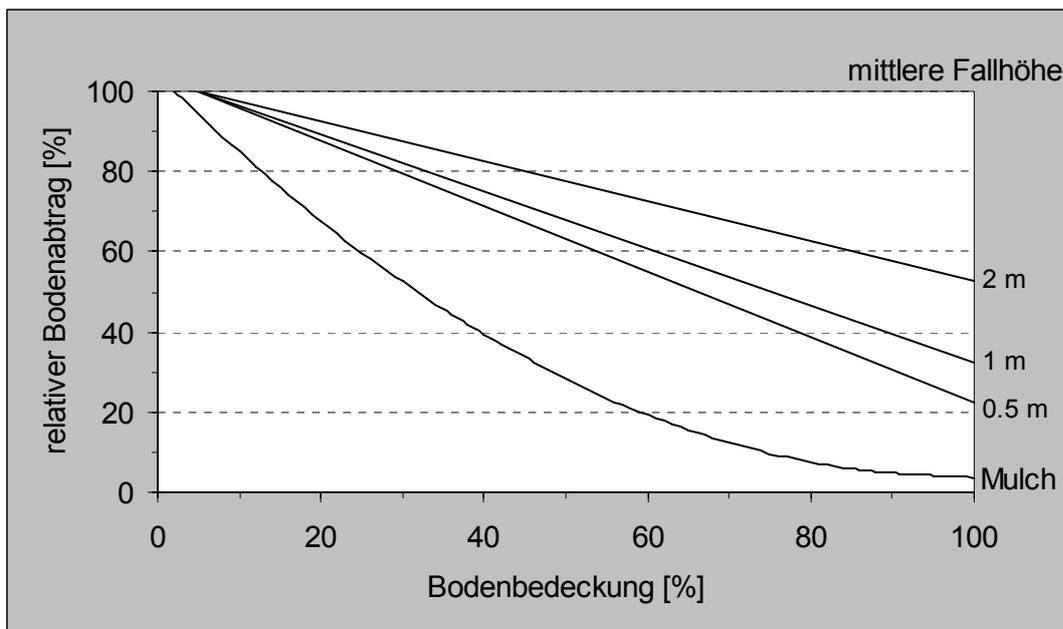


Abb. 1-6: relativer Bodenabtrag in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung (nach Auerswald, 1998)

Im Ackerbau weist die Bodenbedeckung in Abhängigkeit von den angebauten Kulturen einen ausgeprägten Jahresgang auf. Dabei ergeben sich in einer Fruchtfolge je nach Abfolge der einzelnen Fruchtfolgeglieder mehr oder weniger lange vegetationslose Zeiträume (Bodenbedeckung unter 30 %). Je nach Frucht liegen diese Zeiträume vor oder bereits innerhalb der Phase zunehmender erosiver Regenereignisse, die einen ebenso ausgeprägten Jahresgang wie die Bodenbedeckung aufweisen (siehe Abb. 1-7). So ist die Wahrscheinlichkeit erosiver Regen von Mitte Mai bis Mitte August besonders hoch, da Niederschläge hoher Intensität vor allem bei sommerlichen Wärmegewittern auftreten, während im Winterhalbjahr dagegen vor allem ad-

vektive Niederschläge vorherrschen. Besonders bei spät gesäten Reihenfrüchten mit langsamer Jugendentwicklung (Mais, aber auch Kartoffeln und Zuckerrüben) liegt der Jahresgang der Bedeckung ungünstig zum Jahresgang der Regenerosivität. In einer Fruchtfolge kann es so über mehrere Wochen hinweg zu einer extrem ungünstigen Kombination von Zeiten mit geringer Bodenbedeckung und dem Auftreten von erosiven Niederschlägen kommen (Abb. 1-7). Dies ist beispielsweise der Grund, dass unter sonst gleichen Bedingungen reine Getreidefruchtfolgen im Mittel nur etwa ein Viertel der Bodenabträge hervorrufen wie Maismonokulturen.

Die Fruchtfolge determiniert jedoch nicht nur den Bodenbedeckungsgrad, sondern auch die mechanische Beanspruchung des Bodengefüges und die damit verbundene Beeinträchtigung des Bodenwasserhaushaltes. So zeichnen sich die sogenannten Hackfrüchte im Vergleich zu Getreidefrüchten durch höhere mechanische Lasteinträge aus (Bosch und Partner, 2000)

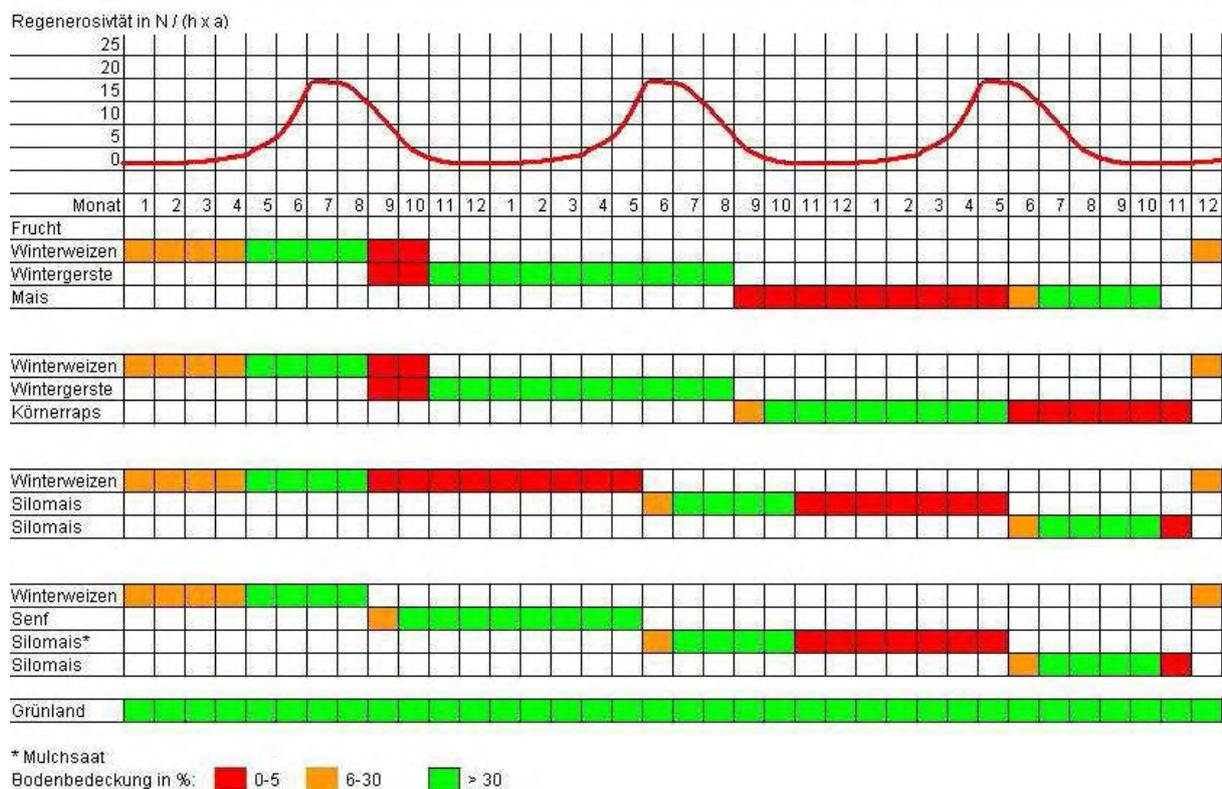


Abb. 1-7: Beispielhafte Jahresverteilung der Regenerosivität - obere Grafik - und Verlauf der Bodenbedeckung unterschiedlicher Fruchtfolgen über deren Anbauperiode – untere Grafik (aus Hiller, 2007)

Durch die Wahl einer standortgerechten Fruchtfolge und der Ausnutzung von Fruchtfolgeeffekten einerseits, besonders aber auch in Verbindung mit eingepasstem Zwischenfruchtanbau können die Zeiten ungünstiger Kombinationen aus geringer Bodenbedeckung und niedergehenden heftigen Regenfällen verringert werden. In Tab. 1-2 sind die Wirkungsmechanismen des Zwischenfruchtanbaus auf den Boden und den Bodenwasserhaushalt zusammengefasst.

Eine weitere Möglichkeit den Boden vor Verschlammung und Abfluss insbesondere bei intensiven Frühjahrsniederschlägen zu schützen, ist die Aussaat einer raschwüchsigen Feldfrucht direkt vor der Reihenfruchtsaat (z. B. Zuckerrübe oder Mais) im Frühjahr, wie z. B. Sommergetreide. Sobald die Reihenfrucht unterdrückt wird, also nach ca. 6 Wochen, wird die Untersaat mit Herbiziden abgespritzt. Damit bildet die Untersaat vor und nach ihrem Abspritzen eine Erosion und Abfluss mindernde Bodenbedeckung, die jedoch gegenüber einer modernen Mulchsaat eine schlechtere Schutzwirkung erzielt. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass die zusätzliche Überfahrt zur Aussaat der Untersaat im Frühjahr bei nassen Böden zu Abfluss und Erosion fördernden Strukturschäden und Verdichtungen der Böden führt.

Tab. 1-2: Wirkungsmechanismen des Zwischenfruchtanbaus auf den Boden und den Bodenwasserhaushalt (aus Bosch und Partner, 2000)

Wirkung	Schutzbeitrag
Zwischenfrüchte verlängern Zeitspanne, in der Boden mit einem aktiven Pflanzenbestand bedeckt ist	Schutz der Bodenoberfläche vor Tropfenaufschlag – geringere Verschlammung, geringerer Oberflächenabfluss
Zwischenfrüchte ermöglichen Mulchsaat der Folgekulturen	Geringerer Oberflächenabfluss durch Bodenbedeckung, erhöhte bodenbiologische Aktivität
Zwischenfrüchte liefern reichlich organische Substanz zur Sicherstellung der Humusversorgung des Bodens, Förderung des Bodenlebens	Stabilisierung der Bodenaggregate und des Bodengefüges – geringere Verschlammungsneigung, geringerer Oberflächenabfluss; höhere Makroporosität durch Regenwurmbesatz – höhere Infiltrationskapazität
Zwischenfrüchte steigern Transpiration um bis zu 150 mm	Entleerung des Bodenspeichers – höhere Speicherkapazität bei nachfolgenden Niederschlägen

Zufuhr organischer Substanz und Kalkung u. ä.

Organische Dünger (z. B. Komposte, Grünguthäcksel) steigern die Infiltrationskapazität, indem sie durch ihren Anteil an organischer Substanz einerseits den Humusgehalt des Bodens erhöhen und andererseits als Nahrung für Bodenorganismen dienen. Die damit verbundene Steigerung der Aktivität von Bodenlebewesen führt zu einer Stabilisierung des Bodengefüges, so dass die Verschlammungsneigung der Böden sinkt. Die umgebauten, schwer abbaubaren und verbleibenden Reste des organischen Düngers tragen als Humus zur passiven Verkittung und Stabilisierung des Bodengefüges bei. Infolge der gesteigerten Aktivität von Bodenlebewesen, vor

allem durch die Tätigkeit von tief grabenden Regenwürmern wird weiterhin die Kontinuität von vertikalen Makroporen erhöht. Auch eine regelmäßige Kalkzufuhr erhöht durch chemische und biologische Reaktionen die Gefügestabilität.

Insgesamt bewirken die Maßnahmen eine Zunahme der Bodenkrümelstabilität, des Humusgehaltes und des Porenvolumens, mit den positiven Folgeeffekten einer geringeren Verdichtungs- und Verschlammungsneigung der Böden sowie einer erhöhten Infiltrationskapazität durch tief reichende Makroporen (Billen und Aurbacher, 2007).

1.1.3 Maßnahmen der Flurgestaltung

Schlagunterteilung durch Grün- bzw. Grasstreifen, Hecken, Gehölze; Anlage von Ackerrand-/ Grünstreifen/ Gras- und Krautsäumen; Gewässerrandstreifen

Zahlreiche Studien belegen den direkten Zusammenhang zwischen der hochwasserschutzrelevanten Retentionsfunktion der Agrarlandschaft und der Ausstattung mit Strukturelementen (Hach und Höltl, 1989; Knauer, 1993; Werner, 1999 u. a.). Schläge mit großen erosionswirksamen Hanglängen können in Abhängigkeit von der Hangneigung durch Versickerungshilfen oder Strukturelemente unterbrochen werden.

Prinzipiell kann zwischen zwei Varianten unterschieden werden: kurzlebige Anlagen von Gras- oder Getreidestreifen oder Leguminosen und mehrjährige bzw. dauerhafte Streifen mit gras- und/ oder krautartigen Pflanzen, die ergänzend oder auch ausschließlich mit Sträuchern oder Bäumen bepflanzt werden. Diese Flur gliedernden Strukturen können durch eine Verkürzung von Abflussbahnen die Oberflächenabflussgeschwindigkeit reduzieren und durch die daraus resultierende Reduzierung der Transportkapazität des Abflusses zu einer Sedimentation mitgeführter Bodenteilchen führen. Darüber hinaus kann in Abhängigkeit von der Dichte und Strukturvielfalt der Vegetationsdecke und der Länge/ Breite der Strukturen und der Menge des Oberflächenabflusses auch ein Teil des Abflusses selbst aufgefangen oder zumindest verzögert werden. Von Bedeutung ist die Tatsache, dass die Anlage solcher Streifen nur eine geringe Erosionsminderung auf den Ackerflächen selbst hat, mithin die Onsite-Schäden nicht oder nur in geringem Maße beeinflusst werden können. Berechnungsversuche zeigten aber in solchen Rand- bzw. Grünstreifen einen Rückhalt von über 99 % des Bodens, der von oberhalb gelegenen Äckern zufließt und zudem eine über 20 %-ige Versickerung des zufließenden Wassers in den Randstreifen (Billen und Aurbacher, 2002).

Die Flur gestaltenden Maßnahmen können also vor allem einen wertvollen Beitrag im Sinne einer Minderung von Hochwasserrisiken leisten, indem sie Nährstoffe und Sedimente von den Landwirtschaftsflächen abfangen und einen Eintrag in angrenzende

Unterliegergebiete vermindern, also die Offsite-Schäden mindern. Nachweise dazu finden sich u. a. in Fabis (1995), Knauer und Mander (1989) und Thiele (2006).

Allerdings variiert die hydrologisch-hydraulische Wirkung dieser Maßnahmen in Abhängigkeit von der Länge/ Breite, dem Streifenabstand, der Dichte und Strukturvielfalt der Vegetationsdecke, der Hangtopographie, der Abflussintensität, Sedimentkonzentration des Abflusses und der Pflege/ Bewirtschaftung. Empfehlungen über anzustrebende Mindestdichten und Flächenanteile finden sich u. a. bei Haber (1993), Kaule (1985) und Roth et al. (1996). So kann es auf Grund der Sedimentation im Grünstreifen durchaus zu einer Zunahme der Transportkapazität hinter dem Streifen kommen. So konnte Thiele (2006) durch Modellierungen mit EROSION-3D zeigen, dass es sowohl bei konventioneller als auch bei konservierender Bodenbearbeitung, im Anschluss an die Grünstreifen zu einer verstärkten Erosion kommt. Dieser Effekt ist darauf zurückzuführen, dass durch die Verzögerung des Abflusses in den Grünstreifen und der damit verbundenen Sedimentation von bereits erodiertem Material, der aus dem Streifen wieder austretende Oberflächenabfluss kein oder nur wenig Sediment mit sich führt. Daher setzt die Erosion hinter dem Grünstreifen mit größerer Intensität wieder ein (Schmidt, 1996). Dieser unerwünschte Erosionseffekt der Grünstreifen überwiegt gegenüber dem erwünschten Sedimentationseffekt umso mehr, je mehr Wasser oberflächlich abfließt und je weniger Sediment dabei transportiert wird. Um den gewünschten Sedimentationseffekt zu erreichen, muss demnach ein Großteil des Abflusses im Grünstreifen zur Infiltration gebracht werden – inwieweit dieser Effekt auch noch bei Hochwasser auslösenden Extremniederschlägen vorhanden ist, kann durchaus bezweifelt werden. Weiterhin können die Schutzstreifen bei Starkregen oder sehr steilen Hängen überspült oder auch punktuell überströmt werden. In diesen Fällen sind von den Schutzstreifen weder eine Abfluss- noch eine Erosionsminderung zu erwarten.

Eine Sonderform bilden die Ackerrandstreifen zwischen landwirtschaftlicher Nutzfläche und Fließgewässern (siehe Abb. 1-8). Diese stellen allerdings nur die letzte Möglichkeit dar, die Boden- und Nährstoffausträge aus den betreffenden Einzugsgebieten zurückzuhalten. Wie bereits im Zusammenhang mit den Landschaftsstrukturelementen ausgeführt, entscheidet das Wasserspeichervermögen der Uferrandstreifen über das Ausmaß der Abflusssdämpfung. Meist hohe Makroporenanteile in den Uferstreifen rufen eine schnelle unterirdische Weiterleitung des infiltrierten Wassers bis zum oberirdischen Gewässer hervor, so dass in diesen Fällen von keiner maßgeblichen Reduzierung der Abflussfülle und von keiner langsameren Abflusskonzentration ausgegangen werden kann. Des Weiteren tritt Oberflächenabfluss häufig konzentriert in die Uferrandstreifen ein, so dass diese dann ohne nennenswerte Versickerung durchströmt werden (Leeds et al., 1999). Zu bedenken ist weiterhin, dass Uferrandstreifen auf potenziell zur Wassersättigung neigenden Standorten angetroffen wer-

den und insofern von keiner nennenswerten Wasserspeicherkapazität im Ereignis- und somit Bedarfsfall auszugehen ist.

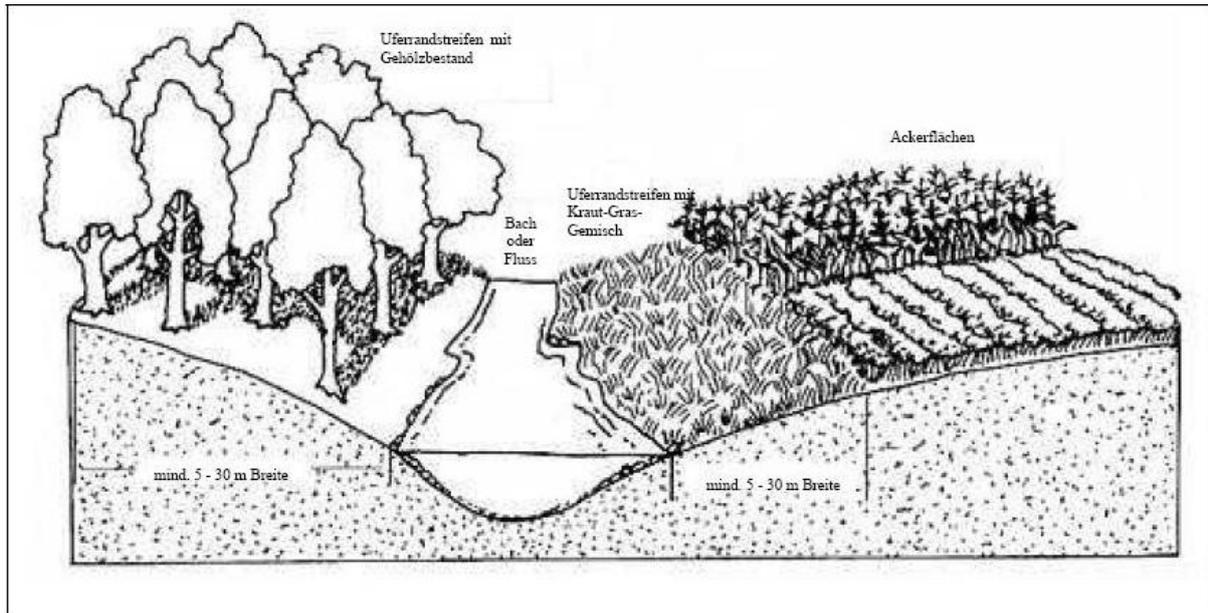


Abb. 1-8: schematischer Aufbau von Uferrandstreifen (nach Leeds et al., 1999)

Schlagverkleinerung/ Schlagteilung

Wie im Fall von Strukturelementen, lässt sich auch durch eine Untergliederung oder Verkleinerung von Ackerschlägen durch eine Verkürzung der abflusswirksamen Hanglänge eine Reduktion der Oberflächengeschwindigkeit und damit eine Erhöhung der Retentionswirkung und Versickerung erreichen. Der Zusammenhang zwischen zunehmender Hanglänge und damit verbundenem Bodenabtrag wird auf Abb. 1-9 veranschaulicht (Quelle: LfULG). Dargestellt ist das Ergebnis einer Erosionssimulation mit dem Programm EROSION-2D für eine um 5 % geneigte Ackerfläche. Mit zunehmender Hanglänge kumuliert der Oberflächenabfluss und erosiv wirkende Turbulenzen nehmen zu. Die Folge dessen ist eine erhöhte Ablöse- und Transportkapazität des Oberflächenabflusses.

Sinnvoll erscheint eine Schlagteilung daher bei großflächigen Ackerschlägen an abflusswirksamen Hängen, wobei unterschiedliche Kulturen, möglichst in Kombination mit Querbewirtschaftung, streifenförmig in einer möglichst abwechslungsreichen Abfolge angebaut werden. Dadurch kann verhindert bzw. erreicht werden, dass Oberhang und Unterhang nicht gleichzeitig brach liegen und das stärker Abfluss und Erosion gefährdete Kulturen mit geringem Bedeckungsrad immer zwischen Kulturen mit hohem Bedeckungsrad liegen. Woolhiser et al. (1996) benutzen in diesem Zusammenhang den Begriff der „Run-on-Infiltration“, wonach der entstandene Abfluss durch die erwähnte Gliederung immer wieder die Möglichkeit bekommt auf gut bedeckten und Infiltrationsfähigen Nutzflächen zu infiltrieren.

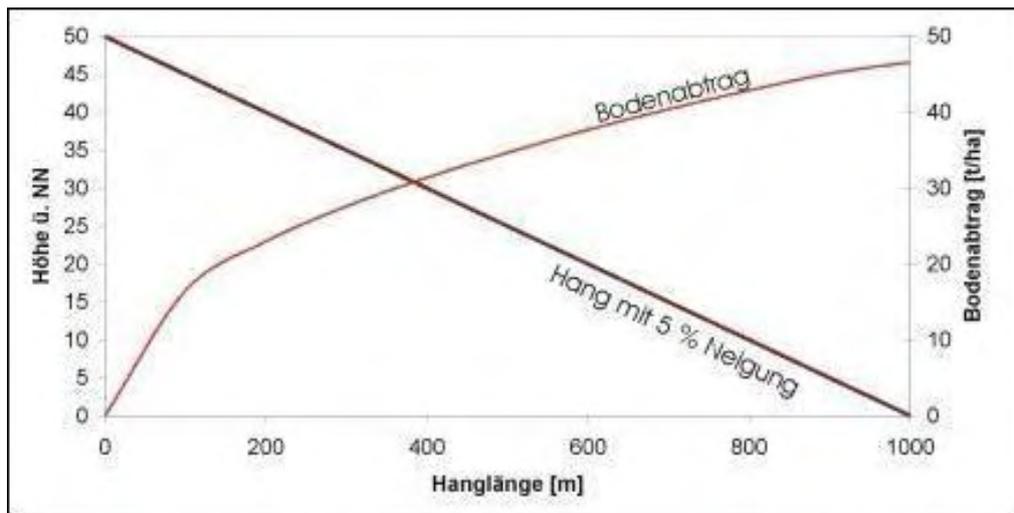


Abb. 1-9: Bodenabtrag auf einem Schlag mit 5 % Hangneigung mit zunehmender Hanglänge

Begrünung von Abflussbahnen

Eine besonders effektive Flur untergliedernde Maßnahme aus Sicht des Hochwasserschutzes stellt die Begrünung von reliefbedingten schlaginternen Abflussbahnen und Erosionsrinnen mit sog. „grassed waterways“ dar. Bodenabtragsmodelle, wie EROSION-3D zeigen, dass auch bei einem flächendeckenden dauerhaft konservierenden Ackerbau, der erheblich die Bodenerosion reduziert, im Einzelfall noch sehr hohe Erosionsbeträge in den Abflussbahnen auftreten können. Aus Sicht der Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen durch Wassererosion sowie des vorsorgenden Boden- und Naturschutzes sollten diese Gefahrenbereiche abgegrenzt und durch eine dauerhafte Begrünung (Dauergrünland, Gehölzstrukturen etc.) stabilisiert werden. Durch die Begrünung mit permanenter Vegetation wird die Bodenoberfläche gegen die erosive Kraft des abfließenden Wassers geschützt und durch die erhöhte Rauigkeit eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit erreicht, gleichzeitig bleibt die Infiltrationsfähigkeit hoch, da der gut bedeckte Boden weniger verschlammungsanfällig ist. Dabei variiert die hydrologisch-hydraulische Wirksamkeit in Abhängigkeit von der durchflossenen Breite, dem Querprofil und der Dichte und Strukturvielfalt der Vegetationsdecke. Das Finden solcher Abflussbahnen kann z. B. durch Kartierung von Erosionsschäden oder auch durch die GIS-gestützte Auswertung hochauflösender Geländemodelle erfolgen. Die Effektivität dieser Maßnahme wurde u. a. durch Thiele (2006) bestätigt, der mittels einer Simulation eines Extremniederschlagsereignisses unter Nutzung von EROSION-3D nachweisen konnte, dass es unmittelbar auf simulierten grassed waterways zu einer deutlichen Sedimentation von Bodenmaterial kommt und es auf diese Weise zu einer Minderung des Sedimentaustrages von der Fläche kommt. Vergleichbare Ergebnisse finden sich auch bei Schmidt et al. (1996), Richter (2004) und Seidel (2008).

Anlage von Abflussmulden

Einen positiven Beitrag zum Hochwasserschutz stellt auch die Anlage von Abflussmulden dar, da sich durch eine Zwischenspeicherung bereits entstandenen Oberflächenabflusses in oberirdischen Mulden die Möglichkeit bietet, dass es räumlich versetzt doch noch zur Infiltration des Niederschlages kommt und der oberflächliche Abfluss in Unterliegergebiete vermieden werden kann. Retentionsbecken in Form von Hangmulden bewirken nach Huber et al. (2005) eine Verlangsamung des Abflusses und damit verbunden eine erhebliche Sedimentation und eine Verkürzung der abfluss- und erosionswirksamen Hanglänge. Hach und Hörtl (1989) weisen aber auch darauf hin, dass diese Kleinstbecken relativ schnell überfüllt sind und daher auf den Ablauf größerer Hochwasser nach Stark- und Dauerregen keinen Einfluss mehr ausüben können. Für den Wasserrückhalt in der Fläche bei kleineren Niederschlagsereignissen und besonders zur Verminderung von Offsite-Schäden durch Bodenerosion in Unterliegergebiete können sie allerdings viel beitragen, wenn sie laufend unterhalten werden.

Weitere Maßnahmen der Flurgestaltung sind z. B. die Anlage von Feldgehölzen, d. h. inselhafter Baum- und Strauchbestände ohne Anbindung an bestehende Waldflächen in Kuppenlagen oder abflusswirksamen Hanglagen sowie die Querdammhäufelung als spezielle Maßnahme im Kartoffelanbau. Dabei werden mit einem Querdammhäufler zwischen den Kartoffeldämmen in gleichmäßigen Abstand Querdämme angelegt und somit eine Vielzahl von kleinen, Abfluss verhindernden und Wasser speichernden Mulden geschaffen. Bei dieser Maßnahme gilt es jedoch zu beachten, dass ein Wasserdurchbruch bei den Querdämmen möglicherweise größere Schäden verursacht als ein gleichmäßiger Abfluss ohne Querdämme.

1.1.4 Maßnahmen der Nutzungsänderung

Umwandlung von Acker in Grünland

Oberflächenabfluss und Erosion sind im Allgemeinen auf Grünlandflächen geringer als auf Ackerland, denn der Boden ist ganzjährig von Pflanzen bedeckt und insofern vor Verschlammung geschützt. Durch den hohen Rauigkeitswert der Bodenoberfläche kommt es zu einer Verringerung der Abflussgeschwindigkeiten von Oberflächenabflüssen. Die hydrologisch-hydraulische Wirkung variiert jedoch in Abhängigkeit vom Bewuchs, dem Bodenzustand zum Zeitpunkt der Umwandlung (Verdichtung, Wasserleitfähigkeit) sowie der Jahreszeit. Maßnahmen zur schonenden Bewirtschaftung von Grünlandflächen betreffen überwiegend die Begrenzung der Befahrung hinsichtlich Last und Zeitpunkt, der Tränke- und Zufütterungsplätze sowie eine sorgfältige Narbenpflege (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 2001), wie z. B. das Vertikutieren.

Grünlandgesellschaften sind stark von der Artenzusammensetzung, von ihrer Bewirtschaftung und der Durchlässigkeit der Böden geprägt. Durch Beweidung kann es z. B. zur Verdichtung des Bodens und Trittschäden an der Grasnarbe kommen, die eine schnelle Infiltration verhindern und damit zu Oberflächenabfluss führen (Sauer und Feldwisch, 1997). Zusätzlich kann eine verfilzte Grasnarbe aus abgestorbenen Blättern, Moosen und einem dichten Geflecht von Feinwurzeln auf der Bodenoberfläche die Infiltration stark behindern.

So stellte z. B. Schobel (2005) bei Beregnungsversuchen auf Versuchsflächen mit vergleichbaren Bodenverhältnissen und Reliefmerkmalen unter den Landnutzungen Acker (konventionell bearbeitet), Grünland und Wald, für die Grünlandstandorte mit einer verfilzten Grasnarbe die signifikant geringsten Infiltrationsraten fest. Durch das nachträgliche Vertikutieren der vormals verfilzten Standorte konnten die Infiltrationsraten signifikant erhöht werden. Dadurch konnten einerseits der die Infiltration hemmende Effekt der Verfilzung bestätigt und andererseits die potenziell höheren Infiltrationsraten und somit Retentionskapazitäten der Grünlandstandorte aufgezeigt werden.

Dass solch ein Filz neben einer Trittdichtung die Infiltrationskapazität von Grünlandstandorten deutlich herabsetzt, wird auch durch andere Untersuchungsergebnisse belegt (Lins, 1999; Sokollek, 1977). Grünland ohne ausreichende Narbenpflege kann also auch mehr Oberflächenabfluss liefern als Ackerflächen. Unabhängig von den Oberflächenabflüssen war jedoch allen Grünlandgesellschaften gemeinsam, dass auch bei extrem hohen Abflüssen kein nennenswerter Bodenabtrag stattfand.

Zu diesen Ergebnissen kommt auch Klaghofer (1985), der mittels Starkregensimulationen für verschiedene Bodentypen und Nutzungsformen sowohl den Oberflächenabfluss als auch den Bodenabtrag bestimmte. Bei den Beregnungsversuchen zeigten sich, für den maximalen Oberflächenabfluss und auch die für maximale Oberflächenabflussgeschwindigkeit ein und desselben Standortes bei Mais und Dauergrünland fast unabhängig vom Bewuchs nahezu gleiche Größen, Unterschiede bestanden lediglich in der Anlaufzeit und bei den Anfangsverlusten. Der Bodenabtrag hingegen sank bei der Dauergrünlandfläche in Relation zum unbewachsenen Boden bei fast gleichem Oberflächenabflussverhalten auf nahezu Null.

Aufforstung

Die Begründung von naturnahen standortgerechten Waldbeständen auf ehemaligen Ackerflächen wird kann als eines der effektivsten Mittel im Sinne eines vorbeugenden Hochwasserschutzes angesehen werden, denn von allen Vegetationsformen besitzt der Wald das größte Potenzial, Niederschlagswasser großflächig in den Einzugsgebieten der Bach- und Flussläufe zurückzuhalten und dadurch dem Entstehen von Hochwasser vorzubeugen.

Einerseits wird der Wasserabfluss aus dem Wald schon auf Grund der hohen Speicherkapazität und der Verdunstungsverluste in den Baumkronen (Interzeption), der Verdunstung durch die Waldpflanzen (Transpiration) in der Vegetationsperiode und des Bodens (Evaporation) sowie günstiger Gelände-Kleinformen (Senken und Mulden) gehemmt und verzögert. Andererseits entsteht durch die Aktivität der Strauch- und Baumwurzeln eine lockere Bodenstruktur, deren obere Schicht ständig von Kleintieren und Mikroorganismen mit Humus und Nährstoff angereichert wird, was wiederum zu einer Stabilisierung des Bodengefüges führt. Die Streuauflage bremst zusätzlich die Aufprallenergie des Niederschlags und fördert auf Grund der geringen Verschlammungsneigung des Bodens eine intensive Versickerung. Weiterhin kann sich durch das Wurzelsystem der Bäume ein gut ausgebildetes Makroporensystem in Waldböden entwickeln, durch welches das Wasser präferentiell in den Boden geleitet wird

Dadurch entsteht Oberflächenabfluss im Wald nur unter ungünstigen Bedingungen, in steilen Hanglagen und bei einem schlechten Infiltrationsvermögen des Oberbodens, bei oft gleichzeitig extremen Niederschlagsereignissen (Schüler, 2005).

Trotzdem ist die Wirkung des Waldes auf den Hochwasserabfluss differenziert zu betrachten, denn zum einen belegen zahlreiche Untersuchungsergebnisse, dass das Fehlen von Oberflächenabfluss im Wald nicht gleichbedeutend mit Wasserretention ist. Vielmehr fließt Wasser in bewaldeten Hanglagen häufig lateral als Subsurface Flow im Boden ab. Dieser unterirdische Abfluss erfolgt als präferentieller Fluss in Wurzelkanälen, Pipes oder in durchlässigen Schichten mit höheren Fließgeschwindigkeiten bis 2 cm/s (Beasley, 1976, Mosley, 1982, Whipkey, 1965). Auch in staunassen Böden und in Böden mit Schichtgrenzen fließt das Wasser lateral oberhalb der Schichtgrenzen ab (Feyen, 1998). Das Gleiche gilt für abfließendes Wasser über dichten Basislagen bzw. über einem dichten geologischen Untergrund.

Sind andererseits die Böden flachgründig, wie z. B. die oft geringmächtigen Verwitterungsdecken von anstehenden Festgesteinen, wird generell die Möglichkeit, Niederschläge überhaupt zu speichern und verzögert abzugeben auch mit einer Waldbedeckung nicht maßgeblich verbessert.

Weiterhin kann der Abfluss aus dem Wald entscheidend durch Wasser führende Linienstrukturen verstärkt und beschleunigt werden. Dies sind Drainagegräben, Waldwege mit häufig Weg begleitenden Entwässerungsgräben und das für die flächige Waldbewirtschaftung notwendige Feinerschließungsnetz mit Maschinen- und Rückwegen/ Rückegassen. So kommt es bei einer sekundären Verdichtung, z. B. durch das Befahren der mechanisch wenig stabilen Oberböden durch schwere Forstmaschinen zur Verminderung des Infiltrationsvermögens. Von versiegelten oder mit Mineralgemisch befestigten Waldfahrwegen kommt es immer zu Oberflächenabfluss. Daher müssen solche Befahrungslinien gesondert betrachtet werden (Schüler, 2005).

Insofern kann die Waldwirkung nicht pauschal als Hochwasser mindernd eingestuft werden, sondern muss je nach Ausgangsbedingungen, differenziert und standort-spezifisch beurteilt werden.

Stark vereinfacht und schematisch lässt sich die Wirkung des Waldes auf den Abfluss nach Badoux et al. (2004) anhand der Abb. 1-10 erläutern.

Dargestellt ist der Abflusskoeffizient, also das Verhältnis zwischen gefallenem Niederschlag und Abfluss in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. Dabei folgt dieser für Freilandflächen der punktierten Linie und für bewaldete Flächen der ausgezogenen Kurve. Begründet durch die weiter oben beschriebene zusätzliche Speicherkapazität liegt der Abflusskoeffizient des bewaldeten Standortes stets unterhalb des Abflusskoeffizienten des unbewaldeten Standorts. Allerdings nimmt die Differenz mit zunehmendem Niederschlag immer mehr ab und nähert sich asymptotisch dem Wert Null an – eine Tendenz, die im Übrigen auch für alle anderen nutzungsbedingten Einflüsse auf den Oberflächenabfluss Gültigkeit besitzt, wie im Hauptbericht ausführlich dargestellt wird. Im linken Diagramm sind dabei schematisch die Verhältnisse für Böden mit einem erheblichen Speichervolumen sowohl im Bereich des unbewaldeten als auch des bewaldeten Standortes dargestellt, im rechten Diagramm dagegen die zu erwartenden Verhältnisse bei Böden mit geringen Speicherkapazitäten.

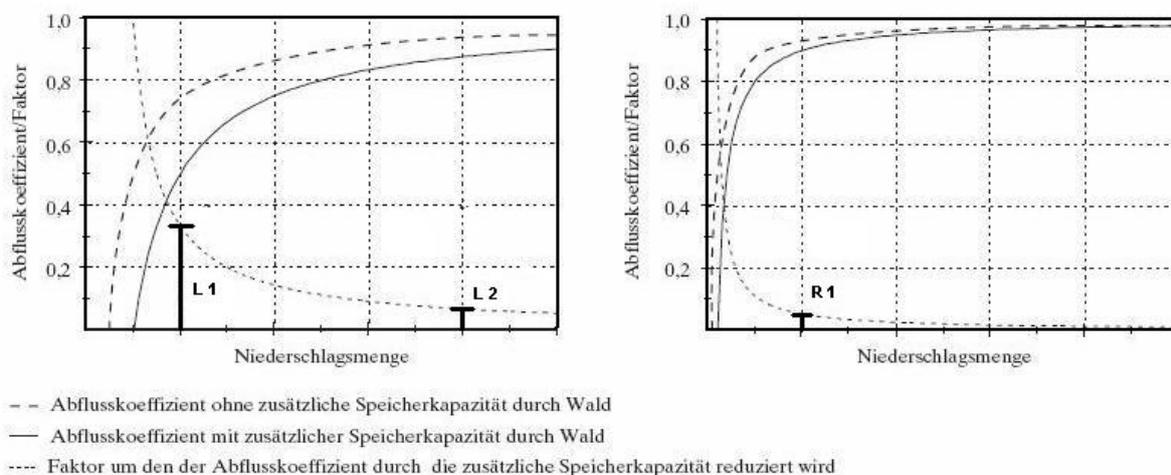


Abb. 1-10: Schematische Darstellung der Waldwirkung auf den Abfluss (nach Badoux et al., 2004)

Ist die Speicherkapazität des Bodens z. B. auf Grund flachgründiger Böden klein, braucht es deutlich weniger Niederschlag, damit eine Abfluss reduzierende Wirkung des Waldes nicht mehr vorhanden ist, wie im rechten Teil der Abbildung (Bereich von R 1) dargestellt. Ist die Speicherkapazität dagegen groß, kann der Wald bei den gleichen Niederschlagsverhältnissen eine beträchtliche Wirkung auf den Abfluss haben (Bereich von L 1). Bei tiefgründigen, durchlässigen und unvernässten Böden wird daher die Waldwirkung erst bei sehr viel höheren Niederschlagsmengen (im Bereich von L 2) tendenziell unbedeutend.

Da für die Hochwasserentstehungsgebiete gerade die Waldverteilung die Ungunststandorte nachzeichnet, d. h. der Wald auf einem Boden mit nur geringem Speichervolumen stockt, kann man in Verbindung mit den zu erwartenden großen Hangneigungen in den Mittelgebirgslagen keine maßgebende Waldwirkung auf den Abfluss erwarten. Nicht zuletzt wird die Wirkung des Waldes begrenzt sein, wenn lang anhaltende Hochwasser auslösende Niederschläge auftreten, welche Böden mit und ohne Wald aufzusättigen vermögen.

Flächenstilllegung

Eine weitere Maßnahme der Nutzungsänderung ist die Entwicklung von ein- bis mehrjährigen Stilllegungsflächen (Rotations- bzw. Dauerbrachen) auf ehemaligen Ackerflächen. Im Sinne des Hochwasserschutzes erzielt diese Maßnahme ihre Wirkung durch eine Verzögerung und Versickerung von Oberflächenabfluss durch den erhöhten Rauigkeitswert der Bodenoberfläche. Weiterhin kommt es durch die Regeneration von Bodenverdichtungen und die Vermeidung von Bodenverschlümmungen durch ganzjährige Bedeckung mit Vegetation und die Anhäufung speicherfähiger Streu- und Humusschichten (Ausnahme Schwarzbrache) zu einer erhöhten Infiltrationskapazität. Die hydrologisch-hydraulische Wirkung dieser Maßnahme variiert in Abhängigkeit vom Bewuchs (z. B. lückiger Spontanbewuchs, Ansaaten mit schnellem Bestandesschluss, Buschbrache, Grassbrache), Bodenzustand zum Zeitpunkt der Stilllegung (Verdichtung, Wasserleitfähigkeit), der Jahreszeit sowie dem Alter der Stilllegung. Zusätzlich können solche Stilllegungsflächen im Sinne des Erosionsschutzes als Sedimentfang durch die Ausfilterung von Nähr- und Schadstoffeinträgen einen wertvollen Beitrag leisten.

1.2 Modell „Abflussbildung“

1.2.1 Typisierung repräsentativer Niederschlagsereignisse

Neben der Simulation eines realen extremen Niederschlagsereignisses vom August 2002 an der Station Zinnwald/ Georgenfeld sind die der Modellierung zugrundeliegenden Niederschlagsereignisse mit Hilfe der Software KOSTRA-DWD 2000 einer vom Deutschen Wetterdienst autorisierten digitalen Datenbank des ITWH (Institut für technisch wissenschaftliche Hydrologie) bestimmt worden.

Die Datenbank stellt regionalisierte, statistische Starkniederschlagshöhen in Deutschland in Abhängigkeit von der Dauerstufe, für 18 Standardwerte von 5 Minuten bis zu 72 Stunden und Wiederkehrzeit T , von $T = 0,5$ Jahre bis $T = 100$ Jahre mit einer Rasterauflösung von $8,5 \text{ km} \times 8,5 \text{ km}$ zur Verfügung. Die Bezeichnung KOSTRA steht für die „Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertung“. Die Untersuchungsergebnisse in KOSTRA-DWD 2000 basieren auf Niederschlagsdaten der Jahre 1951 bis 2000. Datengrundlage sind dabei tägliche Niederschlagshöhen auf Rasterbasis ($1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$), die im DWD-Hydrometeorologie unter Verwendung des REGNIE-Verfahrens (Regionalisierung von Niederschlagshöhen) rückwirkend seit 1951 und mittlerweile routinemäßig berechnet werden (Bartels et al., 2005). Die Werte der Niederschlagshöhen nach KOSTRA-DWD 2000 können mit Hilfe der Software für jeden Ortspunkt aus KOSTRA-DWD 2000 entnommen werden. Die Wahl des Ortspunktes kann entweder nach Namen oder Koordinaten (Gauss-Krüger oder geodätische) erfolgen. Für den angegebenen Ortspunkt wird das zugehörige KOSTRA-Rasterfeld ermittelt. Für jedes Rasterfeld werden Bereiche von statistischen Niederschlagshöhen für jede Kombination von Dauerstufe und Wiederkehrzeit T bereitgestellt. Die Modellierung von Infiltration/ Oberflächenabfluss erfolgte unter Verwendung einer typischen Rasterzelle im Bereich der Hochwasserentstehungsgebiete in Sachsen für die 100-jährigen Wiederkehrzeiten für die Dauerstufen 1, 12 und 24 Stunden einerseits als Blockregen, andererseits Modellregen nach Euler-Typ II. Als Modellregen wird dabei ein intensitätsvarianter Regenverlauf bestehend aus Intervallen gleicher Dauer innerhalb der vorgegebenen Gesamtdauer verstanden, für den sowohl bezüglich der Gesamtregenhöhe als auch der Regenhöhen von darin enthaltenen Teilabschnitten die vorgegebene Wiederkehrzeit gilt (Bartels et al., 2005). In Abb. 1-11 sind beispielhaft die kumulativen Verteilungen der Niederschlagsmengen für ein Regenereignis mit einer Dauer von 12 Stunden und einer Wiederkehrzeit von $T = 100$ Jahren als Block- bzw. Modellregen dargestellt.

Weiterhin wurden die Niederschlagsdaten des KOSTRA-Atlas genutzt, um sogenannte Intensitäts-Dauer-Frequenz Kurven zu erstellen (Abb. 1-12). Diese I-D-F-Kurven kennzeichnen die zugrundeliegende Niederschlagsintensität für eine bestimmte

Dauer und Wiederkehrzeit des Niederschlagsereignisses und werden zur Bestimmung der Konzentrationszeit (siehe Abb. 1-18) benötigt.

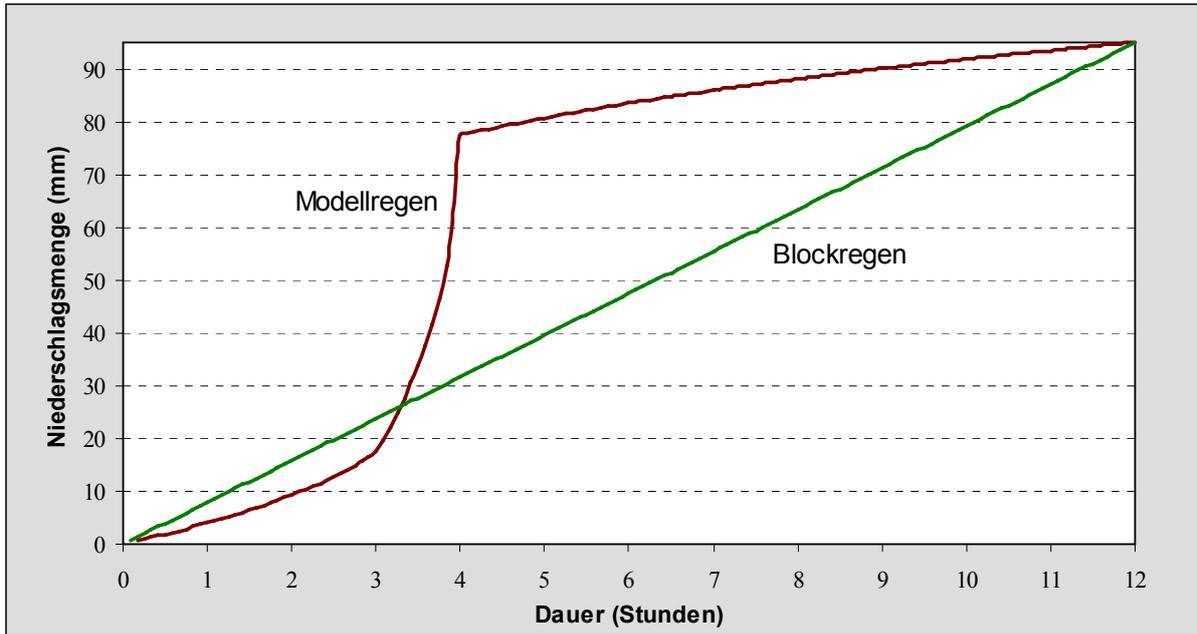


Abb. 1-11: Modellregen nach Euler-Typ II und Blockregen für eine Rasterzelle im Erzgebirgsvorland nach KOSTRA-DWD 2000 (Wiederkehrzeit 100 a, Dauer 12 h)

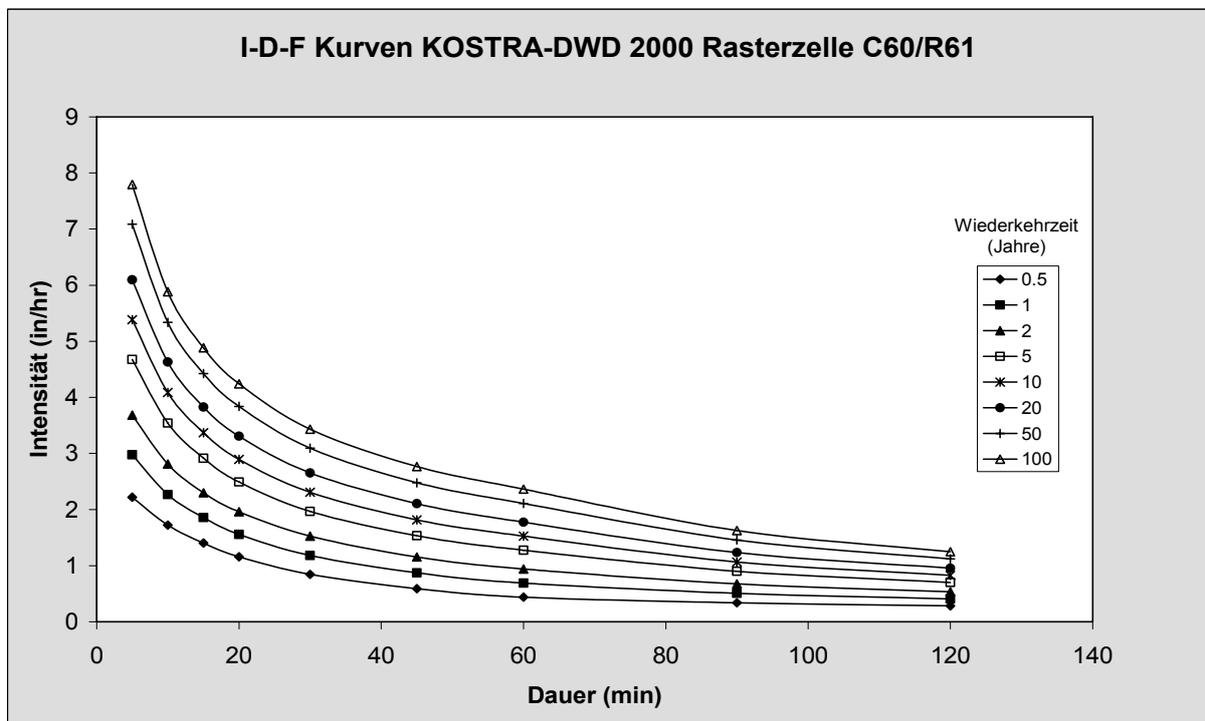


Abb. 1-12: Typische I-D-F Kurven für eine Rasterzelle im Erzgebirgsvorland nach KOSTRA-DWD 2000

Für die Belange der hydrologischen Praxis und auch für die im Arbeitspaket 1 geforderte Abschätzung der Hochwasser mindernden Effekte durch Landnutzungswandel bei Extremniederschlägen, werden auch Bemessungswerte größerer Wiederkehr-

zeiten als 100 Jahre benötigt. Nach Veranlassung der LAWA wurde 1991 das Ziel festgelegt, "außerordentliche Extremwerte" des Niederschlags zu ermitteln. Die Bearbeitung durch den DWD ergab 1997 die "Maximierten Gebietsniederschläge für Deutschland (MGN)". Während mit den KOSTRA-Werten der Bereich der jährlichen Eintrittswahrscheinlichkeiten bis $T = 100$ a erfasst wird, sind die MGN-Werte die Schätzung der vermutlich größten physikalisch möglichen Niederschlagshöhen. Die Lücke zwischen MGN und KOSTRA-Werten schloss 2003 das Projekt "Praxisrelevante Extremwerte des Niederschlags (PEN)". Mit dem PEN-Verfahren können die Niederschläge für die Wiederkehrzeiten $T = 1000$ a und $T = 10000$ a ausgehend von den KOSTRA-Daten für jede KOSTRA-Dauerstufe extrapoliert werden. (LAWA, 2005). Um Sicherheitsaspekte zu berücksichtigen, wurde die Verteilungsfunktion für diese Extrapolation steiler gewählt, indem für den KOSTRA-Bereich eines Ortspunktes für die Wiederkehrzeit von $T = 1$ a der untere und für $T = 100$ a der obere Wert des Bereichs verwendet werden. Die Berechnung für einen Niederschlag P mit einem Wiederkehrintervall T und einer beliebigen Dauerstufe erfolgt dann nach Gl. (1-1) zu:

$$(1-1) \quad P(T) = P_{k1} + \left(\frac{P_{k100} - P_{k1}}{\ln 100} \times \ln(T) \right)$$

mit: P_{k1} - KOSTRA-Niederschlag mit Wiederkehrzeit 1 Jahr in [cm]

P_{k100} - KOSTRA-Niederschlag mit Wiederkehrzeit 100 Jahre in [cm]

T - Wiederkehrzeit [a]

1.2.2 Simulation von Abfluss- und Erosionsprozessen in Hochwasserentstehungsgebieten

1.2.2.1 Modelle

1.2.2.1.1 HYDROL-INF

Um die ausgewählten Niederschlagsereignisse in Oberflächenabfluss und Infiltration zu separieren, wird die Versickerung im Boden auf der Basis des Green-Ampt-Infiltrationsansatzes (Green und Ampt, 1911) beschrieben. Durch verschiedene Autoren wurden Modifikationen des Green-Ampt-Ansatzes vorgenommen, um diesen z. B. für geschichtete Bodenprofile anwendbar zu machen. Neuere Ansätze stammen z. B. von Hachum und Alfaro (1980), Beven (1984) Flerchinger et al. (1988) und Selker et al. (1999). Für die vorliegenden Modellierungen wurde ein modifizierter Ansatz des Green-Ampt-Modells nach Chu und Marino (2005) verwendet, der in der Lage ist, neben Schichtungen im Bodenprofil und unterschiedlichen Feuchteverteilungen auch Ungleichmäßigkeiten im Niederschlagsverlauf zu berücksichtigen. Das Modell wurde unter anderem auch bei Wilcke (2008) angewandt und zeigte, insbesondere auch

beim direkten Vergleich mit einem numerischen Modell für den ungesättigten Wassertransport, gute Ergebnisse. Einen Überblick über die Modellvalidierung und eine detaillierte Beschreibung des Modellansatzes findet sich bei Chu und Marino (2005).

Bei der Green-Ampt-Infiltration wird das Versickern von Niederschlag in Form einer sich kolbenförmig von der Erdoberfläche vertikal ausbreitenden Feuchtefront im Boden betrachtet. Es wird angenommen, dass der Boden oberhalb der Feuchtefront, welche sich zu einer Zeit t in einer Tiefe L befindet, gesättigt ist, darunter ungesättigt und dass die Feuchtezunahme an der Front sprunghaft erfolgt. Nach dem Gesetz von Darcy ergibt sich für die Infiltrationsrate i (in cm/hr) zu diesem Zeitraum:

$$(1-2) \quad i = K_E \left[\psi \frac{\theta_s - \theta_i}{I(t)} + 1 \right]$$

mit
$$I(t) = L(\theta_s - \theta_i)$$

mit: K_E - effektive hydraulische Leitfähigkeit in [cm/hr]

ψ - Matrixpotenzial an der Feuchtefront in [cm]

θ_s - Sättigungsfeuchte in [cm³/cm³]

θ_i - Anfangswassergehalt in [cm³/cm³]

L - Tiefe der Feuchtefront in [cm]

$I(t)$ - kumulative Infiltration in [cm] in Abhängigkeit von der Zeit t

Die Modellierung der Infiltration erfolgte mit dem Programm HYDROL-INF, Version 3.00 (Chu und Marino, 2006), nach der Bestimmung der Eingabeparameter K_E , ψ , θ_s und θ_i (siehe Kapitel Parametrisierung). Des Weiteren wurden auch die zu dem ermittelten abflusswirksamen Niederschlag gehörigen Abflussganglinien für schematisierte Modellflächen in Abhängigkeit von der Fließlänge, der Hangneigung und der Oberflächenrauigkeit (siehe 1.2.2.4.) mit Hilfe des Programms HYDROL-INF bestimmt

1.2.2.1.2 EROSION 3D

Die Bodenabtragssimulationen wurden mit dem Programm EROSION 3D durchgeführt. Das Modell EROSION 3D ist ein physikalisch rasterbasiertes Prozessmodell zur Prognose der durch natürliche Einzelregen oder Niederschlagsreihen verursachten Bodenerosion in Wassereinzugsgebieten. Es basiert im Wesentlichen auf dem von Schmidt (1994) entwickelten und in der Hangprofilversion EROSION 2D realisierten Modellansatz und simuliert den durch Oberflächenabfluss und Tropfenaufschlag entstehenden Feststoffabtrag von der Bodenoberfläche sowie die Feststoff-

deposition innerhalb des Hangprofils für einzelne Niederschlagsereignisse. Auf eine ausführliche formelbasierte Darstellung der einzelnen Prozesse wird in dieser Arbeit verzichtet, da bereits viele Arbeiten dazu vorliegen (z. B. Michael, 1995, von Werner, 1995, Schmidt et al., 1996, Michael, 2000, Seidel, 2008).

Als Eingabe benötigt EROSION 3D ein Digitales Geländemodell, ein Niederschlagsereignis in einer zeitlichen Auflösung von 10 Minuten und Informationen über Bodeneigenschaften und Landnutzung. In Tab. 1-3 sind alle benötigten Eingabeparameter aufgeführt.

Tab. 1-3: Benötigte Eingabedaten für das Programm EROSION 3D (Quelle, Michael, 1995)

Eingabeparameter	Einheit
Digitales Geländemodell	m ü. NN
Niederschlagsdauer	Min
Niederschlagsintensität	mm/min
Lagerungsdichte	kg/m ³
Anfangswassergehalt	Vol.-%
Gehalt an organischem Kohlenstoff	%
Erosionswiderstand	N/m ²
Rauigkeitsbeiwert n nach Manning	s/m ^{1/3}
Bodenbedeckungsgrad	%
Korngrößenverteilung für 9 Kornfraktionen (Feinton bis Grobsand)	Gew.-%

Das Programm gliedert sich in zwei Teilprogramme. Das Vorprogramm (Präprozessor) mit GIS-Modul dient der digitalen Reliefanalyse und der Modellierung der Abflussverteilung. Da EROSION 3D rasterbasiert arbeitet, wird zur Simulation ein Digitales Geländemodell (DGM) mit entsprechend definierten Rasterzellen benötigt. Daher wurden im Rahmen dieser Arbeit fiktive Geländemodelle mit definierter Hanglänge und Hangneigung erzeugt und mit Hilfe eines GIS-Moduls als Grundlage für die Berechnung der Bodenerosion in das Programm EROSION 3D integriert (siehe auch 1.2.2.5.).

Das Hauptprogramm, welches die eigentlichen Simulationsrechnungen durchführt, gliedert sich wiederum in zwei Komponenten. In der ersten wird die Infiltration und Abflussbildung in Abhängigkeit vom Niederschlag berechnet und anschließend in der zweiten Komponente, die sich daraus ergebende Erosion und Deposition.

Wie auch bei dem Modell HYDROL-INF, wird die Infiltration unter Zuhilfenahme des Green-Ampt-Ansatzes (1911) berechnet. Der Infiltrationskomponente liegt die vereinfachte Annahme zugrunde, dass sich die Bodenmatrix wie ein starrer, in sich homogener Körper verhält. Das bedeutet, dass EROSION 3D nicht oder nur unzureichend in der Lage ist, biogene und verwitterungsbedingte Veränderungen der physikalischen Bodeneigenschaften sowie Sekundärporen, wie Schrumpfrisse, Wurzel- und Wurmgänge und dynamische Prozesse, wie Verschlämmung oder Tonquellung abzubilden. Um diesen Nachteil zu beheben, wurde ein sogenannter Skinfaktor in die Berechnung mit eingeführt, der diese Phänomene kompensiert. Ermittelt wurde dieser mit Hilfe der berechneten und gemessenen Abflüsse zahlreicher Beregnungsversuche im Rahmen des Erosionsmessprogramms Sachsen. Die Skinfaktoren wurden hierzu innerhalb des Modells solange variiert, bis die errechneten Gesamtabflüsse mit den gemessenen übereinstimmten.

Bei der Bodenabtragsimulation in EROSION 3D werden zwei auf das im Boden gebundene Teilchen wirkende Kräfte modelliert: Einerseits die Kraft, die übertragen wird, wenn Regentropfen auf die Bodenoberfläche aufschlagen und andererseits die Kraft, die vom Hang abwärts strömenden Oberflächenabfluss auf das Bodenteilchen wirkt (Michael, 1995). Die einwirkenden Scherkräfte durch Tropfen und Oberflächenabfluss, d. h. Partikelablösung und Partikeltransport werden im Modell vereinfacht über einen Impulsstromansatz beschrieben (Schmidt et al., 1996). Die Ablösung von Bodenpartikeln vom Bodenverband ist abhängig vom Überschreiten der Scherfestigkeit des Bodens durch die auftreffenden Regentropfen und den Oberflächenabfluss bzw. seine Transportkapazität. Die von außen auf den Bodenverband wirkenden Kräfte werden durch den im Oberflächenabfluss enthaltenen Impulsstrom und den durch den Aufprall der Regentropfen übertragenen Impulsstrom berechnet und anschließend mit dem Erosionswiderstand zur dimensionslosen Erosionskennzahl verknüpft. Diese korreliert wiederum mit experimentell ermittelten Feststoffausträgen. Schmidt (1996) entwickelte für diesen Zusammenhang eine lineare Beziehung, aus der sich der potentielle Feststoffmassenstrom als Zielgröße ermitteln lässt (Schmidt, 1996). Beim Transport der Bodenpartikel wirken zwei entgegengesetzte Prozesse, einerseits das Absinken infolge Schwerkraft beschrieben über einen kritischen Impulsstrom, der sich aus Multiplikation von Sinkgeschwindigkeit und Massenstrom der absinkenden Teilchen ergibt sowie einer dieser Sinkbewegung entgegenwirkenden aufwärtsgerichteten Strömungskomponente, von der angenommen wird, dass sie ein Teil des gesamten, durch Oberflächenströmung und Tropfenaufschlag verursachten Impulsstromes ist. Die Transportkapazität eines Oberflächenabflusses wird durch einen angenommenen Gleichgewichtszustand zwischen der vertikalen Impulsstromkomponente des Abflusses und dem kritischen Impulsstrom der in Suspension gehaltenen Partikel beschrieben.

Die Prozesse werden für jedes Rasterelement untersucht und bilanziert. Aus der Bilanz zwischen dem Eintrag aus dem nächst höheren Hangsegment und dem ermittelten lokalen Austrag aus der untersuchten Rasterzelle wird schließlich abgeschätzt, ob in dem betrachteten Raumsegment Erosion oder Deposition stattfindet.

1.2.2.2 Parametrisierung

Bei der im Folgenden beschriebenen Herangehensweise zur Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften in Abhängigkeit von der Landnutzung und Bewirtschaftungsweise, muss beachtet werden, dass es im Rahmen des Projektes nicht möglich und auch gar nicht Aufgabenstellung war, detaillierte Bodenuntersuchungen im Gelände und Labor durchzuführen. Vielmehr wurde versucht, einen relativ leicht nachvollziehbaren und nur auf allgemein verfügbaren Daten beruhenden schematischen Ansatz zu entwickeln, der dazu dienen kann, die für Infiltrationsmodellierungen erforderlichen Parameterwerte auch im Falle nicht zur Verfügung stehender bodenphysikalischer und bodenhydraulischer Kennwerte, wie z. B. den Humusgehalt, die Lagerungsdichte, Porosität, hydraulische Leitfähigkeit, aktueller Feuchtegehalt, etc. zu bestimmen.

Die Parametrisierung stützte sich in erster Linie auf die heute zahlreich vorhandenen wissenschaftlichen Arbeiten, in denen Zusammenhänge zwischen einfach zu messenden bodenphysikalischen Daten, die für viele Regionen bereits aus der Bodenkartierung vorhanden sind, und den Eigenschaften der für Modellrechnungen erforderlichen bodenhydraulischen Eigenschaften, hergestellt werden. Die gebräuchlichsten Parametrisierungsansätze zur Beschreibung hydraulischer Bodeneigenschaften der hydraulischen Leitfähigkeit und des Wasserretentionspotenzials (Wasserspeichervermögen) anhand bodenphysikalischer Kenngrößen eines Bodens stammen von Brooks und Corey (1964); Campbell (1974) und van Genuchten (1980). In allen Ansätzen wird versucht, diese bodenhydraulischen Funktionen mit der einfach zu bestimmenden Korngrößenverteilung in Zusammenhang zu bringen. Neben der direkten Bestimmung der Parameter (Bodenkennwerte) innerhalb dieser Funktionen existieren Rechenmodelle, die sogenannten Pedotransferfunktionen, die, ausgehend von der prozentualen Zusammensetzung des Bodens aus den verschiedenen Korngrößen und bei aufwendigeren Varianten durch die Einbindung zusätzlicher Eingabegrößen, wie den organischen Volumenanteil des Bodens oder der Bodendichte, einen funktionalen Zusammenhang der Bodenkenwerte zu den genannten Eingabegrößen bieten.

Alle der hier verwendeten Pedotransferfunktionen beziehen sich auf die US-amerikanische Einteilung der Korngrößenfraktionen, d. h. um diese Pedotransferfunktionen anwenden zu können, war es zunächst notwendig, die Bodenarten von der deutschen Fraktionseinteilung nach (AG Bodenkunde, 2006) in die US-amerikanische

Einteilung nach (USDA, 2006) zu übertragen, die lediglich eine Untergliederung in 12 Bodenartenklassen vorsieht (siehe Abb. 1-13). Der Unterschied liegt neben der geringeren Anzahl von Bodenarten in einer Verschiebung der Obergrenze für die Kornfraktion Schluff von 63 μm (nach KA 5) auf 50 μm (nach USDA) und bedeutet, dass in Deutschland bei exakt gleichem Boden und identischer Probenaufbereitung geringfügig weniger (Feinst-) Sand und dafür mehr (Grob-) Schluff gemessen wird. Um diesen Unterschied auszugleichen, wurde eine log-lineare Interpolation der Korngrößen Schluff und Sand nach Wösten et al. (1998) durchgeführt.

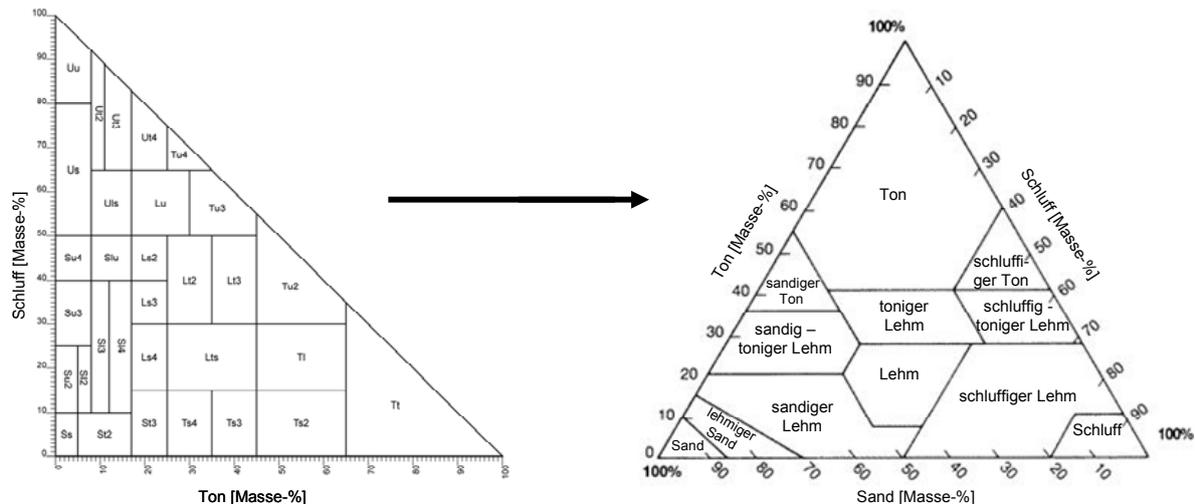


Abb. 1-13: Deutsches und US-amerikanisches Bodenartendiagramm (AG Boden, 2006 bzw. USDA, 2006)

Um die Infiltration und damit auch den Oberflächenabfluss im Programm HYDROL-INF mit Hilfe der bereits weiter oben beschriebenen Green-Ampt-Methode zu simulieren, müssen die Parameter K (effektive hydraulische Leitfähigkeit), ψ (Matrixpotenzial), θ_s (Sättigungswassergehalt bzw. Gesamtporosität) und θ_i (Anfangswassergehalt bzw. Vorgeuchte) bekannt sein. Den Ausgangspunkt zur Bestimmung dieser Parameter bildete das deutsche Bodenartendreieck (Ad-hoc-AG Boden, 2006). Für die Parametrisierung war jede der 31 Bodenarten durch ihre durchschnittliche Korngrößenverteilung vertreten.

Die Bestimmung des Anfangswassergehaltes θ_i bzw. der Vorgeuchte in Abhängigkeit von der Entwässerungszeit erfolgte mit der Software HYDRUS 1D, Version 4.xx (Simunek, et. al., 2008). HYDRUS 1D wurde für die Beschreibung der stationären oder instationären Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone entwickelt, kann aber auch einen gesättigten Teil einbeziehen, z. B. bei variierenden Grundwasserständen. Zusätzlich kann mit HYDRUS 1D auch der Stoff- und Wärmetransport in einem Boden beschrieben werden.

Mit Hilfe von HYDRUS 1D fand eine Berechnung des gravitativen Sickerwasserabflusses zur Bestimmung der Bodenwassergehalte in Abhängigkeit von der Entwässerungszeit für alle 31 Bodenarten gemäß deutschem Bodenartendreieck statt. Der

Wassertransport wird im Programm mit Hilfe der Richards-Gleichung (Richards, 1931), (Gl. (1-3)), einer nichtlinearen, partiell parabolischen Differentialgleichung 2. Ordnung beschrieben. Die mathematisch numerische Umsetzung erfolgt mit Hilfe der Methode der finiten Elemente, basierend auf dem Galerkin-Verfahren:

$$(1-3) \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]$$

mit: $\frac{\partial \theta}{\partial t}$ - zeitliche Änderung des Bodenwassergehaltes in [cm³/cm³]

h - Matrixpotenzial in [cm]

$K(h)$ - ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial h in [cm/hr]

z - Tiefe, positiv aufwärts gerichtet in [cm]

Zur Lösung der Richards-Gleichung müssen in HYDRUS 1D geeignete Anfangs- und Randbedingungen angegeben werden. Für die obere Randbedingung wurden mögliche Evapotranspirations- und Interzeptionseffekte vernachlässigt, mithin wurde also, wie bereits erwähnt, nur der gravitative Sickerwasserabfluss berechnet. Für die untere Randbedingung wurde eine Nullgradienten-Annahme getroffen. Dies erlaubt dem Wasser am unteren Systemrand bzw. am unteren Ende des Bodenprofils ein ungehindertes Verlassen des Systems. Für Feldsituationen innerhalb der ungesättigten Zone in größerer Entfernung vom Grundwasser stellt dies die plausibelste Annahme dar. Die Anfangsbedingungen wurden durch den Wassergehalt festgelegt. Als Startwert für die Entwässerungsberechnung wurde eine jeweils 95 %-ige Sättigung des Porenraumes festgelegt.

Um die Wasserbewegung im Boden durch die Richards-Gleichung beschreiben zu können, muss neben den genannten Anfangs- und Randbedingungen, der Zusammenhang zwischen dem volumetrischen Wassergehalt θ und dem Matrixpotenzial h , $\theta(h)$ sowie die Abhängigkeit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit K von h , $K(h)$ bekannt sein, d. h. Voraussetzung für die Anwendung dieser Methodik ist die Kenntnis der Wasserretentionseigenschaften der jeweiligen Bodenart.

Die am weitesten verbreitete, in fast allen gebräuchlichen, auf der Richards-Gleichung beruhenden Modellen zum Einsatz kommende Funktion, ist die von van Genuchten (1980) (Gl. (1-4)), die den Bodenwassergehalt als eine Funktion des Matrixpotenziales beschreibt:

$$(1-4) \quad \theta(h) = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha h)^n]^{\left(\frac{1-1}{n}\right)}}$$

- mit: $\theta(h)$ - Wassergehalt in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial h in [cm^3/cm^3]
- θ_r - Restwassergehalt in [cm^3/cm^3]
- θ_s - Sättigungswassergehalt in [cm^3/cm^3]
- α - Optimierungsparameter in [cm^{-1}].
- n - Optimierungsparameter [-]

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der sich durch die Gl. (1-4) ergebende Kurvenverlauf die realistische „S-Form“ des Wassergehalts in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial, wie man sie aus Feldmessungen erhält, widerspiegelt. Im Vergleich dazu zeigen die bereits weiter oben erwähnten Funktionen nach Brooks und Corey (1964) sowie nach Campbell (1970) lediglich einen asymptotischen Verlauf. Die hydraulische Leitfähigkeit erhält van Genuchten (1980) aus der „Mualem-Beziehung“ (Mualem, 1976), welche die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial nach Gl. (1-5) angibt.

$$(1-5) \quad K(h) = K_s \frac{\left[1 - (\alpha h)^{n-1} \left(1 + (\alpha h)^n\right)^{-(1-1/n)}\right]^2}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^{\frac{(1-1/n)}{2}}}$$

- mit: $K(h)$ - ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotenzial h [cm/hr]
- K_s - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in [cm/hr]
- α, n - Optimierungsparameter

Bevor dieses kombinierte van Genuchten-Mualem-Modell angewendet werden konnte, mussten zunächst die sogenannten van Genuchten Parameter θ_r , θ_s , α , n und K_s bestimmt werden. Die bodenartspezifische Beschreibung dieser Parameter erfolgte unter Zuhilfenahme der Pedotransferfunktion von Zacharias und Wessolek (2007). Diese Pedotransferfunktion erlaubt die bodenartenabhängige Schätzung der van Genuchten-Parameter und wurde insbesondere auch für deutsche Böden erfolgreich validiert (Zacharias und Wessolek, 2007). Gegenüber anderen Pedotransferansätzen, die häufig zur Parametrisierung bodenhydrologischer Modelle eingesetzt werden, wird hier auf die Angabe des Gehaltes an organischer Bodensubstanz verzichtet und somit lediglich Angaben zum Sand- und Tongehalt und zur Lagerungsdichte benötigt. Dabei gilt die Regressionsgleichung (1-6) für Sandgehalte unter 66,5 % und Regressionsgleichung (1-7) für Sandgehalte über 66,5 %.

$$\begin{aligned}
 \theta_r &= 0 \\
 \theta_s &= 0.788 + 0.001T + 0.263D \\
 \ln(\alpha) &= -0.648 + 0.023S + 0.044T - 3.168D \\
 n &= 1.392 + 0.418S^{-0.024} + 1.212T^{-0.704} \\
 m &= 1 - \frac{1}{n}
 \end{aligned}
 \tag{1-6}$$

mit: T - Tongehalt in [Masse-%]
 S - Sandgehalt in [Masse-%]
 D - Lagerungsdichte in [g/cm³]

$$\begin{aligned}
 \theta_r &= 0 \\
 \theta_s &= 0.89 + 0.001T + 0.322D \\
 \ln(\alpha) &= -4.197 + 0.013S + 0.076T - 0.276D \\
 n &= -2.562 + 7 * 10^{-9} S^{4.004} + 3.75T^{-0.016} \\
 m &= 1 - \frac{1}{n}
 \end{aligned}
 \tag{1-7}$$

Um den Einfluss unterschiedlicher Landnutzung auf die Lagerungsdichte, den Humusgehalt und die damit verbundenen Unterschiede in den bodenhydraulischen Eigenschaften zu berücksichtigen, wurden für jede der 31 deutschen Bodenarten verschiedene Parametersätze für Grünland, Wald, Direktsaat, konservierende und konventionelle Bodenbearbeitung errechnet (Tab. 1-4.)

Dazu wurde in einem ersten Schritt eine von Adams (1973) und Rawls (1983) entwickelte Methode angewandt, die es erlaubt, Lagerungsdichten von Böden unter alleiniger Verwendung der Korngrößenverteilung in Abhängigkeit vom organischen Anteil, abzuschätzen.

Adams (1973) zeigte, dass die Menge des organischen Kohlenstoffs einen signifikanten Einfluss auf die Lagerungsdichte von Böden hat und entwickelte die folgende Gleichung, um diesen Effekt mathematisch beschreiben zu können.

$$D = \frac{100}{\left(\frac{X}{D_o}\right) + \left(\frac{100 - X}{D_M}\right)}
 \tag{1-8}$$

- mit: D - Lagerungsdichte in [g/cm³]
- X organischer Anteil in [Volumen-%]
- D_O Dichte des organischen Anteils in [g/cm³]
- D_M Dichte des mineralischen Anteils in [g/cm³]

Da Adams für die Dichte des organischen Anteils einen durchschnittlichen Wert von 0,224 g/cm³ annahm, ist die einzige Unbekannte in dieser Gleichung die Dichte des mineralischen Anteils. Um auch diesen Wert abschätzen zu können, entwickelte Rawls (1983) auf der Datenbasis von über 2700 verschiedenen Bodenprofilen mit Angaben zur Korngrößenverteilung und zur Lagerungsdichte eine Isolinienkarte von der mineralischen Lagerungsdichte basierend auf dem USDA-Bodenartendreieck (Abb. 1-14).

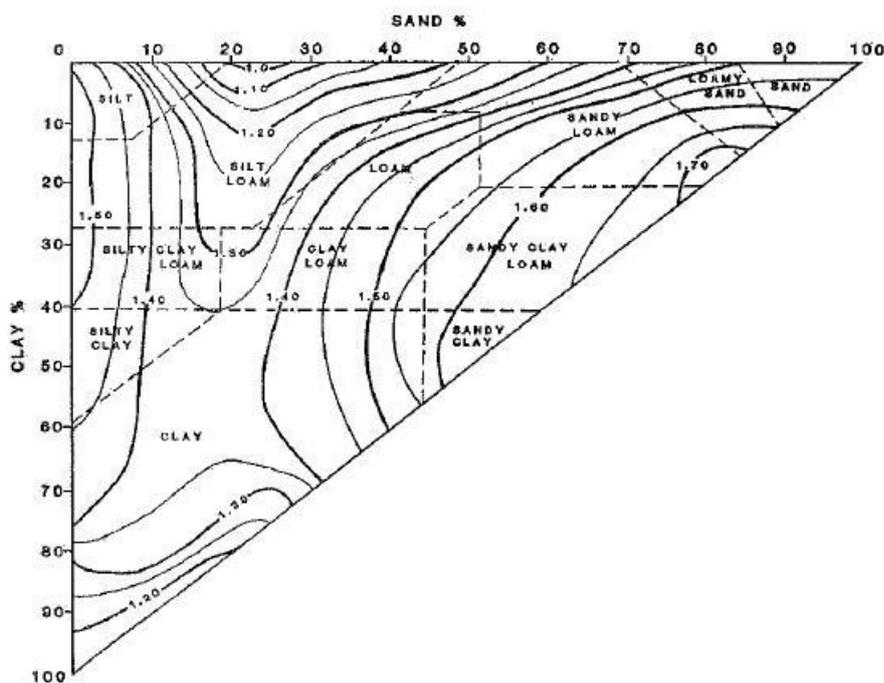


Abb. 1-14: Mineralische Dichten in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung (Rawls, 1983)

Unter Verwendung dieser Karte in Verbindung mit der Korngrößenverteilung war es möglich, die Lagerungsdichte in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Humusanteil abzuschätzen.

Mit den oben aufgeführten Annahmen und der beschriebenen Methodik ergeben sich insgesamt fünf Parametersätze für jede Bodenart (Oberboden unter Wiese, Wald, konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung sowie Unterboden).

Tab. 1-4: Annahmen für die Parametrisierung der Eigenschaften des Oberbodens

Bodenzustand	Humusgehalt	Lagerungs- dichte	Bodenbe- deckungsgrad
Oberboden unter Wiese	2,0 %	mittel	90 %
Oberboden unter Wald	5,0 %	gering	100 %
Oberboden unter Direktsaat	1,7 %	hoch	90 %
Oberboden unter konservierender Bodenbearbeitung	1,7 %	hoch	50 %
Oberboden unter konventioneller Bodenbearbeitung	1,5 %	gering	1 %

Um den Effekt des Pfluges auf die Lagerungsdichte zu berücksichtigen, fand zusätzlich eine Variation der Lagerungsdichte statt, die sich an einer Methode orientierte, die von Rawls et al. (1983) entwickelt wurde. Diese schätzt die Zunahme der Porosität durch den Pflugeinsatz in Abhängigkeit des Humusgehaltes und der Korngrößenverteilung. Für die unteren Bodenschichten wurde durchgehend von einem Humusgehalt von 0 % und einer hohen Lagerungsdichte ausgegangen, da unter anderem Messungen von Zacharias (2004) und Zimmerling (2004) zeigen, dass ein signifikanter Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Wasserretentionseigenschaften der Unterbodenmatrix unterhalb der Pflugsohle nicht mehr nachweisbar ist.

Ein weiterer Einflussfaktor bei der Abbildung des Entwässerungsverhaltes ist die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit. Für die Bestimmung dieses Parameters stehen eine Reihe von Pedotransferfunktionen zur Verfügung (z. B. Saxton et al., 1986; Vereecken et al., 1990). Um die in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung jeweils am besten geeignete auszuwählen, wurden die Ergebnisse von Tjetie und Hennings (1996) genutzt.

Nachdem mit der hier beschriebenen Methodik unter Nutzung von Gl. (1-6) bzw. Gl. (1-7) alle erforderlichen van Genuchten-Parameter bestimmt wurden, erfolgte mit Hilfe von HYDRUS 1D die Berechnung der Bodenwassergehalte unter Einbeziehung der Entwässerungszeit. Die so ermittelten Bodenwassergehalte in Abhängigkeit von Textur, Lagerungsdichte und Entwässerungszeit bildeten den Ausgangswert für die Green-Ampt-Infiltration.

Anschließend wurde das dem Anfangswassergehalt θ_i zugeordnete Matrixpotenzial Ψ durch Umstellen der van Genuchten-Gleichung (1-4) berechnet.

Als ein Beispiel sind nachfolgend die für die Green-Ampt-Infiltrationsmodellierung benötigten und nach dem oben beschriebenen Schema ermittelten Parameter Gesamtporosität und Anfangswassergehalt dargestellt; exemplarisch ausgewählt wurde

die Gesamtporosität bzw. der Sättigungswassergehalt sowie der Bodenwassergehalt nach 15 Tagen gravitativer Entwässerung für ein homogenes Bodenprofil ohne Humusgehalt.

Wie auf in Abb. 1-15 bzw. Abb. 1-16 dargestellt, wurden die Gesamtporosität sowie die Bodenwassergehalte nach 5, 10 und 15-tägiger gravitativer Entwässerung für alle deutschen Bodenarten in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsmaßnahmen und damit verschiedenen Parameterwerten errechnet. Allgemein kann man feststellen, dass die Entwässerungsraten umso größer sind, je geringer der Tonanteil ist. Da die Entwässerungsraten von tonigen, lehmig-tonigen und schluffig-tonigen Böden von Anfang an gering sind, zeigen diese auch nach 15 Tagen gravitativer Entwässerung nur geringe Unterschiede im volumetrischen Bodenwassergehalt verglichen mit dem Ausgangswassergehalt.

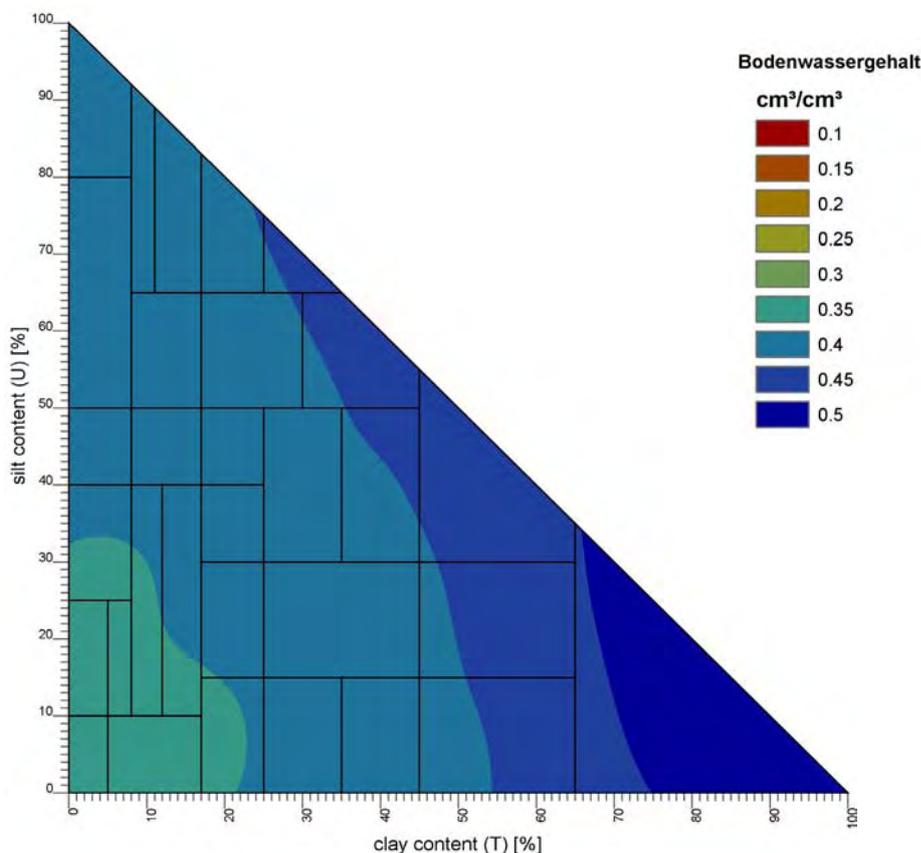


Abb. 1-15: Gesamtporosität in Abhängigkeit von der Korngrößenzusammensetzung

Für das Green-Ampt-Infiltrationsmodell repräsentieren die abgebildeten Parameterwerte die unteren Bodenschichten, welche für alle Landnutzungsmaßnahmen als äquivalent angenommen wurden, da davon ausgegangen wurde, dass unterhalb der Pflugsohle kein signifikanter Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Wasserretentionseigenschaften der Unterböden mehr nachweisbar ist (Zacharias, 2004).

Das Model HYDROL-INF ist nicht in der Lage, den Makroporenfluss im Sinne eines „dual permeability“-Ansatzes zu beschreiben oder Makroporen explizit getrennt zu

behandeln. Daher wurde die Makroporosität durch veränderte Bodenparameter innerhalb eines ansonsten unveränderten Bodenmodells beschrieben. Dazu wurde von der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit die effektive hydraulische Leitfähigkeit in Anlehnung an Rawls et al. (1989) bestimmt. Um diese zu rechnerisch zu bestimmen, wurden in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte einerseits ein Makroporen-Faktor und andererseits ein Verschlämmungsfaktor nach Rawls et al. (1989) definiert.

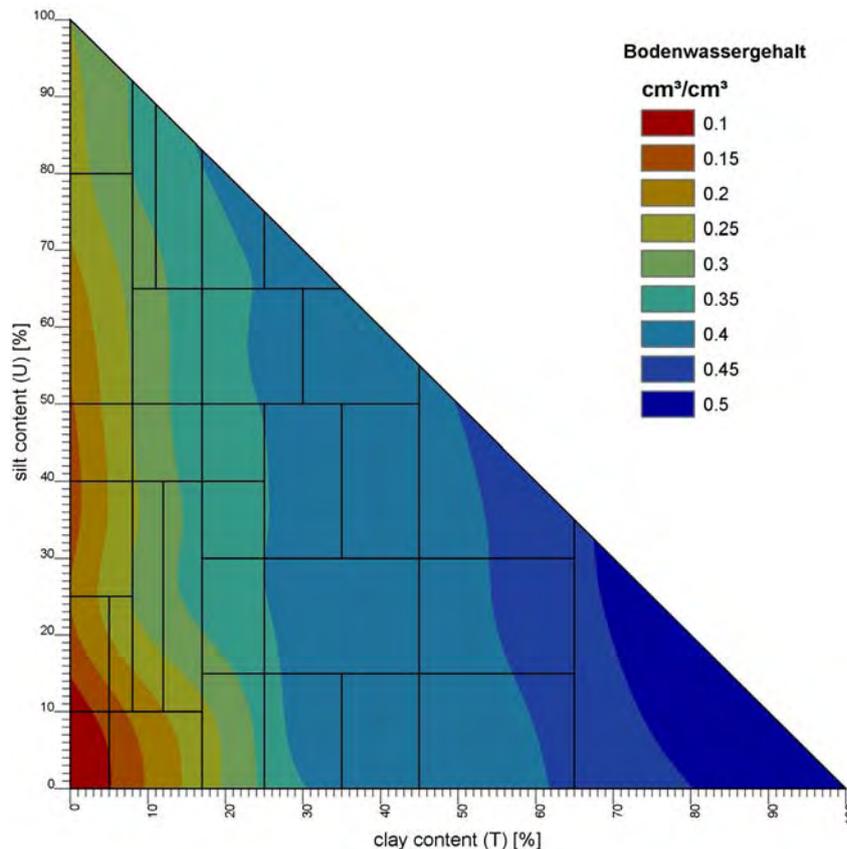


Abb. 1-16: Bodenwassergehalt nach 15-tägiger gravitativer Entwässerung

Durch Vegetationsbedeckung und nicht wendende Bodenbearbeitungsverfahren, wie der konservierenden Bodenbearbeitung/ Direktsaat wird die effektive hydraulische Leitfähigkeit durch Multiplikation der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Bodenart und Lagerungsdichte abhängigen Makroporen-Faktor vergrößert. Bei Böden ohne schützende Vegetationsbedeckung wird die effektive hydraulische Leitfähigkeit durch einen ebenfalls von der Bodenart und Lagerungsdichte abhängigen Verschlammungsfaktor herabgesetzt. Der Zusammenhang zwischen effektiver hydraulischer Leitfähigkeit und dem Grad der Bodenbedeckung wird durch Gl. (1-9) wiedergegeben.

$$(1-9) \quad K_E = K_s(BO \times A) + [(1 - BO) \times C_r]$$

mit: K_E - effektive hydraulische Leitfähigkeit in [cm/hr]

K_S - gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in [cm/hr]

BO - Bodenbedeckungsgrad in [%]

A - Makroporositätsfaktor [-]

C_r - Verschlämmungsfaktor [-]

Der Makroporositäts-Faktor (A) nach Rawls (1989) wird wie in Gl. (1-10) angegeben, in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte ermittelt

$$(1-10) \quad A = e^{(0.96 - 0.032S + 0.04T - 0.032D)}$$

mit: S - Sandgehalt in [Masse-%]

D - Lagerungsdichte in [g/cm³]

Zur Ermittlung des Verschlämmungs-Faktors nach Rawls et al. (1989) müssen mehrere Gleichungen, in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte bestimmt werden. Der Verschlämmungsfaktor ergibt sich nach Gl. (1-11) zu:

$$(1-11) \quad C_r = \frac{L}{\frac{L - 0.5}{S_c} + \frac{0.5}{B}}$$

mit: L - Tiefe der Feuchtefront in [cm]]

S_c - 1. Korrekturfaktor nach Rawls (1989) [-]

B - 2. Korrekturfaktor nach Rawls (1989) [-]

Die Tiefe der Feuchtefront L wird in Abhängigkeit der Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte nach Gl. (1-12) bestimmt (Rawls et al., 1989).

Des Weiteren müssen auch die von Rawls et al. (1989) bestimmten Korrekturfaktoren in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung wie folgt bestimmt werden (Gl. (1-13) bzw. Gl. (1-14))

$$(1-12) \quad L = 14.7 - 0.0015S^2 + 0.3TD$$

$$(1-13) \quad B = 0.04595 + 6.8 \times 10^{-6} S^2 + \frac{2.1 \times 10^{-5} S^2}{2} - \frac{3.15 \times 10^{-4} S}{4}$$

$$(1-14) \quad S_c = 0.736 + 0.0019S$$

mit: T - Tongehalt in [Masse-%]

S - Sandgehalt in [Masse-%]

D - Lagerungsdichte in [g/cm³]

Das die eben beschriebene Herangehensweise zur Parametrisierung einen praktischen Ansatz zur Beschreibung der Makroporosität und Oberflächenverschlämmung bildet, belegen u. a. auch die Arbeiten von Stroosnijder (1995) und Wilcox et al. (1992), sowie die Ausführungen von Boardman und Favis-Mortlock (1998) und Lal (2006). Verwendet wird dieser Ansatz unter anderem auch in den Erosions- und Abflussprognosemodellen USDA-WEPP (Water Erosion Prediction Project), ANSWERS-2000: „A Simulation Model for small Agricultural Watersheds“ und PARCHED-THIRST: „An Agrohydrological Model“ (Wyseure et al., 2002).

1.2.2.3 Infiltrationsmodellierung

Nach Parametrisierung der für das Green-Ampt-Infiltrationsmodell benötigten Eingangsgrößen K_E , Ψ , θ_s und θ_i , konnten im nächsten Schritt die Infiltrationsraten bzw. die Infiltrationskapazitäten in Abhängigkeit von verschiedenen Landnutzungsmaßnahmen und verschiedenen Niederschlagsereignissen mit Hilfe der Software HYDROL-INF berechnet werden. Dabei folgte die Modellierung dem auf Abb. 1-17 dargestellten Schema dahingehend, dass die Boden- bzw. Landoberfläche bei der Simulation als horizontale Fläche betrachtet wurde. Diese Modellannahme begründet sich durch die Tatsache, dass das Green-Ampt-Modell ein „Punkt“-Infiltrationsmodell ist und dadurch die den Oberflächenabfluss beeinflussenden Effekte, wie Oberflächenrauigkeit und Neigung nicht berücksichtigt.

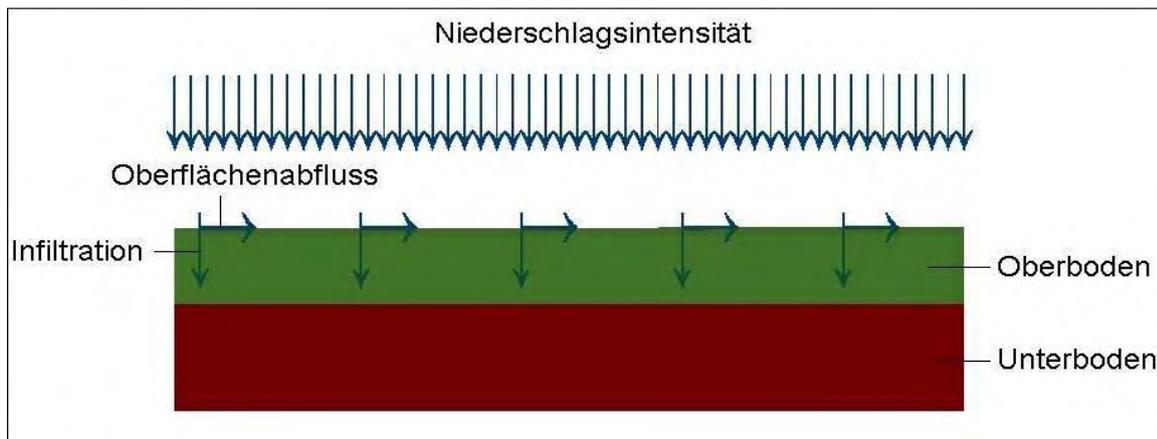


Abb. 1-17: Schematische Darstellung zur Bestimmung von Infiltration und Oberflächenabfluss

Solange die Niederschlagsrate kleiner als die Infiltrationskapazität des Bodens ist, versickert das gesamte Wasser. Mit anhaltendem Niederschlag verringert sich die Infiltrationskapazität und nähert sich asymptotisch einem stationären Wert. Übersteigt die Niederschlagsintensität die Infiltrationskapazität, bildet die verbleibende Differenz den abflusswirksamen Niederschlag bzw. einen Wasserüberstau an der Bodenober-

fläche, der in Abhängigkeit von Oberflächenrauigkeit und Hangneigung zum Abfluss gelangt.

1.2.2.4 Ermittlung des Spitzenabflusses

Für den mit dem Green-Ampt-Infiltrationsmodell ermittelten abflusswirksamen Niederschlag wurden anschließend die zugehörige Abflussganglinie und damit auch die Spitzenabflüsse für schematisierte Modellflächen bestimmt. Diese sind abhängig von der Niederschlagsdauer und -intensität, der Fließlänge sowie Hangneigung der betreffenden Fläche und der Oberflächenrauigkeit auf Grund verschiedener Landnutzungsmaßnahmen (siehe Abb. 1-18)

Die Genauigkeit der Bestimmung des Spitzenabflusses bzw. der Hochwasserganglinie richtet sich vor allem nach der Genauigkeit der ermittelten Konzentrationszeit bzw. der kritischen Fließzeit. Die Konzentrationszeit ist definiert als die Zeit, die ein Wasserteilchen benötigt, um das Einzugsgebiet vom hydraulisch am weitesten entfernten Bereich bis zum Gebietsauslass zu durchfließen, d. h. die Konzentrationszeit beschreibt genau die Dauer eines Niederschlagsereignisses, welche den maximal erreichbaren Spitzenabfluss hervorruft. Dies bedeutet, dass bei einheitlicher Überregnung ein Niederschlagsereignis kürzerer Dauer bereits zu Ende ist, bevor noch dass am weitesten entfernte Teilgebiet zum Abfluss beiträgt. Bei längerer Regendauer existiert bei gleicher Auftrittswahrscheinlichkeit eine geringere Intensität und dadurch kann mehr Wasser infiltrieren und trägt nicht zum Abfluss bei.

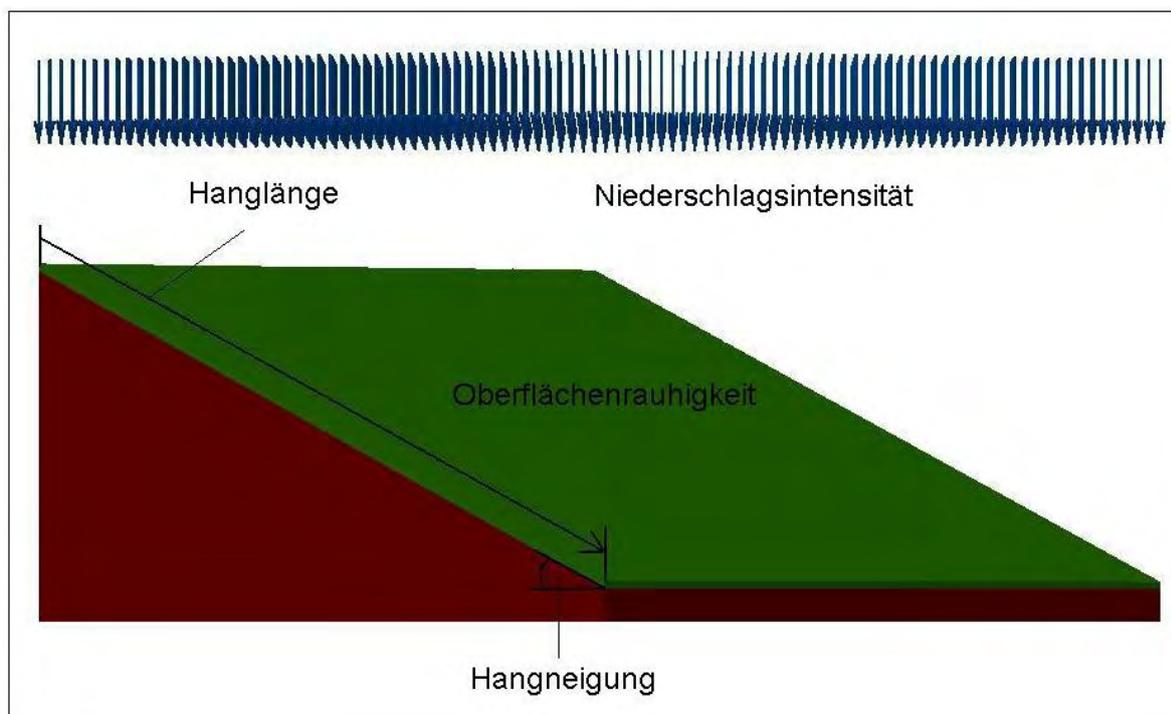


Abb. 1-18: Schematische Darstellung der erforderlichen Parameter zur Bestimmung der Konzentrationszeit

Nach Welle und Woodward (1986) ist die Bestimmung der Konzentrationszeit für den Oberflächenabfluss nach dem Ansatz der kinematischen Welle die am besten geeignete. Wird von einem Hanglängsstreifen der Länge L ausgegangen, der gleichförmig mit der Intensität i überregnet wird, erhält man die Volumenbilanz am Hangfuß, wo eine Wasserschicht der Stärke H mit der Geschwindigkeit v abfließt, zu $vH = iL$. Die Konzentrationszeit T_c ergibt sich zu L/v . Wird v nach der Formel von Manning-Strickler bestimmt und die Rauigkeit nach Manning eingesetzt erhält man nach dem Ansatz der kinematischen Welle:

$$(1-15) \quad T_c = \frac{0.93(nL)^{0.6}}{i^{0.4} S^{0.3}}$$

- mit: n - Reibungsbeiwert nach Manning in [$m^{1/3}s^{-1}$]
 L - Hanglänge in [ft]
 i - Niederschlagsintensität in [$inch/hr$]
 S - Hangneigung in [%].

Bei Berechnungen mit dieser Formel gilt zu beachten, dass sowohl die Konzentrationszeit als auch die Niederschlagsintensität unbekannt sind und deshalb ein iterativer Lösungsprozess vonnöten ist. Die Rauigkeitsbeiwerte der Bodenoberfläche wurden von den aktuellen Verknüpfungsregeln, Regel 5.22 der bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 übernommen.

1.2.2.5 Simulation von Erosionsprozessen

Als Eingabe benötigt das Erosionsmodell E3D ein Digitales Geländemodell (DGM), ein Niederschlagsereignis und Informationen über Bodeneigenschaften und Landnutzung. Die betreffenden Bodenparameter wurden nach der weiter oben beschriebenen Herangehensweise bestimmt und auch für das Modell EROSION 3D übernommen. Des Weiteren wurden in EROSION 3D auch dieselben Niederschlagsverläufe wie in HYDROL-INF simuliert. Die Erstellung von landnutzungsabhängigen Parametern, wie Rauigkeitsbeiwert nach Manning, Bedeckungsgrad und Erosionswiderstand der Bodenoberfläche, fand mit der Software DPROC Ver. 1.50 statt. Als Datengrundlage stützt sich das Programm auf den Digitalen Parameterkatalog für Sachsen, der je nach Bodenbearbeitungsart differenzierte Werte enthält. Bei den Simulationen wurde kein real existierendes Einzugsgebiet verwendet, sondern ein fiktives Geländemodell manuell über eine ASCII-Datei erzeugt. Die Kantenlänge des digitalen Geländemodells wurde mit 100 m festgelegt, mit einer Rasterauflösung von 2 m und frei wählbaren Hangneigungen. Als Beispiel sind in der Abb. 1-19 schematisierte Modellflächen mit unterschiedlichen Hangneigungen dargestellt.

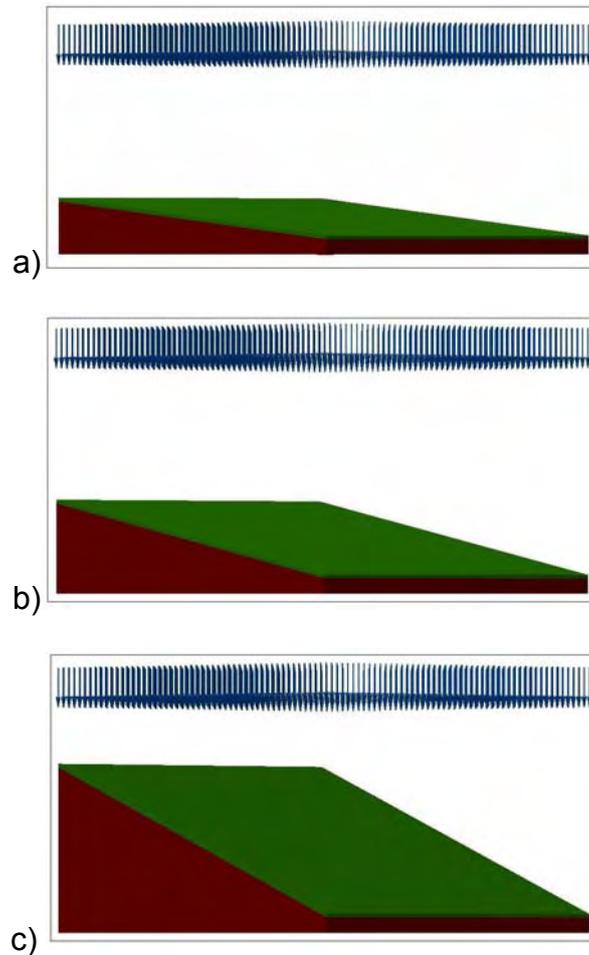


Abb. 1-19: schematisierte Modellflächen (100 m x 100 m) mit durchschnittlichen Hangneigungen von a) 5 %, b) 10 % und c) 20 %

Die so erzeugten frei „kippbaren“ Geländemodelle mit einer Größe von 1 ha bildeten anschließend den Ausgangspunkt für die Berechnung des Bodenabtrages in Abhängigkeit von der Hangneigung. Die Grundlage für die Simulationen bildeten vereinfachend angenommene Landnutzungen von jeweils Wald, Grünland, Direktsaat, konservierender Bodenbearbeitung oder konventioneller Bodenbearbeitung auf der gesamten Fläche des „Einzugsgebietes“.

2 Anlagen Arbeitspaket 2 (AP2)

2.1 Ergebnisse der Literaturrecherchen

2.1.1 Hochwasserereignisse

2.1.1.1 Hochwasserauslösende Wetter- und Niederschlagsituationen

Die Kenntnis von Hochwasser auslösenden Wetter- und Niederschlagsituationen ist eine der wesentlichen Voraussetzungen zur Bewertung von Möglichkeiten zur Hochwasserrisikominderung durch Maßnahmen zur Reduzierung von Abflüssen in den Hochwasserentstehungsgebieten. Für eine Analyse derartiger Niederschlagsituationen wurden von Fachbehörden und Flusskommissionen herausgegebene Berichte über im Zeitraum zwischen 1997 und 2009 Hochwasserereignisse eingetretene ausgewertet und beispielhaft in Kurzdarstellungen hier wiedergegeben. Im Ergebnis wurden für Winter- und Sommerhochwasser sowie für Sturzfluten jeweils typische Wetter- und Niederschlagsituationen als Hochwasser verursachende Randbedingungen ausgewiesen.

Danach wurden zum Winterende und im Frühjahr aufgetretene Hochwasser, die der Gruppe „Winterhochwasser“ zugeordnet werden können, durch Schneeschmelze und gleichzeitig auftretende Niederschläge ausgelöst. Tauwetter bedingte Abflüsse beruhten teilweise auf der Menge der abschmelzenden extremen Schneemassen (z. B. IKSE, 2007) oder auf intensiven Tauprozessen nach plötzlicher Warmluftzufuhr (z. B. LfW-RLP, 1999) bei gleichzeitigem Auftreten von Regenfällen unterschiedlicher, teilweise hoher Intensitäten. Die Niederschläge konnten von den noch gefrorenen Böden nicht aufgenommen werden.

Zwischen Frühjahrsende und Herbst entstandene „Sommerhochwasser“ waren die Folge von ein- bis dreitägigen Niederschlägen, die unmittelbar im Anschluss an vorausgegangene länger anhaltende Regenperioden fielen und die von den bereits wassergesättigten Böden nicht mehr aufgenommen werden konnten. Die Tagessummen der schließlich Hochwasser auslösenden Niederschläge lagen zwischen 50 mm und 240 mm, in Einzelfällen führten auch bereits geringere Niederschläge zu lokalen Hochwassern.

Niederschlagsbedingte Sturzfluten wurden durch räumlich begrenzt fallende Niederschläge von hoher Intensität (50 bis 160 mm/h) ausgelöst, die sich nur wenige Stunden dauerten.

a) Hochwasser im Juli 1997 an der Oder

Im Verlauf einer Vb Wetterlage wurde feuchtwarme Meeresluft aus dem östlichen Mittelmeerraum nordostwärts verlagert, die im Bereich der Beskiden auf baltische Kaltluft trafen. Die Folge war ein Starkregenereignis, das zwischen dem 04. Juli und 08. Juli 1997 und zu Gebietsniederschlägen zwischen 200 und 300 mm führten. Maximalhöhen wurden für diesen Zeitraum an den Stationen Praděd mit 455 mm und Lysá hora mit 586 mm gemessen. Dabei aufgetretenen Niederschlagsintensitäten lagen bei 510 mm innerhalb von 72 h und bei 234 mm in 24 h. Durch dieses Starkregenereignis, das der durchschnittlichen Niederschlagsmenge (im Gebirge sogar der doppelten Niederschlagsmenge) des gesamten Monats Juli entsprach, wurde die erste Hochwasserwelle der Oder ausgelöst (IKSO, 1999). Zu Beginn der zweiten Monatshälfte fielen bei einer ähnlichen Wetterlage zwischen dem 17. und 21. Juli nochmals Niederschläge von mehr als 100 mm, die die zweite Hochwasserwelle verursachten und damit die lange Dauer des Hochwassers bewirkten.

Schäden im Sektor Landwirtschaft entstanden in beträchtlichem Umfang (vor allem in Polen) durch die infolge von Deichbrüchen eingetretenen Überschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zur Minderung eines bei der landwirtschaftlichen Weiternutzung bestehenden Restrisikos wurde empfohlen, die Böden in den Überschwemmungsgebieten auf mögliche Kontaminationen zu untersuchen und das Freisetzungspotenzial prioritärer Schadstoffe aus abgelagertem Material und deren Gefährdungspotenzial der Nahrungskette abzuschätzen (IKSO, 1999).

b) Hochwasser im Oktober/ November 1998 im Einzugsgebiet von Weser, Aller und Leine

Mit anhaltenden Niederschlägen kam es im Oktober 1998 zu für die Jahreszeit ungewöhnlich hohen Niederschlagsmengen, die zu Überschwemmungen am 28. und 29. Oktober führten. Im Monat Oktober 1998 fielen im Landesdurchschnitt in Niedersachsen 203 mm, d. h. 363 % der mittleren Monatsmenge. An der Niederschlagsstation Braunlage im Harz wurden im Oktober mit 452 mm Niederschlag sogar 491 % des mittleren Niederschlags gemessen, davon allein im Zeitraum vom 27.-31. Oktober 212 mm. Das resultierende Hochwasser wurde als ein 10- bis 15-jährliches Ereignis eingestuft.

Von landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Überschwemmungsgebieten ging stellenweise eine Erhöhung der Gefährdung durch Hochwasser aus, da nicht geräumte Heuballen zu lokalen Staubereichen in den Abflussquerschnitten führten. Für die Landwirtschaft kam es auf den intensiv genutzten Ackerflächen im Überschwemmungsgebiet zu erheblichen Schäden und Verlusten auf Grund großer Erosionsabtragsraten auf den teilweise gerade abgeernteten Flächen. (NLWKN, 1999)

c) Hochwasser im Februar/ März 1999 im Rheingebiet

Im Dezember 1998 und Januar 1999 entsprachen die Niederschläge in den Einzugsgebietsteilen in Rheinland-Pfalz den langjährigen Mittel bzw. lagen in Baden-Württemberg noch deutlich darunter und hatten zu einer geschlossenen Schneedecke von bis zu mehr als 100 cm Höhe geführt, die teilweise auch noch Ende Januar vorhanden war und die in der ersten Februarhälfte noch zunahm. Warmluftzustrom und gleichzeitig auftretende Niederschläge mit Tageswerten zwischen 20 und 50 mm in den Einzugsgebieten des Oberrheins, des Neckars und Teilen der Mosel. Im Rhein kam es im Bereich bis Kaub zu einem etwa 10-jährlichen Hochwasser (LfW-RLP, 1999)

d) Hochwasser im Mai 1999 im Rheingebiet

Nach überdurchschnittlich hohen Niederschlägen im April, die ab Mitte April als Schnee bis ins Flachland der Alpennordseite niedergingen, fielen zwischen dem 11. und 14. Mai im deutsch schweizerischen Grenzraum extreme Niederschläge von 50 bis zu mehr als 100 mm/d. Diese führten zu lokalen Überschwemmungen und erhöhten die bereits auf Grund der Schneeschmelze hohen Rheinabflüsse. Die Niederschlagsmengen führten somit im Grenzgebiet (Pegel Rheinfelden) zu einem 200-jährlichen Hochwasser und bei Karlsruhe (Pegel Maxau) zu einem 100-jährlichen Hochwasser. (LfW-RLP, 1999).

e) Hochwasser im Mai 1999 im Donaugebiet (Pfingsthochwasser)

Im nördlichen Alpenvorland fielen am 20. und 21. Mai auf bereits durch Vorregen wassergesättigte Böden in den Einzugsgebieten von Iller, Lech und Isar lang anhaltende Starkniederschläge. Die Intensitäten lagen verbreitet zwischen 3 und 10 mm/h, vereinzelt zwischen 10 und 30 mm/h. Dabei wurden an einzelnen Stationen Tagesniederschläge von 243, 234 und 228 mm gemessen. betrug. Die statistischen Wiederkehrzeiten der resultierenden Abflüsse in den Oberläufen der Flüsse lagen teilweise bei mehr als 500 Jahren, häufig bei 300 bis 400 Jahren. (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2003).

f) Sturzflut in Ahlen (Westfalen) im Mai 2001

Am 03. Mai 2001 wurde bei heftigen Gewitterniederschlägen im Schwerpunkt des Niederschlagsgebietes zwischen Ahlen und Beckum ein Tagesniederschlag von 120 mm gemessen, in den umgebenden Niederschlagszonen noch 40 bis 90 mm. Die höchste gemessene stündliche Niederschlagsmenge betrug 86 mm. Die Niederschläge führten zu einem regionalen der Hochwasser der Werse (Müller, 2003)

g) Hochwasser im August 2002 im österreichischen Einzugsgebiet der Donau

Die Wetterlage war durch Kaltlufttropfen im Bereich der Alpen geprägt, deren langsame Verlagerung zu lokal begrenzten anhaltenden Niederschlägen führte. Infolge der Advektion feuchtwarmer Luft kam es zu extremen Niederschlagsmengen, die zwischen dem 6. und 13. August in zwei Episoden von jeweils 2 bis 3 Tagen Dauer fielen und zu Niederschlagssummen von 100 bis über 200 mm je Episode mit Maxima von mehr als 300 mm (Habersack und Moser, 2003). Nach der ersten Niederschlagsphase kam es in den Gewässern der Gebiete (Mühlviertel, Machland, Kampstal) mit den höchsten Niederschlagssummen zu teilweise weit über HQ₁₀₀ liegenden Abflüssen, die nach der zweiten Niederschlagsepisode auf bis zu HQ₅₀₀ anstiegen.

h) Hochwasser im August 2002 im Elbegebiet

Bei einer Vb-Wetterlage kam es zu ergiebigen Niederschlägen und Starkregenfällen, von denen Anfang August insbesondere die Einzugsgebiete von Elbe und Donau betroffen waren. Charakteristisch waren dabei extreme Niederschlagshöhen und deren großräumige Ausdehnung (IKSE, 2004). In der zweiten Augustwoche erreichten die Tagesniederschläge im Tschechischen Einzugsgebiet Werte zwischen 65 und 180 mm/d,

i) Hochwasser im August 2005 in Südbayern

Nach wiederholten ergiebigen Niederschlägen zwischen dem 01. und 19. August 2005 (z. B. 144 mm in drei Tagen in Inzell) in Alpennähe waren die Böden in Südbayern weitgehend wassergesättigt (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2006). Weitere Regenfälle zwischen dem 21. und 24. August ergaben innerhalb von 72 h Niederschlagssummen zwischen 150 mm und 245 mm (alpennah), wobei 24 h Niederschlagssummen von 122 mm (Lenggries-Sylvensteinspeicher), 164 mm (Kochel-Einsiedl) oder 137 mm (Oberstdorf-Rohrmoos) beispielhaft waren. Als Folge der Niederschläge traten an den Donauzuflüssen Iller, Lech, Loisach, Ammer, Isar und Inn extreme Hochwasser mit Wiederkehrintervallen von über 100 Jahren auf (LfU-BY, 2007).

j) Hochwasser im März/ April 2006 im Elbegebiet

LfULG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2006): Meteorologische und hydrologische Analyse des Frühjahrshochwassers 2006 in den sächsischen Fließgewässern.

In der zweiten Januarhälfte 2006 kam es in Sachsen zur Zufuhr sehr kalter Festlandsluft und zu Schneefällen, so dass Anfang Februar 2006 eine geschlossene

Schneedecke über Sachsen lag. Nach kurzzeitigem Tauwetter und gleichzeitig auftretenden Tagesniederschlägen von 20 bis 30 mm kam es zu erneuten Schneefällen. Ab Mitte Februar setzte mit dem Zustrom milder Meeresluft ein Tauprozess ein, begleitet von Tagesniederschlägen von 1 mm bis 5 mm. Das Abschmelzen der außergewöhnlich großen Schneemengen löste in Verbindung mit Regen das Hochwasser aus. (LfULG, 2006).

k) Hochwasser im August 2007 im Rheingebiet

In der ersten Augustdekade traten Niederschläge mit Höhen von 100 mm/d in der Schweiz und von 40 – 50 mm/d im Südschwarzwald auf. Die Niederschlagsmengen führten im Grenzgebiet an den Pegeln Rheinfeldern und Basel/Rheinhalle zu 100 bis 200-jährlichen Abflüssen im Rhein, die sich Rhein abwärts jedoch auf Grund der Wetter und Abflusssituation deutlich abschwächten. (LUWG-RLP, 2007).

l) Hochwasser im September/ Oktober 2007 im Innerste-Gebiet

Zwischen dem 27. und dem 29. September 2007 fielen auf die bereits wassergesättigten Böden 136 mm Niederschlag im Harz (Station Clausthal – Zellerfeld) und 100 mm im Harzvorland (NLWKN, 2008). Dadurch bildeten sich schnell ablaufende Hochwasserwellen, die zunächst in Nebenflüssen der Innerste zu beträchtlichen Überschwemmungen führten. An der Innerste wurden die höchsten Pegelstände seit 55 Jahren beobachtet und es kam zu Deichbrüchen, sodass in der Folge im Raum Hildesheim der Katastrophenfall ausgerufen wurde.

m) Hochwasser im September/ Oktober 2007 in Sachsen-Anhalt

In den Monaten Mai bis August 2007 lagen die monatlichen Niederschlagssummen in Sachsen-Anhalt um 40 % bis 130 % über den langjährigen Mittelwerten. Die vom 28. zum 29. September flächendeckenden Niederschläge von 40 bis 70 mm innerhalb von 24 Stunden mit regional noch darüberliegenden Tagessummen ergaben im September einen Monatsniederschlag von 268 % des langjährigen Mittelwertes und führten zu sprunghaft ansteigenden Abflüssen in Ilse, Selke, Bode, Wipper, Saale, Weiße Elster und Unstrut. In Ilse und Wipper lagen die Scheitelabflüsse teilweise im Bereich eines 50- bzw. 20-jährlichen Hochwassers, in den anderen Gewässern entsprachen die Abflüsse noch einem 5- bis 10-jährlichem Hochwasserereignis.

n) Sturzfluten 1990 - 2005

Im Rahmen des RIMAX Programms zur Hochwasserforschung wurde im Projekt „URBAS – Vorhersage und Management von Sturzfluten in urbanen Gebieten“ wur-

den konvektive Niederschlagsereignisse (von maximal sechs Stunden Dauer in Verbindung mit aufgetretenen Schäden) und die daraus resultierenden Abflüsse erfasst und ausgewertet (Castro et al., 2008). Die stärksten dokumentierten Starkregenerereignisse des Zeitraums 1990 – 2005 wiesen Intensitäten zwischen 13 und 100 mm/h und in zwei Fällen sogar 142 bzw. 160 mm/h auf bei einer Gesamtniederschlagsmenge zwischen 20 und 155 mm.

Tab. 2-1: Hochwasserereignisse, auslösende Niederschlagssituationen und Jährlichkeiten der resultierenden Abflüsse

	Zeitpunkt	Region	Fluss oder Flussgebiet	Gebietsniederschläge mm	maximale Niederschlagsintensitäten mm/24h	Jährlichkeit des HW a
1	Juli 1997	Brandenburg	Oder	200 - 300 max. 455 - 585	234	120 - 150
2	Okt 1998	Niedersachsen	Leine, Weser			10 - 15
3	Feb Mrz 1999		Oberrhein	110	20 - 50	10
4	Mai 1999		Oberrhein	270 - 340	50 - 100	200 100
5	Mai 1999		Iller, Lech, Isar	110 - 150	230 - 240	> 500 300 - 400
6	Mai 2001	Ahlen (östl. Münster)	Werse	120	120 40 - 50	
7	Mai 2002		österr. EZG d. Donau	200 - 400		100 500
8	2002		Elbe u. Nebenflüsse	25 - 177 100 - 300	65 - 180	50 - 200 200 - 500
9	August 2005	Alpen		200 - 300		> 100
10	Mrz Apr 2006		Elbe 2006	50 - 100	40	5 - 50 (Elbe) 100 (Nebenfl.)
11	Aug 2007		Oberrhein	120 - 170	100 40 - 50	100 - 200
12	Sep/Okt 2007	Niedersachsen	Innerste		30	60 - 80 80 - 100
13	Sep/Okt 2007	Sachsen-Anhalt	Ilse, Selke, Bode, Wipper, Elster		40 - 70	25 - 50, 10, 5, 10 - 20, 5 - 10

2.1.1.2 Betroffenheit der Landwirtschaft

Die in den von Fachbehörden oder Versicherungsgesellschaften veröffentlichten Berichten und Informationen enthaltenen Angaben zu den Hochwasserschäden sind überwiegend auf die Darstellung von Schäden an Gebäuden und deren Inventar und an der Verkehrsinfrastruktur konzentriert. Aussagen über Schäden und Schadenshöhen im Agrarsektor betreffen meist landwirtschaftlich genutzte Gebäude und Maschinen. Angaben über Schäden auf Acker- und Grünlandflächen liegen in den Berichten seltener vor und sind in der Regel auf die Summe aller Ernteverluste (Müller, 2003; Mayer et al., 2003) in den jeweiligen Überschwemmungsgebieten der betrachteten Hochwasserereignisse beschränkt. Die relativ wenigen Hinweise auf Schäden auf Acker- und Grünlandflächen (NLWKN, 1999; Habersack und Moser, 2003) erlauben nur eine kurze Zusammenstellung von Fallbeispielen aufgetretener Schadensarten, die auf oder durch landwirtschaftlich genutzte Flächen entstanden sind.

2.1.1.2.1 Beispiele aufgetretener Schäden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Ernteschäden infolge von über mehrere Wochen anhaltenden Überschwemmungen:

- Verschmutzung des Erntegutes durch Schlammablagerungen (Grünland Elbe, Wein Donau)
- Kontamination durch Schadstoffeinträge
- Hochwasserabflüssen führten zu Erosion mit großen Bodenabtragsraten

Weser, Aller, Leine 1998

Beim Hochwasserereignis im September/ Oktober 1998 entstanden für die Landwirtschaft erhebliche Verluste und Schäden auf den intensiv genutzten Ackerflächen, da die Hochwasserabflüsse auf den zum Teil gerade abgeernteten Flächen zu Erosion mit großen Bodenabtragsraten führten auf den teilweise gerade abgeernteten Flächen (NLWKN, 1999).

Wümmehochwasser 2002

Die durch das Hochwasser der Wümme im Jahr 2002 führten zu mehrwöchigen Überschwemmungen der Gebiete zwischen den Wümmedeichen des bremischen Wümmeabschnitt führten die über mehrere Wochen anhaltenden Überschwemmungen zu erheblichen Ernteschäden

2.1.1.2.2 Beispiele aufgetretener Schäden durch landwirtschaftlich genutzte Flächen

- Verklausung von Abflussquerschnitten durch nicht geräumte Heuballen
- Fischsterben Sauerstoffzehrung
- Austräge von PSM und mobilisierter Schadstoffe Schädigung von Ökosystemen

Weser, Aller, Leine 1998

Von landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Überschwemmungsgebieten ging stellenweise eine Erhöhung der Gefährdung durch Hochwasser aus, da nicht geräumte Heuballen zu lokalen Staubereichen in den Abflussquerschnitten führten. (NLWKN, 1999)

2.1.2 Risikominderung in Abflussbildungsgebieten

2.1.2.1 Abflussbildungsgebiet

2.1.2.1.1 Infiltration und Abflussbildung

a) Abflussminderungspotenzial von Böden

Die Möglichkeiten der Abflussminderung in Abflussbildungsgebieten sind mit der Ausschöpfung des Infiltrationspotenzials und der Wasserspeicherkapazität der Böden verbunden. Maßgebliche Parameter sind dabei Porenvolumen und Struktur der Böden, Verschlammung der Bodenoberfläche sowie die Zeit, die für die Infiltration zur Verfügung steht. Zur Verbesserung der Bodenstruktur und zur Erhöhung des Porenvolumens können geeignete Verfahren der Bodenbearbeitung und Anbauverfahren beitragen. Um die für die Infiltration zur Verfügung stehende Zeit möglichst lange auszudehnen, ist eine lange Kontaktdauer zwischen Bodenoberfläche und Oberflächenabfluss notwendig. Die dafür notwendige Reduktion der Abflussgeschwindigkeit wird durch hangparallele Bodenbearbeitung oder Mulchschichten unterstützt. Die Auswirkungen auf das Infiltrationsvermögen und die resultierenden Abflussminderungen sind insbesondere im Zusammenhang mit Erosionsschutzmaßnahmen für unterschiedliche Standortbedingungen, Niederschlagsverhältnisse und Bodenwassergerhalte untersucht worden (z. B. Akkermann, 2004). Aussagen zum Infiltrationsvermögen, die aus Ergebnissen von Untersuchungen mit niedriger Vorfeuchte, mehrtägiger Vorregendauer oder kurzen simulierten Niederschlägen führen zu einer Einschätzung der Abflussminderung, die im Vergleich zu den bei Hochwasser auslösenden Niederschlägen beobachteten Gegebenheiten (Abschn. 2.1.1.1) zu hoch ist.

Die für das infiltrierte Wasser vorhandene Speicherkapazität hängt von Porenvolumen, Bodenart und Mächtigkeit der Bodenschicht ab. Während das Porenvolumen durch die Bewirtschaftung beeinflusst werden kann, sind Bodenart und Mächtigkeit nicht veränderbar. Insbesondere die Mächtigkeit ist ein wesentlich limitierend wirkender Faktor, durch den der Abfluss mindernde Einfluss mancher Standorte trotz geeigneter Nutzung und Bewirtschaftung (selbst unter Wald) gering bis vernachlässigbar wird.

b) Abfluss von Acker- und Grünland

Auf der Basis von Simulationsrechnungen schätzt Akkermann (2004) für ackerbaulich genutzte Einzelflächen, dass bei einer Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitung und bei gleichzeitiger Vermeidung bzw. Verminderung von Bodenverdichtungen zwischen 10 und 50 % (im Mittel 30 %) der Niederschlagssumme zurückgehalten werden können. Seine Simulationsrechnungen von extremen Niederschlägen (65 mm in 190 min) ergaben für nach der Saatbettbereitung unbedeckte Böden, dass es durch konservierende Bodenbearbeitung zu im Mittel lediglich 50 % der bei konventioneller Bearbeitung entstehenden Oberflächenabflüsse kommt. Unter Berücksichtigung unterirdischer Abflusskomponenten erwartet er noch eine Reduzierung des Hochwasser relevanten Abflussvolumens und des Spitzenabflusses um mindestens 12 %.

2.1.3 Risikominderung in Überschwemmungsgebieten

2.1.3.1 Räumliche Abgrenzungen und Zonierungen in Überschwemmungsgebieten

2.1.3.1.1 Überschwemmungsgebiete

Die räumlich-administrative Abgrenzung von Überschwemmungsgebieten ist in Deutschland durch gesetzliche Vorgaben geregelt. Unter Berücksichtigung der aus dem Gesetzes zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes vom 3. Mai 2005 resultierenden Änderungen (Artikel 1, §31 b) gilt nach dem Wasserhaushaltsgesetz:

- Überschwemmungsgebiete sind Gebiete zwischen oberirdischen Gewässern und Deichen oder Hochufern und sonstige Gebiete, die bei Hochwasser überschwemmt oder durchflossen oder die für Hochwasserentlastung oder Rückhaltung beansprucht werden.

Auf der Grundlage der Landeswassergesetze werden durch die Länder „als Überschwemmungsgebiete mindestens die Gebiete festgesetzt, in denen ein Hochwas-

serereignis statistisch einmal in 100 Jahren zu erwarten ist (Bemessungshochwasser)“.

Neben den als „Überschwemmungsgebiet“ definierten Vorlandgebieten zwischen Flüssen und ihren Deichen bzw. den neben Flüssen liegenden Gebieten, die bei nicht eingedeichten Flussabschnitten auf Grund ihrer Geländehöhe überschwemmt werden, gibt es die „überschwemmungsgefährdeten Gebiete“, die erst bei Überströmen oder Bruch eines Deiches überschwemmt werden. Die räumliche Fokussierung des Projektes MinHorLam ist auf „Überschwemmungsgebiete“ konzentriert.

2.1.3.1.2 Abflussbereich in Überschwemmungsgebieten

Im Hochwasserschutzgesetz sind eine Reihe von Bewirtschaftungs- und Nutzungsaufgaben festgesetzt, die speziell die „Abflussbereiche“ innerhalb der Überschwemmungsgebiete betreffen und deren Umsetzung in der Zuständigkeit der Bundesländer liegt. Eine eindeutige und bundesweit einheitliche Definition zur Abgrenzung des Abflussbereiches ist jedoch nicht im Gesetzestext des WHG enthalten. Qualitative Beschreibungen sowie unterschiedliche Festlegungen für Kriterien zur Abgrenzung des Abflussbereiches, der auch als „Funktionszone“ oder „Überschwemmungskernbereich“ bezeichnet wird, finden sich in Regelungen von Ländern und Kommunen, aber auch in von Bundesbehörden herausgegebenen Publikationen.

- Eine qualitative Abgrenzung, die in sinngemäßer Form auch an anderen Stellen zu finden ist, wurde vom UBA (1998) gegeben: „Unter dem Abflussbereich wird der Bereich verstanden, in dem bei einem Hochwasserereignis der direkte Abfluss des Wassers stattfindet. Davon zu unterscheiden sind Retentionsbereiche, die zwar überflutet werden, jedoch keine bzw. eine sehr geringe Strömung in Flussrichtung aufweisen.“
- Für die Elbe im Bereich Dresden wurde als Abgrenzungskriterium zunächst eine Fließgeschwindigkeit von mindestens 1,0 m/s gewählt (Umweltamt Dresden, 2002), später wurde der Hochwasser-Abflussbereich durch das gleichzeitige Auftreten der Kriterien Fließgeschwindigkeit > 0,5 m/s und Intensität als Produkt aus Fließgeschwindigkeit und Wasserstand über Geländeoberfläche > 0,5 m²/s definiert (Umweltamt Dresden, 2004, 2006).
- Im Landeswassergesetz von Baden-Württemberg wird als Abflussbereich der „Überschwemmungskernbereich“ in den Grenzen der Überschwemmungsflächen bei HQ₁₀ definiert (UM-BW, 2009).
- Das Niedersächsische Umweltministerium weist dagegen darauf hin, dass eine Unterscheidung in durchströmte (Abflussräume) und nicht durchströmte (Retentionsräume) Bereiche nicht mehr vorgenommen wird (MU-NI, 2004).
- Bei den Berechnungen zur Erstellung eines Retentionskatasters für Gewässer II. Ordnung in Hessen wurde der „Abstrombereich“ bzw. der „Hochwasserab-

flussbereich“ durch Fließgeschwindigkeiten im Vorland von ca. 25 % der Fließgeschwindigkeit im Flussschlauch abgegrenzt, niedrigere Geschwindigkeiten wurden dem Retentionsraum zugeordnet (HGN, 1999).

Unabhängig von der räumlichen Abgrenzung der unterschiedlich definierten Abflussbereiche („Funktionszone“, „Überschwemmungskernbereich“) sind für diese Bereiche Nutzungsaufgaben festgelegt worden, die nahezu einheitliche Regelungen enthalten. Wesentlich ist dabei das Verbot des Umbruchs von Grünland zum Zweck einer ackerbaulichen Nutzung (z. B. UM-BW, 2009 [WG BW § 77 Abs. 2]).

2.1.3.1.3 Nutzungszonen in Überschwemmungsgebieten

Innerhalb der Vorlandflächen entlang eines Gewässerabschnittes variieren die Höhenlagen und Grundwasserabstände und damit variieren ebenfalls die Überschwemmungsrisiken und das Feuchtigkeitsregime. Unter Beachtung dieser sowohl ökologisch als auch ökonomisch relevanten Randbedingungen ist eine Unterteilung der Überschwemmungsgebiete in Nutzungszonen Tab. 2-2 möglich (z. B. Konold, 2006; NLWKN, 2007)

Tab. 2-2: Nutzungszonen und Nutzungsmöglichkeiten in Überschwemmungsgebieten in Abhängigkeit von der Eintrittswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen (Konold, 2006)

HQ1 bis 2	Keine Nutzung, Sukzession
HQ2 bis 5	Feuchtwälder, Forstwirtschaft möglich
HQ5 bis 20	Weide, Wiese, Wald, je nach Lage und Wasserhaushalt in unterschiedlichen Intensitäten
ab HQ20	Ackerbau möglich

Nach der in Tab. 2-2 gegebenen Klassifizierung wird eine landwirtschaftliche Nutzung nur für solche Bereiche empfohlen, die bei HQ₅ oder bei seltener auftretenden Hochwasserereignissen überschwemmt werden. Die mit HQ₅ verbundene Abgrenzung findet man auch in Plänen zum Hochwasserrisikomanagement wieder, in denen so Überschwemmungsbereiche mit und ohne Beeinträchtigungen für die Landwirtschaft unterschieden werden (NLWKN, 2007).

2.1.3.2 Hochwasserrisiken in Überschwemmungsgebieten

Auf überschwemmten Flächen können ökonomische und ökologische Schäden durch Beeinträchtigungen der Vegetation infolge des Überstaus und des Hochwasserab-

flusses sowie durch Beeinträchtigungen des Bodens infolge von z. B. Kontaminationen oder eingeschränkter Folgenutzung entstehen. Neben der direkten Betroffenheit der überschwemmten Fläche werden durch die aus der jeweiligen Vegetation resultierenden hydraulischen Effekte wie z. B. Abflussverzögerung oder Wasserspiegellage die Risiken für Unter- und Oberlieger beeinflusst. Bei der Erfassung und Bewertung von Hochwasser bedingten Risiken erfolgte eine differenzierte Betrachtung von Risiken und Risikoeinflüssen, die

- direkt für die überschwemmte Fläche mit der darauf vorhandenen Vegetation und dem Boden als Produktionsgrundlage bestehen
- durch mögliche Stoffausträge, die die Unterlieger betreffen und
- durch hydraulische Effekte, die von der überschwemmten Fläche und ihrer Vegetation ausgehen und sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts gerichtete Auswirkungen haben.

2.1.3.3 Risiken für landwirtschaftlich genutzte Flächen

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb von Überschwemmungsgebieten bestehen Hochwasser bedingte Risiken einerseits für die Nutzpflanzen (Grünland oder Ackerkulturen) und andererseits für den Boden. Während Schädigungen der Nutzpflanzen zu Verlusten führen, die zeitlich dem Anbaujahr zugeordnet werden können, können Schädigungen des Bodens und der damit verbundenen Produktionsbedingungen auch zu längerfristigen Verlusten führen. Ursachen, Art und Umfang möglicher Schäden sind u. a. in Übersichten von Stahl et al. (2005), Habersack und Moser (2005) zusammengestellt worden.

Potenzielle Schäden der angebauten Kultur bzw. des Grünlandes:

- Ernteverluste durch das Absterben von Pflanzen
- verminderte Qualität der Ernteprodukte
- eingeschränkte Verwertbarkeit des Erntegutes auf Grund von Verschmutzungen oder Kontamination entsprechend den Lebens- bzw. Futtermittelverordnungen
- eingeschränkte Befahrbarkeit und Bearbeitbarkeit von nach Überschwemmung durchnässten Flächen und ggf. daraus resultierende Folgeschäden durch Verzögerungen oder Wegfall von Ernte, Düngung, Pflanzenschutz- und anderer Pflegemaßnahmen
- eingeschränkte Beweidungsmöglichkeiten von nach Überschwemmung durchnässten Flächen

Potenzielle Schäden des überschwemmten Bodens (Produktionsstandorts):

- Minderungen des Ertragspotenzials durch Schädigungen der Bodenfauna durch Erstickung (insbesondere Erstickung der Regenwürmer)
- Stoffeinträge durch Sedimentablagerungen
- Stoffausträge von landwirtschaftlichen Flächen

Für die möglichen Schäden sind neben der betroffenen Pflanzenart auch der Zeitpunkt, die Dauer und die Höhe einer Überschwemmung und die Fließgeschwindigkeit wesentlich (Desbos, 1997; Citeau, 2003). Mit den während der Vegetationsperiode wechselnden Überflutungstoleranzen der Pflanzen hat der Zeitpunkt einer Überschwemmung einen wesentlichen Einfluss auf mögliche Schädigungen und Verluste (Tab. 2-3). Der Schadensumfang kann dabei vom Verlust bereits erfolgter Aufwendungen für die Saatbettbereitung über Qualitäts- und Ertragseinbußen bis hin zum völligen Verlust der Ernte variieren. Für die Landwirte entstehen somit Einnahmeausfälle durch geringere Erträge und Preisabschläge infolge von Qualitätseinbußen beim Erntegut, die mit höheren Kosten auf Grund von schwierigen Erntebedingungen und von notwendigen Nachbehandlungen (Reinigung, Trocknung) verbunden sein können.

Tab. 2-3: Richtwerte für durch landwirtschaftliche Flächen maximal tolerierbare Überstauzeiten und ~höhen bei Überflutungen landwirtschaftlicher Kulturen (nach Desbos, 1997 in Citeau, 2003, zit. nach Stahl et al., 2005)

Kultur	Einflussfaktoren				
	Jahreszeit	Maximale Überstauzeit	Maximale Überstauhöhe	Maximale Wiedereintrittswahrscheinlichkeit	Maximale Fließgeschwindigkeit
Gemüse Feldgemüse Gartenbau	F ¹	0 d – 1 d		5 a	0,25 m/s
	S/H	1 d - 3 d		5 a	0,25 m/s
Gewächshäuser	Ganzjährig	1 d – 3 d	1 m	5 a	
Sommerkulturen	F/S	8 d		5 a	
	W/H	1 Monat		1 a	
Winterkulturen	W	1 Monat		10 a	
	F/S	3 d		1 a	
	H	8 d		1 a	
Weinanbau	S/H	0 d	0,5 m	10 a	0,25 m/s
	W	1 Monat	0,5 m	5 a	
Obstplantagen	F/S	1 d	1 m	10 a	0,50 m/s
	W	1 Monat	1 m	1 a	0,30 m/s
Dauergrünland	F	10 d		1 a	
	H/W	1 Monat		1 a	
Wald		7 d – 1 Monat		1 a	

¹ F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter

Die Ertragsverluste steigen allgemein mit zunehmender Dauer von Überschwemmungen während der überschwemmungssensiblen Entwicklungsstadien der Pflanzen, die je nach betroffener Kultur am Beginn, in der Mitte oder am Ende der Vegetationsperiode liegen (Citeau, 2003; Klaghofer, 2003; Stahl et al., 2005). Bei Grünland oder Wintergetreide steigt der Schädigungsgrad annähernd proportional mit der

Überschwemmungsdauer (Klaghofer, 2003). Kulturen wie z. B. Mais oder Kartoffeln reagieren bereits auf kurzfristige Überschwemmungen mit höheren Verlusten als Grünland oder Wintergetreide, mit zunehmender Überschwemmungsdauer kommt es zu einem überproportionalen Anstieg des Schädigungsgrades und die Ernteverluste liegen bei länger anhaltenden Überschwemmungen zwischen 90 % und 100 % (Abb. 2-1).

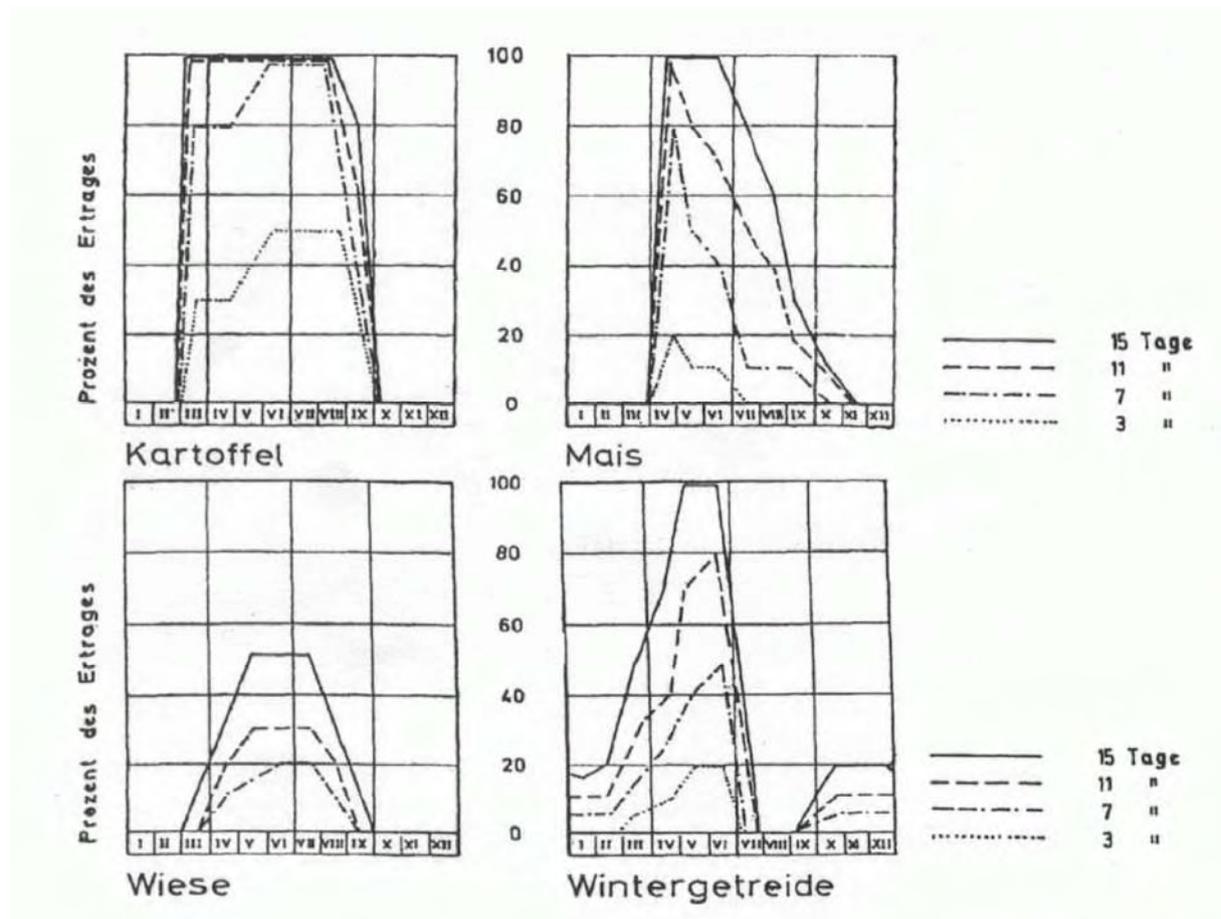


Abb. 2-1: Ertragsverluste ausgewählter Kulturen in Abhängigkeit von der Vegetationsentwicklung und der Überschwemmungsdauer (aus Klaghofer, 2003)

Weitere Schädigungen der Pflanzen und Einflüsse auf das Risiko ergeben sich aus der Fließgeschwindigkeit auf den überströmten Flächen. Der Schädigungsgrad der Pflanzen steigt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit, wie am Beispiel von Mais gezeigt wird (Citeau, 2003). Schädigungen infolge zunehmender Fließgeschwindigkeiten sind besonders ausgeprägt bei kurzen Überschwemmungsphasen mit einer Dauer von wenigen Tagen (Tab. 2-4). Mit zunehmender Überschwemmungsdauer werden die Schädigungen jedoch weniger durch die Fließgeschwindigkeiten verursacht, sondern vor allem durch die Dauer der Überschwemmungsphase geprägt.

Tab. 2-4: Prozentuale Ertragsverluste von Mais infolge von Überschwemmungen in Abhängigkeit von Zeitpunkt und Dauer einer Überschwemmung, Überflutungshöhe und Überflutungsdauer (nach Citeau, 2003)

Überflutungsdauer		3			7			11			15		
Fließgeschwindigkeit		< 0.5 m/s	0.5-1.0 m/s	> 1.0 m/s	< 0.5 m/s	0.5-1.0 m/s	> 1.0 m/s	< 0.5 m/s	0.5-1.0 m/s	> 1.0 m/s	< 0.5 m/s	0.5-1.0 m/s	> 1.0 m/s
Monat	Höhe												
1	< 0.25 m												
	0.5-1.0 m												
	> 1.0 m												
2	< 0.25 m												
	0.5-1.0 m												
	> 1.0 m												
3	< 0.25 m												
	0.5-1.0 m												
	> 1.0 m												
4	< 0.25 m	10	20	30	20	50	100	40	80	100	60	100	100
	0.5-1.0 m	20	40	60	40	100	100	80	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	60	90	60	100	100	100	100	100	100	100	100
5	< 0.25 m	10	20	40	30	50	100	80	100	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	20	40	80	60	100	100	100	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	60	100	90	100	100	100	100	100	100	100	100
6	< 0.25 m	20	40	80	40	80	100	80	100	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	40	80	100	80	100	100	100	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	60	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
7	< 0.25 m	10	30	100	20	60	100	60	80	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	20	60	100	40	100	100	100	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	90	100	60	100	100	100	100	100	100	100	100
8	< 0.25 m	10	20	50	20	60	100	40	80	100	60	100	100
	0.5-1.0 m	20	40	100	40	100	100	80	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	60	100	60	100	100	100	100	100	100	100	100
9	< 0.25 m	10	20	50	20	60	80	40	80	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	20	40	100	40	100	100	80	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	60	100	60	100	100	100	100	100	100	100	100
10	< 0.25 m	10	20	50	20	60	80	40	80	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	20	40	100	40	100	100	80	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	30	60	100	60	100	100	100	100	100	100	100	100
11	< 0.25 m	20	40	60	20	60	80	40	80	100	100	100	100
	0.5-1.0 m	40	80	100	40	100	100	80	100	100	100	100	100
	> 1.0 m	60	100	100	60	100	100	100	100	100	100	100	100
12	< 0.25 m												
	0.5-1.0 m												
	> 1.0 m												

Außerdem können Pflanzen durch die im Wasser mitgeführten Boden- und Stofffrachten geschädigt werden. Kontaminationsrisiken durch schadstoffbelastete Frachten bestehen insbesondere für Überschwemmungsgebiete unterhalb von Industriestandorten und Bergbauregionen. Beispielhaft für Belastungen von Auenflächen im Einzugsgebiet von Bergbauregionen wird hier auf eine Mitteilung von Knolle (1989) über das Innerstegebiet am nordwestlichen Harzrand mit seinen aus dem Hüttenwesen resultierenden Schwermetallbelastungen hingewiesen:

„Die Harzer Böden und Flüsse, speziell diejenigen im Landkreis Goslar, sind z. T. extrem hoch belastet, denn der Harz ist eine der ältesten Industrieregionen Mitteleuropas. Der Jahrtausende alte Harzer Bergbau hat gravierende Spuren hinterlassen. Geogene Hintergrundbelastungen sowie sehr hohe alte und neue industrielle Kontaminationen überlagern sich - durch den Metallerzbergbau und durch das damit verknüpfte Hüttenwesen sind im Harz sowie im weiteren Harzvorland außerordentliche Umweltbelastungen durch Arsen und Schwermetalle entstanden.

Die Harzer Oberböden sind durch die Emissionen der Metallhütten stark mit den Elementen Arsen, Blei, Cadmium, Thallium, Zink u. a. angereichert; im Harzvorland sind die Flussgebiete von Innerste, Leine, Oker und Aller infolge fluviatiler Verfrachtung von Haldenmaterial und Schwebstoffen vorwiegend mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink belastet; dies betrifft die Oberflächengewässer sowie die Fluss- und Auensedimente. Auch die Grundwässer weisen regional erhöhte Konzentration von gelösten Schwermetallen auf. Aus dem Westharz stammende Metallkontaminationen sind noch in den Sedimenten der Weser und im Bremer Hafenschlick deutlich feststellbar!

Fluviatil ist Haldenmaterial in so großem Umfang transportiert und umgelagert worden, dass es stellenweise einen wesentlichen Bestandteil der Talauensedimente bildet und örtlich fast zu Sekundärlagerstätten angereichert ist. Bedeutende Metallmengen werden auch heute noch durch Fließgewässertransport in das Harzvorland transportiert.“

2.1.3.4 Risiken für Waldflächen

Mit Überschwemmung von Forst- und Auwaldflächen im Vorlandbereich sind Risiken für die Baumbestände und ihre Begleitvegetation sowie für die Fläche selbst verbunden. Bäume können geschädigt werden durch

- Dauer der Überschwemmung
- Höhe der Überschwemmung
- Zeitpunkt der Überschwemmung

während die Fläche vorwiegend durch

- Kontamination infolge von Sediment- und Stoffeinträgen

gefährdet sind.

Die genannten Risiken betreffen existierende Forstbestände, die im Zuge der Schaffung bzw. Rückgewinnung von Retentionsräumen in den Überschwemmungsbereich eines Gewässers eingegliedert werden. Die Überflutungstoleranz variiert in Abhängigkeit von den Baumarten; eine auf einer Literatursauswertung (Macher, 2008) basierende Übersicht von Überflutungstoleranzen ist in Abb. 2-2 gegeben. Das schadlose Überstehen von mehr als 100 Tage anhaltenden Überschwemmungen mit bis zu mehreren Metern Einstauhöhe wurde dabei als „hohe Toleranz“ eingestuft, während „niedrige Toleranz“ dem Überstehen einer nur wenige Tage dauernden Überschwemmung mit geringer Einstauhöhe entspricht. Im Schadensfall reagieren die Bäume mit Vitalitätsverlusten oder Totalausfällen, deren Umfang von der jeweiligen Überschwemmungstoleranz abhängt.

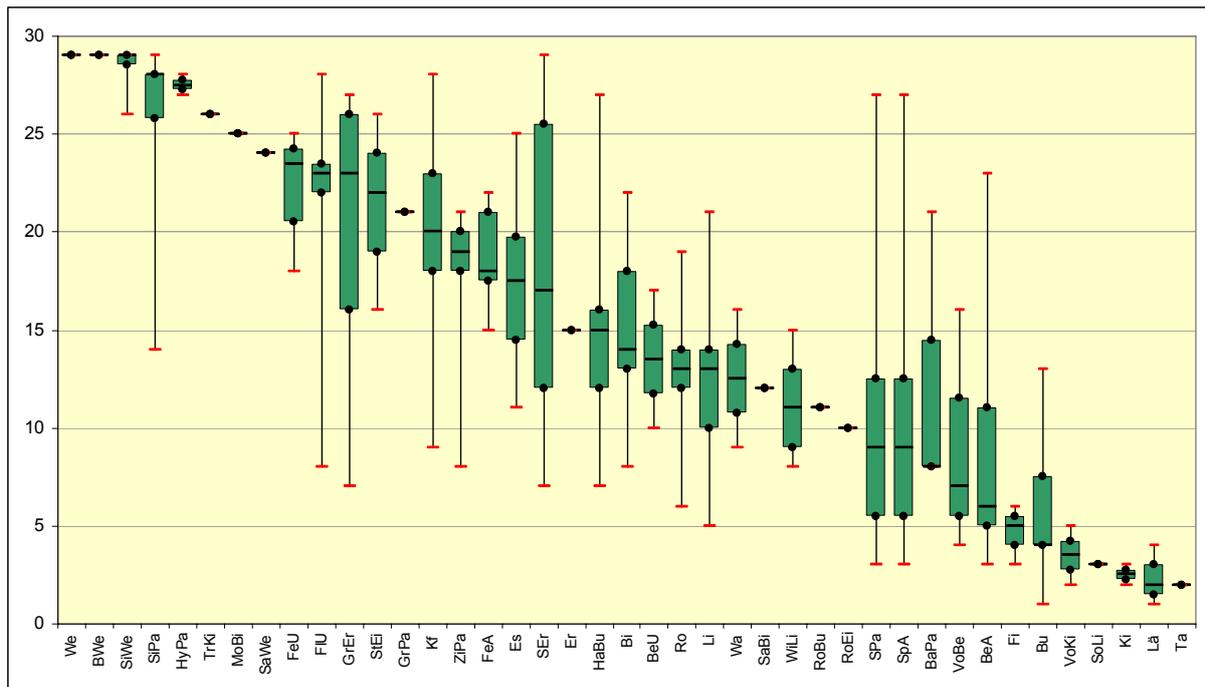


Abb. 2-2: Streuungen der Überflutungstoleranz (0 = niedrige Tol., 30 = hohe Tol.) von Bäumen (min. u. max. Werte, 25- u. 75-Perzentilen, Median, modifiziert nach Macher, 2008)

2.1.3.5 Hydraulische Einflüsse der Vorlandflächen

2.1.3.5.1 Hydraulische Einflüsse der Vorlandbereiche und der Vorlandvegetation

a) Fliesswiderstände unterschiedlicher Vegetation

Die Vorlandbereiche und die Vorlandvegetation beeinflussen das Abflussverhalten von Fliessgewässern im Hochwasserfall, wenn es mit dem Wasserspiegelanstieg zur Ausuferung und Überschwemmung der Vorlandbereiche kommt. Die Abflüsse werden dann nicht mehr ausschließlich durch die Eigenschaften des Gewässerbettes geprägt, sondern durch die Geländestruktur der Vorlandbereiche und wesentlich durch die Vorlandvegetation beeinflusst.

In Fliessgewässern werden mittlere Abflüsse innerhalb des Flussschlauches abgeführt und nur durch die Eigenschaften des Gewässerbettes beeinflusst. Erst im Hochwasserfall kommt es mit dem Wasserspiegelanstieg zur Ausuferung und Überschwemmung der Vorlandbereiche, sodass der Abfluss zusätzlich durch Uferböschungen und Vorlandeigenschaften beeinflusst wird. Neben der Form der Geländeoberfläche der Vorlandbereiche ergeben sich die wesentlichen Beeinflussungen aus den Fliesswiderständen der unterschiedlichen Vegetationsformen, die von der jeweiligen Nutzung der Vorlandbereiche geprägt sind.

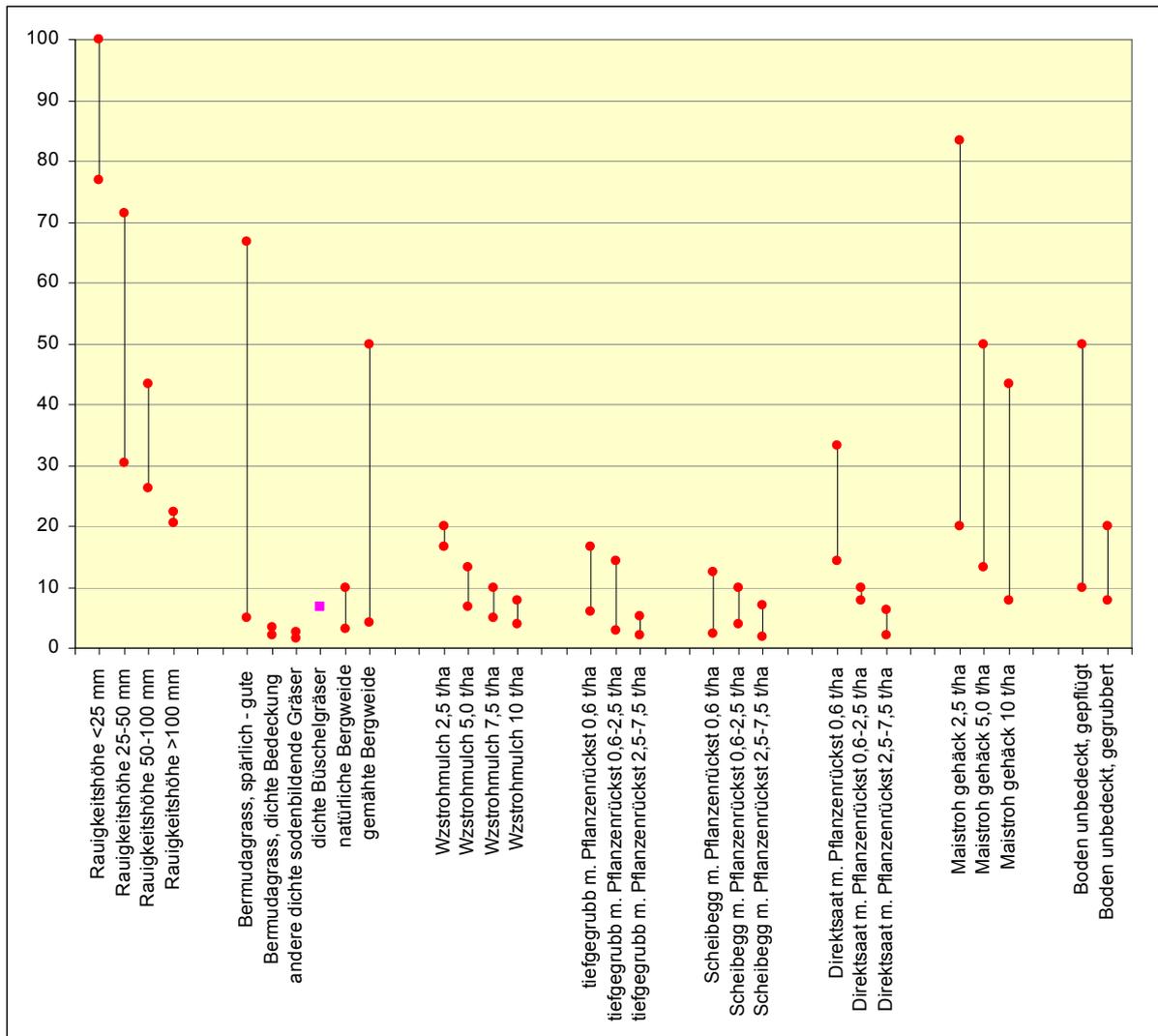


Abb. 2-4: Rauigkeitskoeffizienten k_{st} (Strickler) für unterschiedliche landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen und unterschiedliche Bodenbedeckung (Min-, Maxwerte, verändert nach Morgan, 1996)

Die Bandbreite der Widerstandsbeiwerte innerhalb jeder Gruppe (Gras, Acker, Büsche, Wald) resultiert aus z. B. der Vegetationsdichte, dem Verkrautungsgrad und dem Abstand zwischen Büschen und Bäumen oder der unterschiedlichen Flexibilität von Gräsern und Blättern. Da die Widerstandsbeiwerte Summenparameter sind, widerspiegeln sie auch Einflüsse von Unregelmäßigkeiten der Vegetationsverteilung, der Vorlandtopographie und des Gewässers (Cowan, 1956). Weitere Variationen der Widerstandsbeiwerte können den Einflüssen von Überschwemmungstiefe und Fließgeschwindigkeit zugeordnet werden, die bereits von Manning bei seinen Untersuchungen beobachtet wurden (Freeman et al., 2000). Die Änderungen der Fließwiderstände in Abhängigkeit von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sind in den zurückliegenden Jahren umfangreich dokumentiert worden (BMLFUW, 2007)

Nach Untersuchungen zu den Wechselwirkungen zwischen Vegetationstyp, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe steigt der Fließwiderstand mit zunehmendem

Wasserstand bis zur vollständigen Überschwemmung der Vegetation (Järvelä, 2002). Mit dem weiteren Ansteigen des Wasserstandes über die Vegetation nimmt der Fließwiderstand wieder ab (Freeman et al., 2000). Bei steigender Fließgeschwindigkeit werden flexible Pflanzenteile (Blätter, Zweige) durch das anströmende Wasser zunehmend in Strömungsrichtung ausgerichtet, sodass der Fließwiderstand ebenfalls abnimmt (Freeman et al., 2000).

Die prinzipiellen Einflüsse der Vorlandvegetation sind bekannt und durch die Literatur belegt. Typische Effekte, die mit einer Zunahme der Vegetation und ihrer Fließwiderstände (z. B. Fisher und Dawson, 2003) verbunden sind, führen zu

- Verminderung der Fließgeschwindigkeit
- Erhöhung des Wasserspiegels
- Verzögerung des Abflusses
- Dämpfung der Hochwasser-Ganglinie

Wird eine vorhandene Vegetation so verändert, dass es zu einer Verringerung der Fließwiderstände kommt, kehren sich die Auswirkungen um. Alle genannten Effekte betreffen sowohl die betrachteten Vegetationsflächen als auch die oberhalb und unterhalb gelegenen Vorlandflächen. In Abhängigkeit des jeweiligen Effektes betreffen deren Auswirkungen die Hochwasser bedingten Risiken für die in unterschiedlichen Weisen.

b) Aufgetretene Wasserstandsänderungen in Flüssen

Der in natürlichen Flussläufen beobachtete Einfluss von Vorlandvegetation kann beispielhaft mit einigen Pegeldata belegt werden.

In dem 70 km langen Donauabschnitt zwischen Straubing und Vilshofen wurden nach Planungen aus den 1920er Jahren beiderseits Deiche mit einem Abstand von 400 bis 500 m für einen Hochwasserschutzgrad von etwa $HQ_{30} + 80$ cm Freibord errichtet und im Laufe der Zeit teilweise auf das Schutzziel HQ_{100} ausgebaut. Die vorhandenen Deiche, die bei bordvollem Abfluss ein 80- bis 100-jährliches Hochwasser abführen sollen, waren bei einem 15-jährlichen Hochwasserereignis im August 2002 unterhalb von Straubing fast bis zur Krone eingestaut (Haimerl u. Ebner, 2006; Ebner u. Kleinert, 2007). Dabei wurde 2002 bei einem Hochwasserabfluss von $2400 \text{ m}^3/\text{s}$ (HQ_{15}) ein Wasserstand von 749 cm beobachtet, während 1988 am selben Pegel bei einem Abfluss von $2670 \text{ m}^3/\text{s}$ (HQ_{30}) lediglich ein Wasserstand von 702 cm gemessen wurde. Der höhere Wasserstand wurde auf die Veränderungen des Vorlandbewuchses zurückgeführt (Bay. MfUGW, 2008), die durch den Rückgang des Grünlandanteiles von ca. 46 % auf 24 % zugunsten der Ausweitung sowohl der Ufer- und Begleitvegetation (Gebüsch) von ca. 15 % auf 26 % als auch der Ackerflächen von ca. 31 % auf 38 %, die zudem vorwiegend für den Maisanbau genutzt wur-

den. Noch deutlichere Änderungen der Nutzungsanteile und damit auch der Vegetationseinflüsse auf den Hochwasserabfluss und die Wasserspiegellagen ergeben sich bei einem Vergleich zwischen der für die ursprüngliche Deichbemessung maßgebende Vorlandsituation mit 85 % Grünland, 11 % Acker und 4 % Büschen und dem Zustand von 2002. Eine wesentliche Beeinflussung des Abflusses ging dabei von der ufernahen Vegetation aus, die bereits ein Einströmen des Wassers auf die Vorlandbereiche behinderte, sodass die Vorländer nicht mehr ausreichen abflusswirksam waren (Haimerl u. Ebner, 2006). Während der Sommermonate führt der auf den Vorländern zunehmend angebaute Mais zu einer weiteren Reduzierung der Abflusswirksamkeit.

c) Modellrechnungen zum Einfluss der Vorlandvegetation

Mit modellgestützten Variantenrechnungen mit einem 2D-Modell für einen 20 km langen Abschnitt eines fiktiven Modellgewässers mit schematisiertem Querschnitt (Abb. 2-5) die Auswirkungen von Vorlandvegetation und Vorlandbreite auf Wasserstände, Abflussverteilung und Abflussretention gezeigt (LfW, 2005). Das schematisierte Geländemodell wurde in Anlehnung an einen Abschnitt des bayrischen Flusses Glonn erstellt. Dessen 100jähriger Abfluss von $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ wurde bei den Abflussvarianten neben den kleineren Abflüssen von 40 , 60 , und $80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ berücksichtigt. Die Vegetationsvarianten umfassten eine jeweils vollständige Grünland- bzw. Forstnutzung sowie zwei Mischformen beider Nutzungen.

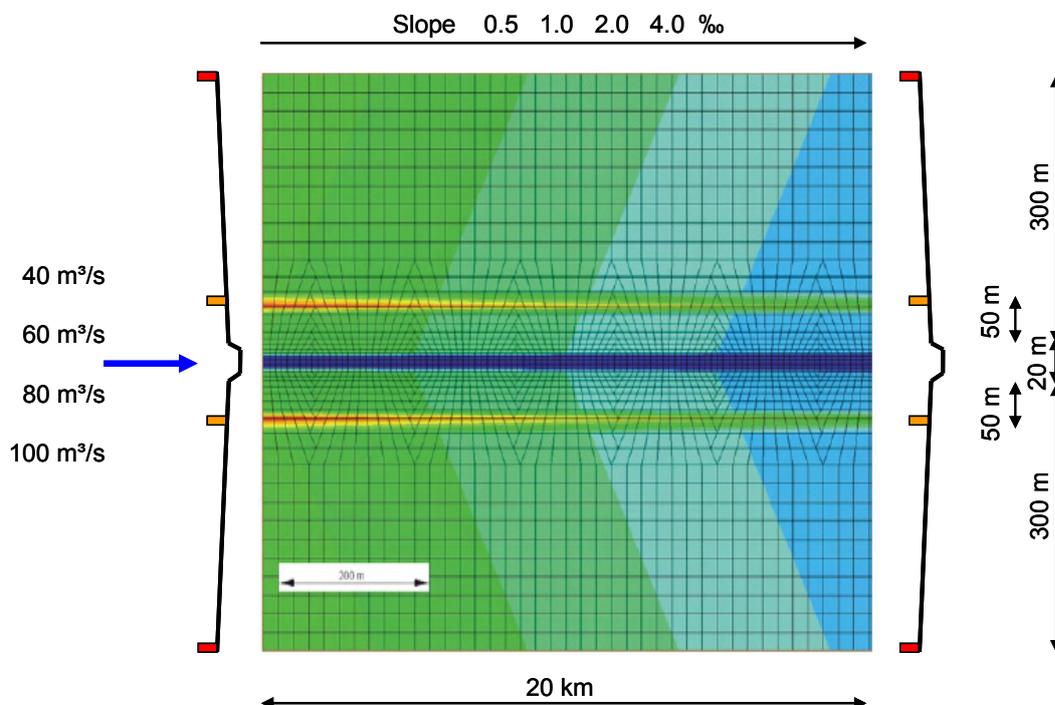


Abb. 2-5: Schematisiertes Geländemodell mit Fluss und Vorländern für eine 2D-Modellrechnung mit unterschiedlichen Vorlandbreiten, Abflüssen und Längsgefällen (nach LfW, 2005)

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer forstlichen Nutzung der Vorländer deutliche höhere Wasserstände zusammen mit einer Verzögerung des Abflusses im Vergleich zu Grünland auftreten (Abb. 2-6 und Abb. 2-7).

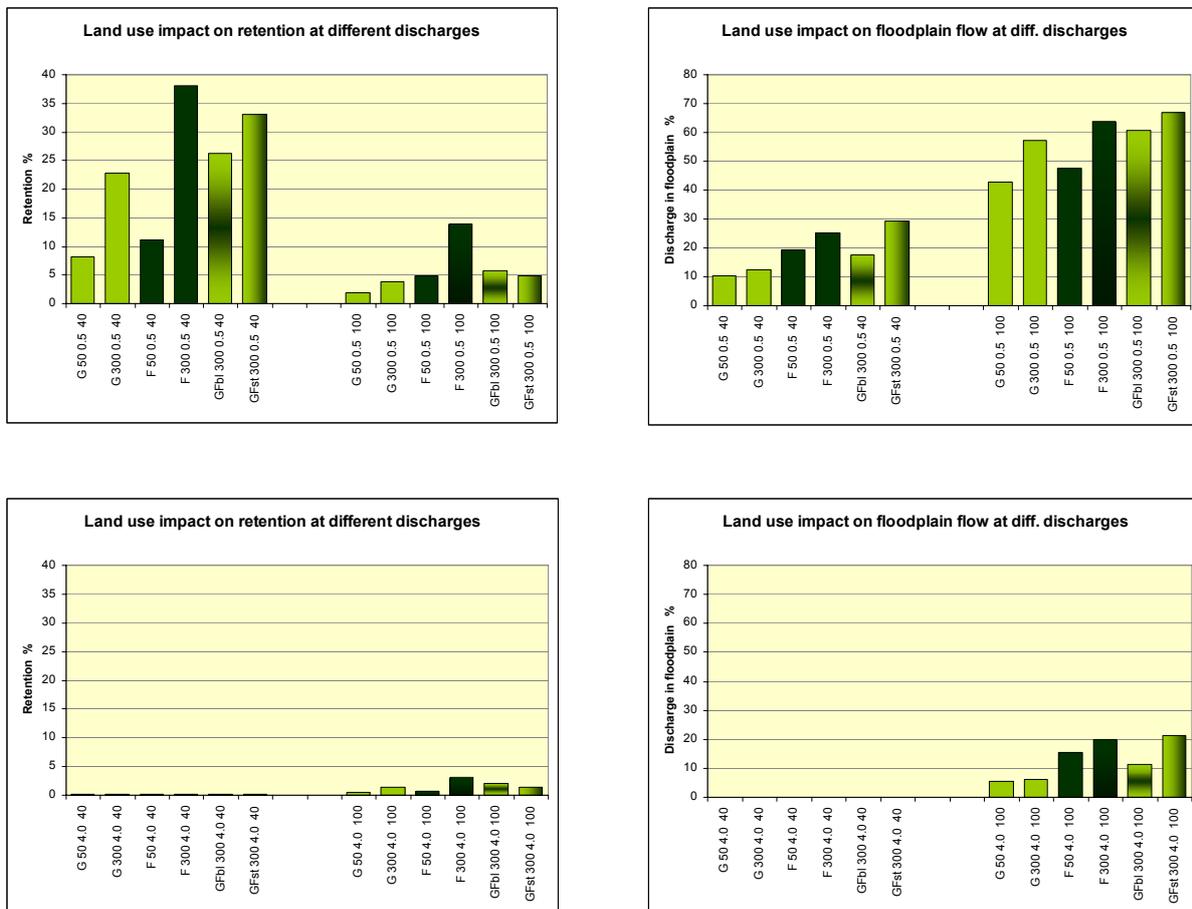


Abb. 2-6: Reduzierung der Spitzenabflüsse und Abflussanteile im Vorlandbereich infolge von Grünland, Forst und gemischter Nutzung auf Vorländern von 50 und 300 Breite bei verschiedenen Abflüssen ($40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) und unterschiedlichem Längsgefälle (0,5 ‰ und 4,0 ‰), (nach LfW, 2005)

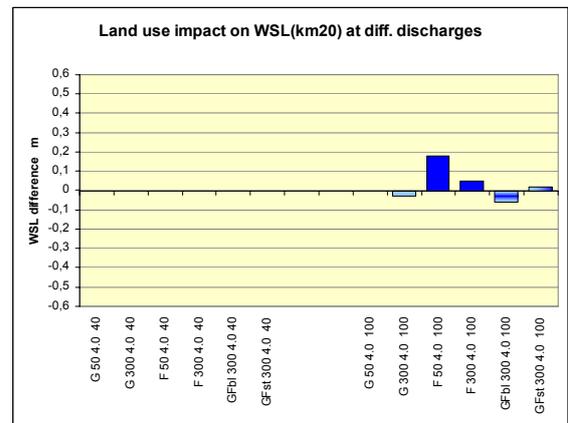
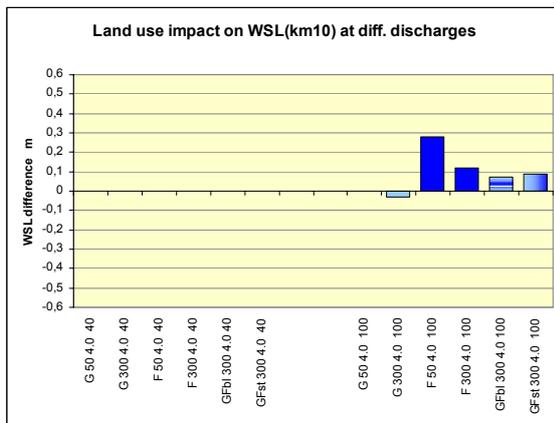
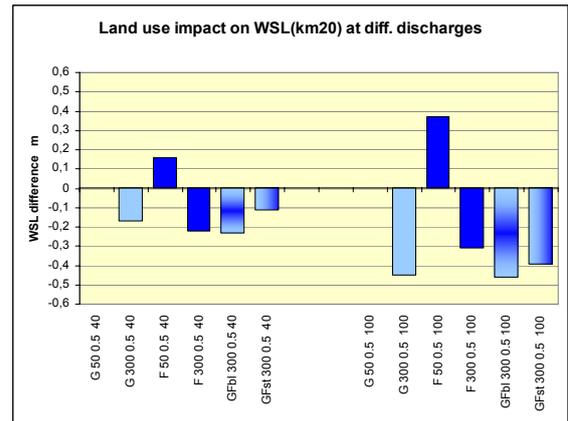
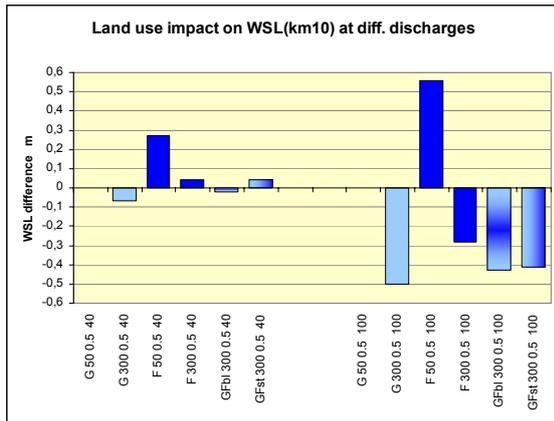


Abb. 2-7: Veränderung der Wasserspiegellagen infolge von Grünland, Forst und gemischter Nutzung auf Vorländern von 50 und 300 Breite bei verschiedenen Abflüssen ($40 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) und unterschiedlichem Längsgefälle (0,5 ‰ und 4,0 ‰), (nach LfW, 2005)

2.2 Modell „Lamellenmodell/ Hochwasserabfluss“

2.2.1 Allgemeine Modellgrundlagen

Zur hydraulischen Analyse der Auswirkungen von überschwemmten Vorländern wurde ein stationäres hydraulisches quasi-2D Modell für gleichförmiges turbulentes Fließen in einem unendlich langen, geneigten und nicht rückgestauten Gerinne auf der Basis eines Ansatzes nach Manning/Strickler mit Wassertiefen abhängigen Reibungsbeiwerten entwickelt.

Das Modell berücksichtigt jeweils einen Fließquerschnitt eines unendlich langen Gerinnes mit parallelen Ufern und Deichen bzw. sonstigen seitlichen Begrenzungen. In lateraler Richtung wurde der Querschnitt in 25 Lamellen (jeweils 10 auf den Vorländern und 5 im Flussbett, Abb. 2-8). Für jede Lamelle kann individuell sowohl ein Wassertiefen abhängiger Reibungsbeiwert (nach Manning/Strickler) als auch ein Fließflächen-Reduktionsfaktor (infolge Verklauung bzw. Verbuschung) vorgegeben und nach Bedarf variiert werden. Die seitlichen Gefällewerte und die Breiten der Vorländer bzw. des Flussbettes sind ebenfalls frei wählbar. Auch asymmetrische Querprofile von Flussauen können daher verwendet werden (innerhalb des Flussbettes allerdings nur symmetrisch).

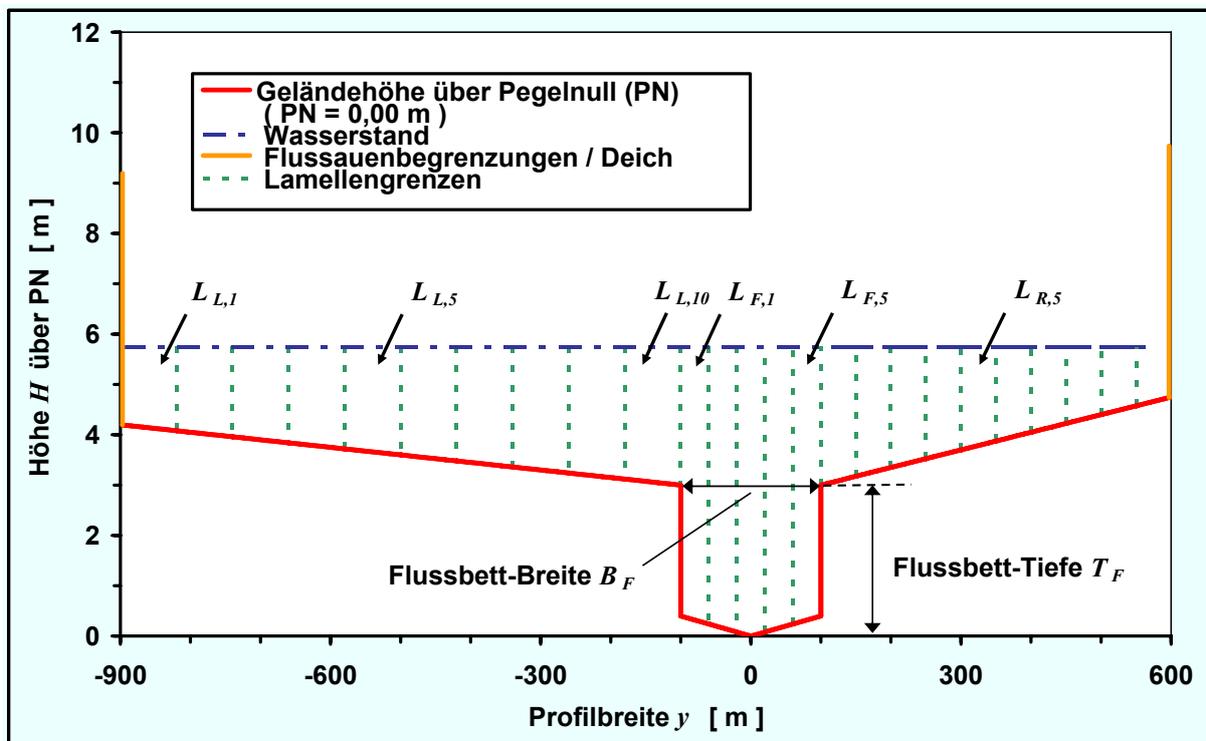


Abb. 2-8: Unterteilung des Fließquerschnittes in 25 Lamellen (10 auf dem linken Vorland, 5 im Flussbett, 10 auf dem rechten Vorland); (Rückansicht)

Durch das Lamellenprinzip wird die Verteilung hydraulischer Größen in lateraler Richtung näherungsweise erfasst. Aus dem zunächst nulldimensionalen Ansatz nach

Manning/Strickler entsteht auf diese Art und Weise in Verbindung mit der Annahme der Stationarität und fallweiser Hinzuziehung von Annahmen über Wellenabflachung und Stauwurzeln ein quasi-2D-Modell.

Die Annahme von turbulenten Fließbedingungen bewirkt, dass die Fließgeschwindigkeit in einer Lamelle praktisch nur vom Reibungsbeiwert und der Wassertiefe, genauer vom hydraulischen Radius (dieser ist allerdings im breiten Gerinne näherungsweise gleich der Wassertiefe) abhängt. Der Reibungseinfluss von Seitenflächen bei Gefällewechseln (Flussbetufer, Deiche u. a.) kann vernachlässigt werden, weil die sich an Seitenflächen bildenden laminaren Grenzschichten sehr schmal sind (Baumert, 2008). Der verwendete Ansatz nach Manning/Strickler gilt außerdem nicht für laminare Fließverhältnisse.

Die Fließfläche der Lamellen kann in Abhängigkeit von der Vorlandnutzung prozentual verkleinert werden, um die daraus sich in der Natur ergebende Wasserstandserhöhung besser nachbilden zu können.

Wegen der Breite der Wasseroberfläche bei Hochwasser wurde auf die Einbeziehung von Böschungen bei Gefällewechseln verzichtet.

2.2.2 Vereinfachende Modellannahmen

Folgende vereinfachende Annahmen liegen dem hier entwickelten „Lamellenmodell“ zu Grunde:

- in Fließrichtung unendlich langer gerader Flussabschnitt
- paralleler Verlauf von Stromstrich, Flussufern und Deichtrassen
- turbulente Fließbedingungen (Verhältnisse bei Hochwasser)
- ebene Vorländer mit jeweils konstantem Gefälle (longitudinal und lateral)
- Betrachtung eines senkrecht zur Gewässerachse verlaufenden Fließquerschnittes
- senkrecht zum Fließquerschnitt ein- und ausströmendes Wasser
- stationäre hydraulische Verhältnisse
- horizontale Wasserspiegellagen, jeweils über den gesamten Querschnitt
- keine Vertikalströmung (tiefengemittelte Strömung)
- keine Lateralströmung
- der Vorlandbewuchs wird hinsichtlich seiner Rauigkeitseigenschaften als Schicht ohne vertikale Ausdehnung auf der Landoberfläche betrachtet
- der Reibungsbeiwert nach Strickler wird als unabhängig vom longitudinalen Sohlgefälle betrachtet

2.2.3 Erweiterter Reibungsansatz

Die Reibungsbeiwerte nach Strickler hängen von der Wassertiefe ab (Ewertowski, 2008; Anderson et al., 2006; Fisher und Dawson, 2003; Yen, 2002; Soong und DePue, 1996; Bollrich und Preißler, 1992; Arcement und Schneider, 1989). Gewöhnlich werden die Strickler-Koeffizienten in der Literatur für einen hydraulischen Radius von 1 m ermittelt und angegeben (Bollrich und Preißler, 1992). Innerhalb des hier verwendeten „Lamellenmodells“ wird ein Wassertiefen abhängiger Reibungsansatz verwendet, deren Funktionswerte sich an die Ergebnisse anderer Untersuchungen anlehnen (Ewertowski, 2003). Die Funktionen wurden an vier Abschnitten der unteren Oder getrennt nach Flussbett und Vorländern durch Optimierungsrechnungen bestimmt. Aus diesen acht Funktionen entstanden durch arithmetische Mittelung zwei Kurven, eine für das Flussbett und eine für die Vorländer (durchgezogene Linien in Abb. 2-9). Aus diesen beiden Kurven werden alle anderen Reibungsfunktionen durch lineare Inter- bzw. Extrapolationsprozeduren generiert (gestrichelte Kurven in Abb. 2-9 für unterschiedliche hydraulische Bedingungen). Innerhalb einer derart ermittelten Kurve (gestrichelte Kurve) wird zwischen den Stützstellen nochmals linear interpoliert, um einen konkreten Reibungsbeiwert zu erhalten. Als Eingangspunkt (entry point) zur Ermittlung jeweils einer tiefenabhängigen Funktion (gestrichelte Kurve) wird ein hydraulischer Radius von 1 m angesetzt (senkrechte Strichpunktlinie in Abb. 2-9).

Sowohl beide Basisfunktionen, als auch alle daraus generierten Kurven weisen einen konkaven Verlauf auf. Für sehr große Wassertiefen bzw. hydraulische Radien müssten die Kurven eigentlich asymptotisch auf einen oberen Grenzwert zulaufen, da im Ozean der Tiefseeboden kaum Einfluss auf die Wasserbewegung haben dürfte. Das wurde hier nicht berücksichtigt, dürfte aber auch bei den zu erwartenden Wassertiefen in unseren Flüssen bei Hochwasser keine Rolle spielen.

Die in der Literatur angegebenen nutzungsabhängigen Reibungswerte werden in der Regel als zugehörig zu einem hydraulischen Radius von 1 m betrachtet. Eine Ausnahme bilden sehr hoch gewachsene Pflanzen wie zum Beispiel Mais. Hier kann davon ausgegangen werden, dass die Werte durch Optimierungsrechnungen für reale Überschwemmungen gewonnen wurden, bei denen die Pflanzen unter Wasser standen. Durch diese Betrachtungsweise steht man auf der sicheren Seite, denn der zugehörige hydraulische Radius muss für die Anwendung der geschilderten Funktionsprozedur nach Abb. 2-9 auf 1 m umgerechnet werden. Der Reibungsbeiwert für den Eingangswert von 1 m wird dadurch kleiner, die Reibung also größer und resultierend daraus werden die berechneten Wasserstände größer. Einhergehend damit vergrößern sich die Wasserstandsänderungen gegenüber einem glatteren Vorlandbewuchs.

Der Wassertiefen abhängige Reibungsansatz hat Auswirkungen auf die Berechnung der Abflussverteilung Flussbett/Vorländer und die laterale Geschwindigkeitsverteilung

in Fließrichtung entlang des Querschnittsprofils, da die Wassertiefe auf den Vorländern in der Regel immer kleiner ist als im Flussbett. Die Geschwindigkeit wiederum beeinflusst Sedimentation und Erosion.

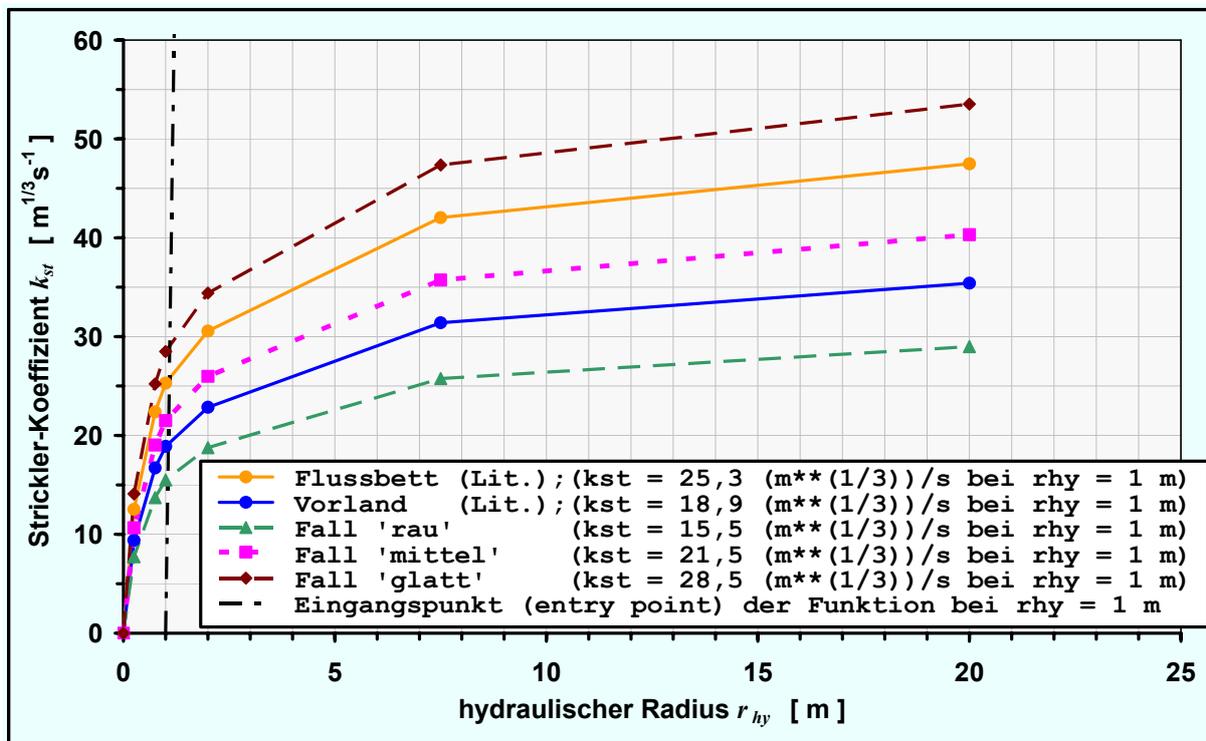


Abb. 2-9: Strickler-Reibungsbeiwerte in Abhängigkeit vom hydraulischen Radius, abgeleitet aus Literaturangaben in Verbindung mit der Anwendung von Inter- bzw. Extrapolationsprozeduren

2.2.4 Ausgabegrößen des Modells

Entsprechend der Aufgabenstellung, den Zielen und der Einordnung der Arbeiten in das Gesamtprojekt werden folgende Größen berechnet und ausgegeben:

- je nach Vorgabe entweder
 - den Gesamtprofilabfluss oder
 - die horizontale Wasserspiegellage über einem Bezugshorizont (automatische Zielwertsuche)
- für alle 25 Lamellen
 - Wassertiefe
 - Geschwindigkeit
 - Durchfluss (absolut, relativ, spezifisch)
- funktionale Abhängigkeit zwischen den akkumulierten relativen Lamellendurchflüssen und der relativen Fließbreite

- separate Ausweisung der Abflussanteile von Flussbett und Vorländern für alle Szenarien

2.2.5 Mathematische Modellgrundlagen

Die Basis der hydraulischen Berechnung bildet die bekannte Fließformel nach Manning/Strickler, für die hinsichtlich des stationären Durchflusses Q in $[m^3 s^{-1}]$ gilt:

$$(2-1) \quad Q = k_{st} \cdot r_{hy}^{\frac{2}{3}} \cdot I_S^{\frac{1}{2}} \cdot A$$

mit: k_{st} - Reibungsbeiwert nach Manning/Strickler in $[m^{1/3} s^{-1}]$

r_{hy} - hydraulischer Radius in $[m]$

I_S - Sohlgefälle in longitudinaler Fließrichtung in $[-]$

A - Fließfläche in $[m^2]$.

Auf der Basis einer modifizierten Form der Manning-Strickler-Formel nach Gl. (2-1), angewendet auf das hier entwickelte „Lamellenmodell“ mit 25 Fließlamellen gemäß Abb. 2-8, berechnet sich der stationäre Profildurchfluss Q in $[m^3 s^{-1}]$ mit der expliziten Funktion f_Q :

$$(2-2) \quad Q = f_Q(W_{NN^*}) = \sum_{i=1}^{25} q_i = \sum_{i=1}^{25} v_i \cdot A_i = \sum_{i=1}^{25} k_{st,i}^* \cdot r_{hy_lam,i}^{\frac{2}{3}} \cdot I_S^{\frac{1}{2}} \cdot A_i$$

mit: NN^* - Bezugsniveau in $[m]$

W_{NN^*} - Wasserstand im Gesamtprofil über NN^* in $[m]$

q_i - Teildurchfluss der i . Lamelle in $[m^3 s^{-1}]$

v_i - durchschnittliche Fließgeschwindigkeit in der i . Lamelle in longitudinaler Fließrichtung in $[m^1 s^{-1}]$

A_i - reale Fließfläche der i . Lamelle in longitudinaler Fließrichtung in $[m^2]$

$k_{st,i}^*$ - modifizierter Reibungsbeiwert nach Manning/Strickler für die i . Lamelle in $[m^{1/3} s^{-1}]$

$r_{hy_lam,i}$ - hydraulischer Radius für die i . Lamelle in [m]

I_S - Sohlgefälle in longitudinaler Fließrichtung in [-].

Die reale Fließfläche A_i der i . Lamelle in [m^2] berechnet sich dabei zu:

$$(2-3) \quad A_i = A_{geo,i} - A_{red,i} = A_{geo,i} - A_{geo,i} \cdot \frac{FR_i}{100} = A_{geo,i} \cdot \left(1 - \frac{FR_i}{100}\right)$$

mit: $A_{geo,i}$ - geometrische Fließfläche der i . Lamelle in longitudinaler Fließrichtung in [m^2]

$A_{red,i}$ - durch Fließhindernisse reduzierter Fließflächenanteil der i . Lamelle in [m^2]

FR_i - Fließflächen-Reduktionsfaktor der i . Lamelle in [%].

Der hydraulische Radius $r_{hy_lam,i}$ der i . Lamelle in [m] wird definiert zu:

$$(2-4) \quad r_{hy_lam,i} = h_i \cdot \frac{r_{hy_tot}}{h_m}$$

mit: h_i - mittlere Wassertiefe der i . Lamelle (Abb. 2-10) in [m]

r_{hy_tot} - hydraulischer Radius des Gesamtprofils in [m]

h_m - mittlere Wassertiefe des Gesamtprofils (Abb. 2-10) in [m].

Der dafür benötigte hydraulische Radius r_{hy_tot} des Gesamtprofils in [m] berechnet sich zu:

$$(2-5) \quad r_{hy_tot} = \frac{A_G}{U_G} = \frac{\sum_{i=1}^{25} A_i}{\sum_{i=1}^{25} SLL_i}$$

mit: A_G - reale Fließfläche des Gesamtprofils in [m^2]

U_G - benetzter Umfang des Gesamtprofils in [m]

A_i - reale Fließfläche der i . Lamelle in [m^2]

SLL_i - benetzte laterale Länge der Sohle der i . Lamelle (Abb. 2-11) in [m].

Die mittlere Wassertiefe des Gesamtprofils h_m (Abb. 2-10) in [m] ergibt sich zu:

$$(2-6) \quad h_m = \frac{A_G}{B_G} = \frac{\sum_{i=1}^{25} A_i}{\sum_{i=1}^{25} FBL_i}$$

mit: A_G - reale Fließfläche des Gesamtprofils in [m^2]

B_G - Fließbreite an der Wasseroberfläche des Gesamtprofils in [m]

A_i - reale Fließfläche der i . Lamelle in [m^2]

FBL_i - Fließbreite der i . Lamelle an der Wasseroberfläche (Abb. 2-11) in [m].

In einer trockenen Lamelle sind v_i , A_i , h_i , SLL_i und FBL_i jeweils null.

Für jede Lamelle werden die in Gl. (2-2) benötigten Reibungsbeiwerte $k_{st,i}^*$ in [$m^{1/3} s^{-1}$] durch lineare Inter- bzw. Extrapolation (f_{IE}) der Basiskurven „B1“ und „B2“ nach Abb. 2-9 auf der Basis der jeweils für einen hydraulischen Radius r_{hy_tot} von 1 m gültigen Reibungsbeiwerte $k_{st,1m,j}$ (mit $j = i; B1; B2$) berechnet:

$$(2-7) \quad k_{st,i}^* = f_{IE} \left(k_{st,1m,i}; k_{st,1m,B1}; k_{st,1m,B2}; r_{hy_lam,i} \right)$$

mit: $k_{st,1m,i}$ - Reibungsbeiwert nach Manning/ Strickler der i . Lamelle für einen hydraulischen Radius r_{hy_tot} von 1 m in [$m^{1/3} s^{-1}$]

$k_{st,1m,B1}$ - Reibungsbeiwert nach Manning/ Strickler der Basiskurve „B1“ (Abb. 2-9) für einen hydraulischen Radius r_{hy_tot} von 1 m in [$m^{1/3} s^{-1}$]

$k_{st,1m,B2}$ - Reibungsbeiwert nach Manning/ Strickler der Basiskurve „B2“ (Abb. 2-9) für einen hydraulischen Radius r_{hy_tot} von 1 m in [$m^{1/3} s^{-1}$]

$r_{hy_lam,i}$ - hydraulischer Radius der i . Lamelle nach Gl. (2-4) in [m].

Die für Gl. (2-4) benötigte Wassertiefe h_i der i . Lamelle in [m] berechnet sich unter der Annahme einer horizontalen Wasserspiegellage über den gesamten Profilquerschnitt über NN^* (Bezugsniveau) zu:

$$(2-8) \quad h_i = W_{NN^*} - y_{NN^*,i} = W_{PN} - y_{PN,i}$$

mit: NN^* - Bezugsniveau in [m]

PN - Pegelnull (Höhe über dem Bezugsniveau NN^*) in [m]

W_{NN^*} - Wasserstand im Gesamtprofil über NN^* (Abb. 2-10) in [m]

$y_{NN^*,i}$ - mittlere Höhe der Sohle der i . Lamelle über NN^* (Abb. 2-10) in [m]

W_{PN} - Wasserstand im Gesamtprofil über PN (Abb. 2-10) in [m]

$y_{PN,i}$ - mittlere Höhe der Sohle der i . Lamelle über PN (Abb. 2-10) in [m].

Gl. (2-8) stimmt allerdings nur und kommt entsprechend zur Anwendung, wenn die Lamellensohle vollständig mit Wasser benetzt ist. Ist das nicht der Fall (Abb. 2-11), wird die Wassertiefe der Lamelle nicht aus dem Wasserstand W_{NN^*} , sondern separat aus dem benetzten Teil der Lamelle berechnet, da sie für die Berechnung der Lamellen-Fließfläche A_i , die Lamellen-Geschwindigkeit v_i und den Lamellen-Durchfluss q_i benötigt wird.

Im Gegensatz zur Berechnung des stationären Durchflusses Q aus dem Wasserstand W_{NN^*} mit der expliziten Funktion f_Q nach Gl. (2-2) erfolgt die Berechnung des Wasserstandes W_{NN^*} in [m] aus dem stationären Durchfluss Q mit der inversen Funktion f_W nicht explizit, sondern in Form eines Operators:

$$(2-9) \quad W_{NN^*} = f_W(Q, f_Q)$$

mit: Q - stationärer Durchfluss des Gesamtprofils in [$m^3 s^{-1}$]

f_Q - explizite Funktion gemäß Gl. (2-2)

f_W - Operator auf der Basis eines iterativen Gradientenverfahrens („Zielwertsuche“ innerhalb von MS EXCEL).

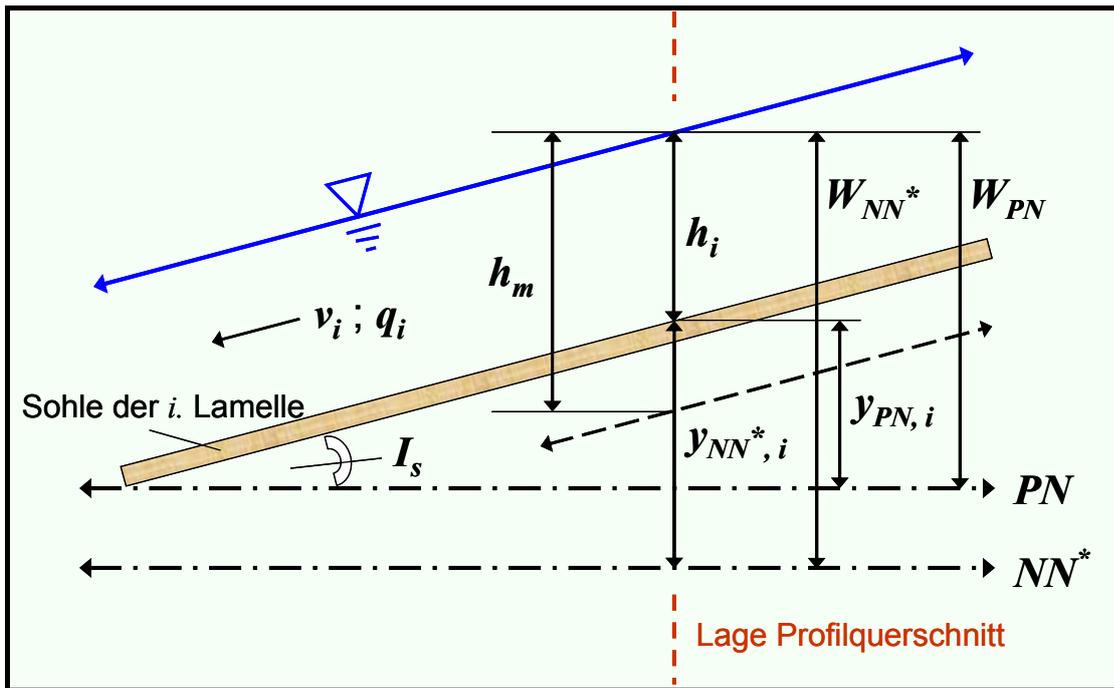


Abb. 2-10: Seitenansicht der i . Lamelle des Profilquerschnitts (Längsschnitt)

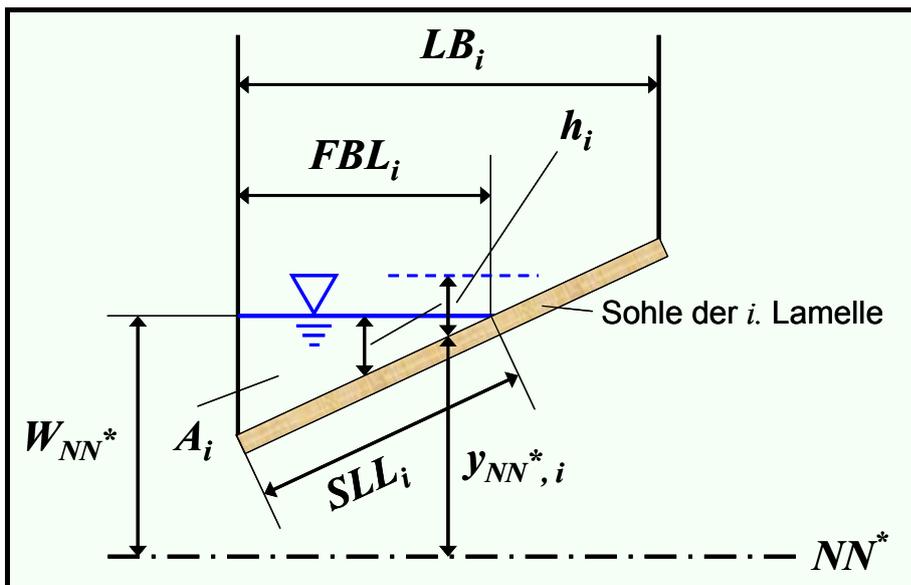


Abb. 2-11: Rückansicht der i . Lamelle des Profilquerschnitts (nicht vollständig benetzt)

Die vom Operator f_w Gl. (2-9) berechneten Werte W_{NN^*} sind immer auf das Bezugsniveau NN^* bezogen. Ob das Niveau NN^* dem Niveau NN (Normal Null) entspricht, hängt davon ab, mit welchem Zahlenwert PN (Pegelnull) versehen wird. Entspricht der Wert von PN der Höhe in [m] über NN , so wird $NN^* = NN$ und die berechneten Werte W_{NN^*} sind identisch mit den entsprechenden Werten W_{NN} . Wird PN null gesetzt (praktisch entspricht das NN), dann wird $NN^* = PN_{real}$ und damit die berechneten Wasserstände $W_{NN^*} = W_{PN}$. Das „Lamellenmodell“ weist bei-

de Wasserstände aus, sowohl W_{NN^*} als auch W_{PN} . Es erweist sich deshalb als zweckmäßig, für PN die Höhe über NN anzugeben. Für schematisierte Berechnungen mit $PN = 0$ sind dann die Werte für W_{NN^*} und W_{PN} identisch.

2.2.6 Zu beachtende Einschränkungen/ Grenzen der Modellanwendung

Entsprechend der Aufgabenstellung wurde ein praktikabler Modellansatz gewählt, der vor allem Verallgemeinerungen der ermittelten Aussagen am jeweils betrachteten Fließquerschnitt der Landnutzungsänderungen zulässt wie

- Wasserspiegellagen
- Fließbreiten an der Wasseroberfläche
- Durchflüsse
- Teildurchflussverteilungen (Flussbett/Vorland)
- Geschwindigkeitsverteilungen

Mit dieser Zielsetzung konnten alle Aussagen über hydraulische Wirkungen in Längsrichtung vernachlässigt werden. Um derartige Ergebnisse zu

- Ober-Unterwasser-Einflüsse
- Rückstau
- Retention
- Wellenabflachung
- Polderwirkungen

zu erhalten, sind andere Modellansätze erforderlich.

2.2.7 Handhabung des Modells

Das „Lamellenmodell“ wurde auf der Basis von MS EXCEL in Verbindung mit MS Visual Basic (Makros) entwickelt. Der Vorteil besteht darin, dass diese Software auf fast allen Rechnern implementiert ist. Es wäre denkbar, dass Interessenten künftig über das Internet für ausgewählte Flussabschnitte relativ einfach entsprechende komplexe Szenarien rechnen könnten.

Für einen vorgegebenen Abfluss wird die dazugehörige horizontale Wasserspiegellage durch eine automatische Zielwertsuche berechnet. In Abhängigkeit von Landnutzungsvarianten (Auwald, Grünland, Acker, angebaute pflanzliche Kulturen wie z. B. Mais u. a.) können in Kombination mit verschiedenen Vorlandbreiten (auch als Veränderung der Deichlage [Neubau oder Rückbau] deutbar) die hydraulischen Größen für verschiedene Hochwasserabflüsse in vielen unterschiedlichen Szenarien berechnet werden. Dieser schematisierte Ansatz ist äußerst vorteilhaft, weil er einfach

bedient werden kann, nur kleine Anforderungen an die Eingangsdaten stellt und nur kurze Rechenzeiten benötigt.

2.2.8 Kalibrierung des Modells

Das „Lamellenmodell“ wurde hinsichtlich seiner Berechnungsgenauigkeit mit speziellen stationären Werten, die mit instationären Modellen für stationäre Abflussphasen berechnet wurden, verglichen (LfW, 2005). In den betrachteten Durchflussbereichen wurden hinsichtlich der berechneten Wasserstände sowie für die invers berechneten Durchflüsse sehr gute Übereinstimmungen für mehrere Landnutzungsvarianten erzielt. Für MinHorLam sind die berechneten Wasserstandsdifferenzen von zwei Vorland-Nutzungsvarianten untereinander entscheidend. Die Differenzen weisen in jedem Fall kleinere Abweichungen auf als die entsprechenden Absolutwerte, sodass hier selbst im Falle größerer Abweichungen noch Reserven hinsichtlich der Genauigkeit vorhanden sind. Da Extremwasserstände nicht verglichen werden konnten, steht so die Gültigkeit des Lamellenmodells nicht in Frage. Die Abweichungen der berechneten Absolutwasserstände betragen beispielsweise bei einem Wasserstand von 50 cm nur +/-1 cm.

2.2.9 Auswirkungen verschiedener Reibungsansätze des Modells auf hydraulische Größen

Die Verwendung von Wassertiefen h abhängigen Strickler-Beiwerten $k_{st,funct}(h)$ ergibt für einen vorgegebenen Durchfluss eine andere Wasserspiegellage als die Verwendung konstanter Reibungsbeiwerte $k_{st,const}$. Für Wassertiefen kleiner als 1 m entsteht so mit dem $k_{st,funct}(h)$ -Wert in einer beliebigen Lamelle ein kleinerer Teildurchfluss als bei der Verwendung des $k_{st,const}$ -Wertes. Bei Wassertiefen größer als 1 m verhält es sich genau umgekehrt (Abb. 2-9). Gibt man den Durchfluss vor, führt das nicht nur zu entsprechend unterschiedlichen Wasserspiegellagen in Verbindung mit unterschiedlichen Wassertiefen (Abb. 2-12), sondern auch zu einer unterschiedlichen lateralen Verteilung der Lamellen-Geschwindigkeiten (Abb. 2-13), einer unterschiedlichen Fließbreiten-Teildurchfluss-Funktion (Abb. 2-15) und damit einer unterschiedlichen Verteilung der Teilabflüsse auf das Flussbett und die Vorländer (Abb. 2-14).

Die durch die unterschiedlichen Reibungsansätze resultierenden unterschiedlichen Lamellen-Geschwindigkeiten (Abb. 2-13) bewirken ebenfalls ein geändertes Sedimentations- und Erosionsverhalten. Der verwendete Wassertiefen abhängige Reibungsansatz hat geringere Geschwindigkeiten und damit eine größere Sedimentation bzw. eine geringere Erosion zur Folge.

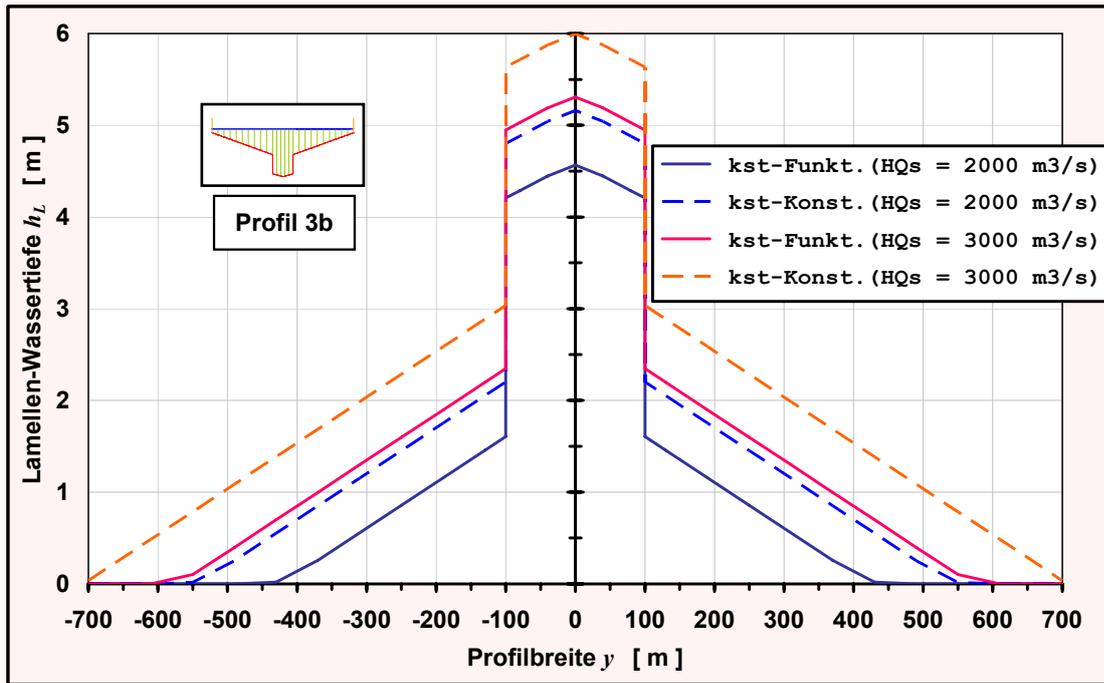


Abb. 2-12: Lamellen-Wassertiefen in Abhängigkeit vom Wasserstand - Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Flussbett-tiefe $T_F = 3 \text{ m}$)

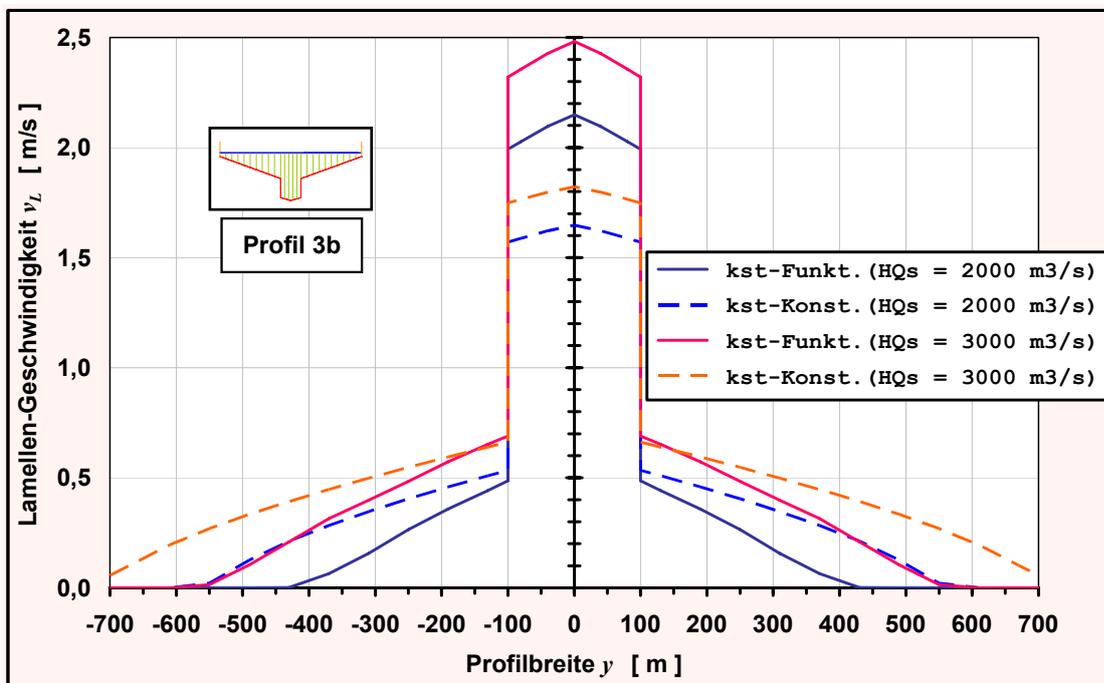


Abb. 2-13: Lamellen-Geschwindigkeiten in Abhängigkeit vom Wasserstand - Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Flussbett-tiefe $T_F = 3 \text{ m}$)

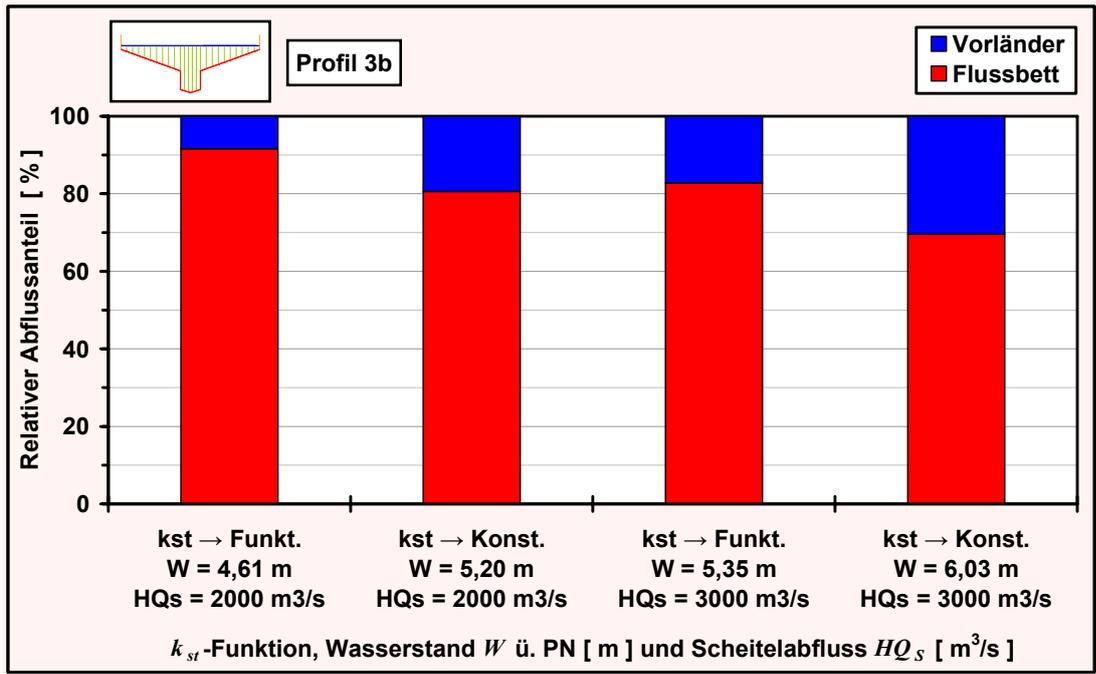


Abb. 2-14: Relative Abflussanteile von Flussbett und Vorländern – Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Vorlandbreite $B_V = 2 \times 600 \text{ m} = 1200 \text{ m}$, Flussbettbreite $B_F = 200 \text{ m}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)

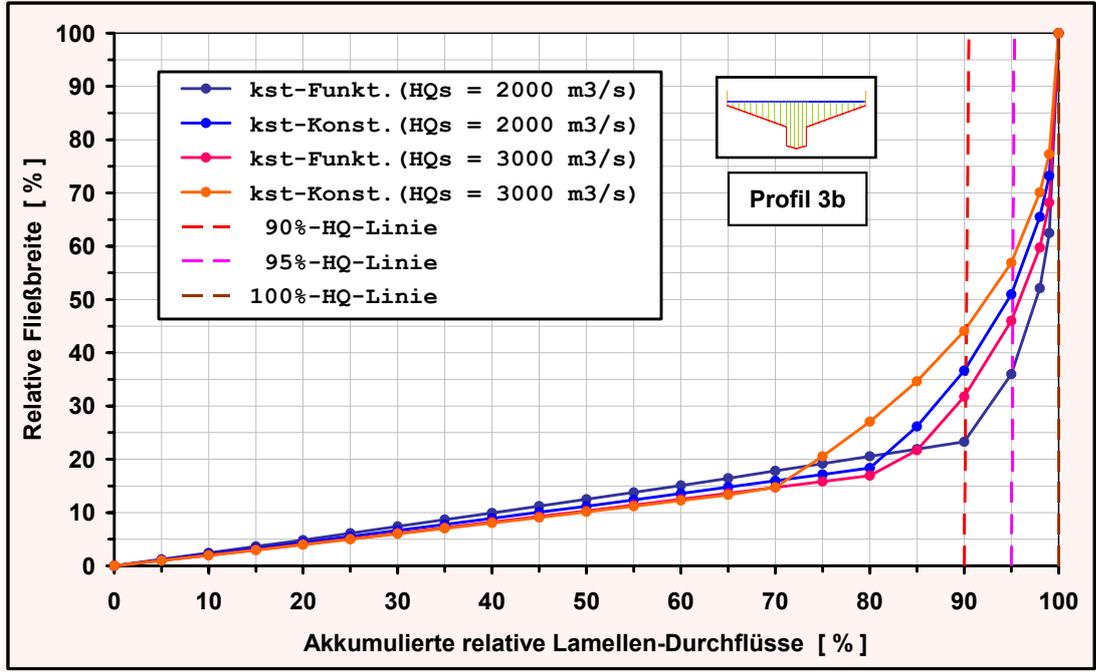


Abb. 2-15: Relative Fließbreite in Abhängigkeit der über die Profilbreite akkumulierten relativen Lamellen-Durchflüsse – Vergleich unterschiedlicher Reibungsbeiwert-Ansätze (Konstante und Wassertiefen abhängige Funktion) für zwei verschiedene Scheiteldurchflüsse (raues Grünland $k_{st} = 20 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$, Sohlgefälle $I_S = 0,25 \text{ ‰}$, Vorland-Quergefälle $I_Q = 0,5 \text{ ‰}$, Vorlandbreite $B_V = 2 \times 600 \text{ m} = 1200 \text{ m}$, Flussbettbreite $B_F = 200 \text{ m}$, Flussbetttiefe $T_F = 3 \text{ m}$)