

GERAST

Effektivität von
Gewässerrandstreifen zum
Schutz von
Oberflächengewässern

wpa Beratende Ingenieure





Auftraggeber

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Amt der NÖ Landesregierung
Amt der OÖ Landesregierung
Amt der Stmk Landesregierung
Forschungsprojekt Nr. 100321
Aufträge vom 13.11.2007 (Phase I)
BMLFUW-UW.3.2.2/0020-VII 1/2007
und 11.08.2009 (Phase II)
BMLFUW-UW.3.2.2/0003-VII 1/2009

Berichtsdatum

17.12.2009 // GZ-wpa: 407.014

Version

2.0

Inhalt

Bericht
Anlagen 1-8

Ausführung

pdf

wpa Beratende Ingenieure



GERAST

Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	11
2	Einleitung	14
2.1	Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit.....	14
2.2	Beschreibung der Maßnahmen im ÖPUL 2007	14
2.2.1	Umsetzung der Maßnahme in Niederösterreich	15
2.2.2	Umsetzung der Maßnahme in Oberösterreich	15
2.2.3	Umsetzung der Maßnahme in der Steiermark.....	15
2.3	Aufgabenstellung der einzelnen Arbeitspakete.....	16
2.3.1	Herstellung eines Leitfadens für eine fachgerechte Umsetzung der Gewässerrandstreifenmaßnahme.....	16
2.3.2	Bewertung des Schutzpotenzials der Maßnahme	16
2.3.3	Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der Retentionswirkung	17
2.3.4	Evaluierung des Teilnahmeverhaltens	17
2.3.5	Ökonomische Optimierung	17
2.4	Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen im Literaturüberblick.....	18
2.5	Einsatzmöglichkeiten von Tracern.....	20
3	Datengrundlagen und Methoden.....	22
3.1	Herstellung eines Leitfadens zur Bewerbung der Maßnahme.....	22
3.2	Bewertung des Potenzials der Maßnahme	22
3.2.1	Modell VFSSMOD.....	22
3.2.2	Validierung von VFSSMOD am Modellhang Grub.....	25
3.2.3	Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen	26
3.2.4	Entwicklung eines Transfermodells für VFSSMOD.....	28
3.3	Feldkartierung zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen	30
3.4	Indikatorenentwicklung.....	31
3.4.1	Auswahl der Standorte.....	31
3.4.2	Probenahme.....	31
3.4.3	Analysemethoden und Qualitätssicherungssystem in der Routine-Analytik	36
3.4.4	Darstellung der Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren zur Beurteilung der Retentionswirkung..	37
3.4.5	¹³⁷ Cs.....	38
3.4.6	N-Alkylammonium als Tracer	38
3.4.6.1	Extraktion und Analytik	38
3.4.6.2	Berechnungsversuche	39
3.5	Teilnahmeverhalten	40
3.5.1	Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Flächen.....	40
3.5.2	Befragung	40
3.6	Ökonomische Optimierung	41
4	Ergebnisse.....	43
4.1	Herstellung eines Leitfadens zur Bewerbung.....	43

4.2	Bewertung des Potenzials der Gewässerrandstreifenmaßnahme.....	43
4.2.1	Validierung von VFSMDO am Modellhang Grub.....	43
4.2.1.1	Niederschlag und Abfluss am Versuchsfeld.....	43
4.2.1.2	Auswahl der Modelleingangsparameter	45
4.2.1.3	Anwendung von VFSMOD für das Ereignis.....	46
4.2.1.4	Kartierung und Luftbilddauswertung.....	50
4.2.2	Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen.....	52
4.2.2.1	Niederschlag	52
4.2.2.2	Hangneigung im Filterstreifen	56
4.2.3	Transfermodell zur Anwendung in Testgebieten.....	61
4.2.4	Anwendung des Transfermodells in den Projektgebieten.....	68
4.2.4.1	Niederösterreich	68
4.2.4.2	Steiermark.....	80
4.2.4.3	Oberösterreich	92
4.3	Feldkartierungen zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen.....	104
4.3.1	Ergebnisse im Überblick.....	104
4.3.2	Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf	107
4.3.3	Bodenerosion	109
4.4	Evaluierung der Wirkung von Gewässerrandstreifen durch Messungen	110
4.4.1	Beschreibung der Profilstellen.....	110
4.4.1.1	Standort Grub (Nö).....	110
4.4.1.2	Standort Waidendorf (Nö)	111
4.4.1.3	Standort Reiting (Stmk)	112
4.4.1.4	Standort Altaist (Oö).....	113
4.4.2	Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren für die Retentionswirkung.....	114
4.4.2.1	Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt.....	114
4.4.2.2	Variabilität innerhalb der Wiederholungsreihen	117
4.4.2.3	Ergebnisse am Standort Grub bei erhöhtem Parameterumfang	119
4.4.2.4	Ergebnisse an den vier Standorten bei eingeschränktem Parameterumfang.....	121
4.4.2.5	Entwicklung von Indikatoren zur Messung der Retentionswirkung	126
4.4.3	Untersuchungen mit ¹³⁷ Cs	128
4.4.4	Tracerversuche	130
4.4.4.1	N-Alkylammonium als Tracer.....	130
4.4.4.2	Beregnungsversuch	130
4.4.4.3	Anwendbarkeit	134
4.5	Teilnahme, Wirksamkeit und Akzeptanz.....	135
4.5.1	Teilnehmende Flächen 2007 und 2008.....	135
4.5.2	Wirksamkeit der Maßnahme	142
4.5.3	Befragung zur Akzeptanz der Maßnahme	142
4.6	Ökonomische Optimierung	151
4.7	Bewirtschaftungs- und Maßnahmenalternativen	154
5	Literatur	157

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Grundstücke, die im Projektgebiet in Ober- und Niederösterreich an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind.....	15
Abb. 2-2: Grundstücke, die im Projektgebiet in der Steiermark an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind	16
Abb. 3-1: Schematische Darstellung der Module von VFSSMOD	23
Abb. 3-2: Diskretisierung des finite-elemente Oberflächenabfluss-Modells (Munoz-Carpena and Parsons, 2006) .	24
Abb. 3-3: Berechnungsstruktur in der Modellkomponente UH	25
Abb. 3-4: Erosion und Sedimentablagerung des Jahres 2002 und die Probenahmepunkte des Standortes Grub (siehe 3.3).....	26
Abb. 3-5: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	31
Abb. 3-6: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-7: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-8: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-9: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten	32
Abb. 3-10: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Grub (Nö).....	33
Abb. 3-11: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Waidendorf (Nö)	34
Abb. 3-12: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Reiting (Stmk)	35
Abb. 3-13: Messwertekarte für Kupfer.....	36
Abb. 3-14: Messwertekarte für Phosphor.....	36
Abb. 3-15: Gesamtionenstrom am Massendetektor (Schwarze Linie) und spezifische Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten (farbige Linien) bei einem 100 µg/l Standard Alkylammonium, das aus Tixogel VZ extrahiert wurde.....	40
Abb. 3-16: Projektgebiete Gewässerrandstreifen (Datengrundlage: BEV, 2007).....	42
Abb. 4-1: Die gemessene Hochwasserwelle und der aufsummierte Niederschlag an der Pegelstation Grub, März 2002.....	44
Abb. 4-2: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)	47
Abb. 4-3: Die Ganglinie des Oberflächenabflusses für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).	47
Abb. 4-4: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	47
Abb. 4-5: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	48
Abb. 4-6: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	48
Abb. 4-7: Der Hydrograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)	48
Abb. 4-8: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	49
Abb. 4-9: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD).....	49
Abb. 4-10: Luftbild von Bodenerosion und Sedimentablagerung für das Niederschlagsereignis März 2002 am Modellhang Grub	51

Abb. 4-11: Grafischer Vergleich zwischen gemessener und simulierter Retentionsleistung für das Ereignis März 2002, Modellhang Grub	52
Abb. 4-12: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	54
Abb. 4-13: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	54
Abb. 4-14: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	55
Abb. 4-15: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	55
Abb. 4-16: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)	56
Abb. 4-17: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 5%)	57
Abb. 4-18: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	58
Abb. 4-19: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	59
Abb. 4-20: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 5%)	60
Abb. 4-21: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)	61
Abb. 4-22: Wirkung der Hangneigung auf die Retentionsleistung eines Vegetationsfilterstreifens (angegeben in % SDR) bei verschiedenen Erosionsklassen. Hangneigung = 2% - 10%, Boden = sandiger Lehm (FSL)	65
Abb. 4-23: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = toniger Lehm (CL)	65
Abb. 4-24: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = sandiger Lehm (FSL)	66
Abb. 4-25: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = lehmiger Sand (LS)	66
Abb. 4-26: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = Schluff (Si)	67
Abb. 4-27: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = schluffiger Lehm (SiL)	67
Abb. 4-28: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen und der davon betroffenen Grundstücke für die niederösterreichischen Testgebiete	70
Abb. 4-29: K-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	71

Abb. 4-30: C-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	72
Abb. 4-31: R-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	73
Abb. 4-32: LS-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete	74
Abb. 4-33: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die niederösterreichischen Testgebiete	75
Abb. 4-34: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der niederösterreichischen Testgebiete	76
Abb. 4-35: Hangneigungen für die niederösterreichischen Testgebiete	77
Abb. 4-36: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.	78
Abb. 4-37: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen	79
Abb. 4-38: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die steirischen Testgebiete.....	82
Abb. 4-39: K-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete.....	83
Abb. 4-40: C-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete	84
Abb. 4-41: R-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete.....	85
Abb. 4-42: LS-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete	86
Abb. 4-43: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die steirischen Testgebiete.....	87
Abb. 4-44: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der steirischen Testgebiete	88
Abb. 4-45: Hangneigungen für die steirischen Testgebiete.....	89
Abb. 4-46: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.	90
Abb. 4-47: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen.....	91
Abb. 4-48: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die oberösterreichischen Testgebiete	94
Abb. 4-49: K-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete	95
Abb. 4-50: C-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete.....	96
Abb. 4-51: R-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete	97
Abb. 4-52: LS-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete.....	98
Abb. 4-53: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die oberösterreichischen Testgebiete	99
Abb. 4-54: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der oberösterreichischen Testgebiete	100
Abb. 4-55: Hangneigungen für die oberösterreichischen Testgebiete	101
Abb. 4-56: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.	102
Abb. 4-57: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen	103
Abb. 4-58: Lage der Testgebiete im Fördergebiet Niederösterreich.....	105
Abb. 4-59: Entwässerungsgraben und Durchlass im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf	106

Abb. 4-60: Fließwege aus DGM 1 m abgeleitet: a) D8, normale Berechnungsvariante; b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante; c) D8, erweiterte Berechnungsvariante; d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante	108
Abb. 4-61: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante	109
Abb. 4-62: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante	109
Abb. 4-63: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Grub	110
Abb. 4-64: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Waidendorf	111
Abb. 4-65: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Reiting	112
Abb. 4-66: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Altaist.....	113
Abb. 4-67: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	114
Abb. 4-68: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen).....	114
Abb. 4-69: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	114
Abb. 4-70: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	115
Abb. 4-71: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	115
Abb. 4-72: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen).....	115
Abb. 4-73: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-74: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-75: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen).....	116
Abb. 4-76: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)	116
Abb. 4-77: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)	117
Abb. 4-78: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)	117
Abb. 4-79: Kupfer-Konzentration am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe	118
Abb. 4-80: Organischer Kohlenstoff in mg/kg am Standort Reiting (Wiederholung 2)	119
Abb. 4-81: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	119
Abb. 4-82: Zink-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	119
Abb. 4-83: Barium-Konzentrationen in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen).....	120
Abb. 4-84: Cadmium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)	120
Abb. 4-85: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	121
Abb. 4-86: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	121
Abb. 4-87: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	122
Abb. 4-88: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	122
Abb. 4-89: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	122
Abb. 4-90: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	123
Abb. 4-91: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub.....	123
Abb. 4-92: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	123
Abb. 4-93: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting	124
Abb. 4-94: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting.....	124
Abb. 4-95: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf	124
Abb. 4-96: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 0-2 cm	125
Abb. 4-97: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 2-4 cm	125
Abb. 4-98: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 4-6 cm	125
Abb. 4-99: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 0-2 cm.....	126

Abb. 4-100: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 2-4 cm.....	126
Abb. 4-101: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 4-6 cm.....	126
Abb. 4-102: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 1 (Acker).....	129
Abb. 4-103: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 2 (Grünland nach 1,5 m)	129
Abb. 4-104: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 3 (Grünland nach 10 m)	129
Abb. 4-105: ¹³⁷ Cs Aktivitätskonzentration Reihe 4 (Grünland nach 3 m)	129
Abb. 4-106: Kumulative Bq/m ² (0-35 cm).....	130
Abb. 4-107: Mischung von Wirkstoff und Bodenmaterial in einem Betonmischer.....	131
Abb. 4-108: Der markierte Boden nach erfolgtem Einbau in die Messparzelle vor der Beregnung. Links: lufttrockener Boden; rechts: Wassergehalt ca. 20 ww%.	132
Abb. 4-109: Pseudopilierung von Bodenaggregaten als Resultat einer Homogenisierung bei erhöhtem Bodenwassergehalt, sowie Aufbrechen der pseudopilierten Aggregate während des Beregnungsprozesses.....	132
Abb. 4-110: Verlauf von Abfluss und Sedimentkonzentration während der Regensimulation.....	133
Abb. 4-111: Verhältnis von Sedimentkonzentration und Tracermasse 332 einerseits, sowie Sedimentkonzentration und Schluffanreicherung im Sediment andererseits, während der Regensimulation	134
Abb. 4-112: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2007(Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW) ..	137
Abb. 4-113: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2008 (Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW) ..	138
Abb. 4-114: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2007 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)	139
Abb. 4-115: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2008 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)	140
Abb. 4-116: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Steiermark ini den Jahren 2007 und 2008 (Schwarzaubach, Saßbach, Ottersbach, Gnasbach und Poppendorfer Bach). (Datengrundlage: GIS Steiermark, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW).....	141
Abb. 4-117: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Niederösterreich	142
Abb. 4-118: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Oberösterreich.....	143
Abb. 4-119: Teilnahmeberechtigte Grundstücke 2007 und 2008.....	144
Abb. 4-120: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Niederösterreich.....	144
Abb. 4-121: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Oberösterreich	145
Abb. 4-122: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Niederösterreich.....	145

Abb. 4-123: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Oberösterreich	146
Abb. 4-124: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Niederösterreich	146
Abb. 4-125: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Oberösterreich.....	147
Abb. 4-126: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Niederösterreich	148
Abb. 4-127: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Oberösterreich	148
Abb. 4-128: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Niederösterreich	149
Abb. 4-129: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Oberösterreich.....	149
Abb. 4-130: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Niederösterreich	150
Abb. 4-131: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Oberösterreich.....	150
Abb. 4-132: Antworten auf die Frage: „Würden Sie an der Informationsweitergabe etwas ändern?“	151
Abb. 4-133: Gegenüberstellung der Sedimentaustragsrate (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	151
Abb. 4-134: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	152
Abb. 4-135: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)	152
Abb. 4-136: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-137: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-138: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m).....	153
Abb. 4-139: Chinaschilfbestand bei der Ernte. Auch im abgeernteten Bereich ist eine gute Bodendeckung gegeben (LK Österreich, 2006).	155

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen, gemessen von verschiedenen Autoren auf Kleinparzellen (uL = schluffiger Lehm; sL = sandiger Lehm; L = Lehm; tL = toniger Lehm)	19
Tab. 3-1: Eingangparameter für VFSSMOD	25
Tab. 3-2: Allgemeine Eingabedaten für Parametrisierung des Schlages und des Filterstreifens	27
Tab. 3-3: Eingabedaten für Parametrisierung der Bodeneigenschaften im Filterstreifen	27
Tab. 3-4: Eingabedaten für Parametrisierung der Sedimenteigenschaften	28
Tab. 3-5: An der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmende und befragte Betriebe.....	41
Tab. 4-1: Allgemeine Charakteristika des Modellhangs	43
Tab. 4-2: Abschätzung des Abflussvolumens für den Modellhang	44
Tab. 4-3: AMC und CN Werte bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung.....	45
Tab. 4-4: Eingabedaten für Modellkomponente UH	45
Tab. 4-5: Eingangswert für VFSSMOD	46
Tab. 4-6: Ergebnisse der Simulation aller Teilregen	49

Tab. 4-7: Anzahl und morphologische Eigenschaften der am Modellhang Grub gemessenen Rillen für das Ereignis März 2002.....	50
Tab. 4-8: Vergleich von gemessener Retentionsleistung und der mit dem Modell VFSSMOD errechneten Retentionsleistung für den Modellhang Grub mit Niederschlagsereignis März 2002.....	51
Tab. 4-9: Minimale und maximale Sedimenteinträge in den Filterstreifen bei Niederschlagsmengen zwischen 20 und 70 mm unter der Annahme eines flächenhaften Eintrags (Randbedingungen: Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%).	53
Tab. 4-10: Klassenbildung zur Einteilung der in VFSSMOD verwendeten Erosionsmengen.....	62
Tab. 4-11: mittlere Standardabweichungen der Retentionsleistung von Vegetationsfilterstreifen (angegeben als % SDR) für drei Hangneigungsstufen der Bodenart toniger Lehm	62
Tab. 4-12: Effektivitätsmatrix eines 50 m breiten Vegetationsfilterstreifens je nach Erosionsklasse (vgl. Tab. 4-10), Bodenart (L Lehm; l lehmig; U Schluff; u schluffig; t tonig) und Hangneigung; Eine Wert der SDR (Sediment Delivery Ratio) von 0 bedeutet: vollständiger Rückhalt des Sediments im Vegetationsfilterstreifens; 1: kein Rückhalt.....	63
Tab. 4-13: Relativer Flächenanteil der durch ÖPUL potenziell geschützten Flächen in den niederösterreichischen Teilgebieten Rußbach, Sulzbach und Waidenbach	68
Tab. 4-14: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	68
Tab. 4-15: Häufigkeiten der SDR für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen.....	69
Tab. 4-16: Retentionsleistung von Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als relativer Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche	69
Tab. 4-17: Retentionsleistung von Filterstreifen im steirischen Testgebiet, ausgedrückt als Anteile von geschützter und ungeschützter Fläche	80
Tab. 4-18: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen im steirischen Testgebiet, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	80
Tab. 4-19: Häufigkeiten der SDR für das steirische Testgebiet unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen.....	81
Tab. 4-20: Retentionsleistung von Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche	92
Tab. 4-21: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft.....	93
Tab. 4-22: Häufigkeiten der SDR für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen	93
Tab. 4-23: Flächenbilanz der Testgebiete.....	104
Tab. 4-24: Flächenverhältnis des Testgebietes Rußbach-Kleinebersdorf	107
Tab. 4-25: Bodenabtragswerte der Testgebiete	109
Tab. 4-26: Variationskoeffizienten je Reihe und Tiefenstufe für die vier untersuchen Standorte.....	118
Tab. 4-27: Korrelationskoeffizienten der Parameter Ton (%), Kupfer (Cu), Barium (Ba) und Zink (Zn) am Standort Grub (Datengrundlage: alle Messdaten in mg/kg).....	120
Tab. 4-28: Relevanzmatrix zur Charakterisierung der Indikatoreigenschaften (* organische Einlagerungen im Oberboden wurden beobachtet).....	128

Tab. 4-29: Konzentrationen der untersuchten N-Alkylammoniummassen nach Einmischung in 10 kg und 70 kg Boden (n = 5, VK = Variationskoeffizient, Ratio = Wiederfindung der angestrebten Mischungsverhältnisse)	131
Tab. 4-30: Korrelationsmatrix der Tracermassen von Tixogel VZ im Beregnungsversuch.....	134
Tab. 4-31: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Betriebe.....	135
Tab. 4-32: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke.....	136
Tab. 4-33: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Fläche und durchschnittliche Größe der teilnehmenden Schläge.....	136
Tab. 4-34: Überschlägige Wirtschaftlichkeitsberechnung Miscanthus	156

Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Oberösterreich	
Anlage 2: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Steiermark	
Anlage 3: Profilsichten der Probenahmestellen	
Anlage 4: Deskriptive Statistik der Messwerte an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 5: Konzentrationen der Messdaten im Oberboden in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist (Mittelwert der Wiederholungen)	
Anlage 6: Massen der Wiederholungsmessungen im Oberboden (0-15 cm Tiefe) für die Parameter Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 7: Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (Corg) und Gesamt-Stickstoff (Nt) in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist	
Anlage 8: Fragebogen zur Befragung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der ÖPUL Maßnahme „Gewässerrandstreifen“	

1 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Rahmen eines 2-jährigen Forschungsprojekts, das vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie den Ämtern der Landesregierungen von Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark gefördert wurde, haben

- wpa Beratende Ingenieure GmbH
- das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
- die Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung

in Kooperation die Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern untersucht. Die Untersuchung erfolgte in den drei Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark, wo in ausgewählten Einzugsgebieten Gewässerrandstreifen im Rahmen des Österreichischen Programms für eine umweltgerechte, extensive und den natürlichen Lebensraum schützende Landwirtschaft (ÖPUL) gefördert werden.

Das Projekt beinhaltete nach einer Bewerbungsphase der Maßnahme Modellberechnungen, die Entnahme und Analyse von Bodenproben und die Entwicklung neuer Methoden, Indikatoren und Tracer, mit der Gewässerrandstreifen untersucht werden können. Neben einer prinzipiellen Erforschung der Effektivität wurde auch mögliche Wirkung der geförderten Maßnahme in den Einzugsgebieten bewertet und das Teilnahmeverhalten durch INVEKOS Datenauswertungen und im Rahmen einer Befragung untersucht.

Folgende **Schlussfolgerungen** können als Ergebnis der Studie gezogen werden:

Maßnahme

Gewässerrandstreifen, wie sie derzeit im ÖPUL gefördert werden, stellen prinzipiell eine gut wirkende Maßnahme zur Reduktion von Boden- bzw. Nährstoffeinträgen in Gewässer dar. Kennzeichnend für diese Maßnahme im ÖPUL sind eine durchgehende Begrünung im Rahmen einer Stilllegung oder Grünlandnutzung, eine Streifenbreite von 50 m sowie ein Verbot bestimmter Betriebsmittel (z.B. Dünger).

Eine fallweise Beeinträchtigung der Wirkung resultiert aus Problemen bei der Festlegung von Bereichen, die für eine Anlage von Gewässerrandstreifen in Frage kommen. Dies kann verschiedene Ursachen haben:

- Bereits die Verwendung digitaler Datengrundlagen und deren Verarbeitung in geeigneten Modellen zeigen, dass es Bereiche mit konvergentem Abfluss gibt, die zu kleineren, ungeschützten Teileinzugsgebieten gehören. Das sind Gerinne, in denen periodischer Abfluss stattfindet, ohne dass der Eintrag in dieses Gerinne über einen Gewässerrandstreifen fließt. Auch wenn diese Ursache für eine generelle Minderung der Schutzwirkung in Summe nur eine untergeordnete Rolle spielt, kann sie im Einzelfall für Teileinzugsgebiete eine erhebliche Rolle spielen.
- Lineare Strukturen im Einzugsgebiet (Entwässerungsgräben, etc.), werden zum Teil selbst durch die genauesten digitalen Datengrundlagen (digitales Höhenmodell 1m) nicht wiedergegeben und führen ebenfalls zu einer direkten Einleitung von Sedimenten und Nährstoffen aus Bereichen, für die keine Gewässerrandstreifen vorgesehen sind. Hier kann mit einer Feldkartierung Abhilfe geschaffen werden.
- Trivial ist die dritte mögliche Ursache, dass bekannte Teileinzugsgebiete bewusst bei der Defini-

tion der Gebietskulisse weggelassen wurden. Sie spielt in der derzeitigen Praxis ebenfalls eine Rolle.

Sofern die Schutzwirkung verbessert werden soll, bietet sich im ersten Fall an, Hot-Spots zu identifizieren, wie das im Rahmen dieser Studie geschehen ist und wofür ein auch auf andere Gebiete übertragbares Instrumentarium geschaffen wurde. Für den zweiten Fall, der in einigen Testgebieten eine erhebliche Rolle für eine Einschränkung der Schutzwirkung spielt, wären Kartierungen zur Ausweisung von zusätzlichen Bereichen für Gewässerrandstreifen erforderlich.

Keine nennenswerten Einbußen wären bei einer Reduktion der Streifenbreite von 50 auf 30 m zu erwarten. Die theoretische Gesamtwirkung in einem Einzugsgebiet (ohne Berücksichtigung der tatsächlichen Umsetzung) ließe sich also optimieren, indem die Streifenbreite reduziert wird und gleichzeitig zusätzliche Bereiche identifiziert werden, für die Gewässerstreifen vorzusehen sind. In der Reduktion der Streifenbreite liegt auch der Hauptansatzpunkt einer ökonomischen Optimierung.

Teilnahme

In den beiden untersuchten Jahren, 2007 und 2008, war die Teilnahme in allen drei Bundesländern, Oö, Nö und Steiermark, sehr gering. Die Teilnahmequoten lagen in der Steiermark mit 0,04% unter der Wahrnehmungsschwelle und waren selbst in Niederösterreich mit 2% der vorgesehenen Fläche so niedrig, dass de facto keine nennenswerte Schutzwirkung zu erwarten ist. Die Werbemaßnahmen führten zwar zu einer deutlichen Zunahme von 2007 auf 2008, stellten sich aber im Endeffekt als nicht ausreichend heraus, um eine Teilnahmequote zu bewirken, von der eine wahrnehmbare Schutzwirkung zu erwarten wäre.

Der wichtigste Grund für die Nichtteilnahme dürfte darin bestehen, dass für die teilnehmende Fläche keine allgemeine Betriebsprämie bezogen werden kann. Die

an sich hohe Prämie für die Gewässerrandstreifenmaßnahme reduziert sich daher de facto um diesen Betrag, so dass eine Teilnahme aus wirtschaftlichen Gründen uninteressant ist, zumal eine Nutzung des Gewässerrandstreifens in den meisten Fällen ausgeschlossen ist. Hinzu kommt, dass in Trockengebieten (Niederösterreich) die betroffenen Flächen auf Grund der Wasserverhältnisse (Grundwasseranschluss) häufig für die Produktion interessant sind.

Verbesserungsvorschläge und Alternativen

Mit Abstand das größte Verbesserungspotenzial liegt in einer Steigerung der Teilnahmequote. Wesentliche Voraussetzung wären Anpassungen im Bereich der Maßnahmengestaltung, wie sie zum Beispiel bei der Konzipierung eines Nachfolgeprogramms zum derzeitigen ÖPUL erfolgen könnte.

Einen Ansatzpunkt zur Änderung liefert die im Rahmen einer ökonomischen Optimierung erzielbare Erhöhung der Prämie pro Fläche. Im jetzigen Fördersystem kann davon ausgegangen werden, dass der Entfall der allgemeinen Betriebsprämie auszugleichen wäre. Abgesehen von der Möglichkeit, die Prämie ohne weitere Veränderung der Maßnahme zu erhöhen, könnte auch als Kompensation die Breite des Gewässerrandstreifens von 50 m auf 30 m reduziert werden. Bei der Gegenrechnung spielt es eine wesentliche Rolle, ob nur die tatsächliche Streifenbreite oder alle in die Streifenbreite fallenden Grundstücke einbezogen werden. Nur der erste Fall würde rechnerisch zu einer Kompensation in der Höhe der allgemeinen Betriebsprämie führen.

Eine Alternative dazu wäre, bestimmte Nutzungsformen für den Bereich der Gewässerrandstreifen zuzulassen, von denen eine vergleichbare Schutzwirkung zu erwarten ist. Geeignet wäre *Miscanthus*, der ebenfalls eine andauernde Bodenbedeckung gewährleistet und auch unter extensiven Bewirtschaftungsbedingungen sinnvoll genutzt werden kann. Für eine Integ-

ration in ein Fördersystem könnten Prämien für die extensive Bewirtschaftung (keine Düngung, kein Pflanzenschutz) und die Begrünung vorgesehen werden, die in Summe mit den zu erwirtschaftenden Deckungsbeiträgen eine interessante finanzielle Alternative ergäben. Bereits unter den jetzigen Förderbedingungen wäre im Prinzip ein Anbau von *Miscanthus* im Bereich der Gewässerrandstreifen unter Ausnutzung bestehender Fördermöglichkeiten wirtschaftlich sinnvoller als die Teilnahme an der bestehenden Maßnahme.

Ein Verbesserungspotenzial im Bereich der Maßnahmenwirkung ergäbe sich aus zusätzlichen potenziellen Teilnahmeflächen in jenen Bereichen, wo Oberflächenabfluss die Gewässer ohne Passage eines Gewässerrandstreifens erreicht. Das sind einerseits Bereiche mit konvergentem Abfluss, wo sich periodisch Gerinne bilden, die nicht von Gewässerrandstreifen geschützt sind und andererseits Bereiche, die durch lineare Strukturen entwässert werden, die nur im Rahmen einer Kartierung zu erfassen sind (z.B. Straßengräben, Entwässerungsrinnen). Bereiche mit konvergentem Abfluss sind im Bericht dargestellt, die Auswirkung linearer Strukturen wurde nur beispielhaft in Testgebieten untersucht.

Methoden zur Untersuchung der Maßnahmenwirkung

Im Rahmen dieser Studie wurden Methoden entwickelt oder weiterentwickelt, die es erlauben, die Wirkungsweise von Gewässerrandstreifen auf drei Arten zu untersuchen:

- Modellberechnung für Einzugsgebiete
- Indikatoren für eine Bewertung ex post
- Tracer für zukünftige Applikationen

Für die Modellberechnung wurde zunächst das Modell VSMOD anhand eines Erosionsereignisses validiert und konnte damit die Funktionsfähigkeit bestätigt werden.

Die Anwendung des Modells mit einer Reihe von verschiedenen Parameterwerten zeigte, dass die Modellergebnisse mit Erfahrungen aus der Literatur übereinstimmen. Für eine Anwendung von VSMOD zur Bewertung der Effektivität von Gewässerrandstreifen in großen Gebieten zu ermöglichen, wurden Transferfunktionen, basierend auf einer Effektivitätsmatrix erstellt, die es erlauben, eine Abschätzung anhand flächendeckend verfügbarer Daten vorzunehmen.

Zur Bewertung der Effektivität von Grünstreifen für den Rückhalt von Sedimenten und Nährstoffen ex post stellten sich im Falle intensiver landwirtschaftlich genutzter Einzugsbereiche die Gehalte an Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium als geeignete Parameter heraus und allgemein die Gehalte an N und C_{org} . Sie erlauben einerseits eine Aussage, nach welcher Fließstrecke der Großteil des Rückhalts erfolgt (hier wurde der Schluss abgeleitet, dass 30 m Streifenbreite ausreichen) als auch Rückschlüsse auf bevorzugte Fließwege. Noch besser geeignet und am sensibelsten ist zwar ^{137}Cs , hier sind jedoch die deutlich höheren Analytikskosten zu berücksichtigen.

Als neuartiger Indikator für zukünftige Applikationen hat sich Tixogel VZ als gut geeignet erwiesen. Dabei handelt es sich um einen organophilisierten Ton, der in den Boden einzumischen ist und dann gemeinsam mit den Bodenpartikeln im Rahmen von Abschwemmungsprozessen verlagert wird. Erkenntnisse aus diesem Forschungsprojekt betreffen, neben der Identifikation einer geeigneten Substanz, die einzumischende Menge (5 kg/ha in 20 cm Bodentiefe), Extraktions- und Nachweismethoden. Vorteil gegenüber anderen Tracern, die für vergleichbare Fragestellungen eingesetzt werden, bestehen in der Unbedenklichkeit der Substanz sowie der Nachweiststärke. Die Erkenntnisse fußen, neben Laboruntersuchungen, auf Beregnungsversuchen in der Halle, Freilandanwendungen stehen noch aus.

2 Einleitung

2.1 Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit

Gewässerrandstreifen werden in verschiedenen Ländern vermehrt zum Schutz von Gewässern vor unerwünschtem Stoffeintrag eingesetzt. Allerdings liegen in diversen wissenschaftlichen Arbeiten widersprüchliche Ergebnisse hinsichtlich ihrer tatsächlichen Schutzwirkung vor. Für Österreich dürfte die vorliegende Studie die erste sein, die dieses Thema behandelt.

Die Anlage von Gewässerrandstreifen wird im Rahmen von ÖPUL 2007 unter „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ erstmalig gefördert, wobei die Förderkriterien je nach Gebietskulisse variieren und die Spezifikation der Anlage von Gewässerrandstreifen sehr allgemein gehalten ist. Folgende Voraussetzungen gelten für eine Teilnahme an der ÖPUL-Maßnahme:

- Verzicht auf Klärschlamm und kompostierten Klärschlamm
- keine Geländeänderungen
- keine neue Drainagierung
- keine Spritzmittelanwendung
- keine Düngung

Ziel des vorliegenden Projektes war es, zunächst Informationsmaterial für diese neue Maßnahme herzustellen. Weiters war es Aufgabe, das Wirkungspotenzial der Maßnahme zu untersuchen. In diesem Zusammenhang wurde nach geeigneten Indikatoren gesucht, die es erlauben, die Wirkung durch Messungen zu untersuchen und zu belegen.

Ein weiterer Teil der Arbeit beschäftigt sich mit Fragen zum Teilnahmeverhalten im ersten Jahr und untersucht möglichst Motive der Teilnehmer.

2.2 Beschreibung der Maßnahmen im ÖPUL 2007

Die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen (Blaulächen - WFB)“, kurz Gewässerrandzonen- bzw. streifen, ist seit 2007 im Österreichischen Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) verankert.

Gewässerrandstreifen sind in erster Linie eine Erosionsschutzmaßnahme. Sie halten Sedimente, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel effizient zurück und verhindern, dass diese in Bäche oder Flüsse gelangen. Die Nitrat- und Phosphatbelastung der Flüsse und Bäche wird dadurch reduziert. Darüber hinaus wird dem Verschlämmen vor allem von langsam fließenden Bächen vorgebeugt. Für Pflanzen und Tiere entstehen neue Lebensräume und die heimische Artenvielfalt steigt. Dem Menschen kommen Gewässerrandstreifen als Hochwasser-, Ufer- und Windschutz zu Gute. Das Kleinklima wird verbessert und es wird Raum für Gewässerentwicklungen geschaffen. Nicht zu vergessen ist, dass sich durch diese Maßnahme ein attraktives Landschaftsbild und Erholungsflächen geschaffen werden.

Bei der Maßnahme handelt es sich um eine Kooperation zwischen der Wasserwirtschaft und dem Naturschutz. Im vorliegenden Projekt waren die Bundesländer Ober- und Niederösterreich sowie die Steiermark beteiligt. Gewässerrandstreifen sind im ÖPUL 2007 mit keinen anderen Maßnahmen kombinierbar. Für die Fläche mit Gewässerrandstreifen können keine weiteren ÖPUL-Prämien bezogen werden.

2.2.1 Umsetzung der Maßnahme in Niederösterreich

In Niederösterreich wird die Maßnahme auf Ackerflächen entlang folgender Gewässer angeboten:

- Rußbach oberhalb Kreuttal
- Weidenbach oberhalb Raggendorf
- Sulzbach oberhalb B49

Im Projektgebiet liegen Grundstücke, die zur Gänze bzw. teilweise in einer Entfernung bis zu 50 m von diesen Gewässern liegen. Betriebe mit Flächen innerhalb des Projektgebietes wurden von der Landwirtschaftskammer Niederösterreich schriftlich informiert. Insgesamt sind 8.695 Grundstücke potenziell teilnahmeberechtigt.

2.2.2 Umsetzung der Maßnahme in Oberösterreich

In Oberösterreich werden 5 Varianten der Maßnahme Gewässerrandstreifen angeboten (Ackerstilllegungen mit unterschiedlicher Häckselhäufigkeit bzw. Feldfalternutzung ohne Düngung). Die Prämien liegen je nach Variante zwischen 337 und 556 € pro ha und Jahr. Ackerstilllegungen können max. 25 % der Ackerflächen eines Betriebes umfassen.

Entsprechend Niederösterreich werden jene Grundstücke gefördert, die ganz oder teilweise innerhalb eines Streifens von 50 m vom Gewässer entfernt liegen (siehe Abb. 2-1). Das Projektgebiet ist in Oberösterreich am größten und beinhaltet insgesamt 122.452 teilnahmeberechtigte Grundstücke.

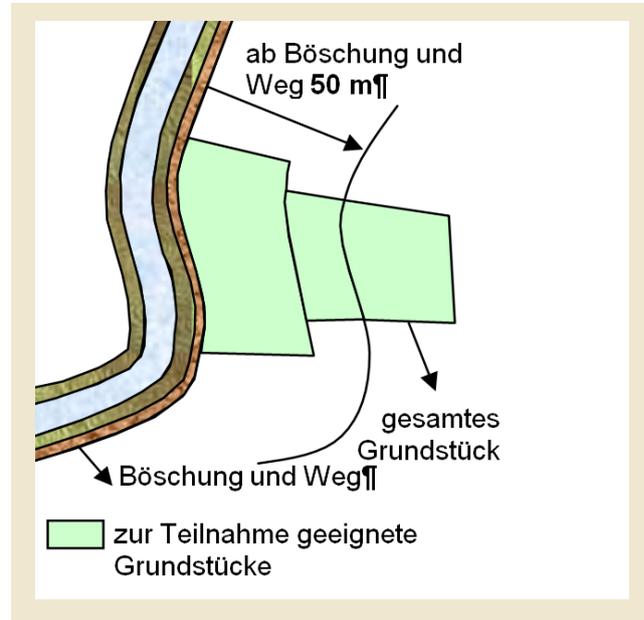


Abb. 2-1: Grundstücke, die im Projektgebiet in Ober- und Niederösterreich an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind

2.2.3 Umsetzung der Maßnahme in der Steiermark

In der Steiermark werden 4 verschiedene Varianten der Maßnahme Gewässerrandstreifen angeboten (Grünland mit Mahd sowie Ackerstilllegungen mit unterschiedlicher Häckselhäufigkeit). 3 dieser Varianten können als Blüh- oder Nützlingsstreifen herangezogen werden, die im Rahmen der ÖPUL-Maßnahme UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen) verpflichtend sind.

Insgesamt werden Prämien von 286 bis 484 €/ha/Jahr ausbezahlt. Für Betriebe mit der Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ werden zusätzlich 40 €/ha auf Grünlandflächen (Uferschutz 1) ausbezahlt.

In der Steiermark sind jene Feldteile teilnahmeberechtigt, die im Projektgebiet liegen (siehe Abb. 2-2). Insgesamt handelt es sich um 11.808 Grundstücke, die potenziell teilnahmeberechtigt sind.

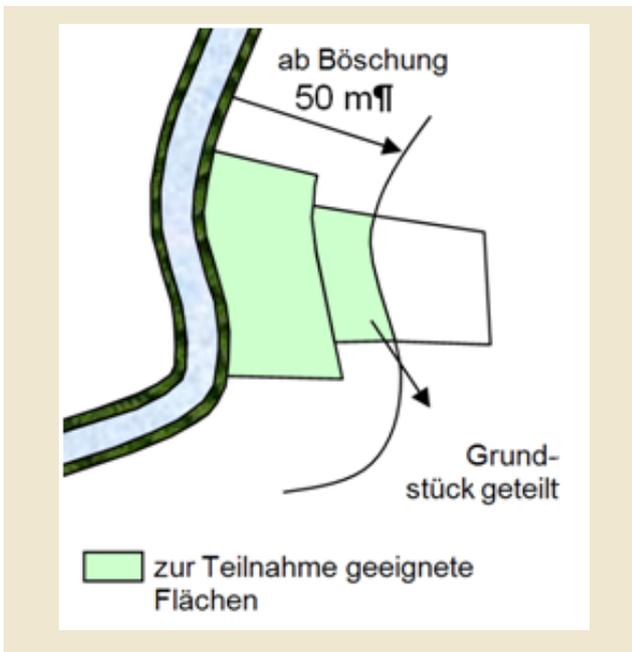


Abb. 2-2: Grundstücke, die im Projektgebiet in der Steiermark an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnahmeberechtigt sind

2.3 Aufgabenstellung der einzelnen Arbeitspakete

2.3.1 Herstellung eines Leitfadens für eine fachgerechte Umsetzung der Gewässerrandstreifenmaßnahme

Für das erste Teilnahmejahr zeichnete sich, da die ÖPUL Maßnahme neu war und nur für bestimmte Flächen angeboten wird, eine geringe Teilnahme ab. Ziel war daher Informationsmaterial für die Landwirte herzustellen, das an die je nach Bundesland unterschiedlichen Förderbedingungen angepasst war.

2.3.2 Bewertung des Schutzpotenzials der Maßnahme

Die im ÖPUL 2007 angebotene Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ wird nicht flächendeckend angeboten sondern nur für ausgewählte Bereiche. Im Wesentlichen handelt es sich um einen 50 m breiten Streifen entlang ausgewählter Oberflächengewässer. In diesem Arbeitspaket waren daher folgende Fragen zu klären:

- Lässt sich das Schutzpotenzial durch Ausweisung zusätzlicher teilnahmeberechtigter Flächen optimieren?
- Reichen 50 m für eine optimale Schutzwirkung aus?

Die Behandlung der ersten Frage beinhaltet vor allem eine Untersuchung des Einflusses von linearen Abflusswegen auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Lineare, anthropogen bedingte Strukturen, wie Straßengraben, Kanäle und dergleichen, können Oberflächenabfluss bereits im Vorfeld konzentrieren und so ungepuffert in ein Gewässer leiten, das heißt ohne vorher einen Gewässerrandstreifen durchflossen zu haben. Solche Erscheinungen vermindern die Effektivität von Gewässerrandstreifen, da Teile von Einzugsge-

bieten ungeschützt durch Filterstreifen in Fließgewässern münden. Ziel dieser Untersuchungen war, herauszuarbeiten, ob es einen Unterschied zwischen automatisch generierten oberflächlichen Abflusswegen und kartierten Abflusswegen gibt. Letztendlich mündet das in der Frage, ob es sinnvoll ist, Gewässerrandstreifen anzulegen, ohne die genauen Abflussverhältnisse eines Einzugsgebietes zu kennen.

Die zweite Frage schließt im Prinzip an die Aufgabenstellung der Indikatorenentwicklung an (siehe das folgende Kapitel 2.3.3). Durch geeignete Indikatoren lässt sich zeigen, ob 50 m eine ausreichend lange Filterstrecke darstellen. Die Fragestellung wurde im Rahmen der Studie insofern erweitert, als auch untersucht wurde, ob mit kürzeren Filterstrecken eventuell das Auslangen gefunden werden kann.

2.3.3 Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der Retentionswirkung

Indikatoren können entweder die Summe lang- oder mittelfristig zurückliegende Erosionsereignisse in der Vergangenheit widerspiegeln oder die Auswirkung einzelner Ereignisse, die in der Zukunft liegen können. In beiden Fällen müssen Indikatoren geeignet sein, die Wirkung eines Retentionsstreifens nachzuweisen.

Für den ersten Fall (Ereignisse in der Vergangenheit) bestand die Aufgabe darin, durch eine Messung einer Vielzahl an Bodenparametern Indikatoren zu identifizieren, die geeignet sind, folgende Fragestellungen zu behandeln:

- Ist der Indikator generell oder nur unter bestimmten Nutzungsformen einsetzbar?
- Lassen sich Aussagen treffen, in welcher Entfernung von der Eintragsquelle in erster Linie die Retention im Grünstreifen stattfindet und daraus eine optimale Breite für den Gewässerrandstreifen abgeleitet werden?

- Kann unterschieden werden, ob der Oberflächenabfluss breitflächig erfolgt oder sich auf wenige Bereiche konzentriert?

Für den zweiten Fall (zukünftiges Monitoring) galt es, einen geeigneten Tracer zu entwickeln, der auf den Boden ausgebracht werden kann und gemeinsam mit den Bodenpartikeln bei einem Erosionsereignis verlagert wird. Die Versuche wurden mit Tönen durchgeführt, in deren Zwischenraum Alkylammonium eingelagert ist. Im Zentrum standen praktische Aspekte der Extrahierbarkeit und Detektierbarkeit (siehe auch Kap. 2.5).

2.3.4 Evaluierung des Teilnahmeverhaltens

Die tatsächliche Wirksamkeit der Maßnahme in einem bestimmten Einzugsgebiet hängt nicht zuletzt von der tatsächlichen Teilnahme ab. Aufgabe war es daher, das Teilnahmeverhalten sowie zugrunde liegende Motive zu untersuchen.

2.3.5 Ökonomische Optimierung

Aufgabe dieses Arbeitspakets war es zunächst, eine Kosten-Nutzen Beziehung der Maßnahme zu erstellen und auf Basis der Ergebnisse der anderen Arbeitspakete die Maßnahme unter ökonomischen Gesichtspunkten zu optimieren.

Neben der Frage, welches Einsparungspotenzial besteht, ohne nennenswerte Einbußen bei der Schutzwirkung der Maßnahme in Kauf nehmen zu müssen, wurde hier auch die Frage beleuchtet, in welcher Weise eingesparte Mittel im Sinne der Zielsetzung der Maßnahme am sinnvollsten eingesetzt werden könnten.

2.4 Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen im Literaturüberblick

International werden Vegetationsfilterstreifen vor allem in den USA, Kanada, Australien, Finnland und Norwegen seit langem eingesetzt, um Sediment und Schadstofftransport auf dem Weg von der landwirtschaftlich genutzten Fläche in das Gewässer zurückzuhalten (Bren, 1998, 2000; Dosskey et al., 2007; Hay et al., 2006; Kuo, 2007; McKergow et al., 2003; Uusi-Kämpmä and Ylärinta, 1992; Zillgens, 2001). Darüber hinaus gibt es noch eine Reihe von zusätzlichen Vorteilen wie Schaffung von Überflutungsflächen, Verbesserung der Biodiversität oder Verbesserung der Wasserqualität (Qiu, 2003). Da Filterstreifen normalerweise landwirtschaftlich genutzte Flächen verbrauchen, die sonst für intensivere Kulturen verwendet würden, besteht die Tendenz, die von Filterstreifen eingenommene Fläche zu minimieren. Daher besteht der Bedarf, die Effektivität von Filterstreifen im Verhältnis zu ihrer Ausdehnung zu ermitteln. Experimentelle Untersuchungen über Vegetationsfilterstreifen begannen bereits in den 1960-er Jahren. Als methodische Ansatz dieser Versuche sind vor allem Kleinparzellen, auf denen die Effekte verschiedener Managementmaßnahmen überprüft wurden, im Einsatz. Dabei wurden z.B. die Wirkung verschiedener Grassorten auf die Retentionsleistung getestet (Abu-Zreig, et al., 2003; Kapenzi, 1994; Daniels and Gilliam, 1996) oder verschiedene Filterlängen erprobt (Wilson, 1967; Kapenzi, 1994, Bren, 1998, 2000; Parsons et al, 1990). Die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen unter natürlichen Bedingungen, der Langzeiteffekt ihres Einsatzes und vor allem ihre tatsächliche Wirkung in Einzugsgebieten wurde hingegen nur selten untersucht, sodass die Wirkung von Vegetationsfilterstreifen auf die Wasserqualität von Einzugsgebieten nicht bekannt ist (Verstraeten et al., 2006). Daneben wurden in den letzten Jahrzehnten einige wenige prozessorientierte Modelle wie CREAMS (Knisel, 1980), WEPP (Nearing et al., 1989) und VFSMOD (Muñoz-Carpena and Parsons,

2005) entwickelt. Die Retentionseffekte durch Filterstreifen wurden durch verschiedene Arbeiten belegt. Tab. 2-1 gibt eine Übersicht über die Wirksamkeit von Filterstreifen, wie sie von verschiedenen Autoren berichtet wurde.

Tab. 2-1: Wirksamkeit von Vegetationsfilterstreifen, gemessen von verschiedenen Autoren auf Kleinparzellen (uL = schluffiger Lehm; sL = sandiger Lehm; L = Lehm; tL = toniger Lehm)

Autoren	Vegetation	Länge	Hangneigung	Bodenart	Retention
		(m)	(%)		(%)
Dillaha et. al. (1989)	Gras	4,6 – 9,1	11 - 16	uL	53 - 98
Magette et. al. (1989)	Gras	4,6 – 9,2	2 - 4	sL	66 - 82
Muñoz-Carpena et. al. (1993)	Wiesenschwingel, Bermudagrass	4,3 – 8,5	5 - 20	zL, tL	80 - 95
Daniels u. Gilliam (1996)	Gras	48 - 86	2,1 - 10	sL, tL	55 - 82
Gharabaghi et al. (2000)	Wiesenschwingel	2,4 - 19,5	5,1-7,2	tL	50 - 98
Syversen (2001)	Gras, Buschwerk	5	14	uT	55 - 80
Dosskey et. al. (2002)	Bäume und Gras	9 - 35	2 – 3,8	L	15 - 43
Abu-Zreig et al. (2003)	Gras	2 - 15	2,3 - 5	sL	65 - 91
Fox et al. (2005)	Gras und Buschwerk	15	6,5	sL, uL	73 - 99
Helmers et al. (2005)	Gras	13	1	uL	61 - 87
Kuo (2007)	Gras	4,1 – 13,4	2 – 4,3	S	> 96
Dosskey et al. (2008)	Gras	200 - 400	2, 10	uL	30 - 99

Relativ wenig Literatur existiert zur Frage nach dem optimalen Design von Vegetationsfilterstreifen. Mander et. al. (1997) und Dosskey et al. (2008) beschäftigen sich mit dem Verhältnis von Filterbreite und Effektivität. Das Verhältnis zwischen diesen beiden Faktoren ist allerdings nicht konstant und stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig (Dosskey, 2008). Um standortsbezogene optimale Breiten von Gewässerrandstreifen zu entwickeln werden verschiedene Methoden vorgeschlagen – mathematische Modelle deren Komplexität von prozessorientiert (z.B. VFSSMOD) bis empirisch (Xiang, 1996) reicht, oder alternative Methoden, die einheitliche Filterbreiten in Abhängigkeit der über einem spezifischen Filter liegenden Einzugsgebietsgrößen vorschlagen (Bren 1998, 2000). Das Wissen um eine optimale Filterlänge ist auch deshalb von Bedeutung, weil die Retentionsleistung nach Erreichen eines standortspezifischen Optimums durch eine zusätzliche Verlängerung des Filterstreifens nur in geringem Maße erhöht werden kann (Doriz et al., 2006; Munoz-Carpena et.

al., 2005). Eine weitere Steuergröße der Dimensionierung von Filterstreifen ist der Niederschlag. Hier schlagen Muñoz-Carpena und Parsons (2005) für das Modell VFSSMOD als Basis einer Dimensionierung von Filterstreifen Niederschläge mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von bis zu 10 Jahren vor. Von Qiu (2003) wurde vorgeschlagen, Filterstreifen gemäß dem Konzept der variablen Abflussflächen anzulegen. Nachdem die variablen Abflussflächen in einem Einzugsgebiet jene Flächen sind, die besonders schnell zum Oberflächenabfluss beitragen, sind diese Flächen auch besonders dazu geeignet, Stofffluss zurückzuhalten.

Die Hauptwirkung des Filterstreifens erfolgt durch eine Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit durch die Erhöhung der Oberflächenrauigkeit bei Eintritt des Oberflächenabflusses in den bewachsenen Filter. Dadurch wird die Transportkapazität des Oberflächenabflusses verringert und die Sedimentation der im Oberflächenabfluss enthaltenen Bodenpartikel beschleunigt.

nigt. Kolloidale Partikelgrößen können aber auch an der Grasoberfläche adsorbiert werden.

Zwischen der Länge eines Filterstreifens und der Korngrößenzusammensetzung des zurückgehaltenen Sediments besteht eine inverse Beziehung (Wilson, 1967). Falls also das in den Filterstreifen eindringende Sediment aus vorwiegend kolloidalem Material besteht, ist eine ungleich längere Strecke zur Retention im Vergleich zu grobkörnigerem Material notwendig. Größe, Form und Dichte der Bodenpartikel beeinflussen die Absetzgeschwindigkeit des Sediments (Haan et al., 1994). Daher sind Vegetationsfilterstreifen im Falle von grobkörnigerem Sediment effektiver als bei feinkörnigerem Material (Dosskey, 2001).

Die Effektivität des Filterstreifens ändert sich mit zunehmender Entfernung hangabwärts, wobei der oberste Bereich des Filterstreifens am effektivsten (Tollner et al., 1977; Dillaha et al. 1989) wirkt. Außerdem sinkt die Effektivität bei vollständiger Überstauung der Vegetation. Hohe Vegetation neigt außerdem dazu, durch Abfluss umgebogen zu werden, was ebenfalls zu einer reduzierten Effektivität im Vergleich zu Gräsern mit höherer Steifigkeit führt (Syversen et al., 2001).

Hohe Abflussmengen können die Retentionsleistung von Filterstreifen drastisch reduzieren (Dillaha et al., 1989, Wilson, 1967). Vor allem in hügeligem Gelände kommt es bei Auftreten von Oberflächenabfluss sehr schnell zu konvergentem Abfluss, der zusätzlich eine extreme Reduktion der Effektivität bewirken kann (Daniels and Gillian, 1996). Höhere Hangneigungen führen zu höheren Transportkapazitäten des Oberflächenabflusses und auch zu geringeren Infiltrationsraten.

2.5 Einsatzmöglichkeiten von Tracern

Weltweit fungieren überwiegend radioaktive Indikatoren aus radioaktivem Niederschlag der seit den vierziger Jahren in Gebrauch befindlichen Nuklearwaffen als Tracer zum Nachweis von Erosionsvorgängen (vgl. Zhang et al., 2001; Considine, 2005). Alternativ dazu kann der Verlust eines Tracers bestimmt werden, der zu einem bekannten Zeitpunkt aufgebracht wurde und ab dann so fest am Boden sorbiert bleibt, dass er praktisch nur mit dem Boden verlagert werden kann. Radioaktive Indikatoren kommen in der Natur so nicht vor und sind deshalb leicht zu detektieren. Aber auch natürlich vorkommende atmosphärische Radionuklide wie ^{210}Pb oder ^7Be und manipulierte radioaktive Ionen wie ^{56}Fe und ^{60}Co wurden und werden, auf Grund ihres seltenen Auftretens, zum Nachweis von Sedimentverlagerungen verwendet.

Alternativ, und für den Wissenschaftler als auch für die Umwelt weniger gefährlich, werden natürliche Partikel mit Edelmetallen wie Gold, Indium oder Iridium versetzt oder mit Fluor eingefärbt. Magnetische Plastik-, Glas- oder Stahlkugeln befinden sich ebenfalls in Anwendung, doch besteht u. a. die Gefahr der unabhängigen Verlagerung. Auch ist die zu verwendende Menge an Tracermaterial gegebenenfalls ein Ausschlusskriterium. Zhang et al. (2001) widmeten sich insbesondere den seltenen Lanthaniden der Ordnungszahlen 57 bis 71 (Rare Earth Elements), verweisen jedoch trotz eingängiger Erfolge auf noch weiter zu führende Untersuchungen. Es gibt folglich zahlreiche Varianten von Tracern, die international Anwendung finden und deren Nutzen diskutabel scheint. So ist ein Erfolg unter anderem abhängig von der Bodentextur oder dem technischen Aufwand der Untersuchungsmethoden (vgl. Zapata et al. (2002); Zhang et al. (2001).

Eine Aufgabe dieser Studie war es, einen Tracer zu entwickeln, der die Effektivität der zu untersuchenden Vegetationspufferstreifen nachweisen kann. Dazu

wurden einerseits herkömmlich zu bestimmende Bodeninhaltsstoffe (Metalle, Schwermetalle, Nährstoffe, Spurenelemente) herangezogen und ^{137}Cs als Tracer untersucht als auch andererseits ein neuartiger künstlicher Tracer entwickelt und auf seine Tauglichkeit getestet. Dabei handelt es sich um Tonminerale, in deren Zwischenschichten Alkylammonium eingelagert ist.

Bei der ersten Gruppe handelt es sich um Substanzen, die in der Vergangenheit in den Boden unwillkürlich eingetragen wurden und deren Verlagerung durch die Tracersubstanz eventuell nachgewiesen werden kann. Für den neu entwickelten Tracer besteht die Anforderung in einer guten Einsetzbarkeit im Rahmen zukünftiger Ausbringungsexperimente.

3 Datengrundlagen und Methoden

3.1 Herstellung eines Leitfadens zur Bewertung der Maßnahme

In einem Gespräch mit Vertretern der Bundesländer wurde in einem ersten Schritt versucht, die Fördervoraussetzungen der Maßnahme und die Maßnahmenvarianten zwischen den Bundesländern zu koordinieren. Dabei zeigte sich, dass es erforderlich war, einige Teile der Maßnahme zu konkretisieren und noch (weitere) Varianten festzulegen. Weiters wurde im Bundesland Oberösterreich die Gebietskulisse überarbeitet.

Das erste Arbeitspaket des Projekts bestand im Weiteren in der Herstellung einer Broschüre, die die Informationen zur Maßnahme in verständlicher Weise zusammenfasst und die bundesländerspezifisch an die jeweils unterschiedlichen Maßnahmenpakete angepasst wurde.

3.2 Bewertung des Potenzials der Maßnahme

3.2.1 Modell VFSMOD

Beschreibung der Modellkomponenten

VFSMOD (Muñoz-Carpena and Parsons, 2005) ist ein prozessorientiertes Modell von einzelnen Niederschlagsereignissen, konzipiert für eine Anwendung auf Einzelschlägen, die in Verbindung mit Vegetationsfilterstreifen stehen. Dabei werden die Abflussganglinie und der Verlauf der Sedimentkonzentration des oberhalb liegenden Hanges über den Filterstreifen geführt und der resultierende, reduzierte Abfluss, die Infiltration und die Sedimentrückhaltleistung berechnet. Das Modell verarbeitet Niederschlagsverläufe, räumlich verteilte Filterparameter (Vegetationsdichte und –rauigkeit, Hangneigung und infiltrationsbestimmende Parameter) und unterschiedliche Korngrößen des eingetragenen Sediments, wobei jede Kombination des instationären Niederschlags und den damit verbundenen Abflusseigenschaften verwendet werden kann.

Die Berechnung des Endresultats erfolgt in drei Modulen:

- Infiltrationsmodul nach Green and Ampt (1911) zur Berechnung der Wasserbilanz an der Oberfläche
- Modul zur Berechnung des Oberflächenabflusses mit dem Modell der kinematischen Welle
- Modul des Sedimentrückhalts zur Simulation des Transportes und der Ablagerung des eingetragenen Sediments am Filterstreifen.

Die Interaktion zwischen diesen Modulen ist schematisch in Abb. 3-1 dargestellt.

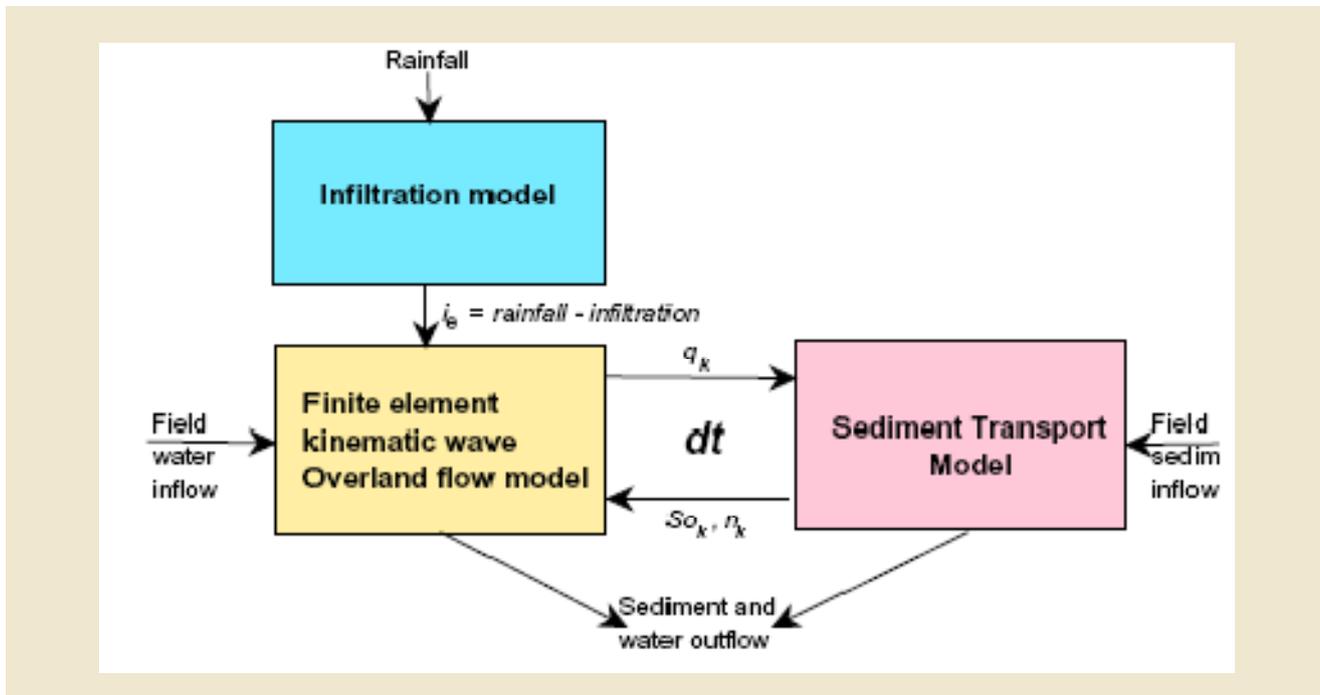


Abb. 3-1: Schematische Darstellung der Module von VFSSMOD

Als Ergebnis einer Simulation liefert das Modell Resultate für die Wasserbilanz (Niederschlagsmenge, Zufluss aus dem Acker, Abfluss vom Acker und Infiltrationsmenge), die Abflussganglinie, die Sedimentbilanz (Eintrag aus dem Acker, Rückhalt auf dem Filterstreifen und Austrag trotz Filterstreifen), den zeitlichen Austragsverlauf, die Filterstreifeneffektivität und die räumliche Verteilung des abgelagerten Sediments im Filterstreifen. Um den Abfluss und den damit verbundenen Sedimenttransport von einem definierten Gebiet (Fläche, Boden, Vegetation, Bodenbearbeitung) um einen bestimmten Prozentsatz zu reduzieren, besteht die Möglichkeit, den Filterstreifen hinsichtlich konstruktiver Kriterien (Länge, Neigung; Vegetation) zu gestalten. Als Zielkriterium können dabei die Sedimentaustragsrate (SDR – Sediment delivery ratio) oder das Abfluss-Zufluss-Verhältnis (RDR – Runoff delivery ratio) herangezogen werden, die folgendermaßen berechnet werden:

SDR = Sedimentaustrag aus dem Filterstreifen / Sedimenteintrag in den Filterstreifen

RDR = oberflächlicher Abfluss vom Filterstreifen / oberflächlicher Zufluss

Hydrologie

Das VFSSMOD löst die ‚kinematische Welle‘-Vereinfachung der Saint-Venant-Gleichungen (1881) für den Oberflächenabfluss in eindimensionaler Betrachtung (Lighthill and Whitham, 1955). Die maximale Niederschlagspeicherung wird über die Niederschlagsverteilung und einer Modifikation der Infiltration nach der Green-Ampt-Methode für jeden Zeitschritt berechnet (Muñoz-Carpena et al., 1993). Ebenso wird das Oberflächenabflussmodell für jeden Zeitschritt mit einem Infiltrations-Submodell für instationäre Eingangsdaten (ungleich verteilter Niederschlag) gekoppelt (Muñoz-Carpena et al., 1993b). So

wird für jeden festgelegten Berechnungspunkt (node) und jeden Zeitschritt der Oberflächenabfluss aufgrund gesättigter Bodenverhältnisse für eine bestimmte Niederschlagsverteilung berechnet. Der Verlauf des Oberflächenabflusses am unteren Ende des Ackers wird als instationäre Randbedingung am oberen Ende des Filterstreifens (erster Berechnungspunkt der Diskretisierung des Filterstreifens im ‚finite-elemente‘ Raster) herangezogen. Das Model erlaubt eine manuelle Konfiguration dieses Rasters durch die Festlegung

der Anzahl (n) der Berechnungspunkte und dementsprechender Variation des Abstandes (S_0) zwischen diesen Punkten (Abb. 3-2). Das Modell kann demzufolge zur Abschätzung der Auswirkung von Änderungen der einzelnen Eingangsparameter eingesetzt werden. So kann der Einfluss von Bodentyp (Infiltration), Hangneigung, Oberflächenrauigkeit, Filterlänge, Niederschlagscharakteristik und Abflussmenge quantifiziert werden.

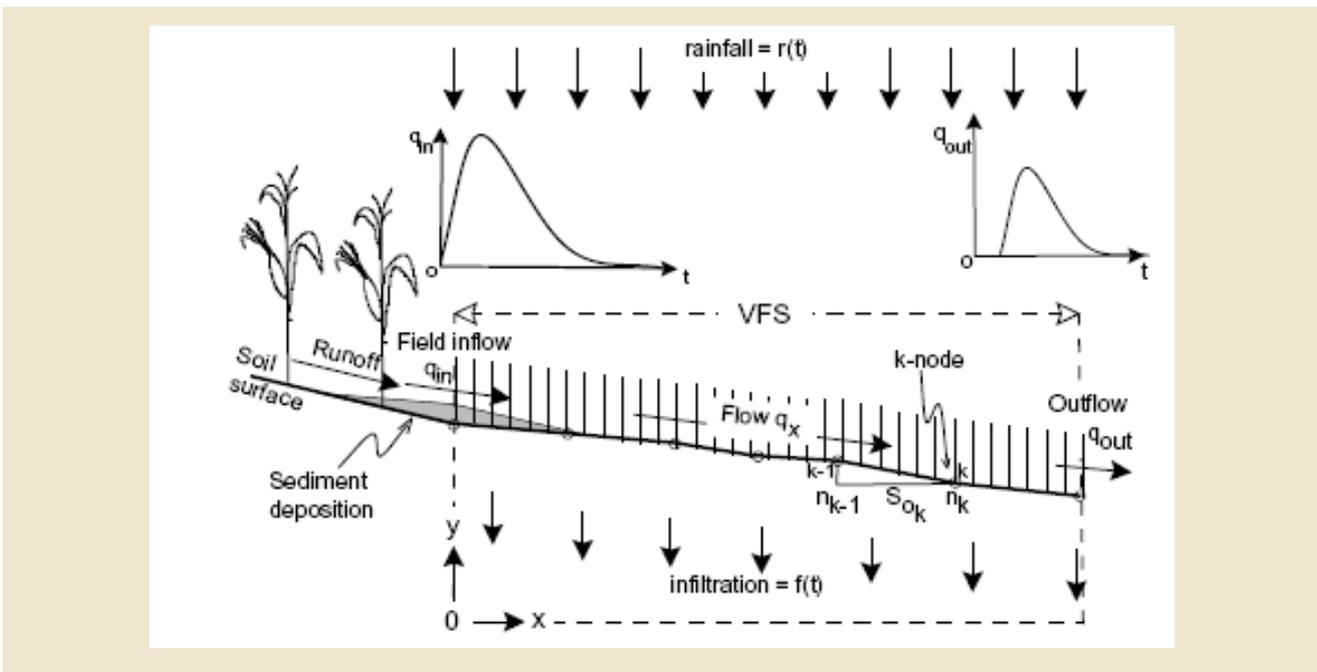


Abb. 3-2: Diskretisierung des finite-elemente Oberflächenabfluss-Modells (Munoz-Carpena and Parsons, 2006)

Sedimenttransport

Das hydrologische Modell ist mit einem Filtrationsmodell gekoppelt, welches zur Rückhaltsberechnung von Sedimenten auf künstlichen Gras entwickelt und später für die Anwendung auf natürlichen Filterstreifen getestet wurde (Barfield et al. 1979; Hayes et al., 1979; Hayes et al., 1984; Tollner et al., 1976; Tollner et al., 1977). Es basiert auf hydraulischen Fließ-, Transport- und Ablagerungsgleichungen.

Modelleingangsgrößen

Tab. 3-1 fasst die Eingangsgrößen der einzelnen Module zusammen.

Tab. 3-1: Eingangsparameter für VFSMOD

Modul	Parameter
Infiltration	Niederschlagsverteilung, Durchlässigkeitsbeiwert und Wassergehalt des Bodens bei Sättigung, Anfangswassergehalt, Wasserspannung an der Feuchtefront und Oberflächenspeicherung.
Oberflächenabfluss	Abflussganglinie vom Acker, Filterlänge und -breite, Hangneigung und Rauigkeit nach Manning.
Sedimentrückhalt	Modifizierte Gras-Rauigkeit nach Manning, Manning Rauigkeit für den Boden, Charakteristika des eingetragenen Sediments (durchschnittliche Partikelgröße, Dichte, Fallgeschwindigkeit), Effektivabstand und Höhe des Filtermediums, Porosität des abgelagerten Materials, Sedimentkonzentration am Beginn des Filterstreifens und Anteil des feinen Sediments

Zur Generierung der für den Filterstreifen notwendigen Eingangsdaten aus dem darüber liegenden Acker Schlag kommt eine zweite Modellkomponente (UH) zum Einsatz; hier werden die Konzepte des amerikanischen National Resources Conservation Service (NRCS - SCS) Kurvennummer (Mockus, 1969) und der modifizierten Bodenabtragungsgleichung (MUSLE, Williams and Berndt, 1977) kombiniert. Damit werden die Eingangsdaten Niederschlagsverteilung, Abflussganglinie vom Acker, Sedimenteintragsverlauf und Sedimentcharakteristika für die unmittelbare Anwendung in VFSMOD berechnet. Diese Modellkomponente generiert somit die Inputdaten für VFSMOD von der darüber liegenden Ackerfläche. UH und VFSMOD werden für gewöhnlich bei jedem Modelllauf hintereinander betrieben. Nachdem die Berechnungen mit dem Modell UH durchgeführt wurden, sind im VFSMOD lediglich die den Filterstreifen beschreibenden Parameter

(Dimensionen, Vegetation) und die numerischen Modellberechnungsparameter zu definieren. Abb. 3-3 zeigt die Berechnungsstruktur von UH.

Am Ende des UH wird eine Inputdatei für das Modell VFSMOD erstellt, welche Information über den Niederschlagsverlauf, die Abflussganglinie und den Sedimentausttrag enthält. Mit diesen Eingangsparametern werden im VFSMOD die zuvor beschriebenen Berechnungen durchgeführt.

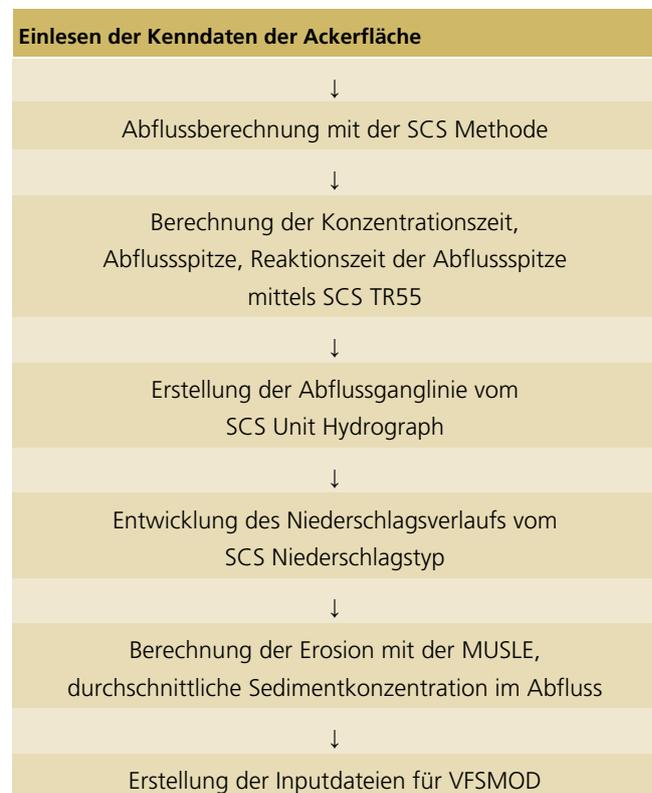


Abb. 3-3: Berechnungsstruktur in der Modellkomponente UH

3.2.2 Validierung von VFSMOD am Modellhang Grub

Leider gibt es nur wenige Möglichkeiten, ein komplexes Modell wie VFSMOD zu validieren. In Österreich liegen derzeit keine Datensätze/Messreihen vor, die eine Validierung von VFSMOD erlauben würden. Die erosiven Niederschläge des Frühjahres 2002 führten im

Raum Wieselburg zu schweren Bodenerosionen (Strauss und Peinsitt, 2002). Das Ausmaß der Bodenverluste wurde für den gleichen Standort Grub wie in Kap. 3.3 beschrieben quantifiziert, wobei nicht nur der Bodenabtrag innerhalb des Ackerschlags erfasst wurde, sondern zusätzlich die Retentionsleistung des Filterstreifens über Luftbildaufnahmen interpretiert werden konnte. Dies ermöglicht eine zumindest vorläufige Überprüfung der generellen Funktionsfähigkeit des Modellansatzes von VFSDMOD mit realen Daten.

Abb. 3-4 zeigt den erodierten Hang des Ereignisses 2002 und die Lage der Probenahmepunkte aus Kap. 3.3.

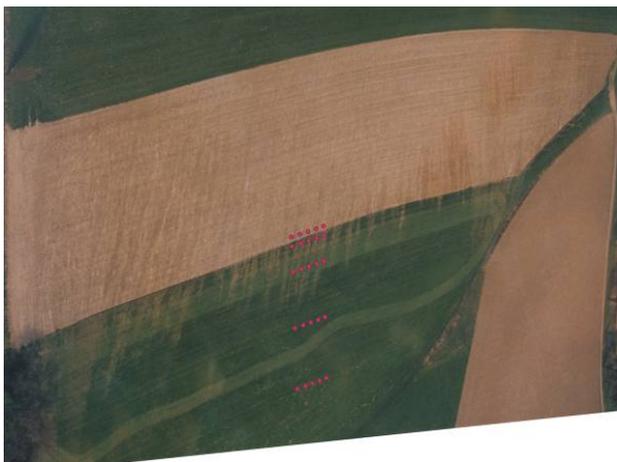


Abb. 3-4: Erosion und Sedimentablagerung des Jahres 2002 und die Probenahmepunkte des Standortes Grub (siehe 3.3).

3.2.3 Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen

Die Vielzahl der für VFSDMOD benötigten Eingangsparameter lässt schon vermuten, dass die tatsächliche Wirkung von Vegetationsfilterstreifen durch das unterschiedliche Zusammenspiel der Parameterwerte für die benötigten Eingangsdaten sehr unterschiedlich sein kann. Da Messreihen zur Effektivität von Vegetationsfilterstreifen im Zusammenspiel zwischen Einflussfaktoren derzeit nicht zur Verfügung stehen, wurde das Modell VFSDMOD verwendet, um die Auswirkung unterschiedlicher Eingangsdaten auf die Effektivität von Vegetationsfilterstreifen zu evaluieren. Die dabei variierten Eingangsparameter waren Einzugsgebietsgröße über dem Filterstreifen, Hangneigung des Schlags hangaufwärts des Filterstreifens, Hangneigung des Filterstreifens, Niederschlagsmenge, Länge des Filterstreifens. Alle Modellsimulationen für diese Eingangsparameter wurden mit jeweils drei verschiedenen Bodentexturklassen (lehmiger Sand, toniger Lehm, sandiger Lehm) berechnet, was insgesamt zu einer Menge von 28.200 Modellsimulationen mit den verschiedenen Parameterkombinationen führte. Die folgenden Tab. 3-2 bis Tab. 3-4 zeigen die wichtigsten Eingangsdaten und die Variation der verschiedenen Datengrößen für die variierten Eingangsparameter. Diese Werte wurden vom Anhang 3 bis 3.5 der Modelldokumentation von VFSDMOD (Munoz-Carpena and Parsons, 2005) entnommen.

Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich ihrer Effektivität der Sedimentrückhalts (SDR, sediment delivery ratio = Verhältnis von Schwebstoffeintrag zu Schwebstoffaustrag) im Vegetationsfilterstreifen ausgewertet.

Tab. 3-2: Allgemeine Eingabedaten für Parametrisierung des Schlages und des Filterstreifens

Beschreibung	Wert	Einheiten
Ereignisniederschlag	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100	mm
SCS Ereignistyp	II	-
Niederschlagsdauer	1	h
SCS Kurvenummer	77	-
Schlaggröße	0.5, 9	ha
max. Fließlänge im Einzugsgebiet, L _s	290	m
Hangneigung des Fließweges auf dem Schlag	10, 5, 2	%
Hangneigung im Filterstreifen	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	%
Länge des Filterstreifens	10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100	
organischer Anteil am Schwebstoff	2	%
Pflanzenfaktor (MUSLE) - Schlag	1	-
Bearbeitungsfaktor (MUSLE) - Schlag	1	-
Filterbreite, w	1	m
Abstand für Grasstängel, SS - Filterstreifen	2,2	cm
Grashöhe, H - Filterstreifen	15	cm
modifizierter MANNING-Koeffizient für Gras, n _m - Filterstreifen	0,012	s·m ^{-1/3}
MANNING-Koeffizient für unbedeckten Boden, n ₂ - Filterstreifen	0,04	s·m ^{-1/3}

Tab. 3-3: Eingabedaten für Parametrisierung der Bodeneigenschaften im Filterstreifen

Beschreibung	Wert	Einheiten
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, K_s		
lehmiger Sand	16.6	m/s · 10 ⁻⁶
toniger Lehm	0.556	m/s · 10 ⁻⁶
sandiger Lehm	6.06	m/s · 10 ⁻⁶
Schluff	3.00	m/s · 10 ⁻⁶
schluffiger Lehm	1.89	m/s · 10 ⁻⁶
Durchschnittliche Saugspannung an der Feuchte-front, S_{av}		
lehmiger Sand	0.0613	m
toniger Lehm	0.209	m
sandiger Lehm	0.1101	m
Schluff	0.112	m
schluffiger Lehm	0.1668	m
Wassergehalt bei Sättigung, Θ_s		
lehmiger Sand	0.39	%
toniger Lehm	0.44	%
sandiger Lehm	0.453	%
Schluff	0.476	%
schluffiger Lehm	0.501	%
Anfangswassergehalt, Θ _i	0.20	%
Oberflächenspeicherung, S _m	0.0	m

Tab. 3-4: Eingabedaten für Parametrisierung der Sediment-eigenschaften

Beschreibung	Wert	Einheiten
Schwebstoffkonzentration im Zulauf, Ci		
lehmiger Sand	0.08	g/cm ³
toniger Lehm	0.165	g/cm ³
sandiger Lehm	0.150	g/cm ³
Schluff	0.3117	g/cm ³
schluffiger Lehm	0.242	g/cm ³
Korngröße Durchmesser (NPART = 4, dp)		
lehmiger Sand	0.0135	cm
toniger Lehm	0.0018	cm
sandiger Lehm	0.008	cm
Schluff	0.0019	cm
schluffiger Lehm	0.0027	cm
Sinkgeschwindigkeit der Partikel (NPART = 4), Vf		
lehmiger Sand	1.58	cm/s
toniger Lehm	0.028	cm/s
sandiger Lehm	0.556	cm/s
Schluff	0.0314	cm/s
schluffiger Lehm	0.0633	cm/s
Feststoffdichte (NPART = 4), γ_s g/cm³		
lehmiger Sand	2.6	g/cm ³
toniger Lehm	2.6	g/cm ³
sandiger Lehm	2.6	g/cm ³
Schluff	2.6	g/cm ³
schluffiger Lehm	2.6	g/cm ³
Grobkornanteil (mit $d_p > 0.0037$ cm)	100.0	%
Porosität des abgelagerten Sediments		
lehmiger Sand	43.4	%
toniger Lehm	43.4	%
sandiger Lehm	43.4	%
Schluff	43.4	%

Beschreibung	Wert	Einheiten
schluffiger Lehm	43.4	%

3.2.4 Entwicklung eines Transfermodells für VFSSMOD

Um einen allgemeineren Ansatz zur Ermittlung der Effektivität von Vegetationsfilterstreifen zu finden, der eine Evaluierung größerer Gebiete ermöglicht, wurde die unter Kap. 4.2.1 durchgeführten Modellsimulationen dahingehend ausgewertet, die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Retentionsleistung in einem einfachen empirischen Ansatz zu kombinieren. Die ermittelte Transferfunktion (Kap 4.2.3) wurde dann in weiterer Folge dazu verwendet, die Wirksamkeit der derzeit in ÖPUL geförderten Maßnahme „Anlage von Gewässerrandstreifen“ mit der fixen Streifenbreite von 50 m für alle derzeit im ÖPUL Programm ausgewiesenen Projektgebiete zu evaluieren, indem die Einflussfaktoren in diesen Gebieten ermittelt wurden.

Für eine Abschätzung des Bodenabtrags in den Testgebieten wurde auf eine Ermittlung des flächenhaften Bodenabtrags durch Wasser, die für ganz Österreich verfügbar ist, zurückgegriffen (Strauss, 2007). Die dabei verwendete Methodik basiert auf einer Adaptation des weitverbreiteten Erosionsmodells USLE (Wischmeier and Smith, 1978) auf österreichische Verhältnisse. Die USLE schätzt den langjährigen mittleren jährlichen Bodenabtrag durch Wasser indem mehrerer Faktoren durch Multiplikation wie folgt verknüpft werden:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

A: langjähriger mittlerer Bodenabtrag in t ha⁻¹ a⁻¹ als Ergebnis der Berechnung.

R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor. Maß für die gebietsspezifische Erosionskraft der Niederschläge in N h⁻¹.

- K: Bodenerodierbarkeitsfaktor.** Hängt von mehreren Bodeneigenschaften ab, im Wesentlichen jedoch von der Korngrößenzusammensetzung (Textur) des Bodens. Dimension: $t\ h\ ha^{-1}\ N^{-1}$.
- L: Hanglängenfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Länge zu dem des Standardhanges (22m Länge) an (dimensionslos).
- S: Hangneigungsfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Neigung zu dem des Standardhanges (9% Gefälle) an (dimensionslos).
- C: Landnutzungsfaktor.** Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Bewirtschaftung (z.B. Kulturpflanze) zu dem unter Schwarzbirke an.

Um eine höhere Detailgenauigkeit zu erzielen, wurden die Berechnungen mit einer Rastergröße von 10 m x 10 m durchgeführt. Die Hangneigung wurde aus dem DHM (BEV, 2007), das in einer Auflösung von 10 m x 10 m für Österreich verfügbar ist, abgeleitet. Die Ausweisung der in ÖPUL geförderten Flächen bzw. Testgebiete wurde durch die jeweiligen Ämter der Landesregierungen vorgenommen und in Form einer Ausweisung in der digitalen Katastralmappe (BEV, 2004 (OÖ), BEV, 2006 (Stmk), BEV, 2006 (NÖ)) übermittelt. Um den Bodenabtrag und die Hangneigung für jene Rasterpunkte zu erhalten, die den Übergang zum potenziellen Gewässerrandstreifen bilden, wurden die in Abb. 4-28 ausgewiesenen Gewässer in einem Abstand von 50 m gepuffert (Befehl `buffer` in ARCGIS 9.3). Das resultierende Polygon wurde in ein Linienshape umgewandelt (Befehl `polyline` in ArcGis 9.3). Diese Datei wurde mit den jeweiligen Rasterdateien mit der Information über Erosion, Hangneigung und Einzugsgebietsgröße verschnitten (befehl `extract by mask` in ArcGis 9.3). Das Ergebnis war jeweils eine Rasterdatei, die entlang der gepufferten Linie verlief, diese Raster-

datei wurde jeweils in eine Punktdatei umgewandelt (`raster to point` in ArcGis 9.3) und schlussendlich alle Punktdateien in eine Datei zusammengeführt. Mit dem nun vorliegenden Datensatz konnte aus der Effektivitätsmatrix eine Retentionsleistung für einen 50 m breiten Gewässerrandstreifen berechnet werden.

Wie aus der Literaturzusammenstellung (Kap. 2.4) deutlich wird, ist ein besonderes Problem im Zusammenhang mit hügeligem Gelände der Umstand, dass unter Umständen sehr rasch konvergente Fließbedingungen in einem Einzugsgebiet auftreten können und deshalb die Retentionsleistung von Vegetationsfilterstreifen drastisch reduziert werden kann. Um dieses Szenario zu untersuchen, wurde in einem ersten Ansatz die Einzugsgebietsgröße für jeden Schnittpunkt mit der 50 m Pufferlinie berechnet. Dazu wurde ebenfalls das DHM als Basis für die Ermittlung herangezogen (Befehl `flowaccumulation` in ARCGIS 9.3). Unter der Annahme, dass bei Vorliegen von konvergentem Fluss das gesamte Teileinzugsgebiet hinter dem Beobachtungspunkt (= räumlicher Schnittpunkt mit dem 50 m Filterstreifen) tatsächlich durch diesen Beobachtungspunkt entwässert, wurden neue Bodenabträge (Bodenerosion x Einzugsgebietsgröße) berechnet und damit neue Werte aus der Effektivitätsmatrix berechnet. Damit können die Ergebnisse für zwei mögliche Extremvarianten des Sedimenteintrags verglichen werden, einerseits die Retentionsleistung unter der Annahme, dass nur der unmittelbar an den Filterstreifen angrenzende Bereich eintragungswirksam ist (= flächenhafter Eintrag), andererseits unter der Annahme, dass der gesamte Bodenabtrag eines Teileinzugsgebietes durch einen Punkt fließt (= konvergenter Eintrag). Diese beiden Annahmen sind als Extrempunkte anzusehen. Wie groß der Anteil des konvergenten Flusses am Gesamteintrag tatsächlich, kann derzeit nicht angegeben werden, ist aber Gegenstand weiterer Untersuchungen.

3.3 Feldkartierung zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen

Vom gesamten Fördergebiet in Niederösterreich wurden fünf für das Weinviertel repräsentative Testgebiete ausgewählt, um die Kartierungen durchzuführen (siehe Abb. 4-58). Die Testgebiete sind zwischen 89 und 422 ha groß und umfassen jeweils den Zubringer eines Flusseinzugsgebietes. Um die Repräsentativität der Testgebiete zu gewährleisten, wurden die vier Kriterien Nutzung, Relief, Geologie und Boden herangezogen. Die Testgebiete wurden so gewählt, dass sie die Gegebenheiten des gesamten Fördergebietes in Niederösterreich gut wiedergeben.

Nach Auswahl der fünf Testgebiete wurden die Streckenverläufe der Zubringer begangen. Dabei wurde auf lineare Abflusswege geachtet, die Wasser bereits im Vorfeld konzentrieren. Lineare Strukturen wie Straßengräben, Entwässerungsgräben und Kanäle wurden dabei kartiert (siehe Beispiel in Abb. 4-59) und in ein GIS übertragen.

Einerseits wurde der Oberflächenabfluss auf Basis von Höhenmodellen modelliert. Andererseits wurden die kartierten Strukturen in die Höhenmodelle integriert und anschließend dieselben Modellierungen vorgenommen. Untersucht wurde aber nicht nur die Auswirkung der Kartierung, sondern auch die Wirkung unterschiedlicher Algorithmen, die die Fließwege des Abflusses errechnen. Verwendet wurden dazu zwei Algorithmen, die vielfach in der hydrologischen Modellierung zum Einsatz kommen, der sogenannte D8 und der D-Infinity Algorithmus. Details zu diesen Berechnungsmodellen finden sich bei Hösl (2009). Daraus ergeben sich zunächst 4 Berechnungsansätze (ohne/mit Kartierung linearer Strukturen x 2 Algorithmen).

Zusätzlich wurde die Wirkung des Einsatzes von digitalen Höhenmodellen mit unterschiedlicher Genauigkeit überprüft. Als digitale Datengrundlagen standen drei

verschiedene Höhenmodelle mit unterschiedlicher Auflösung zur Verfügung – ein digitales Höhenmodell mit 10 m Rasterweite (DHM 10 m), ein digitales Geländemodell (DGM), abgeleitet aus einem Laserscan-Datensatz, mit 1 m Rasterweite (DGM 1 m) und ein daraus generalisiertes Höhenmodell mit 10 m Rasterweite (DGM 10 m). In Kap. 4.3 werden lediglich die Ergebnisse, die mittels Laserscan-Datensatz gewonnen wurden, dargestellt, da diese am aussagekräftigsten sind. Details dazu finden sich wiederum bei Hösl (2009). Weiters standen die digitale Katastralmappe (DKM) des gesamten Untersuchungsgebietes zur Verfügung, sowie Informationen zur Bodenerosion durch Wasser in den untersuchten Gebieten (Strauss, 2007).

Die Analysen und Berechnungen mittels GIS wurden mit der ESRI Software ArcGIS 9.3, sowie mit dem Softwarepaket TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models; Tarboton, 2008) durchgeführt.

Als Ergebnis wurde eine Flächenbilanz zwischen geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebieten der Testgebiete nach den unterschiedlichen Berechnungsansätzen erstellt. Unter geschützt versteht man in diesem Fall, durch einen potenziellen Filterstreifen würde das Teileinzugsgebiet gepuffert in den Zubringer entwässern. Ungeschützt meint, dass diese Teileinzugsgebiete bereits im Vorfeld kanalisiert werden (durch Straßengräben, Entwässerungsgräben und dergleichen) und so ungeschützt in die Zubringer entwässern.

Anschließend wurden die Bodenabtragwerte für die Testgebiete ermittelt, um eine generelle Aussage über die Vulnerabilität der Böden gegenüber Bodenerosion durch Wasser zu erhalten. Dafür wurden die bereits zuvor abgegrenzten Teileinzugsgebiete herangezogen, die auf Basis der Datengrundlage DGM 1 m berechnet worden waren. Grundlage für die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser war die Datenbasis des Kartenblattes 8.4 Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser aus dem Hydrologischen Atlas (Strauß, 2007).

3.4 Indikatorenentwicklung

3.4.1 Auswahl der Standorte

Nachdem „echte“ Gewässerrandstreifen im Sinne einer langjährigen extensiven Nutzung eines direkt an ein Gewässer angrenzenden Schlates mit Stoffeintrag aus hangaufwärts liegenden Flächen zum Untersuchungszeitpunkt nicht verfügbar waren, wurden Grünlandflächen ausgewählt, die zwar nicht direkt an ein Gewässer angrenzen aber bereits langjährig als Grünland bewirtschaftet wurden und die sich unterhalb von Acker- oder Weingartenflächen befinden. Um die Wahrscheinlichkeit eines Bodeneintrags aus hangaufwärts liegenden Bereichen zu erhöhen, wurden Flächen mit größerer Hangneigung ausgewählt. Um die Variabilität der Wiederholungen möglichst gering zu halten, sollte die Hangneigung der Standorte möglichst nur in einer Richtung erfolgen. Nach umfangreichen Besichtigungen fiel die Wahl auf die Standorte Grub (Nö), Waidendorf (Nö), Altaist (Oö) und Reiting (Stmk).

3.4.2 Probenahme

An allen Standorten wurden einerseits im Bereich der hangaufwärts stattfindenden Acker- oder Weingartennutzung, andererseits in definierten Abständen mit steigender Entfernung zum Acker/Weingarten im Bereich der Grünlandnutzung Bodenproben entnommen. Die Entnahme erfolgte in ungestörter Lagerung für eine Tiefe zwischen 0 – 15 cm. Um Elementmassen in verschiedenen Tiefenstufen bestimmen zu können, wurden alle Grünlandproben in Schichtstärken von 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm geschnitten und einerseits die verschiedenen Elementkonzentrationen, andererseits die diesen Schichten zugehörigen Lagerungsdichten bestimmt. Die unter Acker-/Weingartennutzung genommenen Bodenproben wurden zwar auf die gleiche Art entnommen, allerdings wurde die Bodendichte und auch die Elementkonzentrationen nicht schichtweise bestimmt, da

aufgrund der starken jährlichen Durchmischung bei Acker- oder Weingartennutzung die Elementverteilung im Bereich 0 – 15 cm als homogen angenommen werden kann. Abb. 3-5 bis Abb. 3-9 zeigt die Probenahme mit der dafür eigens entwickelten Vorrichtung zur Entnahme ungestörter Bodenproben im Bereich 0 – 15 cm. Um den geogenen Hintergrund der Elementkonzentrationen für die jeweiligen Standorte abschätzen zu können, wurden zusätzlich Bodenproben aus einer Tiefe von 150 cm gewonnen und analysiert. An allen Standorten wurden außerdem jeweils 2 Bodenprofile aufgenommen, um den allgemeinen Bodenaufbau des jeweiligen Standortes charakterisieren zu können.



Abb. 3-5: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-6: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-8: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



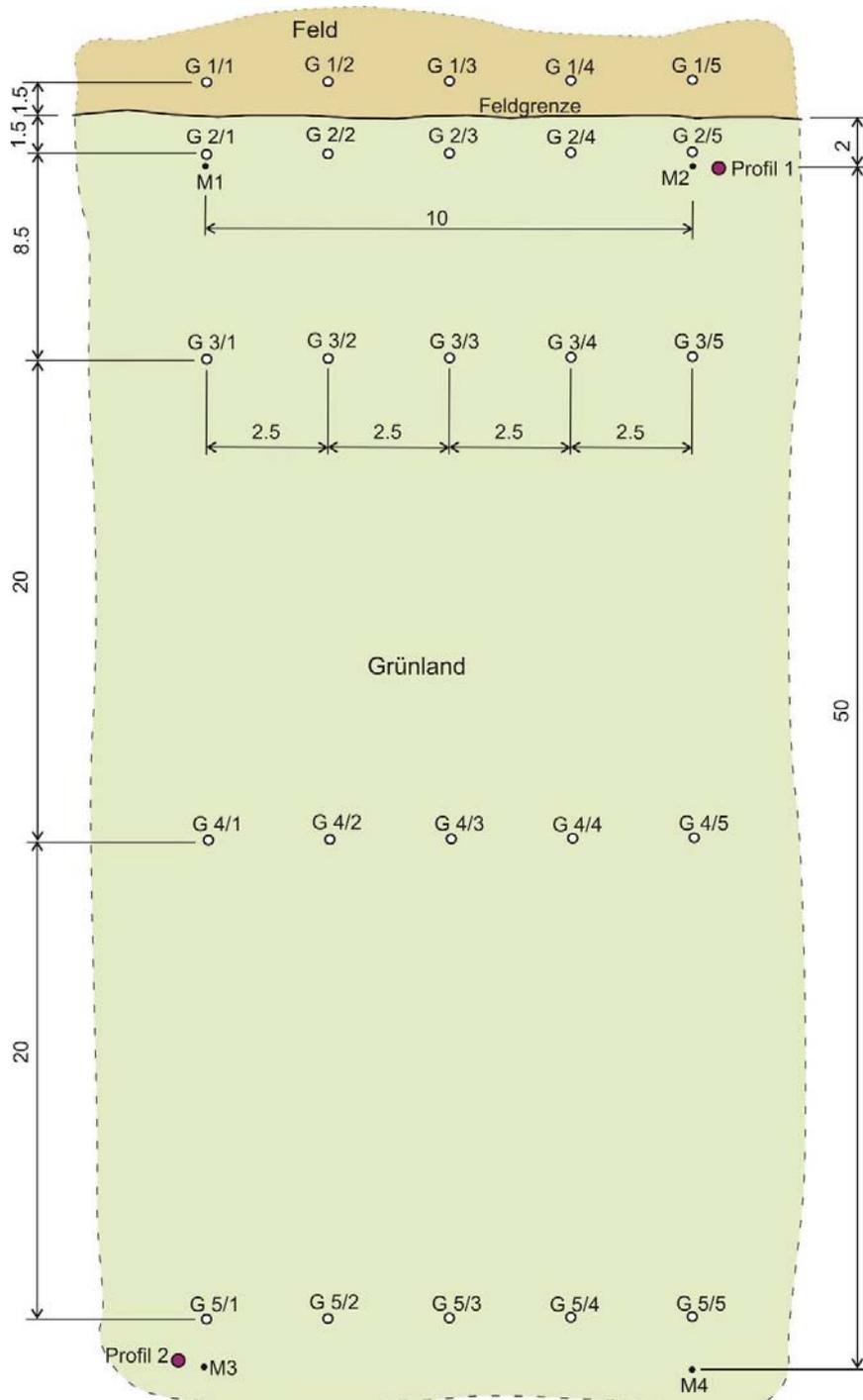
Abb. 3-7: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten



Abb. 3-9: Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung von Elementkonzentrationen und Lagerungsdichten

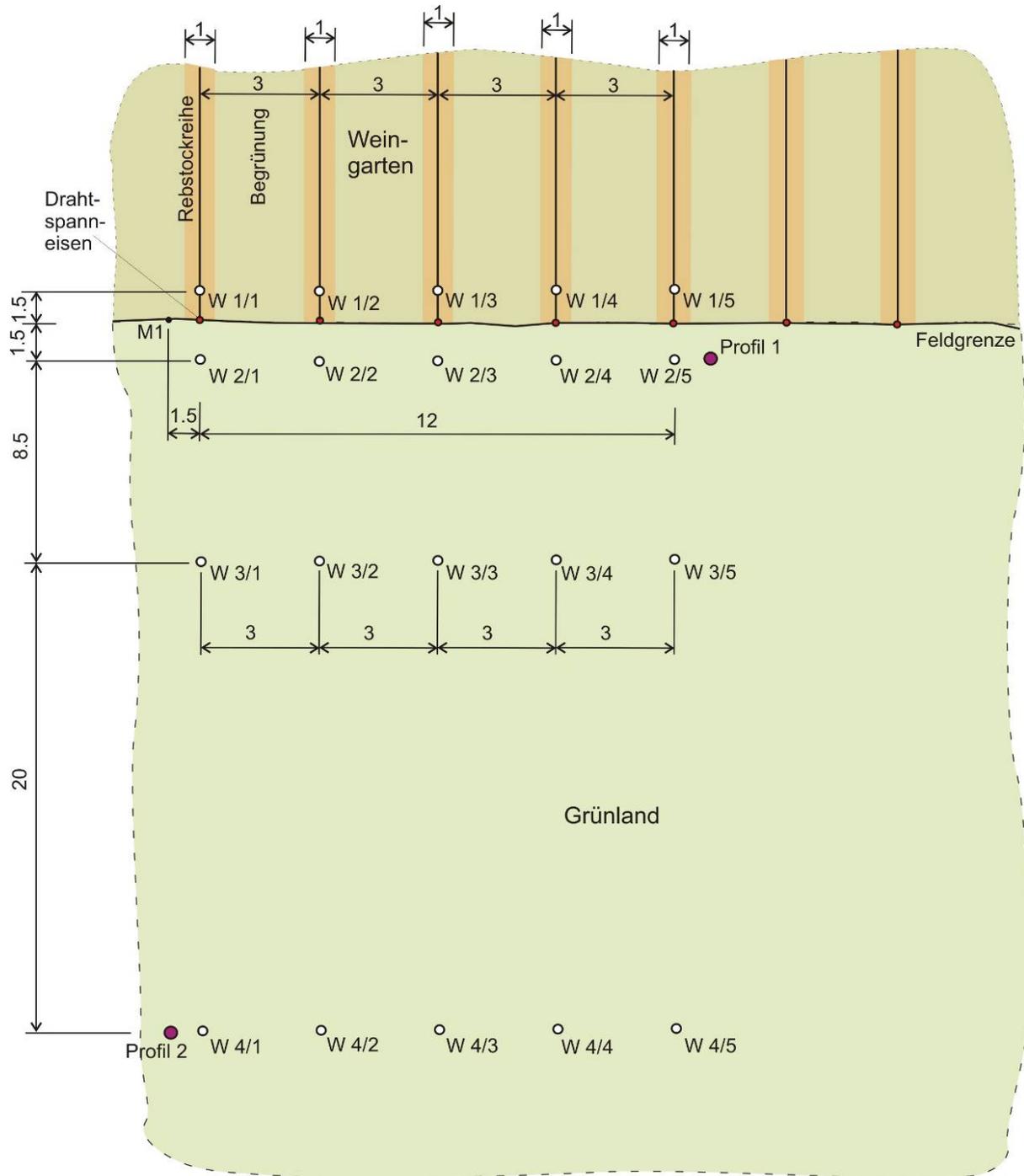
Alle Probepunkte wurden vermessen und die Lage des Standortes zusätzlich mit einer Metallmarke gekennzeichnet, sodass im Falle der Notwendigkeit einer zusätzlichen Probenahme jeder Probenahmepunkt wieder zu finden ist. Die Abb. 3-10 bis Abb. 3-12 zeigen die Lage der verschiedenen Probenahmepunkte an den jeweiligen Standorten. Generell wurden die Entfernungen zwischen den Probenahmepunkten so gewählt, dass die Ackerprobe in einem Abstand von 1,5 m hangaufwärts zum Schlagrand entnommen wurde (Reihe 1). Die erste Grünlandprobe wurde in einem Abstand von 1,5 m hangabwärts zum Schlagrand entnommen (Reihe 2). Die Probenahmepunkte

der Reihe 3 lagen 10 m und die Probenahmepunkte der Reihe 4 lagen 30 m hangabwärts des Schlagrands. Im Falle der Standorte Grub und Reiting wurde aufgrund der topographischen Möglichkeiten auch die Entfernung 50 m hangabwärts des Schlagrandes beprobt (Reihe 5). Jede Reihe wurde in fünffachen Wiederholungen beprobt. Daraus ergibt sich die Probennummer z.B. G 3/1 (Standort Grub, Reihe 3, Wiederholung 1).



Angaben in m, nicht maßstabsgetreu
 Koordinaten Markierungspunkt M2 (BMN, M34):
 Rechtswert 662384, Hochwert 331613

Abb. 3-10: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Grub (Nö)



Angaben in m, nicht maßstabsgetreu
 Koordinaten Vermarkungspunkt M1 (BMN, M34):
 Rechtswert 785542, Hochwert 369916

Abb. 3-11: Lage der Probenahmepunkte auf der Testfläche Waidendorf (Nö)

3.4.3 Analysemethoden und Qualitätssicherungssystem in der Routine-Analytik

Die Böden (luftgetrocknet, < 2 mm gesiebt) wurden in zwei repräsentativen Stichproben untersucht.

Bestimmt wurden Schwermetalle im Königswasseraufschluss (ÖNORM L 1085- 88) mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS), Perkin-Elmer M 2100, Graphitrohrsystem HGA 700 und Atomemissionsspektroskopie (ICP-OES) Carl Zeiss PlasmaQuant 110.

Gesamtstickstoff (ÖNORM L 1095) und Gesamtkohlenstoff (ÖNORM L 1080) wurden mit Elementaranalysator (Pyrolysesystem) Carlo Erba NA 1500 bestimmt.

Für die Qualitätssicherung in der Routine-Analytik der Bestimmungstücke der Standorte wurde ein Qualitätsregelkarten-System verwendet. In diesen Regelkarten, dargestellt am Beispiel der Bestimmung von Phosphor und Kupfer der untersuchten Standorte, ist die Qualitätszielgröße Mittelwert des Referenzstandards und die dazugehörigen Qualitätsschranken eingetragen (Abb. 3-13 und Abb. 3-14). Diese Kontrollproben sind in jeder Messserie mindestens einmal bzw. zweimal vertreten. In der Kontrollperiode wird die Einhaltung der ermittelten Grenzen überwacht. Ermittelt werden der Mittelwert, die Wiederfindung des Sollwertes des Referenzmaterials und die Standardabweichung (s) des Messverfahrens. Der Kontrollbereich betrifft die 3s-Schranke, der Warnbereich ist die 2s-Schranke. Bei der 2s-Schranke wird ein einmaliges Über- oder Unterschreiten toleriert. Ein Über- oder Unterschreiten der 3s-Schranke führt zu einer Wiederholung der gesamten Messserie.

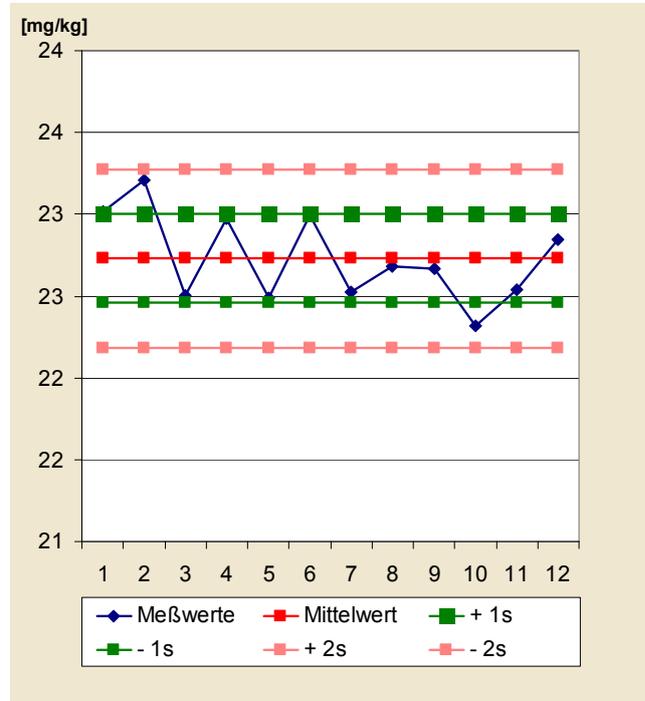


Abb. 3-13: Messwertekarte für Kupfer

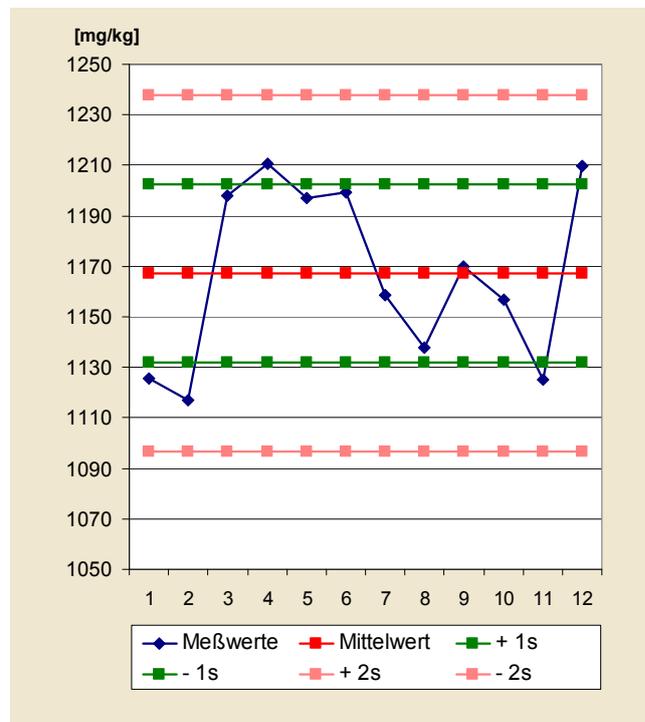


Abb. 3-14: Messwertekarte für Phosphor

Als Referenzstandard wurde ein international zertifiziertes Bodenmaterial (Eurosoil 7) aus dem Eurosoils II Programm verwendet. Es handelt sich dabei um einen Dystric Cambisol aus Salzburg. Dieses Referenzmaterial ist gut geeignet für bodenorientierte Studien, da es sich um nicht zermahlendes Bodenmaterial handelt, sondern wie das in dieser Studie verwendete Probenmaterial auf 2 mm gesiebt wurde. Alle Methoden (inklusive Probenvorbereitung) können so analog zu dem realen Proben durchgeführt werden (Gawlik, B.M. and H. Muntau, 1999).

3.4.4 Darstellung der Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren zur Beurteilung der Retentionswirkung

In einem ersten Schritt wurde untersucht, ob die vier Standorte bzw. die untersuchten Parameter für die Evaluierung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen geeignet sind.

Im Vorfeld der Probenahme wurde vereinbart, dass in vorliegendem Projekt von der Annahme ausgegangen wird, dass der Messwert bei 150 cm Bodentiefe dem natürlichen Gehalt entspricht. Im Rahmen der Auswertungen wurde geprüft, ob im Oberboden (zwischen 0 und 15 cm) im Vergleich zum natürlichen Gehalt bei 150 cm erhöhte Konzentrationen auftreten, die einen Hinweis auf Erosionsereignisse geben können. Jene Standorte bzw. Parameter, welche im Oberboden keine erhöhten Konzentrationen im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe aufwiesen, wurden als nicht geeignet für die Beurteilung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen eingestuft.

Darüber hinaus wurde die Variabilität der Messwerte innerhalb der Wiederholungsmessungen geprüft. Daraus können Rückschlüsse gezogen werden, ob sich ein ggf. auftretender Oberflächenabfluss auf wenige Bereiche im Gewässerrandstreifen konzentriert bzw. breitflächig erfolgt.

Für geeignete Standorte und Parameter wurde anhand von unterschiedlich hohen Schadstoffmassen im Oberboden bzw. Konzentrationen in den verschiedenen Tiefenstufen schließlich untersucht, ob Erosionsereignisse festgestellt werden können. Reihen mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen lassen auf eine Retentionswirkung schließen, ebenso wie zum Gewässer hin abnehmende Schadstoffmassen bzw. -konzentrationen.

Basierend auf den Auswertungen wurden geeignete Indikatorparameter zur Bestimmung der Retentionsleistung von Gewässerrandstreifen abgeleitet.

Für den Standort Grub wurde eine breite Parameterpalette untersucht, und zwar:

- Barium (Ba),
- Vanadium (V),
- Blei (Pb),
- Chrom (Cr),
- Cadmium (Cd),
- Kupfer (Cu),
- Zink (Zn),
- Phosphor (P),
- Kalium (K),
- Natrium (Na),
- Magnesium (Mg),
- Gesamt-Stickstoff (Nt),
- CaCO₃ bzw. anorganischer Kohlenstoff (C)
- der organische Kohlenstoff (Corg) und
- der Gesamt-Kohlenstoff (Ctot)

Basierend auf den Ergebnissen des Standorts Grub wurde der Parameterumfang an den Standorten Altaist, Waidendorf und Reiting eingeschränkt auf Cu, Zn, P, K, Na, Mg, Nt, C, CaCO₃, Corg bzw. Ctot.

Die Messdaten werden in folgenden Einheiten angegeben:

- Konzentration bezogen auf das Gewicht in mg/kg
- Konzentration bezogen auf das Volumen in mg/cm³ (Umrechnung mittels der Trockenlagerungsdichte)
- Masse in mg/cm² zwischen 0 und 15 cm Bodentiefe.

Die Daten wurden mit der Statistiksoftware SPSS (Version 16) ausgewertet.

Als Oberboden wird in vorliegendem Bericht die Bodenschicht zwischen 0 und 15 cm bezeichnet. Messungen wurden in folgenden Tiefenstufen vorgenommen (in Klammer: im Bericht verwendete Abkürzung für die jeweilige Tiefenstufe):

- 0-2 cm (Tiefenstufe 2)
- 2-4 cm (Tiefenstufe 4)
- 4-6 cm (Tiefenstufe 6)
- 6-10 cm (Tiefenstufe 10)
- 10-15 cm (Tiefenstufe 15)

3.4.5 ¹³⁷Cs

Auf Grund der teureren Messung wurde ¹³⁷Cs lediglich am Standort Grub gemessen, wobei eine separate Probenahme in derselben Weise wie in Kap. 3.4.2. beschrieben, erfolgte. Allerdings wurden Proben bis zu einer Tiefenstufe von 40 cm genommen, um die Gesamtmenge an ¹³⁷Cäsium zu erfassen, die sich durch Bodenbearbeitung und Migration bereits in tieferen Bodenschichten befindet. Die ungestört entnommenen Proben wurden vertikal in Teilproben für die Tiefenstufen 0–4 cm, 4-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm, 25-30 cm, 30-35 cm, 35-40 cm aufgeteilt und bei 105°C getrocknet. Die Bestimmung der ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration erfolgte mittels einer Mehrdetektoranlage, bestehend aus einem Primärdetektor

(HP-Germaniumdetektor mit Koaxial-Kristall, d=55mm, l=54,5mm, 30,8% relative Effizienz, FWHM 1,79 KeV) und zwei Natrium-Jodid Sekundärdetektoren zur Anti-Compton Hintergrundreduktion (FWHM 8,3 bzw. 6,9%). Die Messzeit betrug zwischen 20.000 und 40.000 s um die Zählunsicherheit geringer als 10% auf dem 95% Signifikanzniveau zu halten.

3.4.6 N-Alkylammonium als Tracer

3.4.6.1 Extraktion und Analytik

N-Alkylammoniumionen werden industriell in die Zwischenschichten von Tonen platziert und können unter Laborbedingungen wieder extrahiert werden. Derartige Stoffe werden in der Lackindustrie und für kosmetische Zwecke eingesetzt. Darüber hinaus werden so modifizierte Tone für Deponieabdichtungen verwendet. Die Anwendbarkeit von N-Alkylammoniumionen als Tracer ist in erster Linie vom Extraktionsverhalten aus den aufweitbaren Tonmineralen abhängig.

Bei den in der Studie verwendeten organophilisierten Bentoniten handelt es sich um kommerzielle Produkte der deutschen SÜD-CHEMIE AG. Fünf Produkte wurden ausgewählt, drei gehören zum TIXOGEL®-Typ, der als Gelmittel in der Industrie Anwendung findet, zwei zum Papier-Bentonit COPISIL® (CP). Die Kennzeichnung der Bentonite entspricht der laborinternen Bezeichnung. Die verwendeten Produkte:

- (8284) Tixogel
- (8194) CP088
- (8283) Tixogel VZ
- (8282) Tixogel VP

Für die Probenaufbereitung wurde eine Flüssig-Fest-Extraktion verwendet. Die N-Alkylammoniumionen werden dabei aus den Zwischenschichten der Bentonite herausgelöst. Durch Ionenaustauschprozesse wird die Extraktionsausbeute der organophilen Bentonite erhöht. Die verwendeten Gegenionen Calci-

um (Ca^{2+}) und Barium (Ba^{2+}) wurden mit organischen Lösungsmitteln versetzt, um N-Alkylammoniumionen aus den Zwischenschichten und ggf. von der Oberfläche herauszulösen. Als Extraktionsmittel wurde Acetonitril und Methanol in Verbindung mit Calciumchlorid bzw. Bariumchlorid verwendet.

Zur Erhöhung der Extraktionsausbeute wurde Ultraschall eingesetzt (UW 2200 Bandelin, Berlin, 10.000 Hz) mit einer Vibrationsamplitude von 85 μm und einer Beschallungszeit von 1 Minute.

Die Bestimmung von Kohlenstoff und Stickstoff (Ct und Nt) erfolgte mit einem Elementaranalysator (Carlo Erba NA 1500).

Nach erfolgter Extraktion der N-Alkylammoniumionen aus dem Bodengemisch erfolgt eine flüssigkeitschromatographische (HPLC) Trennung der N-Alkylammoniumkomponenten. Aus praktischen Gründen wurden für die Versuche das Produkt Tixogel VZ der Firma Süd-Chemie ausgewählt. Die Detektion erfolgt mit einem massensensitiven Detektor der Firma Agilent 6210 TOF (Time of Flight Massenspektrometer).

Die Trennung der Komponenten erfolgte mit einer HPLC Säule, 20x2 mm Zorbax C18, 3,5 μm Material der Firma Agilent. Bei dem eingesetzten chromatographischen System handelt es sich um eine HPLC 1200 der Firma Agilent. Die Flussbedingungen waren 0,5 ml/min isokratisch 90% ACN, 0,1% Ameisensäure in Wasser, Laufzeit 7 Minuten und einem lineareren Arbeitsbereich von 5 $\mu\text{g/l}$ bis 1000 $\mu\text{g/l}$, bei einer Bestimmungsgrenze von 1 $\mu\text{g/l}$.

Eine Optimierung der Methode erfolgte auf einem Tandem-MS Gerät (Fa. Agilent) und soll hier ebenfalls kurz skizziert werden. Die im Abschnitt „Ergebnisse“ angeführten Werte wurden allerdings mit der oben beschriebenen Methode erhalten. Die Änderungen bei

der optimierten Methode betreffen chromatographische Bedingungen, d.h. eine Verkürzung der Laufzeit und eine Erhöhung der Selektivität und Sensitivität bei der massenspektroskopischen Detektion. Dies wurde durch den Einsatz eines Tandem-MS Gerätes (Triple-Quat) und Verwendung von C-18 Vorsäulenmaterial (Zorbax) erreicht. Zusätzlich wurde als interner Standard ein synthetisiertes C12-Alkylammoniumion eingesetzt. Mit Hilfe dieses Standards kann die Extraktionsausbeute beurteilt werden.

Abb. 3-15 zeigt den Gesamtionenstrom am Massendetektor und die spezifischen Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten bei einem 100 $\mu\text{g/l}$ Standard Alkylammonium, das mit dieser Methode aus Tixogel VZ extrahiert wurde. Durch Einsatz dieser Methode verbesserte sich der lineare Arbeitsbereich auf 0,5 $\mu\text{g/l}$ – 1000 $\mu\text{g/l}$ und die Bestimmungsgrenze auf 0,3 $\mu\text{g/l}$.

3.4.6.2 Berechnungsversuche

Um die praktische Anwendbarkeit des Tracers zu überprüfen, wurde nach erfolgter Methodenentwicklung ein Regensimulationsversuch unter Laborbedingungen durchgeführt. Als erste Herausforderung stellt sich die Frage, wie man eine sehr geringe Menge Alkylammonium (10 g) in einer großen Menge Boden (80 kg) homogen verteilt. Um eine akzeptable Homogenität zu erreichen, wurde die Mischung in zwei nachfolgenden Verdünnungsschritten durchgeführt. 10 kg lufttrockener Boden wurde mit 10 g Tixogel VZ versetzt und zwei Stunden in einem Betonmischer homogenisiert. Diese Mischung wurde auf N-Alkylammonium analysiert. Danach wurden weitere 60 kg Bodenmaterial zugemischt, erneut 2 Stunden homogenisiert und danach wieder eine Analyse des Homogenitätsgrades durchgeführt.

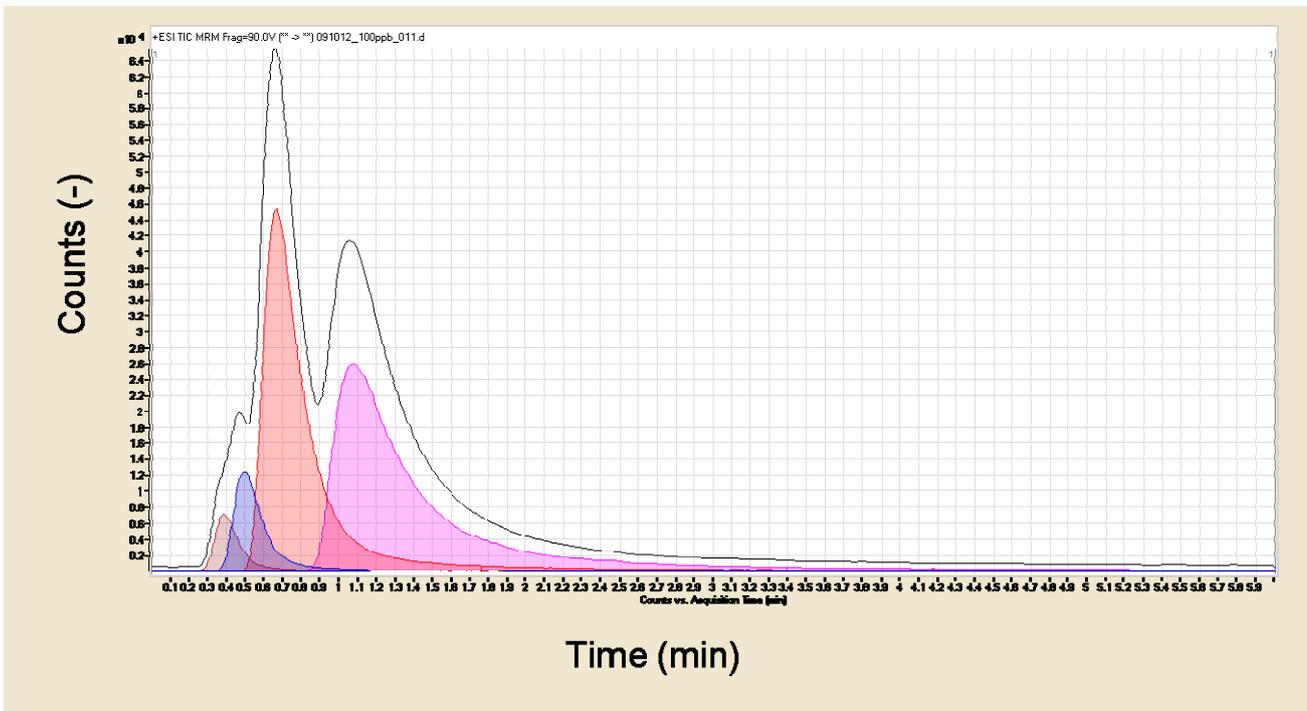


Abb. 3-15: Gesamtionenstrom am Massendetektor (Schwarze Linie) und spezifische Massenfragmente der einzelnen gemessenen Komponenten (färbige Linien) bei einem 100 µg/l Standard Alkylammonium, das aus Tixogel VZ extrahiert wurde.

3.5 Teilnahmeverhalten

3.5.1 Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Flächen

Die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ kann auf sogenannten „Rotflächen“, „Gelbflächen“ oder „Blauflächen“ umgesetzt werden. Zielsetzungen, Maßnahmeninhalte und die Art der Umsetzung differiert zwischen diesen drei Kategorien. Die „Gewässerrandstreifen“ Maßnahme wird ausschließlich auf den Blauflächen umgesetzt, die sich entlang von ausgewählten Oberflächengewässern befinden.

Für diese Maßnahme wurden auf Ebene der Bundesländer Gebietskulissen festgelegt, die in Abb. 3-16

dargestellt sind. Die Listen der in den Gebietskulissen enthaltenen Grundstücke wurden von den Ämtern der Landesregierungen von Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark übermittelt und für GIS Darstellungen verwendet. Die Lage der tatsächlich teilnehmenden Flächen wurde durch eine Auswertung der INVEKOS Daten der Jahre 2007 und 2008 ermittelt.

3.5.2 Befragung

Die Einschätzung der Landwirte zur Maßnahme und den einzelnen Fördervoraussetzungen des Blauflächenprojektes wurde mithilfe einer persönlichen Telefonbefragung erhoben. Datengrundlage zur Ermittlung der teilnehmenden Betriebe bildeten wiederum die INVEKOS Daten des BMLFUW des Jahres 2007. Von den insgesamt 67 Betrieben, die am Teilprojekt Gewässerrandstreifen teilnehmen, wurden die Tele-

fonnummern über gängige Suchmaschinen ermittelt (Herold.at, 118811 – Die Nummer). Von 12 Teilnehmerinnen und Teilnehmern konnten die Telefonnummern nicht ausgeforscht werden.

Nur ein Teil der Teilnehmerinnen und Teilnehmer war telefonisch erreichbar, sodass insgesamt 35 Personen über das Maßnahmenpaket „Gewässerrandstreifen“ befragt werden konnten (Tab. 3-5).

Tab. 3-5: An der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmende und befragte Betriebe

Bundesland	Teilnehmende Betriebe	Befragte
Niederösterreich	33	19
Oberösterreich	32	16
Steiermark	2	0
Gesamt	67	35

Für die Befragung wurde ein standardisierter Fragebogen mit neun Fragen verwendet. Für jede Frage wurden 2 bis 10 Antwortmöglichkeiten zur Auswahl vorformuliert (Anlage 8). Mehrfachantworten waren möglich. Weiters wurden freie Antwortfelder für Zusatzinformationen und nicht vorformulierte Antworten als Kategorie „Sonstiges“ vorgesehen.

3.6 Ökonomische Optimierung

Die Effektivität des Rückhalts wurde in Kap. 4 berechnet und in Form des Sedimentaustrags „Sediment Delivery Ratio (SDR)“ angegeben, der sich aus dem Sedimentaustrag aus dem Filterstreifen dividiert durch den Sedimenteintrag in den Filterstreifen ergibt.

Generell besteht zwischen der Länge des Filterstreifens und seiner Retentionsleistung eine exponentielle Beziehung. Wesentliche Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsstreifen sind

- der Niederschlag (Menge, Intensität, Jährlichkeit),
- die Bodentextur und
- die Hangneigung

Im Rahmen der Kostenabschätzung der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ wurden auf jene Gewässer in den Bundesländern Ober- und Niederösterreich sowie der Steiermark, die sich im jeweiligen Projektgebiet befinden, Buffer von 10 bis 50 m gelegt (jeweils in 5 m Abständen). Entsprechend den Fördervoraussetzungen wurden in den Bundesländern Ober- und Niederösterreich die Flächen jener Grundstücke, die ganz oder teilweise innerhalb dieses Buffers liegen, als teilnahmeberechtigt ausgewertet. In der Steiermark wurden ausschließlich jene Feldteile gefördert, die innerhalb 50 m vom Gewässerrand liegen.

Sämtliche teilnahmeberechtigte Flächen der jeweiligen Bundesländer wurden im Rahmen der Kostenabschätzung mit einer Prämie von 450 € multipliziert und der Sedimentaustragsrate bei der jeweiligen Filterstreifenlänge gegenübergestellt.

Betreffend die Sedimentaustragsrate wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Starkniederschlags von 50 mm,
- Bodentextur „lehmiger Sand“ bzw. „toniger Lehm“
- Hangneigung von 5%

Bei der Kostenschätzung wurde davon ausgegangen, dass sämtliche teilnahmeberechtigte Grundstücke an der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ teilnehmen.

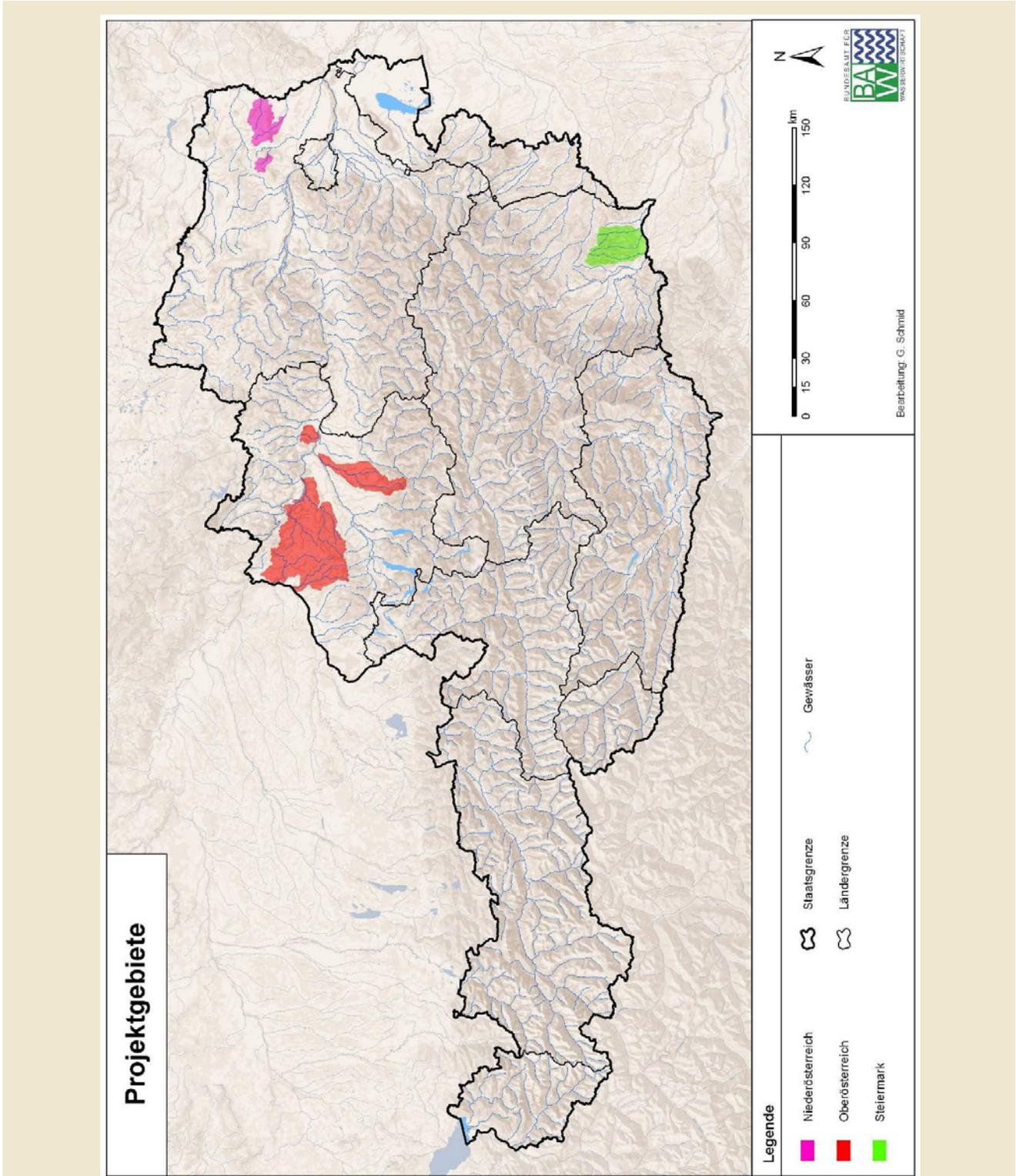


Abb. 3-16: Projektgebiete Gewässerrandstreifen (Datengrundlage: BEV, 2007)

4 Ergebnisse

4.1 Herstellung eines Leitfadens zur Bewertung

Die Broschüre umfasst einen allgemeinen Teil, in dem die Wirkung der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ erläutert wird, die Ziele, die durch eine Umsetzung der Maßnahmenvarianten erreicht werden sollen und die Vorteile für die Landwirte bei einer Teilnahme aufgezählt werden. Die Broschüre enthält darüber hinaus wichtige Hinweise zur Kombinierbarkeit mit anderen ÖPUL Maßnahmen, Zahlungsansprüchen und Förderungshöhen bzw. -beschränkungen. Dieser allgemeine Teil wurde für alle Bundesländer einheitlich dargestellt. Die Förderungsvoraussetzungen und die Varianten, an denen die Landwirte mit ihren Flächen im Projektgebiet teilnehmen können, sind je Bundesland verschieden und wurden deswegen bundesländerspezifisch ausgearbeitet. Auch die Anmeldemodalitäten variieren zwischen den Bundesländern und wurden in der Broschüre entsprechend abgebildet. Die Maßnahme kann nur im Projektgebiet umgesetzt werden. Die Broschüre enthält daher im bundesländerspezifischen Teil Kartendarstellungen der Gebietskulisse.

Alle Informationen wurden dazu auf das Zielpublikum abgestimmt, entsprechend aufbereitet und graphisch ansprechend dargestellt (Anlagen 1 und 2).

4.2 Bewertung des Potenzials der Gewässerrandstreifenmaßnahme

4.2.1 Validierung von VFSMDO am Modellhang Grub

Ein Überblick über die allgemeinen Daten für die Modellanwendung am Standort Grub für das Ereignis im März 2002 ist in Tab. 4-1 dargestellt. Da wesentliche Inputdaten für eine Modellanwendung nicht zur Verfügung standen, musste eine Reihe von Annahmen getätigt werden, die im Folgenden erläutert werden.

Tab. 4-1: Allgemeine Charakteristika des Modellhangs

Beschreibung	Wert	Einheit
Ackerlänge in Fallrichtung	150	m
Ackerbreite	189	m
Größe des Ackerschlags	2.84	ha
Länge des Filterstreifens	63.8	m
Breite des Filterstreifen	189	m
Vegetation des Filterstreifens	Gras	
Hangneigung Acker	20	%
Hangneigung Filterstreifen	19	%
Bodenart	Lehm	

4.2.1.1 Niederschlag und Abfluss am Versuchsfeld

2002 wurde aufgrund der hohen Niederschlagsmenge (113,5 mm), welche im Zeitraum 19. - 23. März im Einzugsgebiet Grub gefallen war, an der Messstelle ein Hochwasser registriert. Dieses Hochwasser hatte eine Wiederkehrwahrscheinlichkeit in der Größenordnung von 100 Jahren (Abb. 4-1).

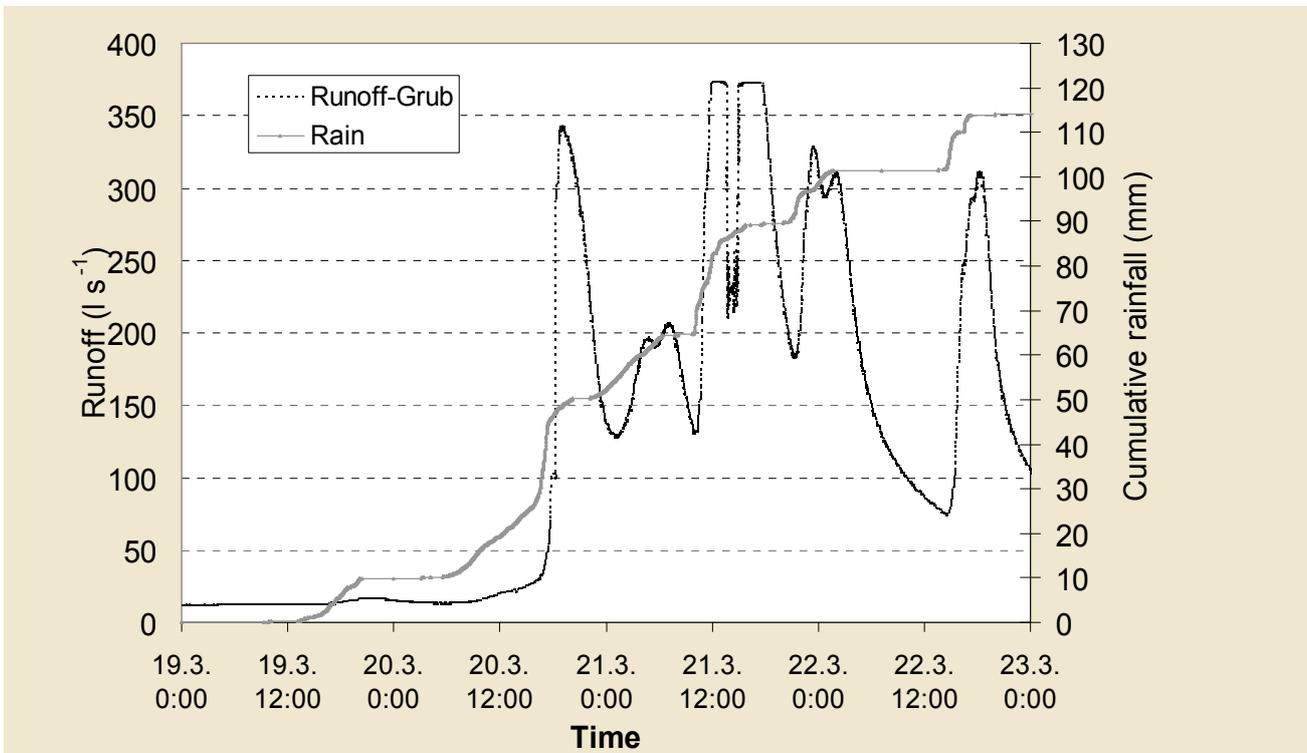


Abb. 4-1: Die gemessene Hochwasserwelle und der aufsummierte Niederschlag an der Pegelstation Grub, März 2002

Der Versuchsstandort Grub war zum Zeitpunkt des Hochwassers nicht mit Messgeräten zur Beobachtung des Oberflächenabflusses ausgestattet, weshalb das Volumen des Oberflächenabflusses indirekt aus der registrierten Hochwasserwelle an der Pegelstation Grub rückgerechnet wurde. Das Abflussvolumen stellt einen wichtigen Kontrollwert bei der durchgeführten Simulation mit VFSMOD (Diaconu und Diaconu, 2002) dar.

Da der Modellhang Grub Teil des vom Pegel beobachteten Einzugsgebietes (Größe 2.9 km²) ist, darf davon ausgegangen werden, dass das Versuchsfeld dieselbe Reaktion auf den Niederschlag-Impuls hatte wie das gesamte Einzugsgebiet. Es wird daher angenommen, dass der Regen gleichmäßig über das Einzugsgebiet Grub verteilt war, und das einzelne Teile des Einzugsgebietes flächentreu Anteil an der Hochwasserwelle hatten. Der am Pegel für dieses Ereignis ermittelte Abflussbeiwert wird als charakteristisch für das gesam-

te Einzugsgebiet betrachtet. Die beobachteten und berechneten Werte werden in Tab. 4-2 dargestellt.

Tab. 4-2: Abschätzung des Abflussvolumens für den Modellhang

		Pegel Grub	Modellhang
Einzugsgebiet	ha	289	2,84
Niederschlagsvolumen	m ³	328015	3.218
Abflussvolumen	m ³	39.699	386
Abflussbeiwert	-	0,12	0,12

Weil VFSMOD eine kontinuierliche Simulation über die gesamte Ereignisdauer von 96 Stunden nicht durchführen kann, war es erforderlich, den Regen in mehrere Zeitabschnitte zu trennen. Für jeden dieser Zeitabschnitte wurde die CN-Kurvennummer in Abhängigkeit der jeweiligen Vorbefeuchtung errechnet.

4.2.1.2 Auswahl der Modelleingangsparameter

Kurvennummer (Curve number – CN)

Der Boden wurde als Typ B klassifiziert (Lehm - mäßige Infiltrationsraten nach Vorbefeuchtung sowie mit mäßiger Wasserdurchlässigkeit). Die Klassifikation erfolgte aufgrund der Profilbeschreibung und den Texturereigenschaften am Standort (siehe Kap. 4.4.1.1). Die Auswahl einer geeigneten CN Nummer erfolgte als Mittelwert zwischen der CN-Bestimmung über die Bodeneigenschaften und der CN-Bestimmung über die Hangneigung. Der Wert AMC gibt dabei den Vorbefeuchtungsgrad des Bodens wider (Tab. 4-3).

Tab. 4-3: AMC und CN Werte bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung

	CN
nach der Bodennutzung, für Bodengruppe B	CN = 86 (AMC II)
nach der Hangneigung	CN = 66 (AMC II)
Durchschnitt für mittlere Vorgeuchte	CN = 76 (AMC II)
für trockene Vorbedingungen	CN = 58 (AMC I)
für nasse Vorbedingungen	CN = 89 (AMC III)

Unit Hydrograph

Die Eingaben für die Modellkomponente UH werden in Tab. 4-4 dargestellt.

Tab. 4-4: Eingabedaten für Modellkomponente UH

Beschreibung, Symbol	Wert	Einheit
Ereignisniederschlag		
1. Regen	9,6	mm
2. Regen	40,4	mm
3. Regen	51,1	mm
4. Regen	12,4	mm
SCS Ereignistyp	II	
Niederschlagsdauer		
1. Regen	8	h
2. Regen	18	h
3. Regen	28	h
4. Regen	10	h
SCS Kurvennummer (CN)		
1. Regen	58	
2. Regen	58	
3. Regen	76	
4. Regen	89	
organischer Anteil am Schwebstoff	2	%
Pflanzenfaktor, C	1	
Bearbeitungsfaktor, P	1	

VFSMOD

Ein Teil der Eingangsparameter in VFSMOD sind die Ergebniswerte des Unit Hydrograph Moduls. Die restlichen Werte beschreiben die Geometrie des Versuchsfeldes oder wurden vom Anhang 3 (3.1 bis 3.5) der Modelldokumentation von VFSMOD (Munoz-Carpena and Parsons, 2005) entnommen (Tab. 4-5).

Tab. 4-5: Eingangswert für VFSMOD

Beschreibung, Symbol	Wert	Einheit
Bodenkennwerte		
Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, K_s	3,67	$\text{m/s} \cdot 10^{-6}$
Wassergehalt bei Sättigung, Θ_s	0,47	
Anfangswassergehalt, Θ_i		
1. Regen	0,20	%
2. Regen	0,34	%
3. Regen	0,47	%
4. Regen	0,47	%
Oberflächenspeicherung, S_m	0,0	m
Vegetationseigenschaften in der Filterzone		
Abstand für Grasstängel, SS	2,2	cm
Grashöhe, H	6	cm
modifizierter Manning-Koeffizient für Gras, n_m	0,012	$\text{s} \cdot \text{m}^{-1/3}$
Manning-Koeffizient für unbedeckten Boden, n_2	0,04	$\text{s} \cdot \text{m}^{-1/3}$

4.2.1.3 Anwendung von VFSMOD für das Ereignis

Wie bereits dargestellt, erfolgte für jeden der Teilereignisse eine eigene Modellsimulation. Die Abb. 4-2 bis Abb. 4-9 zeigen die berechnete Niederschlagsganglinie, die Abflussganglinien, Wasser- und Sedimentbilanzen für die wichtigen Teilregen 3 und 4 mit Gesamtniederschlagsmengen von 51,1 mm und 12,4 mm. Die Ergebnisse aller Teilregensimulationen werden in Tab. 4-6 dargestellt.

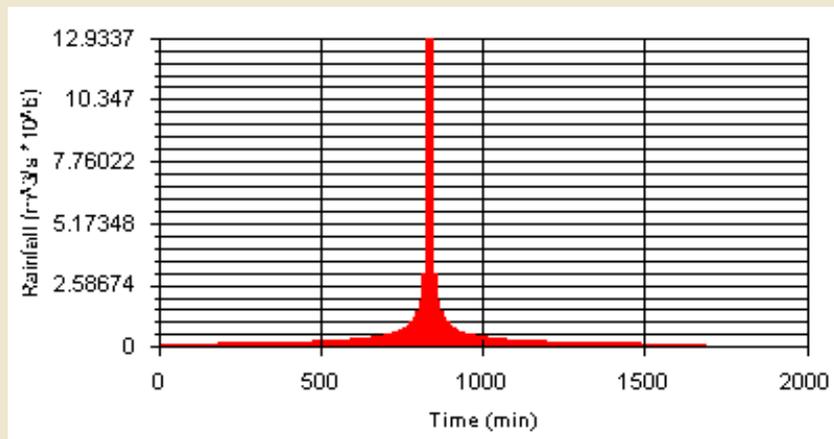


Abb. 4-2: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

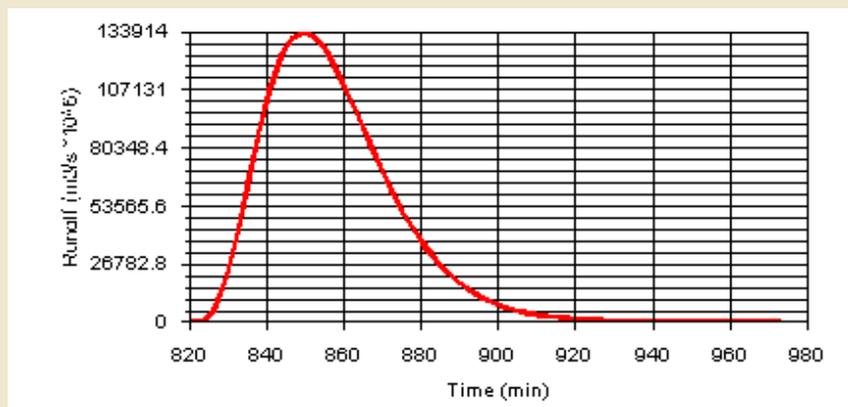


Abb. 4-3: Die Ganglinie des Oberflächenabflusses für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

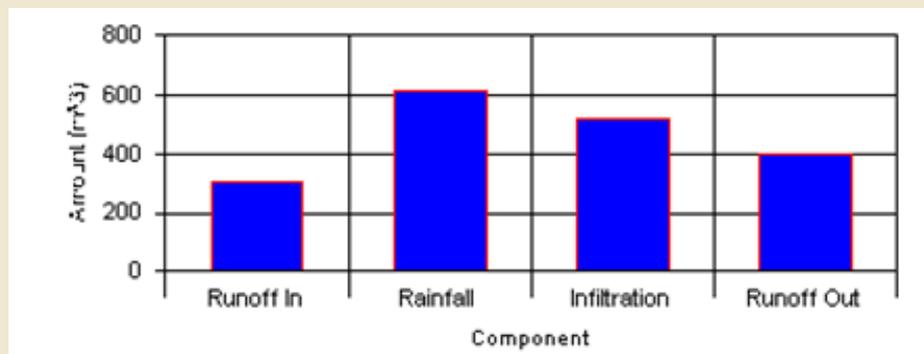


Abb. 4-4: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5-mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

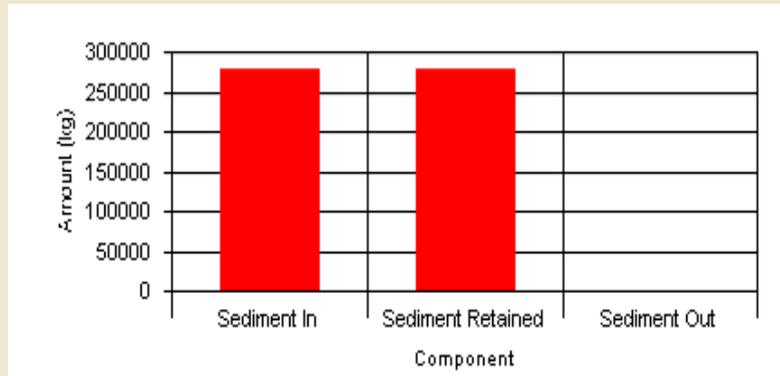


Abb. 4-5: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 51,5 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

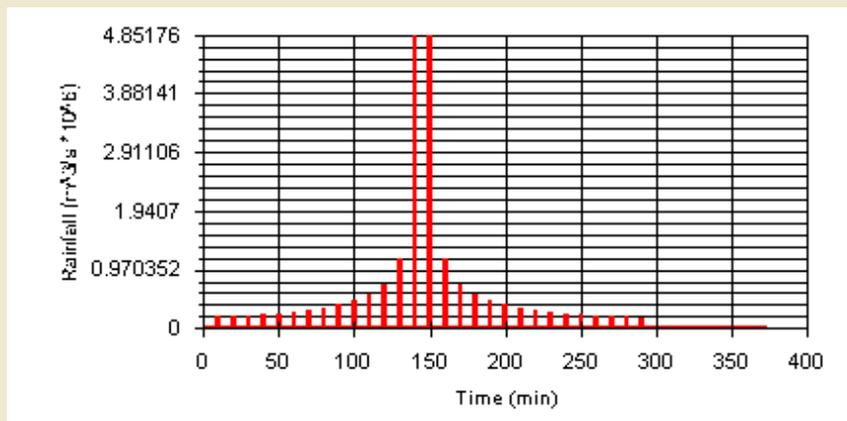


Abb. 4-6: Der Niederschlagshyetograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

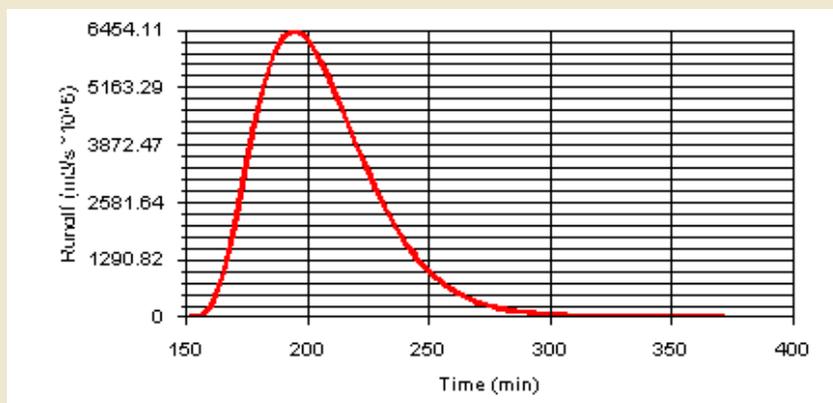


Abb. 4-7: Der Hydrograph für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSDMOD)

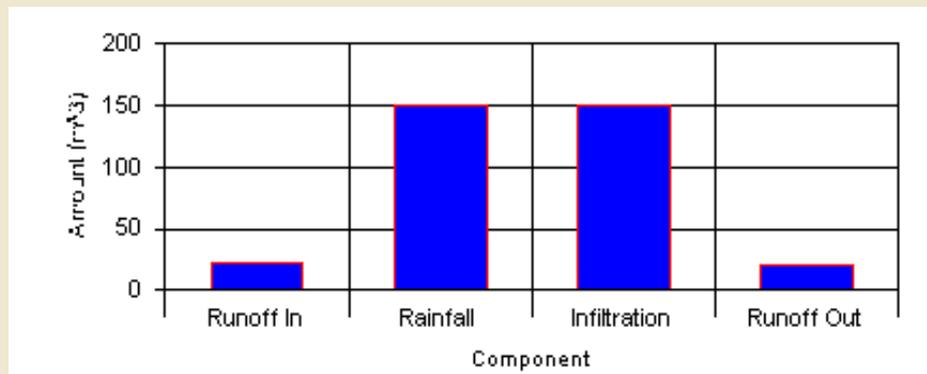


Abb. 4-8: Die Wasserbilanz zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)

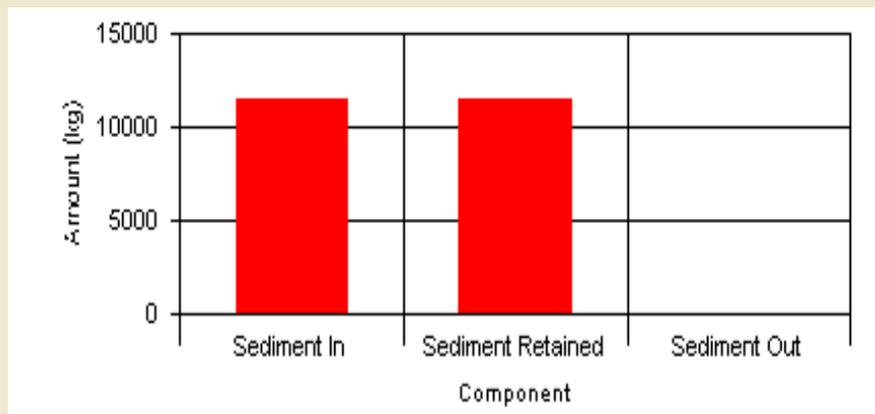


Abb. 4-9: Die Sedimentbilanz, zwischen Zufluss und Abfluss zum / vom vegetativen Filterstreifen für das Ereignis mit 12,4 mm (Simulationsergebnis VFSSMOD)

Tab. 4-6: Ergebnisse der Simulation aller Teilregen

	1. Regen (9,6 mm)	2. Regen (40,4 mm)	3. Regen (51,1 mm)	4. Regen (12,4 mm)
Abfluss im Einzugsgeb.	-	0,1 mm	10,7 mm	0,8 mm
Abflussvolumen	-	2 m³	304 m³	21 m³
Schwebstoffeintrag	-	734 kg	278.691 kg	11.559 kg
Schwebstoffaustrag	-	0,0 kg	41 kg	0,0 kg
Sedimentationsmenge	-	734 kg	278.650 kg	11.559 kg
Filterwirkung	-	100%	100%	100%

Der erste Regen (9,6 mm) erzeugte keine Abflussreaktion des Einzugsgebietes (Tab. 4-6). Der zweite Regen (40,4 mm) fiel innerhalb von 18 Stunden und verursachte abermals keine Abflussreaktion. Der 3. Regen (51,1 mm) fiel innerhalb von 28 Stunden. Da der Boden bereits wassergesättigt war, ergab sich eine hohe Abflusswelle und ein dementsprechender Sedimenttransport. Der 4. Regen (12,4 mm) hatte eine Dauer von nur 5 Stunden und bewirkte eine schnelle und starke Reaktion des Einzugsgebietes auf den Niederschlag.

4.2.1.4 Kartierung und Luftbildauswertung

Die Bodenverluste durch Erosion wurden für den Modellhang Grub quantitativ erfasst – die Abschätzung der erodierten Mengen erfolgte dabei durch eine kartographische Ermittlung von sichtbaren Erosionsformen auf dem betreffenden Schlag. Dabei wurden die in Tab. 4-7 dargestellten Ergebnisse ermittelt. Das Volumen des verfrachteten Sediments lag bei ca. 226 m³, das entspricht unter der Annahme einer Lagerungsdichte von 1,3 kg/dm³ ungefähr einer Menge von 267.000 kg Boden, die durch das Ereignis vom Acker auf das Grünland verlagert worden waren.

Tab. 4-7: Anzahl und morphologische Eigenschaften der am Modellhang Grub gemessenen Rillen für das Ereignis März 2002

Eigenschaften	Wert
Breite [cm]	22,5
Tiefe [cm]	8
Länge [m]	67
Anzahl	170
Volumen [m ³]	205
Masse [t]	267



Abb. 4-10: Luftbild von Bodenerosion und Sedimentablagerung für das Niederschlagsereignis März 2002 am Modellhang Grub

Am Luftbild (Abb. 4-10) sind die Sedimentablagerungen am Grasfilterstreifen gut sichtbar. Die Ablagerungen haben eine Längenausdehnung von bis zu 30 m, wodurch das gesamte Sediment innerhalb des Filterstreifens abgelagert wird. Ein Vergleich zwischen gemessener Retentionsleistung und durch das Modell VFSMOD simulierter Retentionsleistung geben Tab. 4-8 und Abb. 4-11.

Tab. 4-8: Vergleich von gemessener Retentionsleistung und der mit dem Modell VFSMOD errechneten Retentionsleistung für den Modellhang Grub mit Niederschlagsereignis März 2002

Entfernung vom Schlag	Retention - gemessen	Retention - VFSMOD
m	%	%
0 - 5	38	34
5 - 10	27	31
10 - 15	17	32
15 - 20	10	3
20 -25	5	0
25 -30	3	0
0-30	1	1

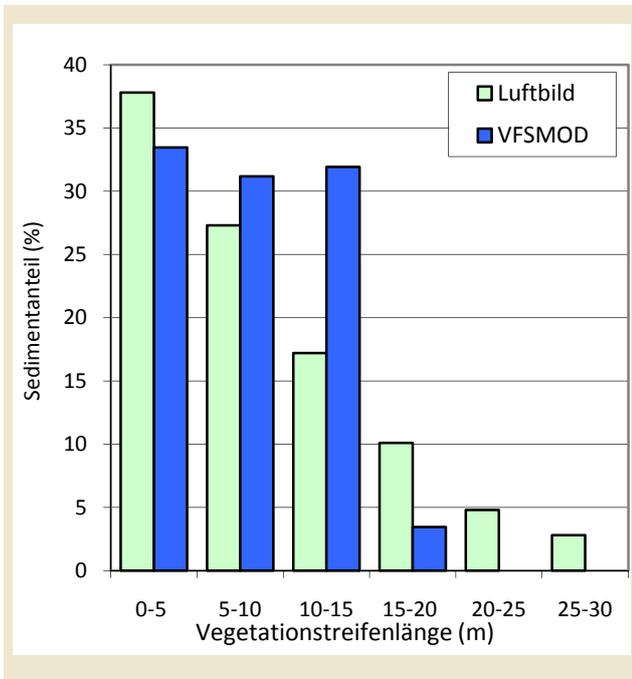


Abb. 4-11: Grafischer Vergleich zwischen gemessener und simulierter Retentionsleistung für das Ereignis März 2002, Modellhang Grub

Vergleicht man die mit VFSMOD berechnete Retention mit den über die Luftbilddauswertung errechneten Werten, zeigt sich, dass für die ersten 10 m des Filterstreifens sehr ähnliche Ergebnisse erzielt wurden. Mit zunehmender Länge des Filterstreifens werden Unterschiede deutlich. Während VFSMOD eine vollständige Retention des Sediments nach 15 – 20 m vorschlägt, erfolgt im Fall der Luftbilddauswertung eine gleichmäßigere Retention mit einer vollständigen Sedimentation des erodierten Materials nach 25 – 30 m. Ein Erklärungsansatz für diesen Unterschied liefert das Luftbild. VFSMOD nimmt modellbedingt eine gleichmäßige Befruchtung des Filterstreifens vor. Im Gegensatz dazu erfolgte der tatsächliche Sedimentaustrag fingerförmig, was zu einer höheren Belastung einzelner Abschnitte des Filterstreifens führte, nachdem die Effektivität eines Filterstreifens in erster Linie von der Menge an eingetragenen Sediment abhängt (siehe 4.2.2). Ein zweiter Erklärungsansatz liegt natürlich in der Unsicherheit der verwendeten Datensätze. Die hier für eine

Validierung eingesetzten Datensätze wurden ursprünglich ja nicht für diesen Zweck erhoben. Hervorzuheben ist auch, dass bestimmte Einflussfaktoren auf die Retentionsleistung zwar theoretisch verstanden werden, allerdings ihre praktische Umsetzung mit dem Problem behaftet ist, dass es fast nicht möglich ist, Daten für eine Überprüfung ihrer Wirkung zu sammeln. Dies betrifft vor allem die Korngrößenzusammensetzung des Sediments. Wie in 4.2.2 gezeigt wird, wirkt die Korngrößenzusammensetzung des Sediments sehr stark auf das Austragsverhalten, es gibt allerdings auch international nur sehr wenig Information über die tatsächliche Aggregatzusammensetzung von erodiertem Bodenmaterial zum Zeitpunkt des Erosionsgeschehens (Foster et al., 1985). Als Schlussfolgerung der Validierung von VFSMOD mit dem vorliegenden Datensatz kann festgestellt werden, dass eine zwar nicht absolute Übereinstimmung der Retentionsleistung vorliegt, allerdings wird durch VFSMOD die Tendenz des Absatzverhaltens von Sediment richtig wiedergegeben. Im Vergleich mit beobachteten Daten simulierte VFSMOD eine höhere Retention.

4.2.2 Einflussfaktoren des Rückhalts im Vegetationsfilterstreifen

4.2.2.1 Niederschlag

Niederschlag ist das zentrale Steuerungselement von Bodenabtrag und Oberflächenabfluss. Um den Effekt unterschiedlicher Niederschlagsmengen auf den Rückhalt von Sediment im Filterstreifen zu evaluieren, wurde das Modell VFSMOD mit den unter 3.2.3 definierten Parametersets verwendet und die Datenkombination Niederschlagsmenge – Filterlänge – Bodentexturklasse ausgewertet. Die Effektivität des Rückhalts wird dabei als „Sediment Delivery Ratio“ (SDR) angegeben, das ist jener relative Anteil des Sedimenteintrags, der nach einer bestimmten Filterlänge den Filterstreifen wieder verlässt. SDR wird als Wert zwischen 0 und 1 angegeben, wobei ein SDR von 1 bedeutet, dass die gesamte in den Filterstreifen eingetragene Sediment-

menge den Filterstreifen wieder verlässt. Ein SDR von 0 hingegen zeigt eine vollständige Retention des Sediments an.

Die berechneten Abflüsse lagen für alle fünf getesteten Texturklassen in einem Bereich von 1 m³ bis 226 m³ Gesamtabfluss in den Filterstreifen. Die in den Filterstreifen eingetragenen Sedimentmengen sind in Tab. 4-9 wiedergegeben. Dabei entspricht der geringste Wert jeweils dem Bodenabtrag bei einer Niederschlagsmenge von 20 mm, der größte Wert entspricht jeweils einer Niederschlagsmenge von 70 mm da natürlich die Sedimenteinträge von der Niederschlagsmenge gesteuert werden. Da die Textur eines Bodens entscheidenden Einfluss auf das Erosionsgeschehen eines Standortes nimmt, führen die unterschiedlichen Korngrößen der verschiedenen Bodentexturklassen zu sehr verschiedenen Sedimentfrachten in den Filterstreifen. Da sich die Stoffflüsse auf 1 m Querschnittsfläche des Filterstreifens beziehen, sind die in Tab. 4-9 angegebenen Werte mit 100 zu multiplizieren, um den Bodeneintrag pro ha Fläche zu erhalten. Damit liegen die untersuchten Sedimentmengen in einem Bereich zwischen 900 kg/ha und 800.000 kg/ha. Diese letzte Zahl ist sicherlich für ein einzelnes Erosionsereignis als flächenhaftes Ereignis zu hoch gegriffen, andererseits wurden auch in Österreich Bodenabträge in einer der Größenordnung von 200 – 300 t/ha für einzelne Niederschlagsereignisse dokumentiert (Strauss und Peinsitt, 2002; Klik, 2003b). Zieht man zusätzlich die Möglichkeit konzentrierter Fliesswege in Betracht, durch die ungleich höhere Abflüsse und Sedimentfrachten transportiert werden, so gibt das Spektrum der simulierten Sedimenteinträge sicherlich reale Bedingungen wider. Die Abb. 4-12 bis Abb. 4-16 stellen das Ergebnis der Simulation flächenhaften Sedimenteintrags bei wechselnden Niederschlagsmengen und verschiedenen Filterlängen graphisch dar.

Tab. 4-9: Minimale und maximale Sedimenteinträge in den Filterstreifen bei Niederschlagsmengen zwischen 20 und 70 mm unter der Annahme eines flächenhaften Eintrags (Randbedingungen: Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%).

Bodentexturklasse	Minimaler Sedimenteintrag in kg/m	Maximaler Sedimenteintrag in kg/m
Lehmiger Sand	9	3.948
Sandiger Lehm	16	7.445
Toniger Lehm	18	8.145
Schluff	26	5.504
schluffiger Lehm	26	5.504

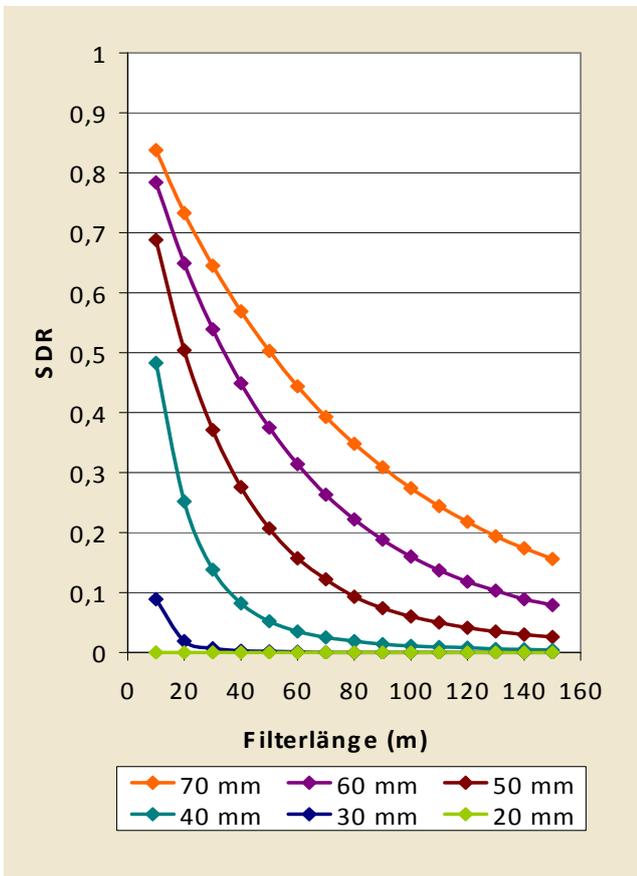


Abb. 4-12: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)

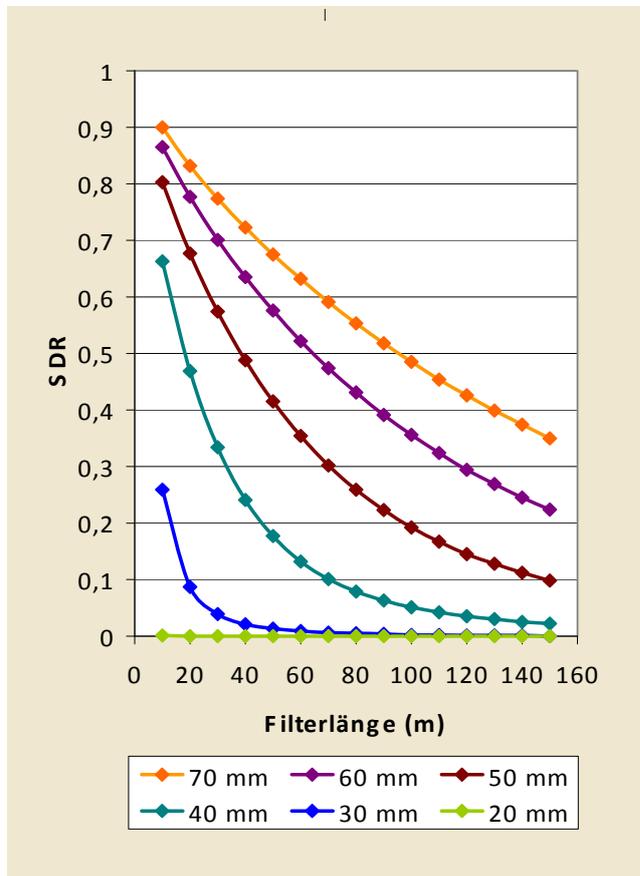


Abb. 4-13: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)

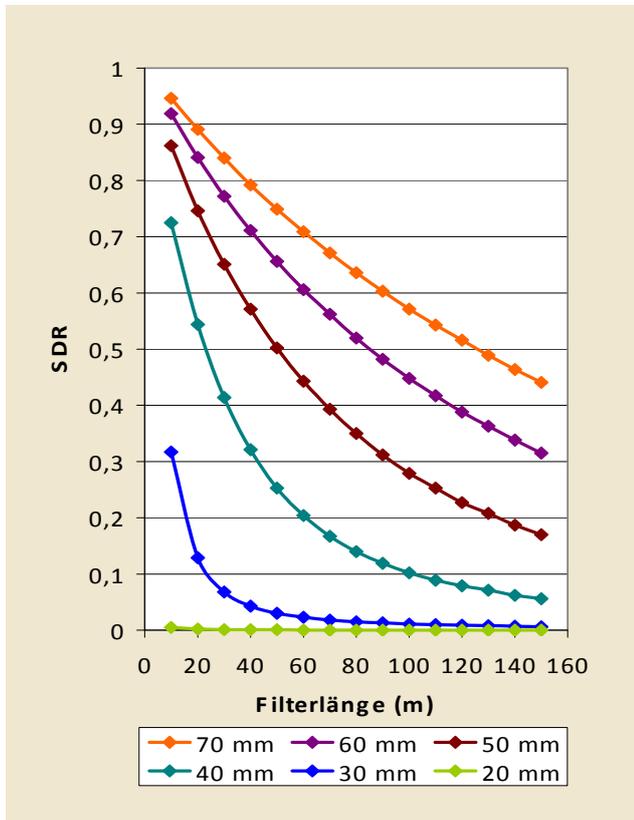


Abb. 4-14: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)

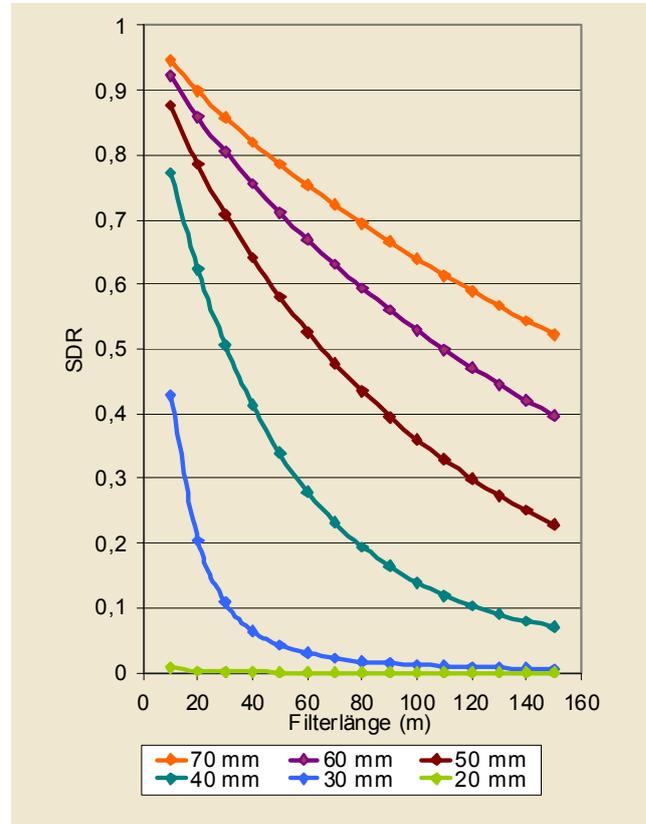


Abb. 4-15: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)

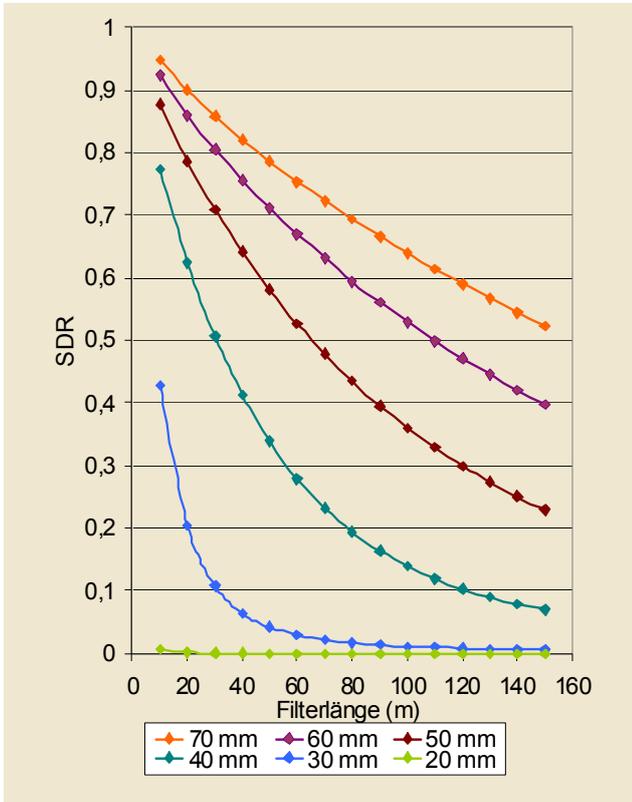


Abb. 4-16: Einfluss des Niederschlags (20 mm – 70 mm) auf die Retentionsleistung unterschiedlich langer Filterstreifen (Randbedingungen: erodierter Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 2%, Hangneigung des Filterstreifens = 5%)

Generell lässt sich eine exponentielle Beziehung zwischen der Länge des Filterstreifens und seiner Retentionsleistung feststellen. Dies bedeutet, dass die relative Effektivität des Filterstreifens mit zunehmender Entfernung vom Verursacher (=Acker) abnimmt. Diese Beobachtung stimmt mit anderen Arbeiten gut überein (Magette et al., 1989). Die Unterschiede in der Retentionsleistung, die sich durch den Einsatz verschiedener Bodentexturklassen ergeben, resultieren aus dem Absetzverhalten der unterschiedlichen Korngrößen, ein wichtiger Zeiger für die Bedeutung der Sedimenttextur für die Retentionsleistung eines Filters. Für eine Filterlänge von 50 m wird z.B. bei einem Niederschlag von 40 mm eine texturabhängige Retentionsleistung (SDR)

von 0,05 – 0,025 erzielt. Die in der Simulation verwendeten Niederschlagsmengen von 20 – 70 mm/h entsprechen (je nach klimatischer Lage) einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von ungefähr 5 bis 100 Jahren. Die Retentionsleistung eines Filterstreifens ist demnach extrem davon abhängig, welche Niederschlagsjährlichkeit für eine Berechnung herangezogen wird. Ein zweites Kriterium bei der Auswahl einer geeigneten Filterlänge stellt die Frage nach der gewünschten Retentionsleistung eines Filterstreifens dar. Diese Frage wird im Zusammenhang mit einer gewünschten Schadstoffreduktion in einem Gewässer zu stellen sein. Für Ereignisse im Bereich einer 10 – 30-jährlichen Wiederkehrwahrscheinlichkeit (30 – 40 mm) wird je nach Sedimentzusammensetzung bei einer Filterlänge von 50 m (so wie im derzeitigen Fördermodell von ÖPUL vorgesehen) eine SDR von zwischen 0 und 0,25 erreicht. Es verlassen also maximal 25% des eingetragenen Sediments den Filterstreifen wieder. Bei einer Filterlänge von 30 m erhöht sich die maximale SDR auf etwas mehr als 0,4. Das bedeutet, dass im schlechtesten Fall noch immer fast 60 % des eingetragenen Sediments zurückgehalten werden. Die Korngrößenzusammensetzung des Sediments führt hier zu beträchtlichen Variationen, genauso wie die Entscheidung, ob als Basis der Berechnung 30 mm Niederschlag, oder 40 mm Niederschlag herangezogen werden. Alle getroffenen Aussagen gelten natürlich unter den angegebenen Randbedingungen der verwendeten Modellparameter, vor allem der konstanten Hangneigung von 5% im Filterstreifen.

4.2.2.2 Hangneigung im Filterstreifen

Um den Einfluss der Hangneigung im Filterstreifen auf das Retentionsverhalten zu untersuchen, wurde die Hangneigung im Filterstreifen mit Werten von 2% - 10% belegt und der Effekt dieser Änderung mit einem Niederschlag von 40 mm für die fünf verschiedenen Bodentexturklassen berechnet.

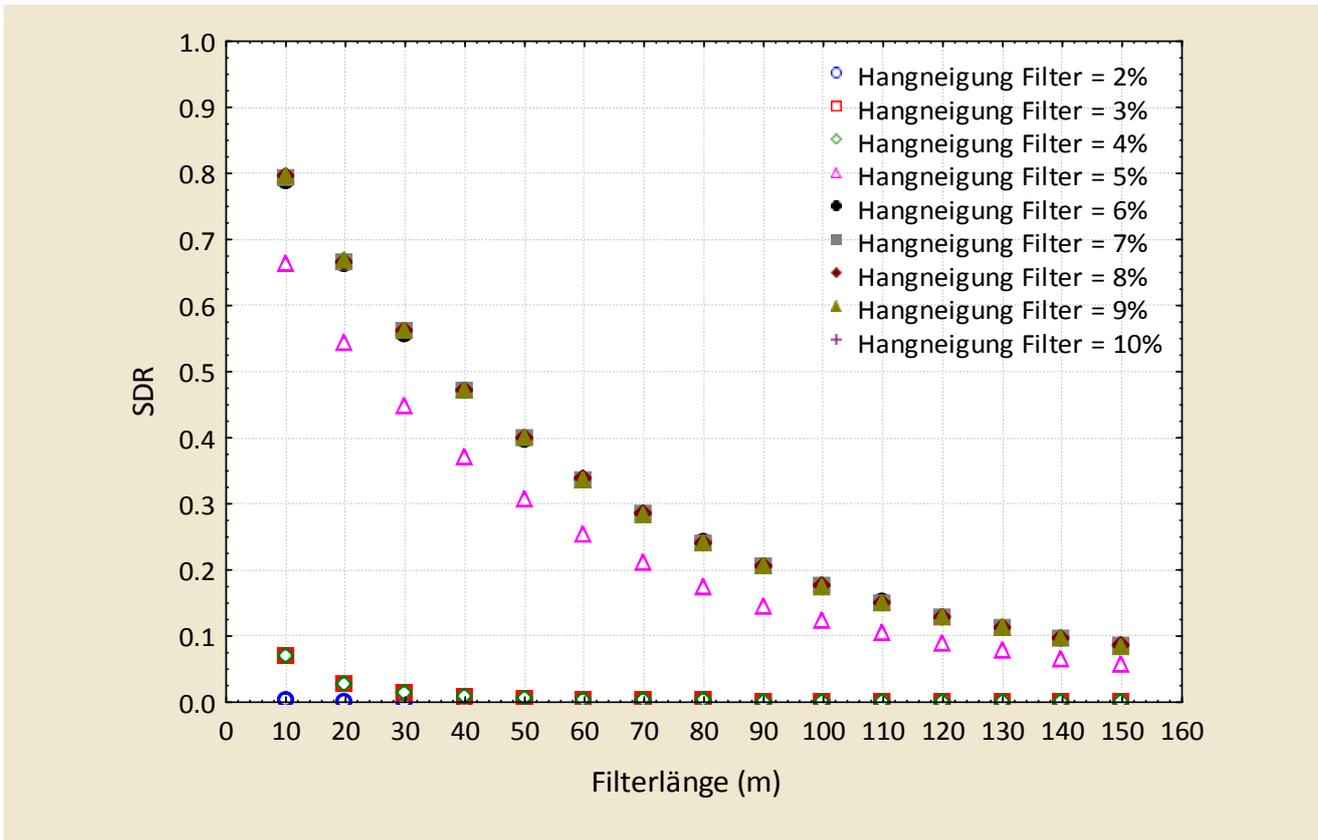


Abb. 4-17: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = lehmiger Sand, Hangneigung des Ackers = 5%)

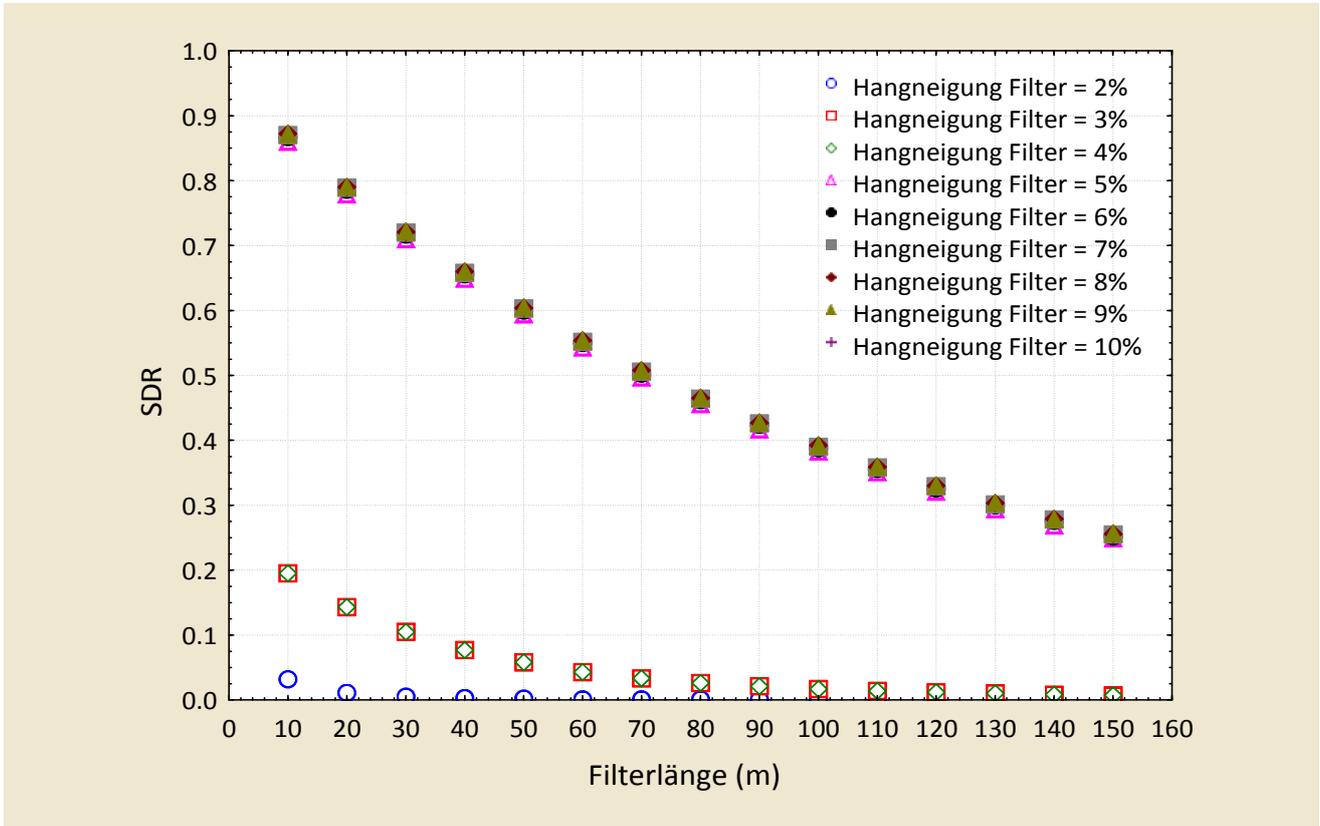


Abb. 4-18: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = sandiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)

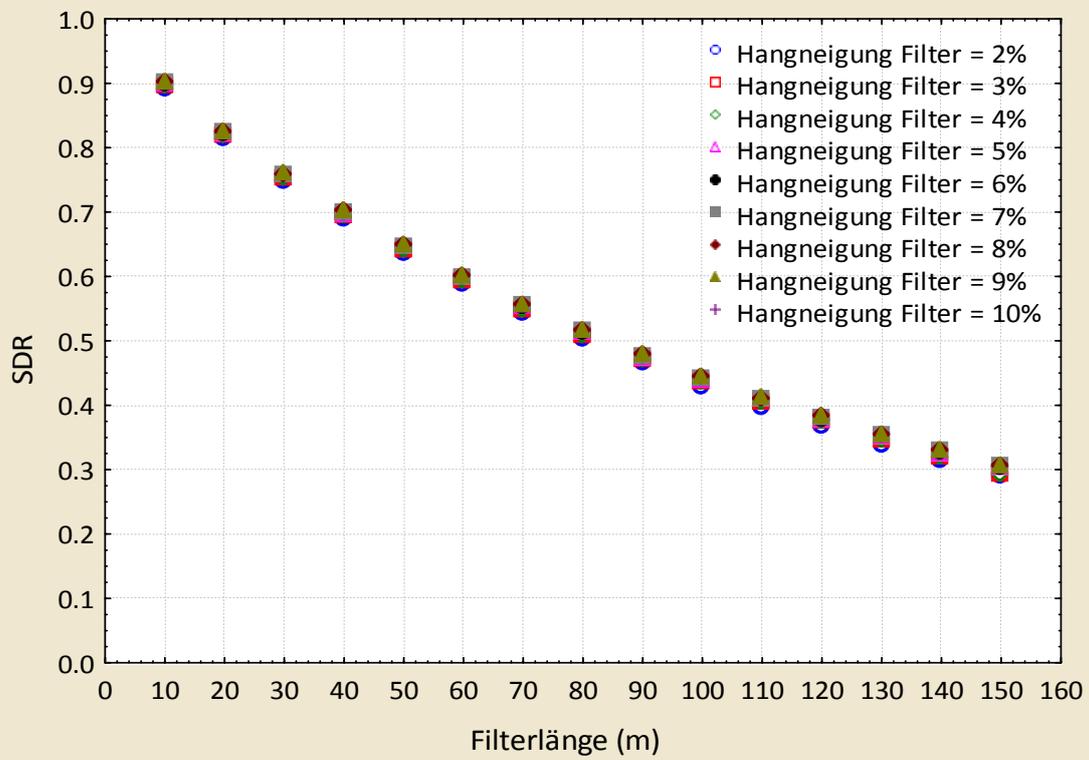


Abb. 4-19: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = toniger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)

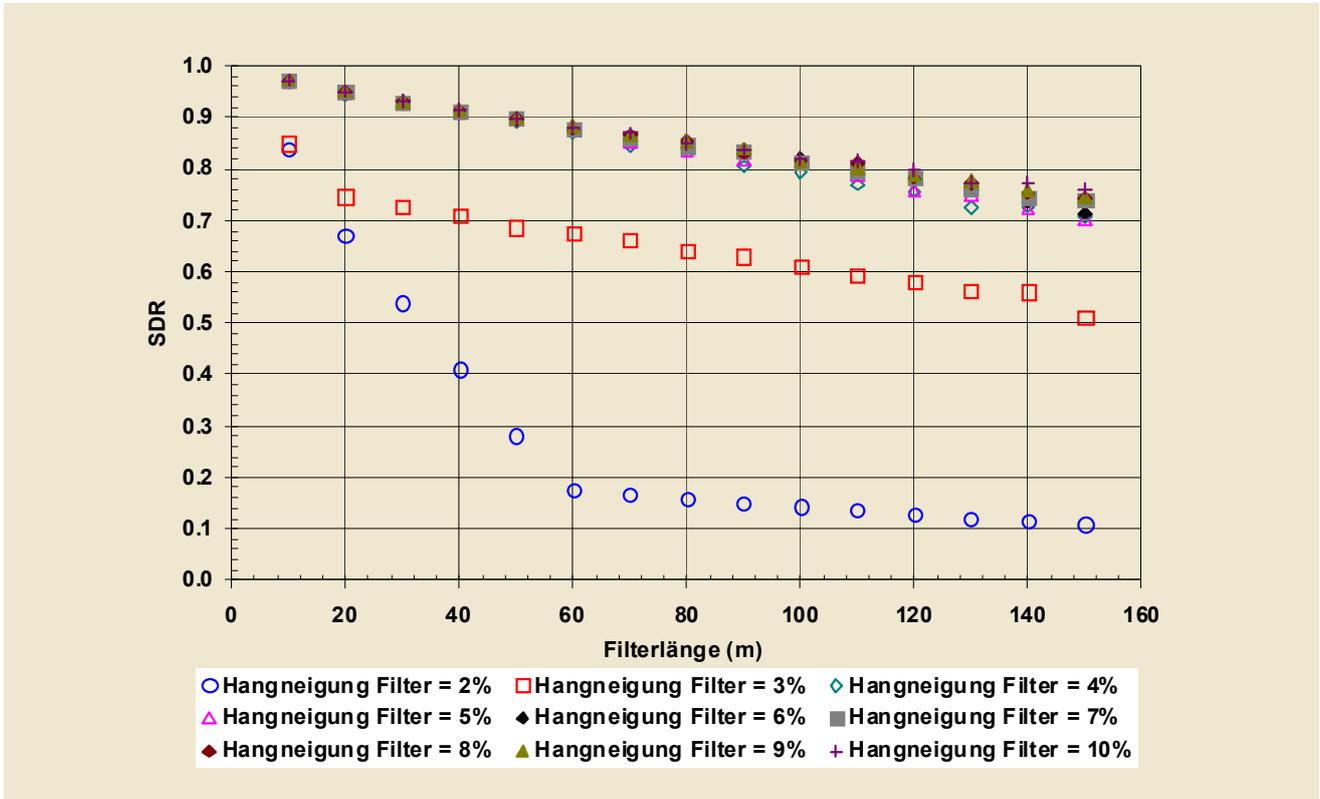


Abb. 4-20: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = Schluff, Hangneigung des Ackers = 5%)

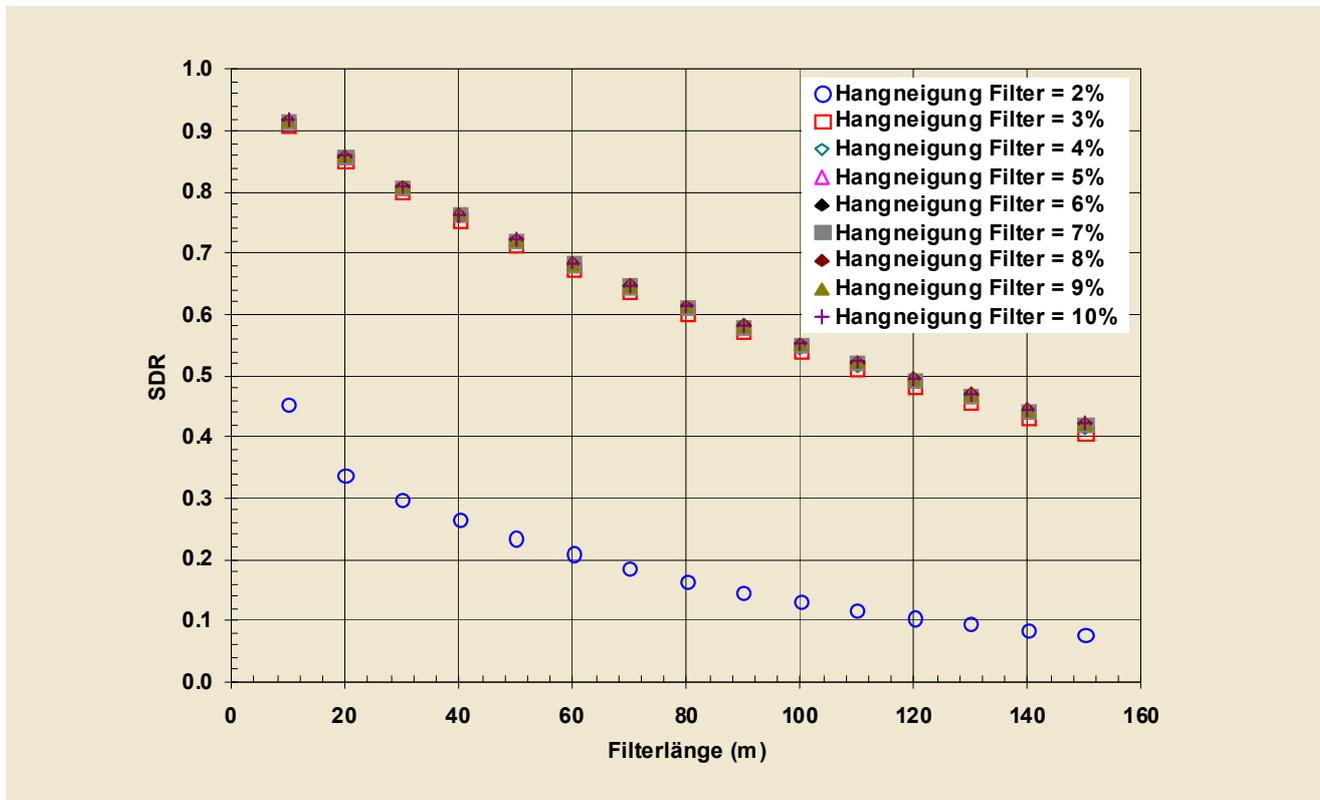


Abb. 4-21: Effekt variabler Hangneigung im Filterstreifen auf die Retentionsleistung (Randbedingungen: Niederschlag = 40 mm, Boden = schluffiger Lehm, Hangneigung des Ackers = 5%)

Es zeigt sich, dass die Wirkung der Hangneigung auf die Retention im Filterstreifen wiederum abhängig von der Beschaffenheit des Sediments ist, wobei für das Sediment mit der geringsten Korngröße (mittlerer Korndurchmesser für tonigen Lehm = 0,018 mm) zumindest unter den gewählten Randbedingungen überhaupt kein Einfluss der Hangneigung im Filterstreifen sichtbar ist (Abb. 4-19). Im Vergleich dazu sind für alle anderen Korngrößen deutliche Effekte bei unterschiedlichen Hangneigungen im Filterstreifen sichtbar (Abb. 4-17, Abb. 4-18, Abb. 4-20, Abb. 4-21).

4.2.3 Transfermodell zur Anwendung in Testgebieten

Um die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Wechselwirkungen zwischen Bodenabtrag, Hangneigung im Filterstreifen und Bodentextur in ein einheitliches Modell zu bringen, das eine Anwendung auf größere Flächen erlaubt, wurde aus den mit VFSSMOD berechneten SDR Werten eine Ergebnismatrix erstellt, die für jede Kombination der Einzelfaktoren eine mittlere Retentionswirkung in einem 50 m breiten Vegetationsfilterstreifen berechnet. Dazu wurden die in VFSSMOD errechneten Sedimenteinträge in Erosionsklassen eingeteilt, wobei die in Tab. 4-10 angegebene Klassenbildung verwendet wurde.

Tab. 4-10: Klassenbildung zur Einteilung der in VFSMOD verwendeten Erosionsmengen

Erosionsklassen	Erosion
-	kg.m ⁻¹
1	< 500
2	500-1.000
3	1.001-2.000
4	2.001-3.000
5	3.001-4.000
6	4.001-5.000
7	5.001-7.500
8	7.501-10.000
9	>10.000

Die hier angegebenen Erosionswerte sind nicht als Abtrag pro Flächeneinheit zu verstehen, sondern als Sedimenteintrag pro m Eintragsbreite an den Endpunkten hydrologischer Einzugsgebiete. Multipliziert mit dem Faktor 10 ergeben sie die gleiche Berechnungsbasis wie die in weiterer Folge für die Anwendung der Effektivitätsmatrix in den Untersuchungsgebieten verwendeten Bodenabträge mit einer Rastergröße von 10 m x 10 m. Tab. 4-12 stellt die mit dem Modell VFSMOD errechnete Effektivitätsmatrix dar.

Für die Berechnung der Hangneigungsklassen wurde eine Obergrenze bei einer Hangneigung von 10% eingezeichnet. Es zeigte sich nämlich, dass im Bereich höherer Hangneigungen die Wechselwirkung mit Boden und Erosion nur mehr in sehr geringem Maß gegeben ist. Abb. 4-22 zeigt diesen Effekt. Die Abb. 4-23 bis Abb. 4-27 stellen die Ergebnisse der Effektivitätsmatrix (Tab. 4-12) für die einzelnen Bodentypen getrennt dar. Generell sinkt die Effektivität eines Gewässerrandstreifens mit steigender Hangneigung und steigendem Sedimenteintrag. Allerdings wird

sichtbar, dass für den Bodentyp toniger Lehm (Abb. 4-23) der Effekt der Hangneigung sehr gering ist. Für die anderen untersuchten Bodentypen kann ein wesentlich größerer Einfluss der Hangneigung auf die Retentionsleistung festgestellt werden. Ursache dafür sind die geringeren Korngrößen der Bodenart toniger Lehm (mittlerer Korngrößendurchmesser = 0,0018 mm) im Vergleich zu den anderen Bodentypen (siehe auch 2.4).

Obwohl die Effektivitätsmatrix 9 Erosionsklassen aufweist, sind für die praktische Anwendung in den Testgebieten im Wesentlichen die Erosionsklassen 1 - 4 bedeutend. Die in der Effektivitätsmatrix angegebenen Werte sind Mittelwerte, wobei nicht vergessen werden sollte, dass sie mit hohen Streuungen behaftet sind (Tab. 4-11). Die hier angegebenen Werte sind also im Durchschnitt aller Fälle gültig, für die Anwendung im Einzelfall aber mit größeren Ungenauigkeiten behaftet.

Tab. 4-11: mittlere Standardabweichungen der Retentionsleistung von Vegetationsfilterstreifen (angegeben als % SDR) für drei Hangneigungsstufen der Bodenart toniger Lehm

Erosion	Hangneigung (%)		
	2	5	10
Klassen			
1	0,08	0,08	0,08
2	0,18	0,19	0,19
3	0,25	0,25	0,25
4	0,26	0,26	0,27
5	0,31	0,32	0,32
6	0,32	0,33	0,33
7	0,27	0,30	0,30
8	0,23	0,28	0,28
9	0,25	0,12	0,12

Tab. 4-12: Effektivitätsmatrix eines 50 m breiten Vegetationsfilterstreifens je nach Erosionsklasse (vgl. Tab. 4-10), Bodenart (L Lehm; I lehmig; U Schluff; u schluffig; t tonig) und Hangneigung; Ein Wert der SDR (Sediment Delivery Ratio) von 0 bedeutet: vollständiger Rückhalt des Sediments im Vegetationsfilterstreifen; 1: kein Rückhalt

Erosion Klasse	Bodenart	Hangneigung (%)								
		2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	L	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
	sL	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	IS	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	U	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	uL	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
2	tL	0,23	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,25	0,25
	sL	0,00	0,09	0,09	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
	IS	0,00	0,02	0,02	0,21	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
	U	0,18	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
	uL	0,19	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
3	tL	0,48	0,50	0,50	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51
	sL	0,01	0,16	0,16	0,43	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
	IS	0,00	0,02	0,02	0,30	0,35	0,38	0,39	0,39	0,39
	U	0,36	0,38	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39
	uL	0,24	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
4	tL	0,56	0,62	0,62	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
	sL	0,00	0,10	0,10	0,46	0,55	0,56	0,57	0,57	0,57
	IS	0,00	0,04	0,04	0,38	0,53	0,59	0,59	0,59	0,59
	U	0,56	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,59
	uL	0,56	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,59
5	tL	0,73	0,74	0,74	0,75	0,75	0,76	0,76	0,76	0,76
	sL	0,01	0,20	0,20	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
	IS	0,00	0,03	0,03	0,48	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
	U	0,51	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,72	0,72
	uL	0,28	0,59	0,68	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69
6	tL	0,78	0,78	0,78	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
	sL	0,03	0,29	0,29	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74
	IS	0,00	0,01	0,01	0,18	0,39	0,63	0,72	0,72	0,72

Erosion	Bodenart	Hangneigung (%)								
		2	3	4	5	6	7	8	9	10
7	U	0,19	0,68	0,72	0,72	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73
	uL	0,23	0,68	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72
	tL	0,69	0,80	0,80	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81
	sL	0,01	0,09	0,09	0,65	0,77	0,77	0,77	0,77	0,78
	IS	0,00	0,01	0,01	0,21	0,44	0,69	0,80	0,81	0,81
	U	0,46	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
	uL	0,42	0,78	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
8	tL	0,52	0,85	0,85	0,86	0,86	0,86	0,87	0,87	0,87
	sL	0,00	0,04	0,04	0,42	0,71	0,82	0,82	0,82	0,83
	IS	0,00	0,02	0,02	0,27	0,50	0,67	0,79	0,83	0,84
	U	0,33	0,84	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85
	uL	0,28	0,82	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85
9	tL	0,79	0,88	0,88	0,96	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97
	sL	0,74	0,74	0,74	0,77	0,82	0,86	0,89	0,91	0,93
	IS	0,72	0,73	0,73	0,73	0,74	0,77	0,80	0,84	0,88
	U	0,65	0,79	0,89	0,92	0,94	0,94	0,95	0,95	0,95
	uL	0,60	0,70	0,82	0,89	0,92	0,94	0,94	0,94	0,94

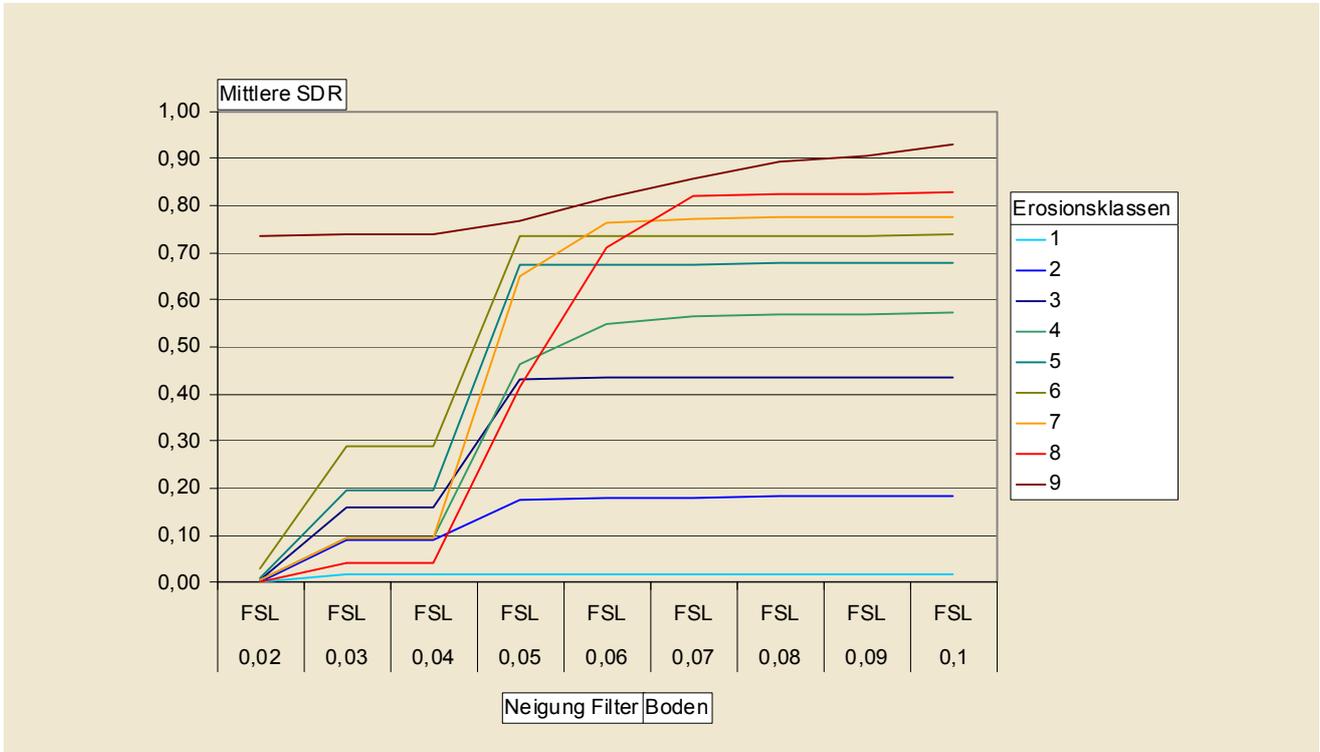


Abb. 4-22: Wirkung der Hangneigung auf die Retentionsleistung eines Vegetationsfilterstreifens (angegeben in % SDR) bei verschiedenen Erosionsklassen. Hangneigung = 2% - 10%, Boden = sandiger Lehm (FSL)

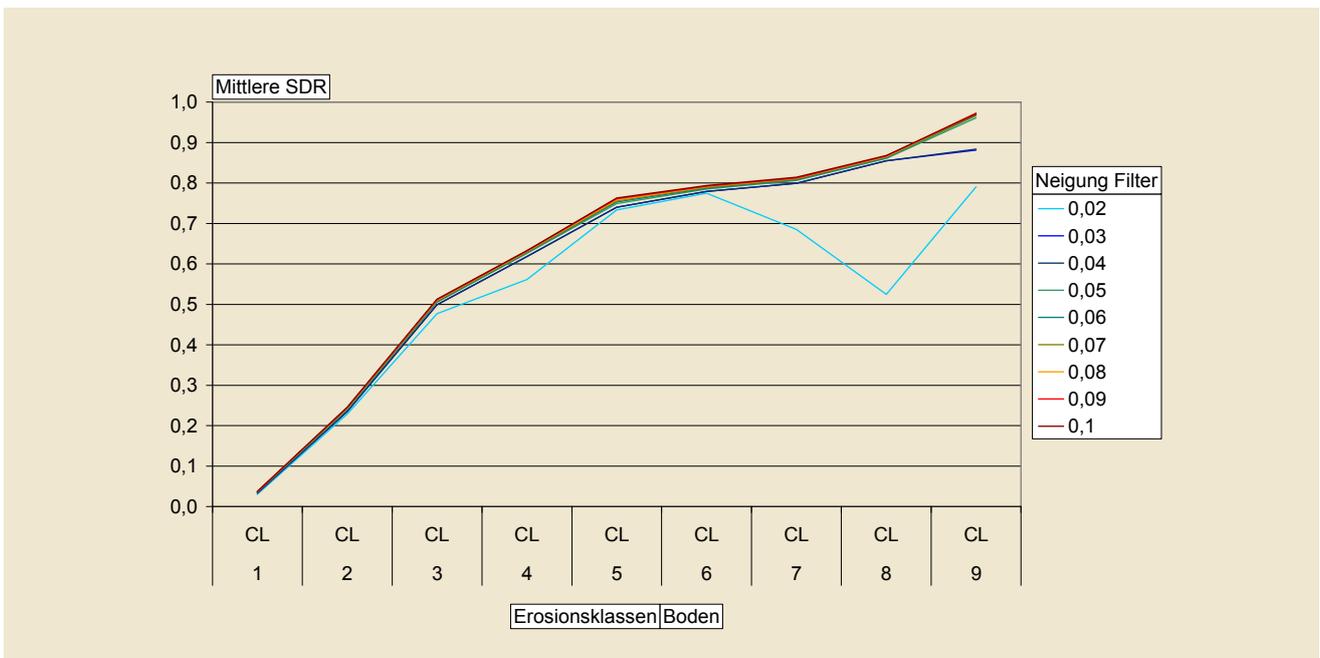


Abb. 4-23: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = toniger Lehm (CL)

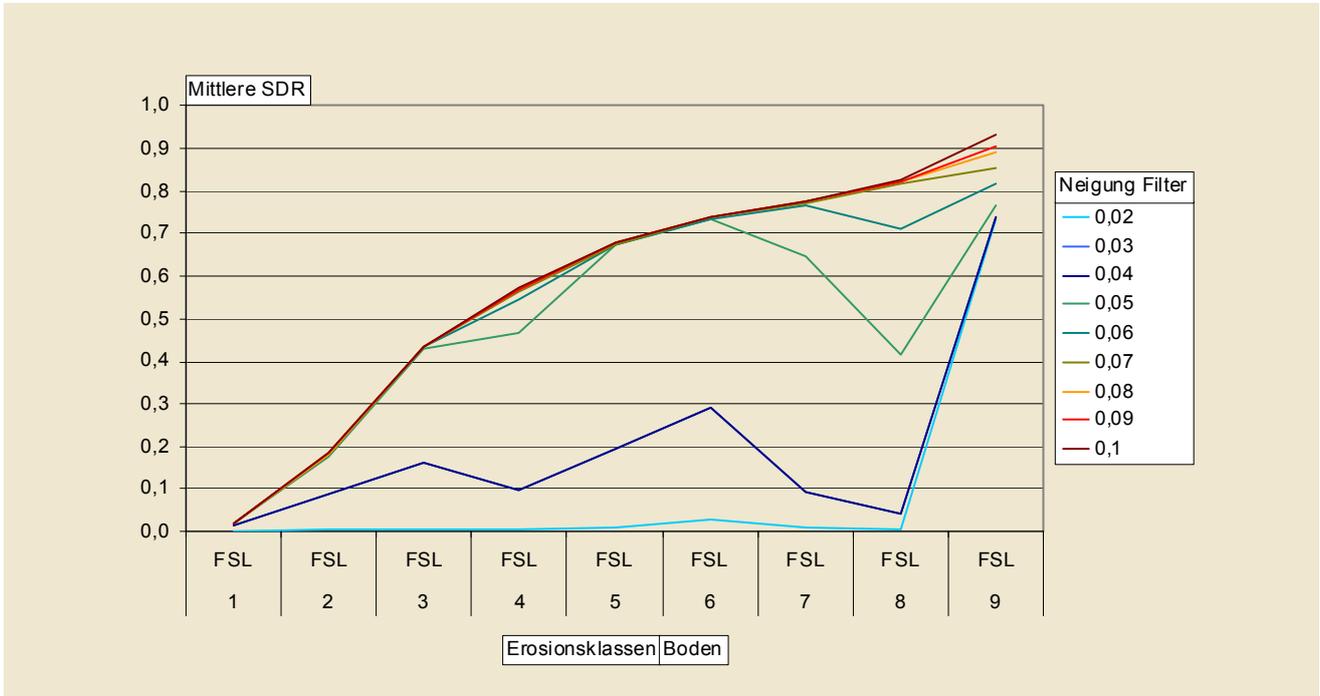


Abb. 4-24: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = sandiger Lehm (FSL)

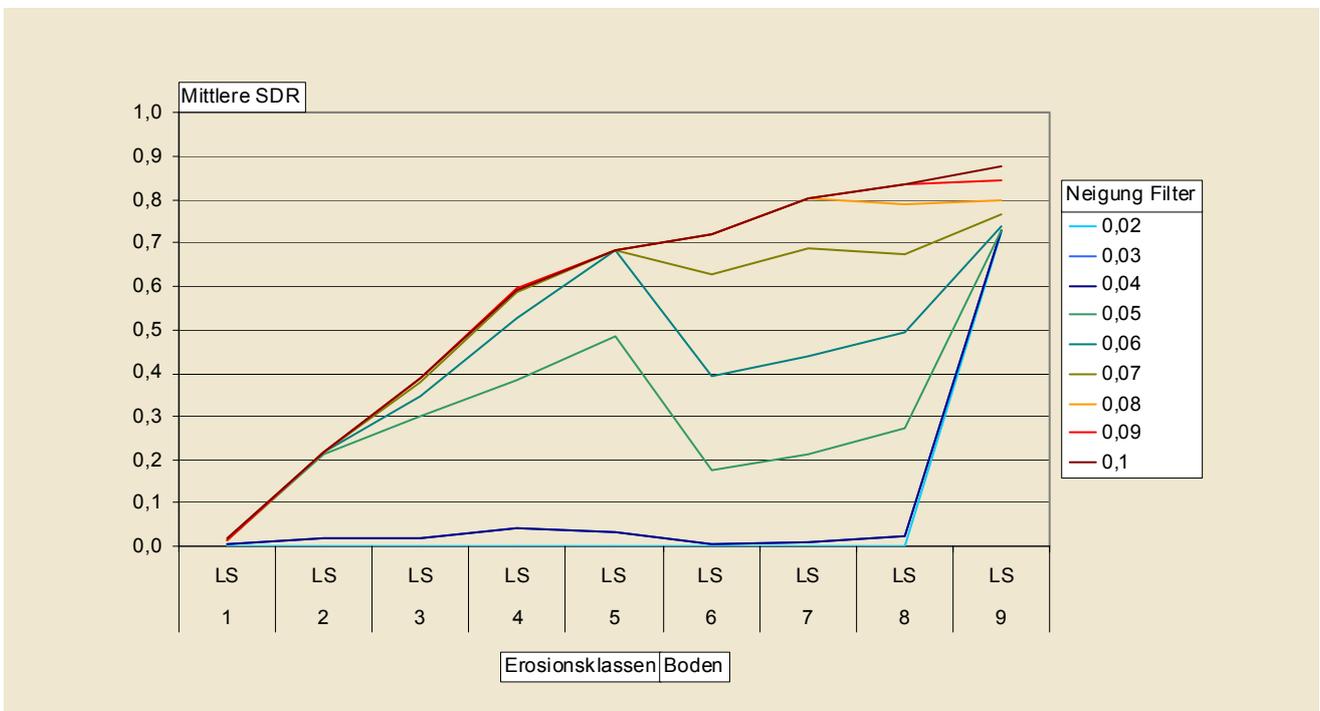


Abb. 4-25: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = lehmiger Sand (LS)

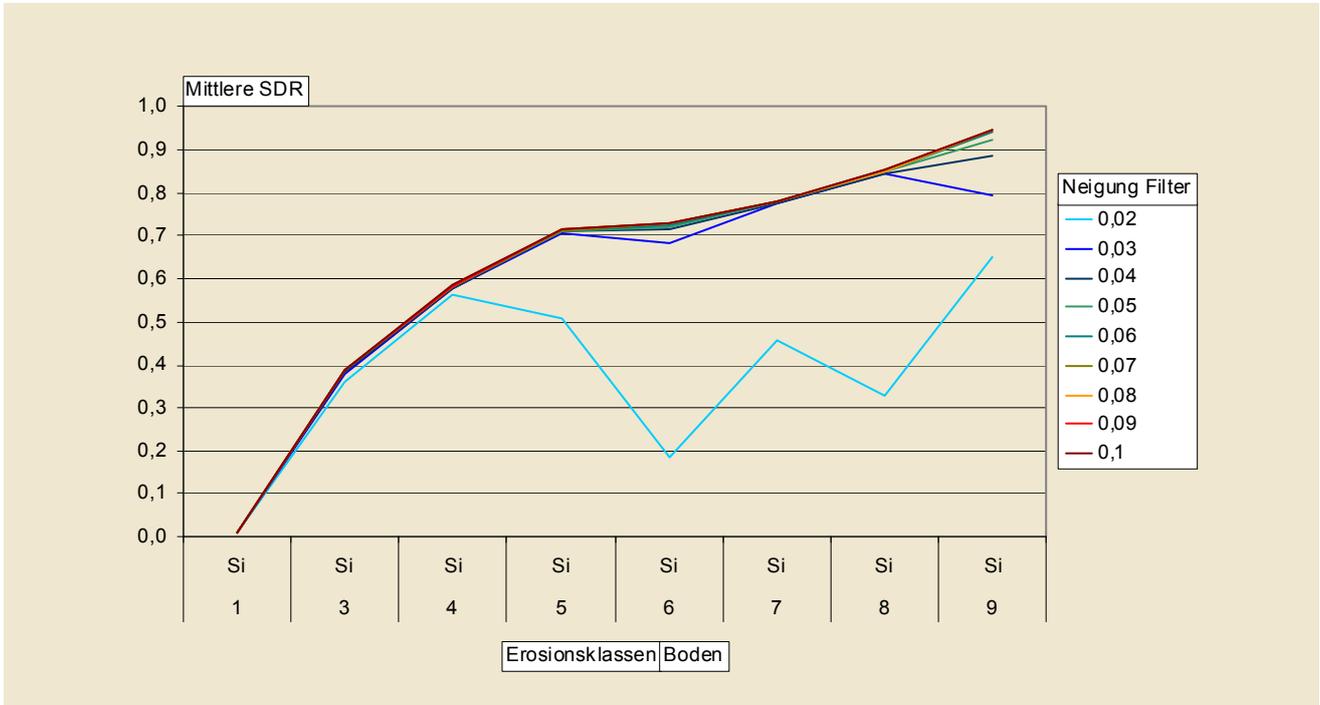


Abb. 4-26: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = Schluff (Si)

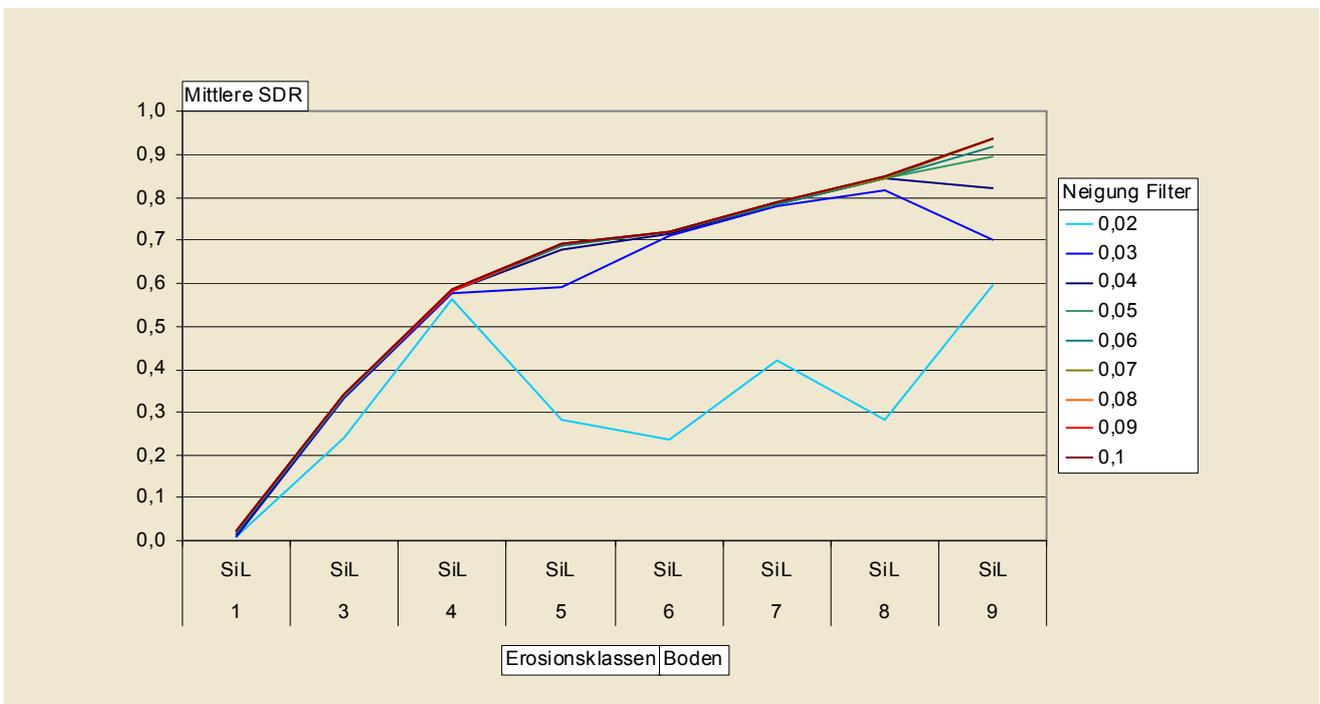


Abb. 4-27: Änderung der mittleren Effektivität (in %SDR) eines Vegetationsfilterstreifens in Abhängigkeit von Boden und Hangneigung. Boden = schluffiger Lehm (SiL)

4.2.4 Anwendung des Transfermodells in den Projektgebieten

4.2.4.1 Niederösterreich

Abb. 4-28 zeigt die Lage der niederösterreichischen Testgebiete, den Puffer mit einer Ausdehnung von 2 mal 50 Metern und die Grundstücke, die zumindest teilweise innerhalb dieses Puffers liegen. Wie daraus ersichtlich ist, sind nicht alle Oberflächengewässer innerhalb der Testgebiete Teil des ÖPUL Förderprogramms. Tab. 4-13 stellt den Flächenanteil der Oberflächengewässer, deren Einzugsgebiet ungeschützt ist, dar. Es zeigt sich, dass dieser in einem Bereich zwischen 12% und 37% liegt, was einen nicht unerheblichen Anteil darstellt.

Tab. 4-13: Relativer Flächenanteil der durch ÖPUL potenziell geschützten Flächen in den niederösterreichischen Teilgebieten Rußbach, Sulzbach und Waidenbach

%	Rußbach	Waidenbach	Sulzbach
geschützt	83,6	87,7	63,2
ungeschützt	16,4	12,3	36,8

In weiterer Folge dieser Auswertungen werden alle Ergebnisse auf die potenziell geschützten Flächen bezogen. Die Ergebnisse für die einzelnen Erosionsfaktoren sind in Abb. 4-29 bis Abb. 4-32 dargestellt. Aus Ihnen wird anhand der allgemeinen Bodenabtragsgleichung der Bodenabtrag für die Testgebiete berechnet (Abb. 4-33). Die Hangneigungen und Einzugsgebietsgrößen innerhalb der Testgebiete sind in Abb. 4-34 und Abb. 4-35 dargestellt.

Die wesentlichen Ergebnisse des Einsatzes von Filterstreifen sind in Tab. 4-14 und Tab. 4-15 dargestellt. Die in Tab. 4-14 dargestellten Werte geben die mittlere Retentionsleistung der 50 m Filterstreifen für das gesamte Testeinzugsgebiet an. Sowohl unter der Annahme von konvergentem Eintrag, als auch bei flä-

chenhaftem Eintrag liegen die mittleren Retentionsleistungen bei 97%, es werden also im Durchschnitt aller 27.076 Eintragungspunkte nur 3% des ankommenden Sediments in das Gewässer gelangen. Betrachtet man allerdings die berechneten Minima, zeigt sich, dass bei der Annahme von konvergentem Eintrag in einzelnen Fällen auch weitaus geringere Retentionsleistungen möglich sind. Abb. 4-36 stellt die Situation bei konvergentem Eintrag graphisch dar, Abb. 4-37 zeigt die Situation bei flächenhaft angenommenen Eintragsbedingungen. Es ist erkennbar, dass bei konvergenten Eintragsbedingungen eine Reihe von Eintragungspunkten weniger als 90% Retentionsleistung aufweisen, wie auch Tab. 4-15 zeigt.

Tab. 4-14: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft

	Auswertungsmethode	
	konvergent	flächenhaft
	%	%
Minimum	8	97
Maximum	98	98
Mittelwert	97	97

Tab. 4-15: Häufigkeiten der SDR für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen

SDR	Rußbach	Waidenbach	Sulzbach
<= 0,1	8810	10945	7139
> 0,1 - 0,2	42	22	39
> 0,2 - 0,3	23	19	6
> 0,3 - 0,4	2	2	2
> 0,4 - 0,5	9	3	2
> 0,5 - 0,6	4	1	0
> 0,6 - 0,7	0	4	1
> 0,7 - 0,8	0	0	0
> 0,8 - 0,9	0	0	0

In Tab. 4-16 wurde versucht, den Anteil der Filterstreifen an der geschützten Gesamtfläche darzustellen. Dazu wurden die Retentionsleistungen an allen Eintragspunkten mit ihren dahinter liegenden Teileinzugsgebieten multipliziert, was zu einer Wichtung der Teileinzugsgebiete führt. Es zeigt sich, dass unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen im Vergleich zur geschützten Fläche, der ungeschützte Flächenanteil bei ca. 2,5 % liegt, im Fall von konvergenten Eintragsbedingungen variiert der relative ungeschützte Flächenanteil stärker und liegt, je nach Teileinzugsgebiet, zwischen 6,8 % und 12,8 %.

Tab. 4-16: Retentionsleistung von Filterstreifen in den niederösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als relativer Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche

Flächenanteile	Teileinzugsgebiete					
	Rußbach		Sulzbach		Waidenbach	
Geschützt (ha)	4823		9771		15384	
Ungeschützt	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft
ha	327	123	1253	233	1468	369
%	6,8	2,6	12,8	2,4	9,5	2,4

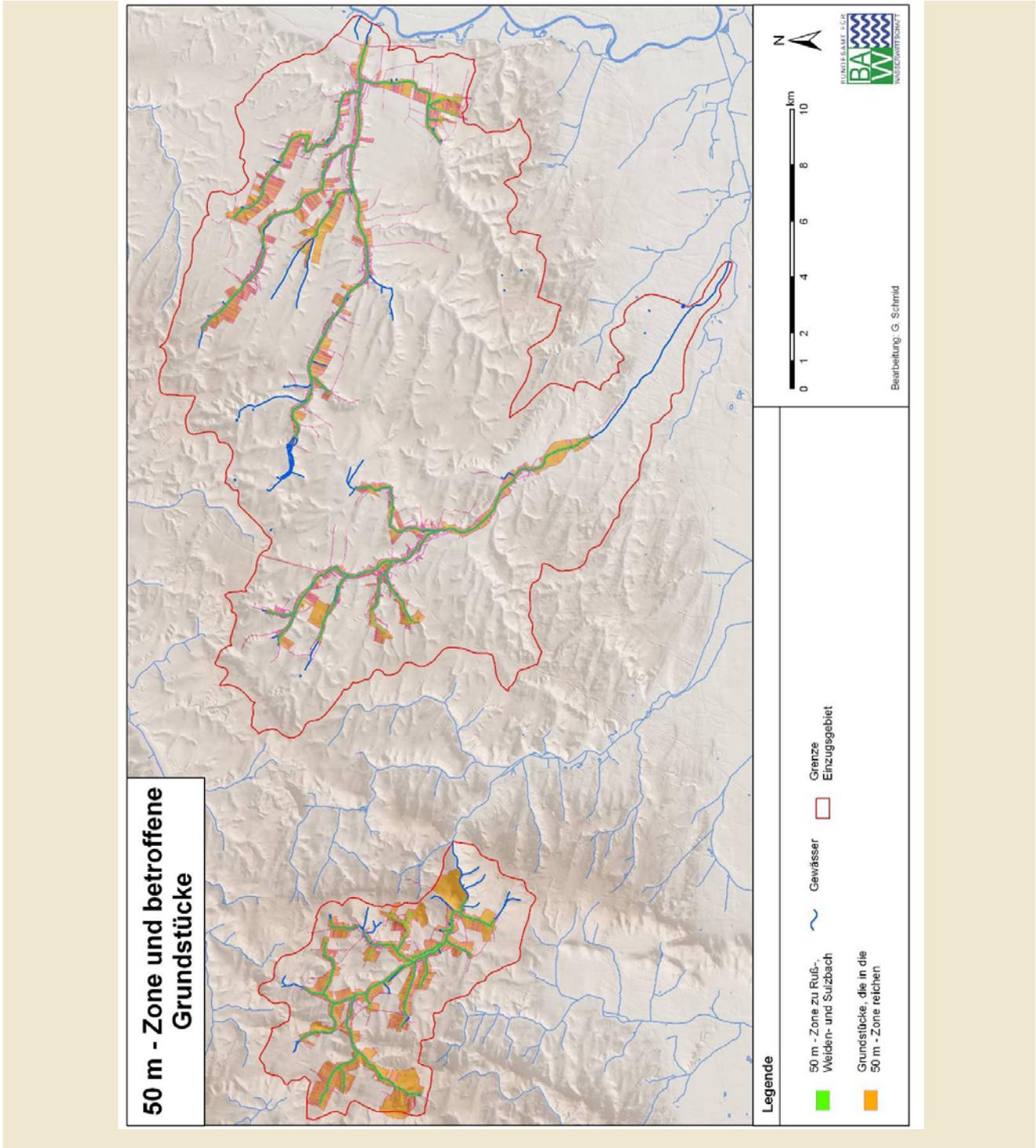


Abb. 4-28: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen und der davon betroffenen Grundstücke für die niederösterreichischen Testgebiete

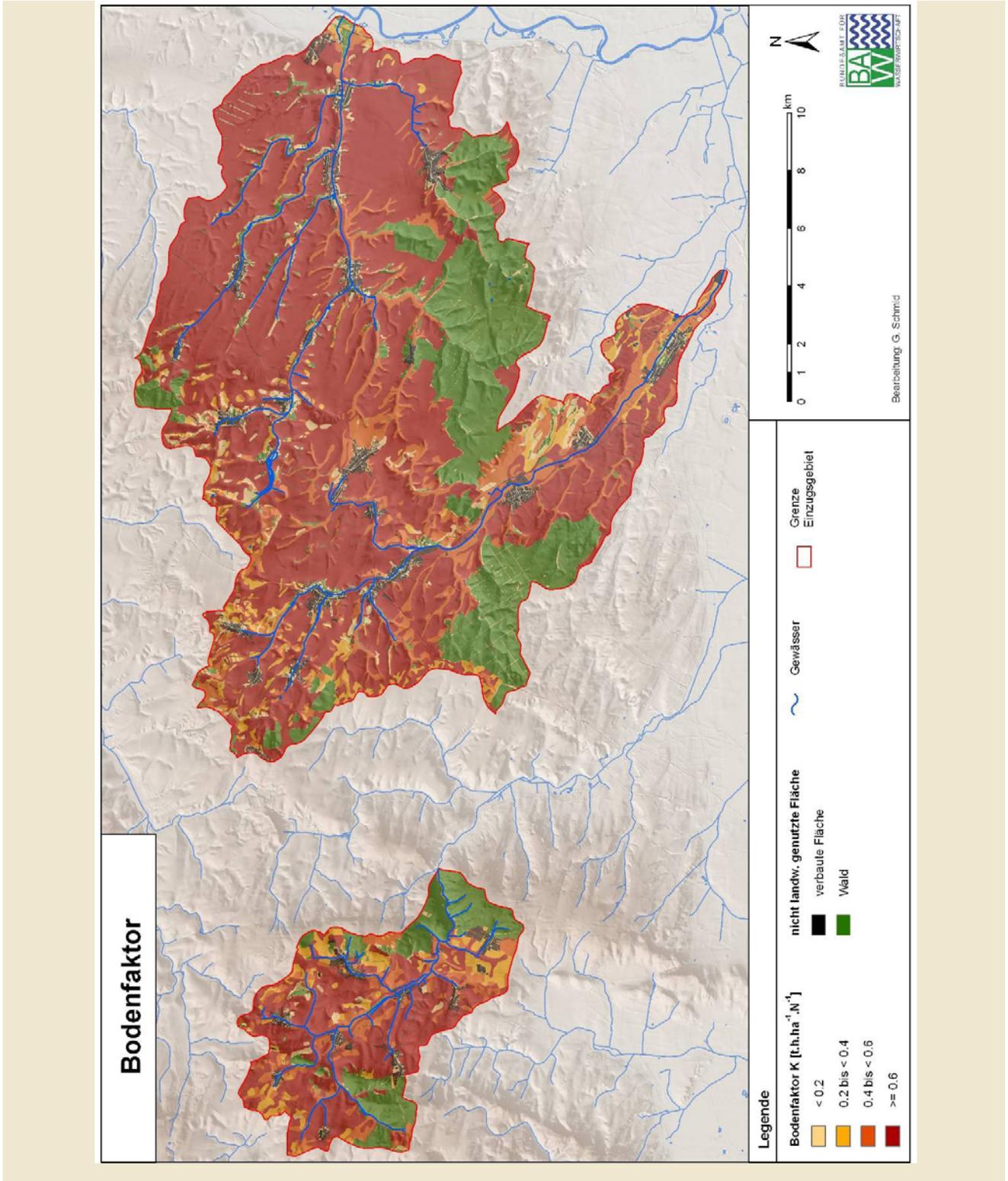


Abb. 4-29: K-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete

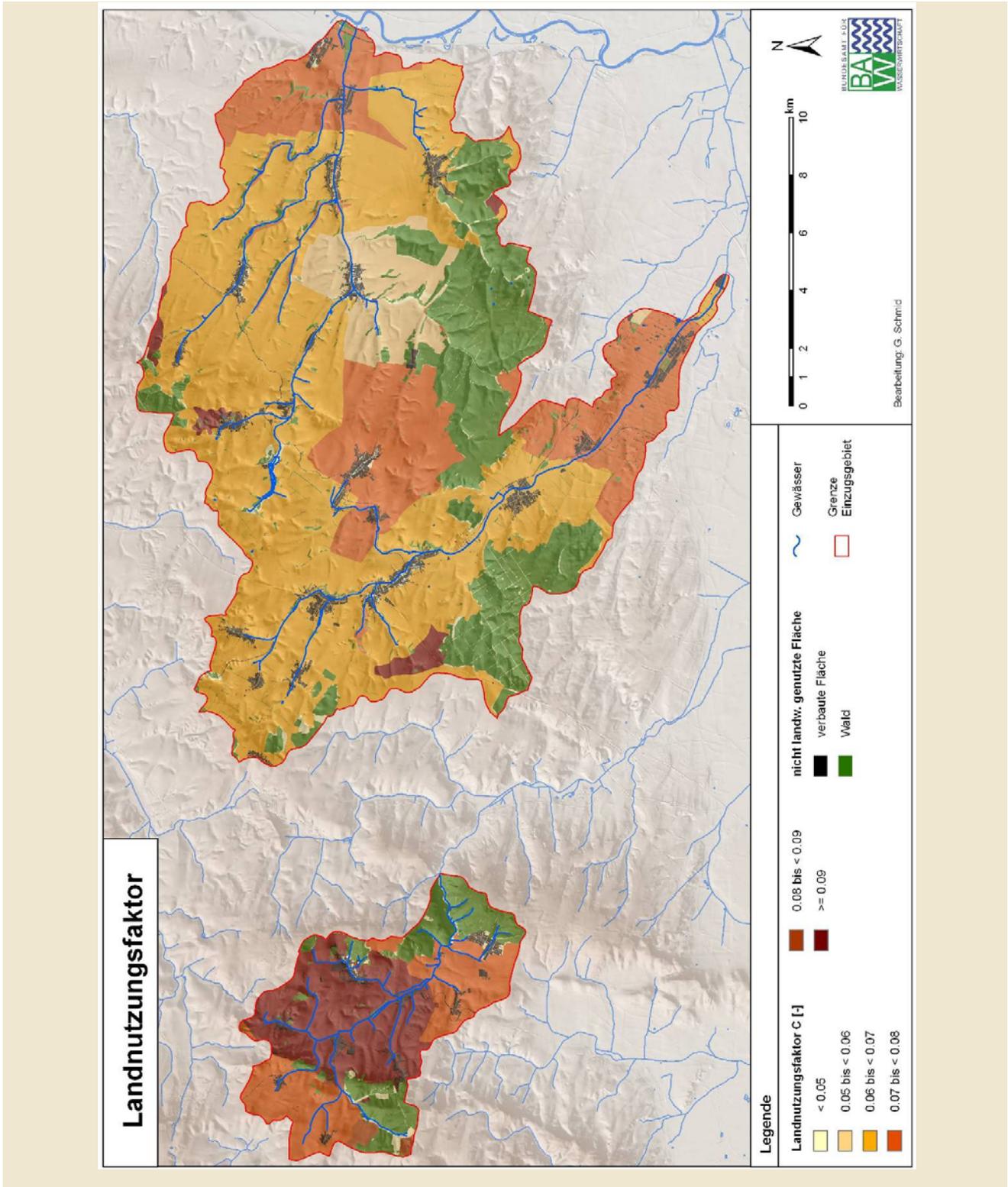


Abb. 4-30: C-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete

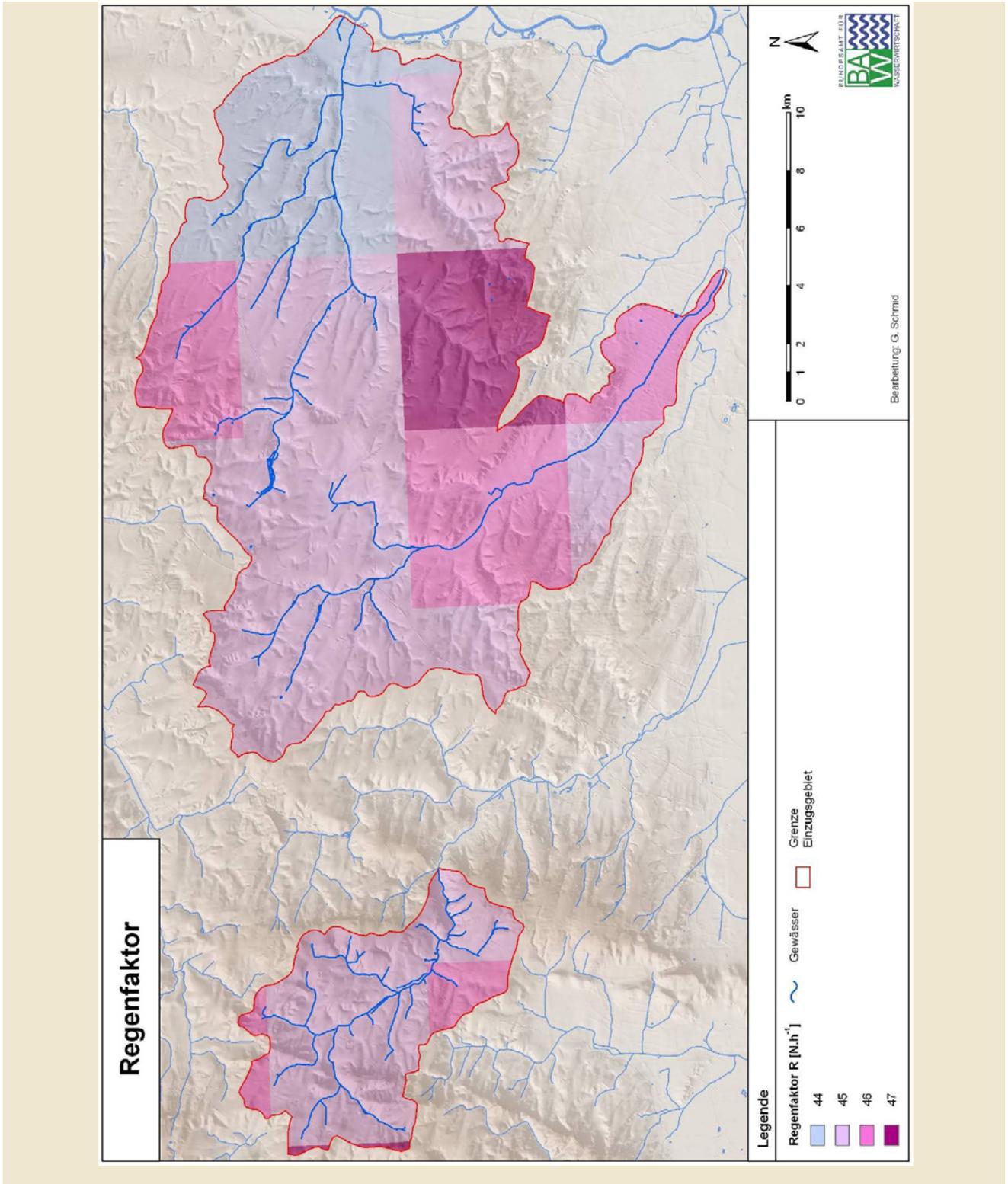


Abb. 4-31: R-Faktor der USLE für die niederösterreichischen Testgebiete

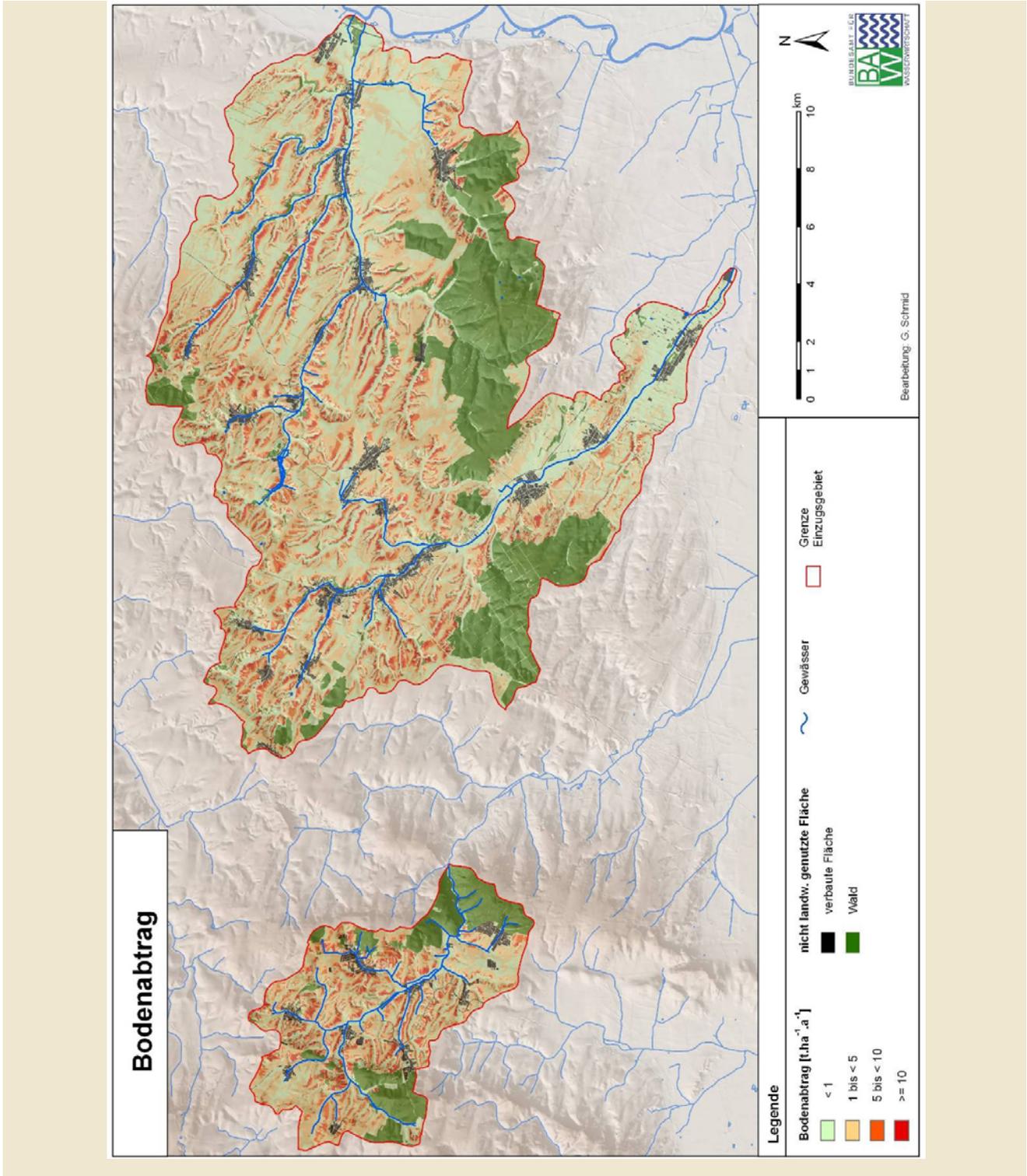


Abb. 4-33: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die niederösterreichischen Testgebiete

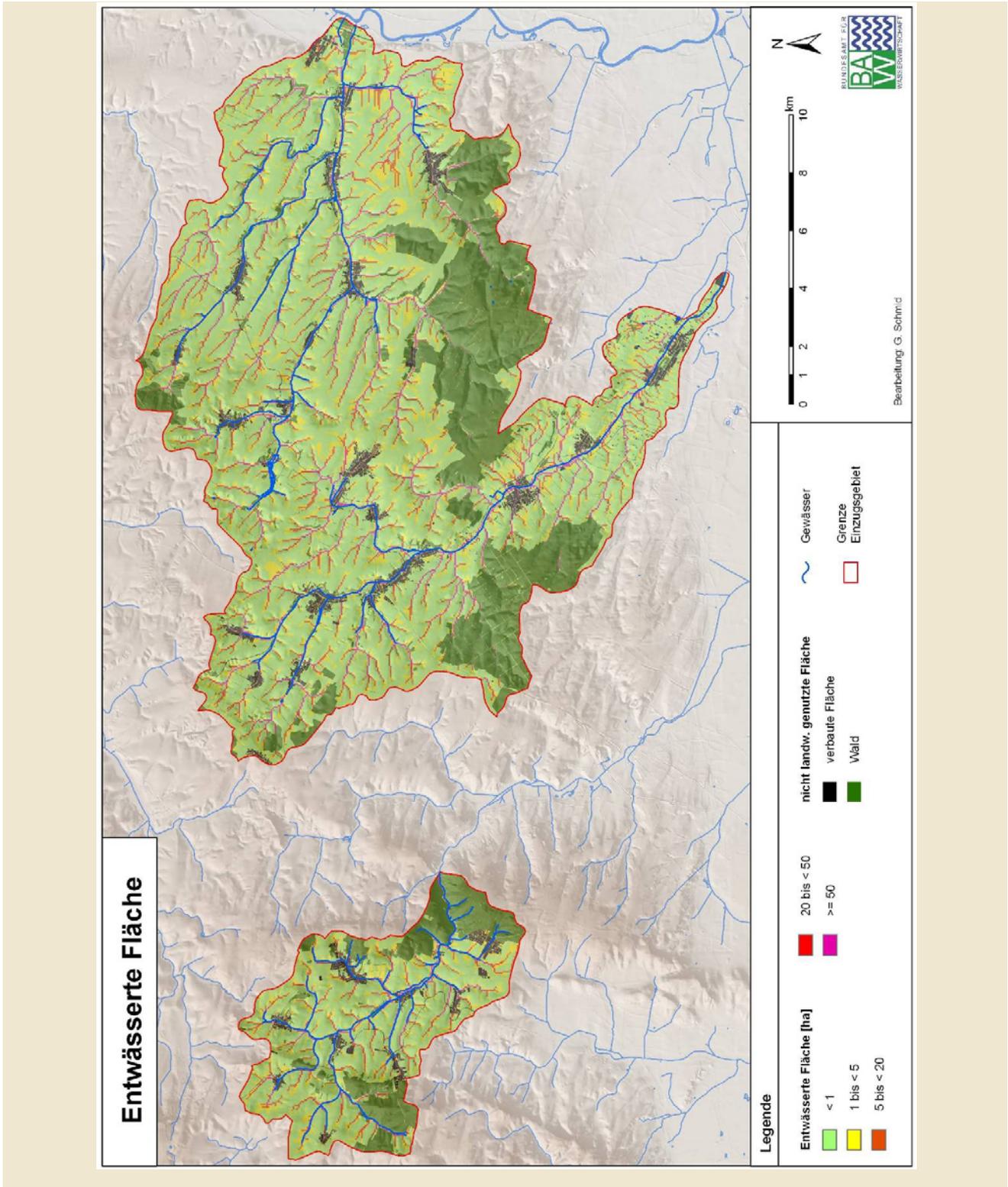


Abb. 4-34: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der niederösterreichischen Testgebiete

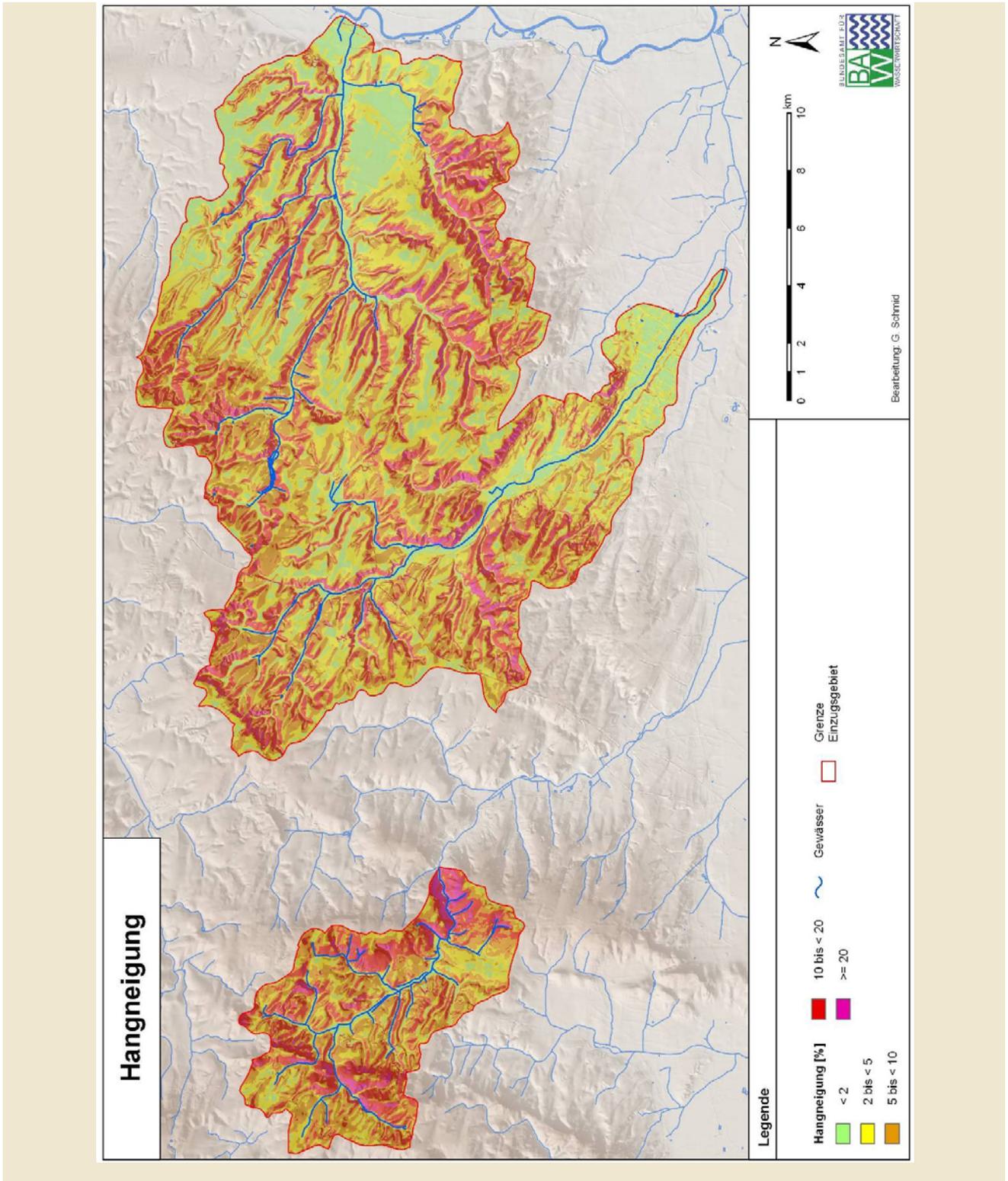


Abb. 4-35: Hangneigungen für die niederösterreichischen Testgebiete

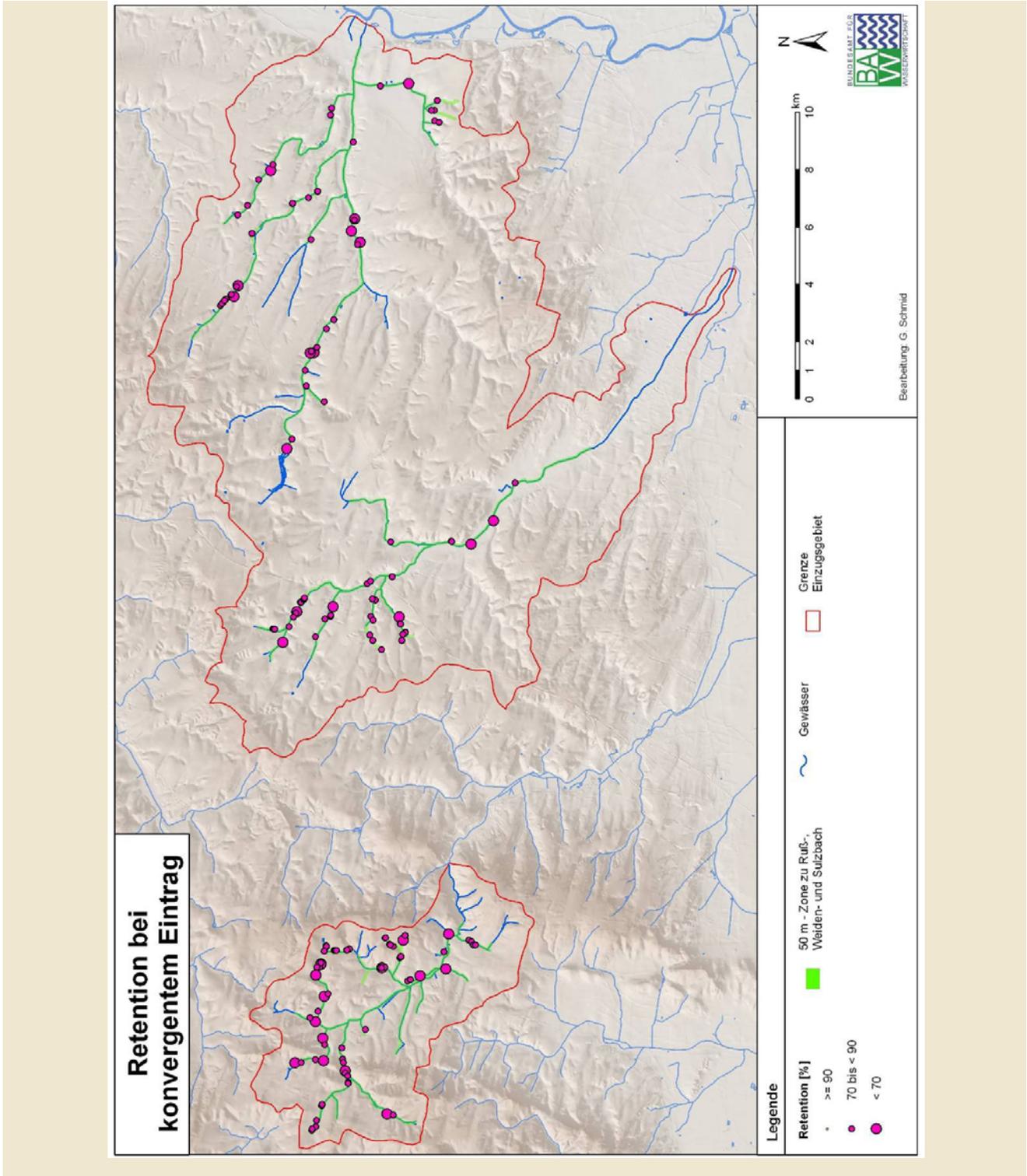


Abb. 4-36: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit <70% Retentionsleistung stark hervorgehoben.

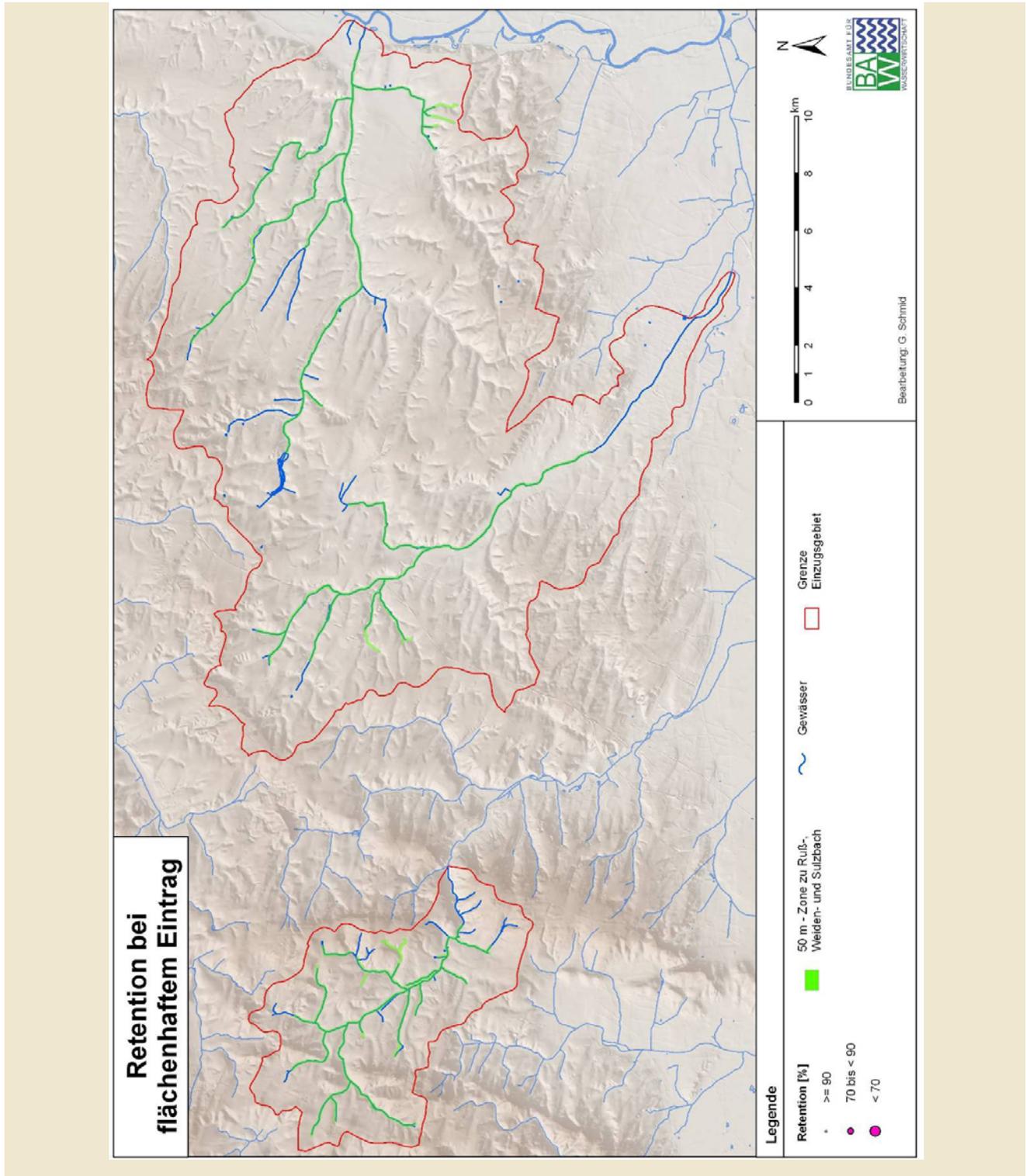


Abb. 4-37: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die niederösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaftem Eintragsbedingungen

4.2.4.2 Steiermark

Abb. 4-38 zeigt die Lage des steirischen Testgebiets und den Puffer mit einer Ausdehnung von 2 mal 50 Metern. Wie daraus ersichtlich ist, sind nicht alle Oberflächengewässer innerhalb des Testgebietes Teil des ÖPUL Förderprogramms, vor allem kleine Nebengerinne sind nicht enthalten. Tab. 4-17 zeigt den Anteil der Fläche, die durch Filterstreifen geschützt ist und stellt den ungeschützten Flächenanteil gegenüber. Dazu wurden die Retentionsleistungen an allen Eintragungspunkten mit ihren dahinter liegenden Teileinzugsgebietsflächen multipliziert, was zu einer Wichtung der Teileinzugsgebiete führt. Es zeigt sich, dass unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen der ungeschützte Flächenanteil bei ca. 1,9 % liegt, im Fall von konvergenten Eintragsbedingungen liegt der ungeschützte Flächenanteil bei etwa 12,2 %.

Tab. 4-17: Retentionsleistung von Filterstreifen im steirischen Testgebiet, ausgedrückt als Anteile von geschützter und ungeschützter Fläche

Flächenanteile	Testgebiet Steiermark	
	Geschützt (ha)	43052
Ungeschützt	konvergent	flächenhaft
ha	5254	820
%	12,2	1,9

In weiterer Folge dieser Auswertungen werden alle Ergebnisse auf die potenziell geschützten Flächen bezogen. Die Ergebnisse für die einzelnen Erosionsfaktoren sind Abb. 4-39 bis Abb. 4-42 dargestellt. Aus ihnen wird der Bodenabtrag für die Testgebiete berechnet (Abb. 4-43). Die Hangneigungen und Einzugsgebietsgrößen innerhalb der Testgebiete sind in Abb. 4-44 und Abb. 4-45 dargestellt.

Die wesentlichen Ergebnisse des Einsatzes von Filterstreifen sind in Tab. 4-18 und Tab. 4-19 dargestellt. Die in Tab. 4-18 dargestellten Werte geben die mittlere

Retentionsleistung der 50 m Filterstreifen für das gesamte Testeinzugsgebiet an. Unter der Annahme von konvergentem Eintrag liegt die mittlere Retentionsleistung bei 97%, bei flächenhaftem Eintrag bei 98%, es werden also im Durchschnitt aller 51.333 Eintragungspunkte unter der Annahme von konvergentem Eintrag nur 3% des ankommenden Sediments in das Gewässer gelangen, unter der Annahme von flächenhaftem Eintrag nur 2%. Betrachtet man allerdings die berechneten Minima, so zeigt sich, dass bei der Annahme von konvergentem Eintrag auch weitaus geringere Retentionsleistungen möglich sind. Abb. 4-46 stellt die Situation bei konvergentem Eintrag graphisch dar, Abb. 4-47 zeigt die Situation bei flächenhaft angenommenen Eintragsbedingungen. Es zeigt sich deutlich, dass bei konvergenten Eintragsbedingungen eine Reihe von Eintragungspunkten weniger als 90% Retentionsleistung aufweisen, wie auch Tab. 4-19 zeigt.

Tab. 4-18: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen im steirischen Testgebiet, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft

	Auswertungsmethode	
	konvergent	flächenhaft
	%	%
Minimum	8	83
Maximum	100	100
Mittelwert	97	98

Tab. 4-19: Häufigkeiten der SDR für das steirische Testgebiet unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen

SDR	Anzahl
<= 0,1	49402
> 0,1 - 0,2	886
> 0,2 - 0,3	426
> 0,3 - 0,4	192
> 0,4 - 0,5	161
> 0,5 - 0,6	71
> 0,6 - 0,7	96
> 0,7 - 0,8	58
> 0,8 - 0,9	17
> 0,9 - 1,0	24

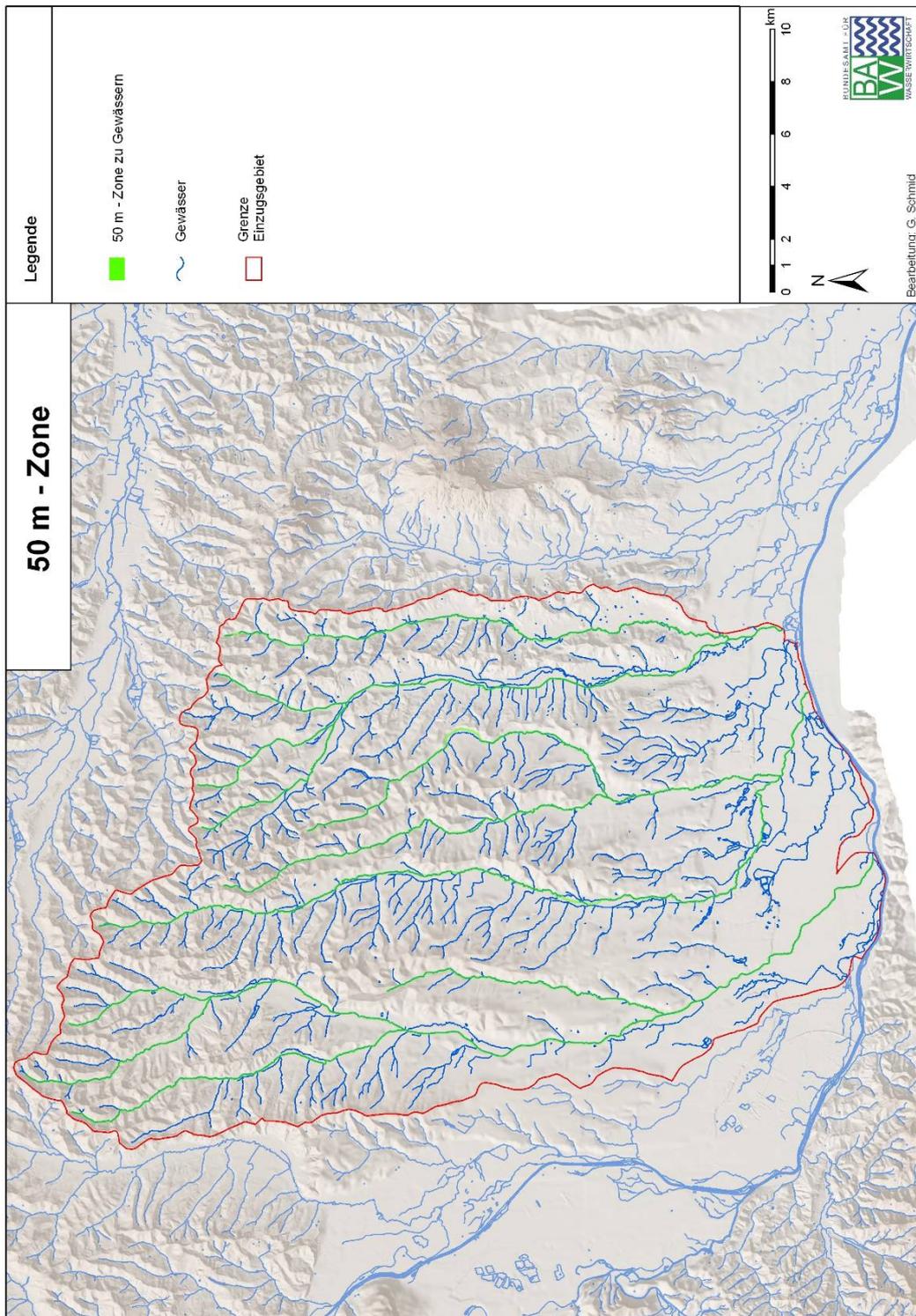


Abb. 4-38: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die steirischen Testgebiete

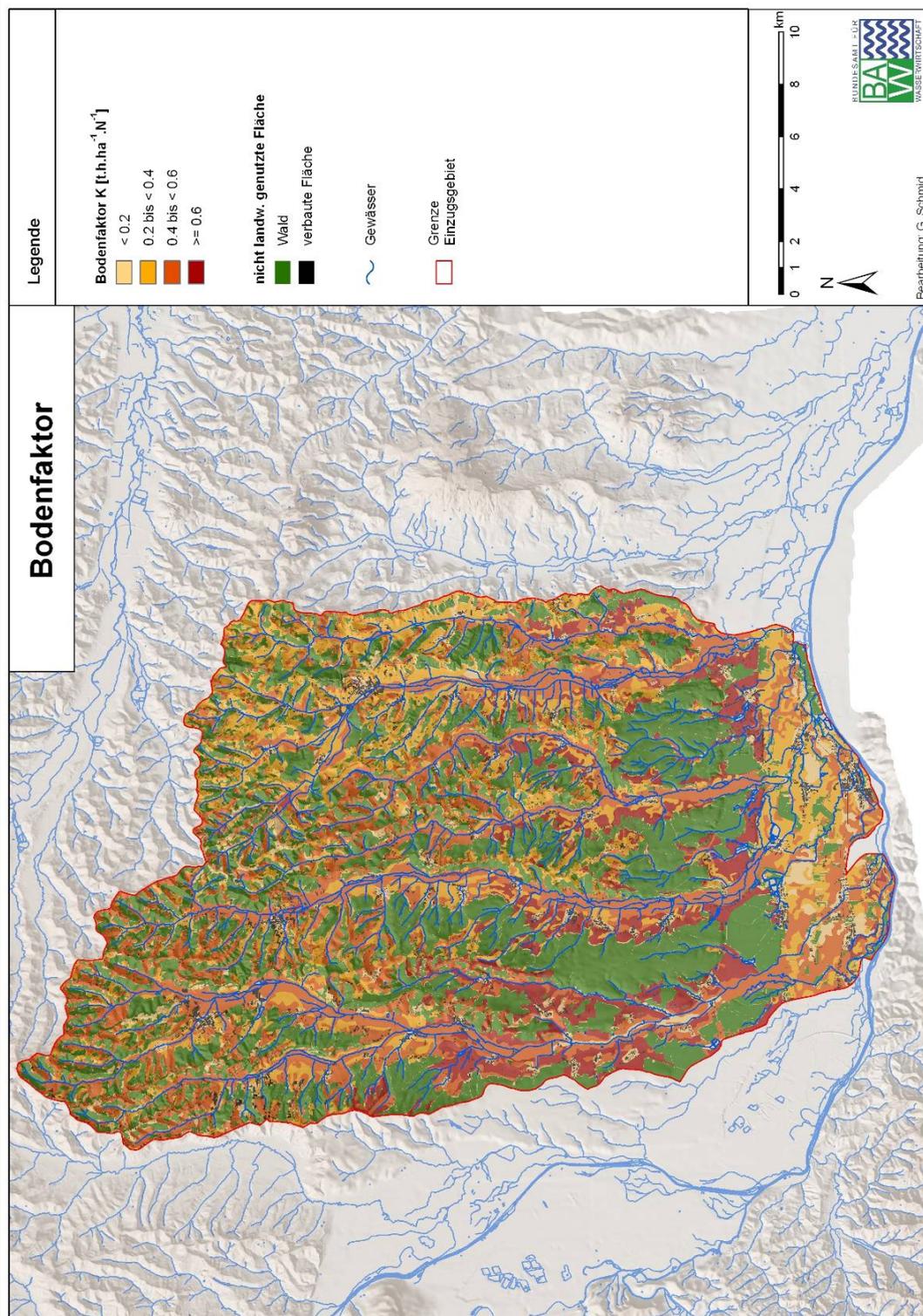


Abb. 4-39: K-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete

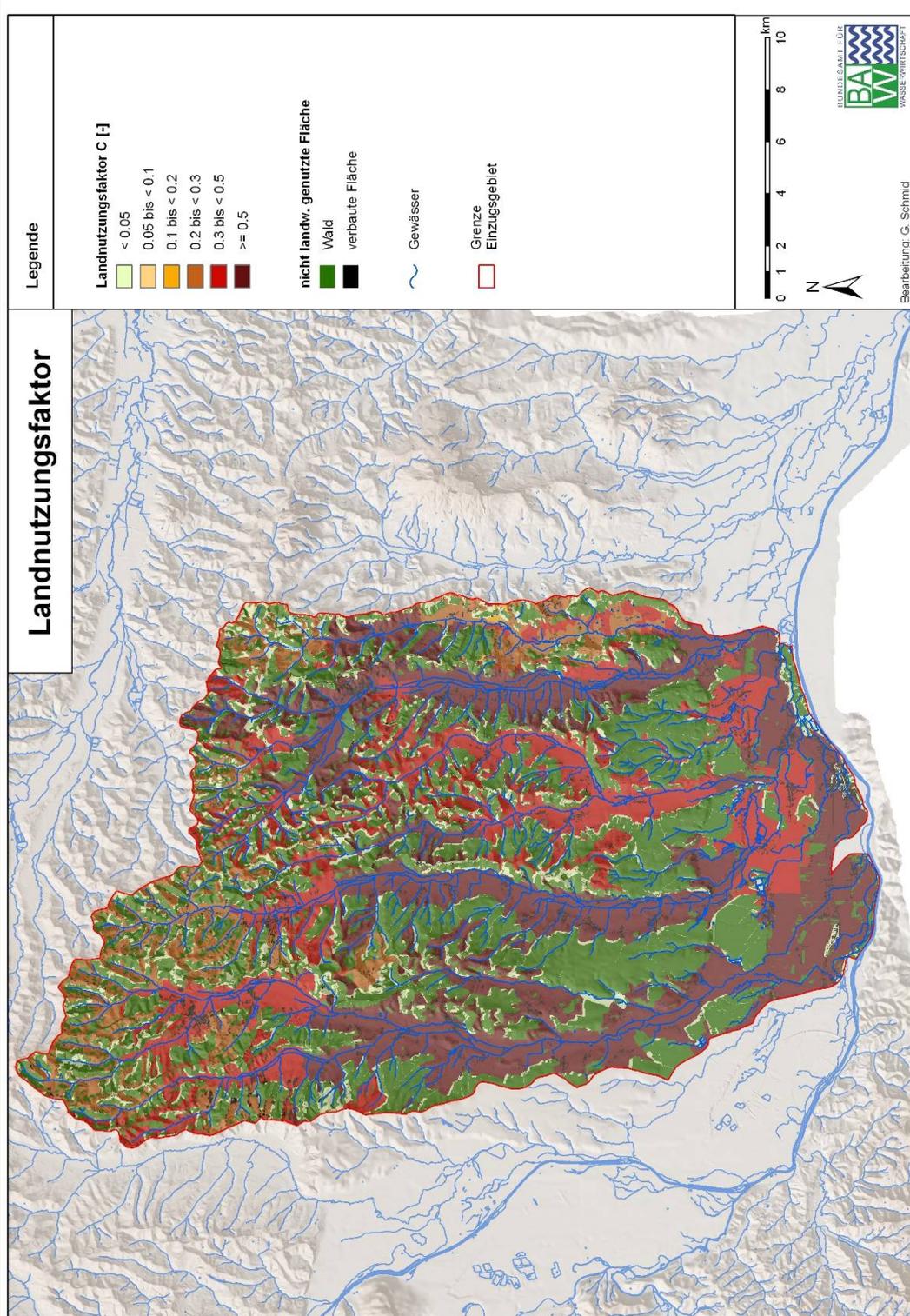


Abb. 4-40: C-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete

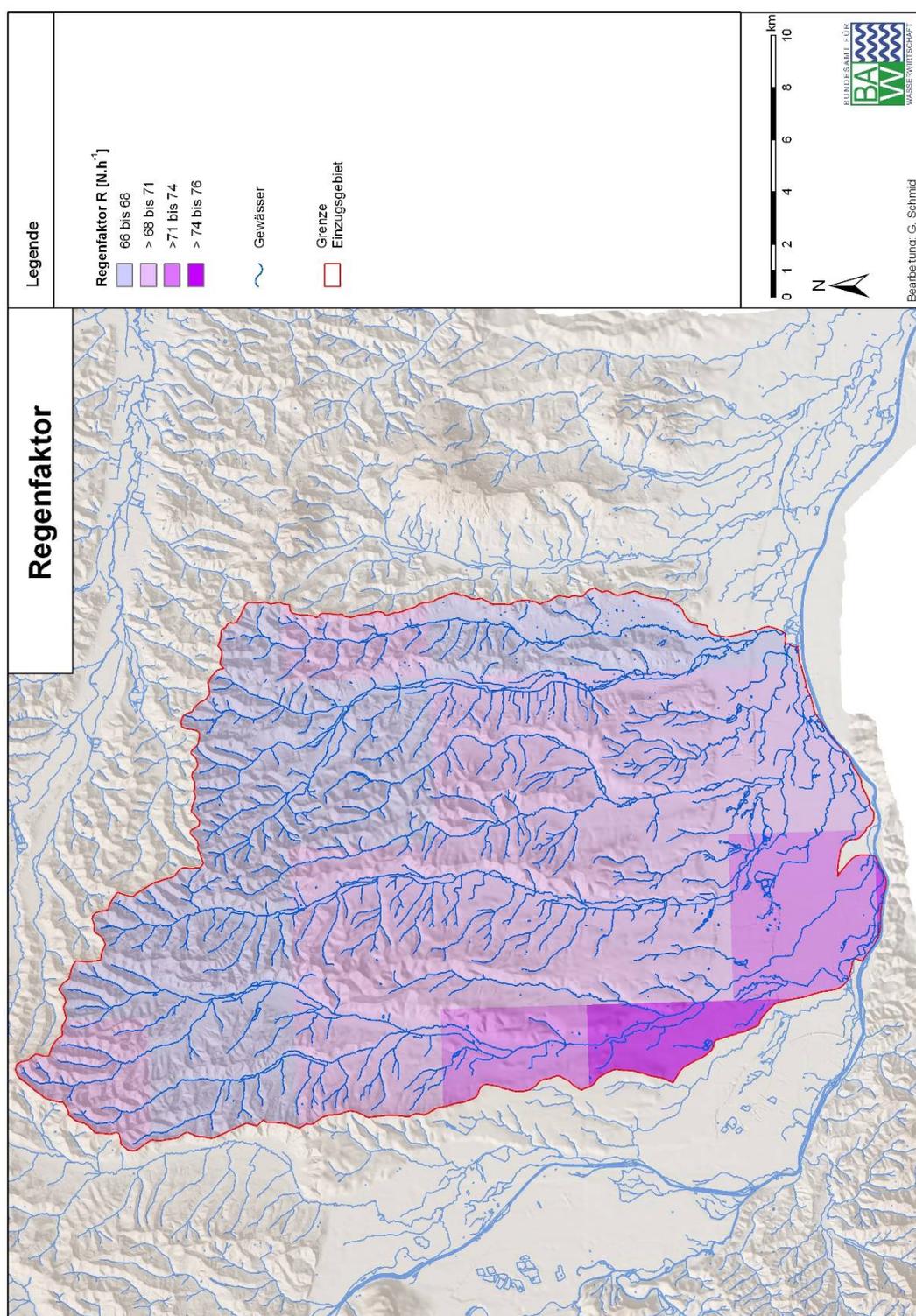


Abb. 4-41: R-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete

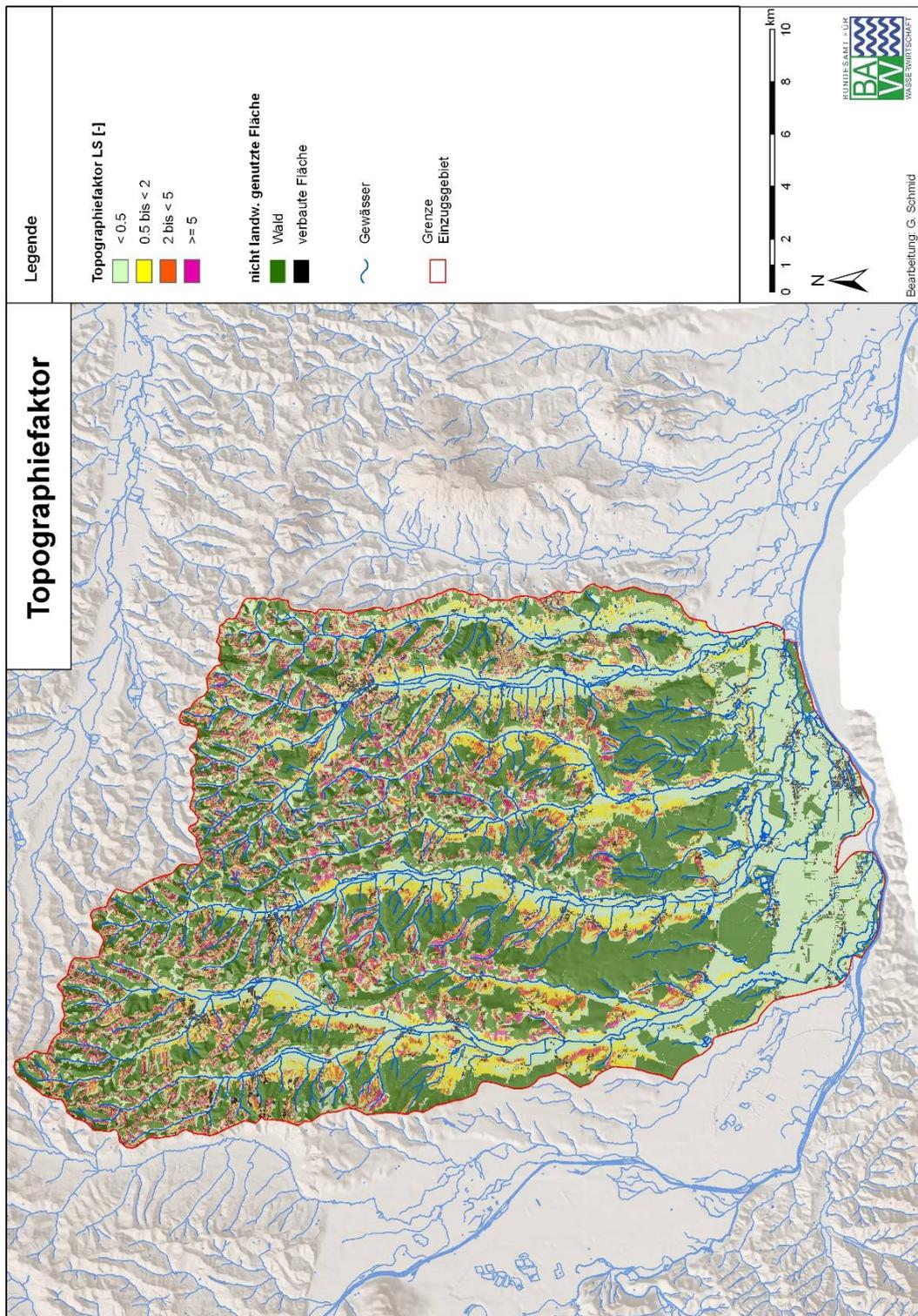


Abb. 4-42: LS-Faktor der USLE für die steirischen Testgebiete

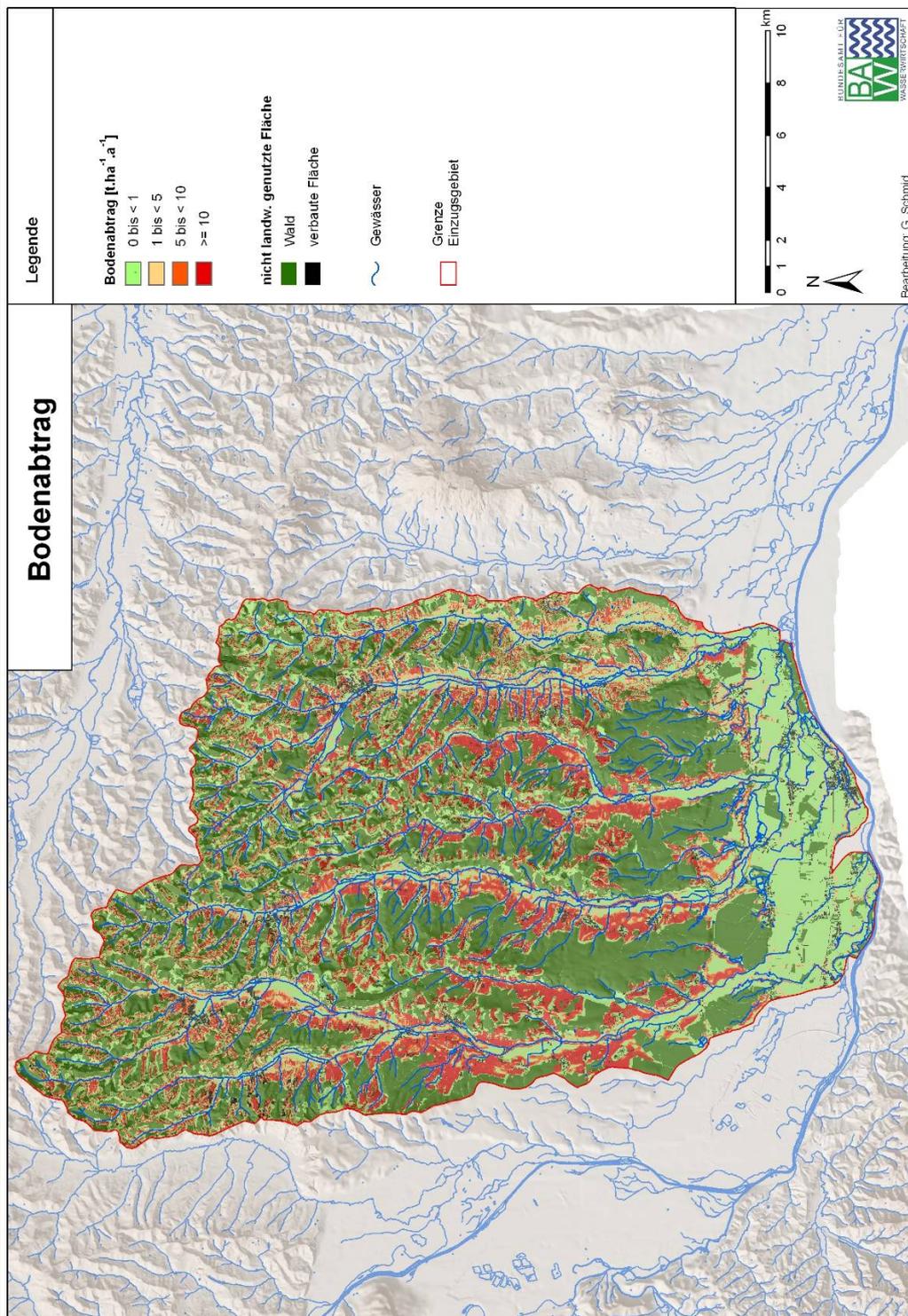


Abb. 4-43: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die steirischen Testgebiete

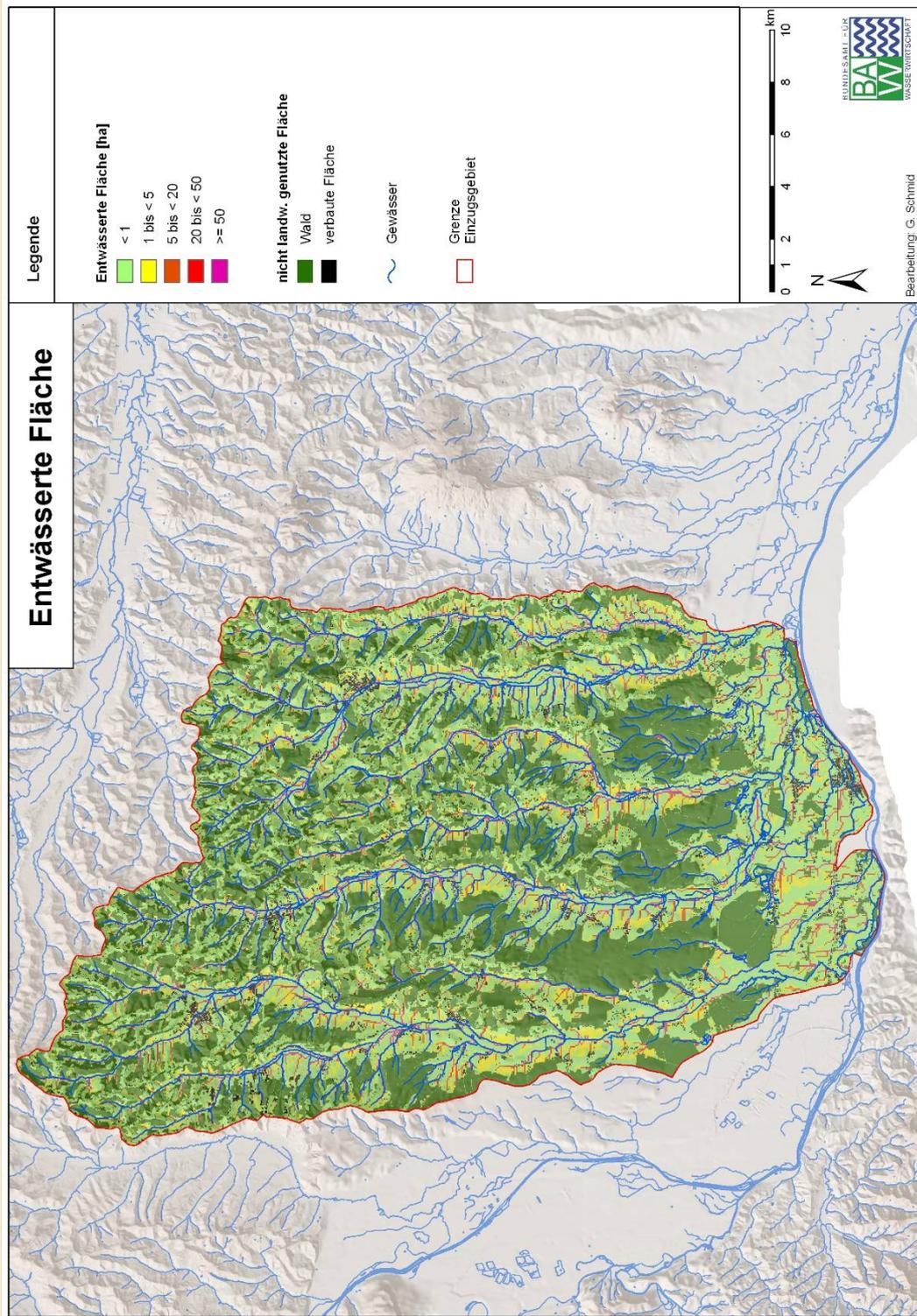


Abb. 4-44: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der steirischen Testgebiete

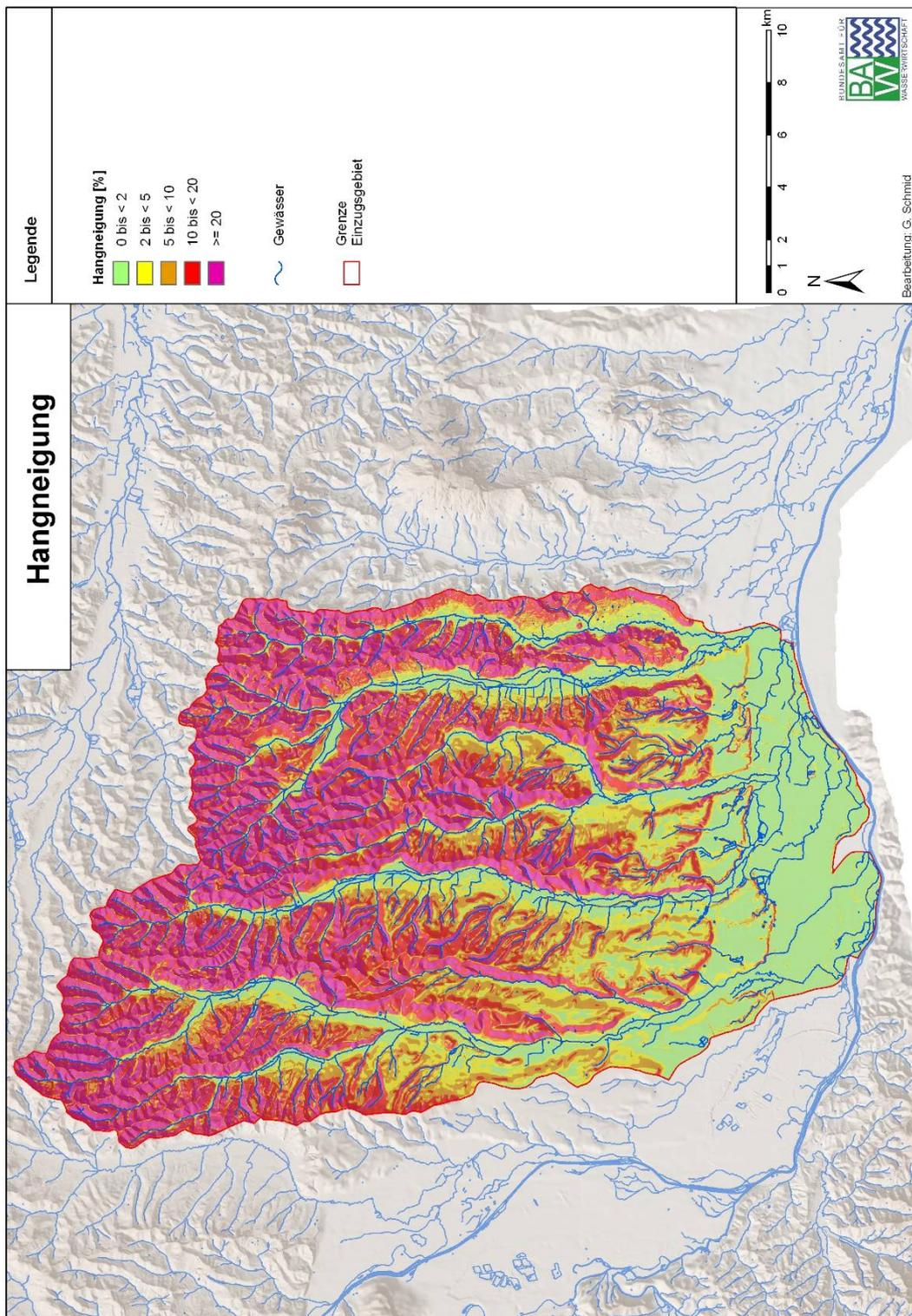


Abb. 4-45: Hangneigungen für die steirischen Testgebiete

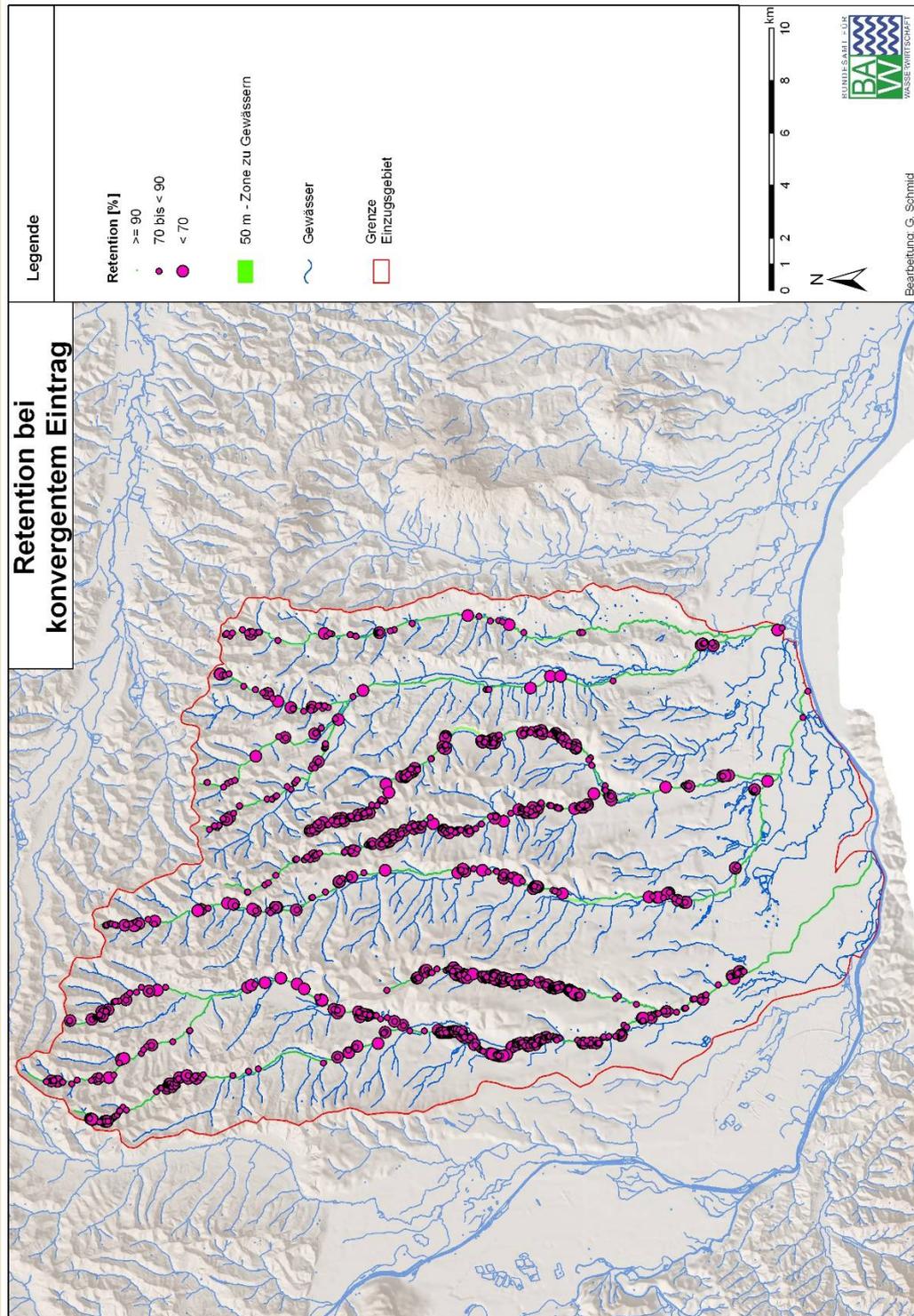


Abb. 4-46: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit $< 70\%$ Retentionsleistung stark hervorgehoben.

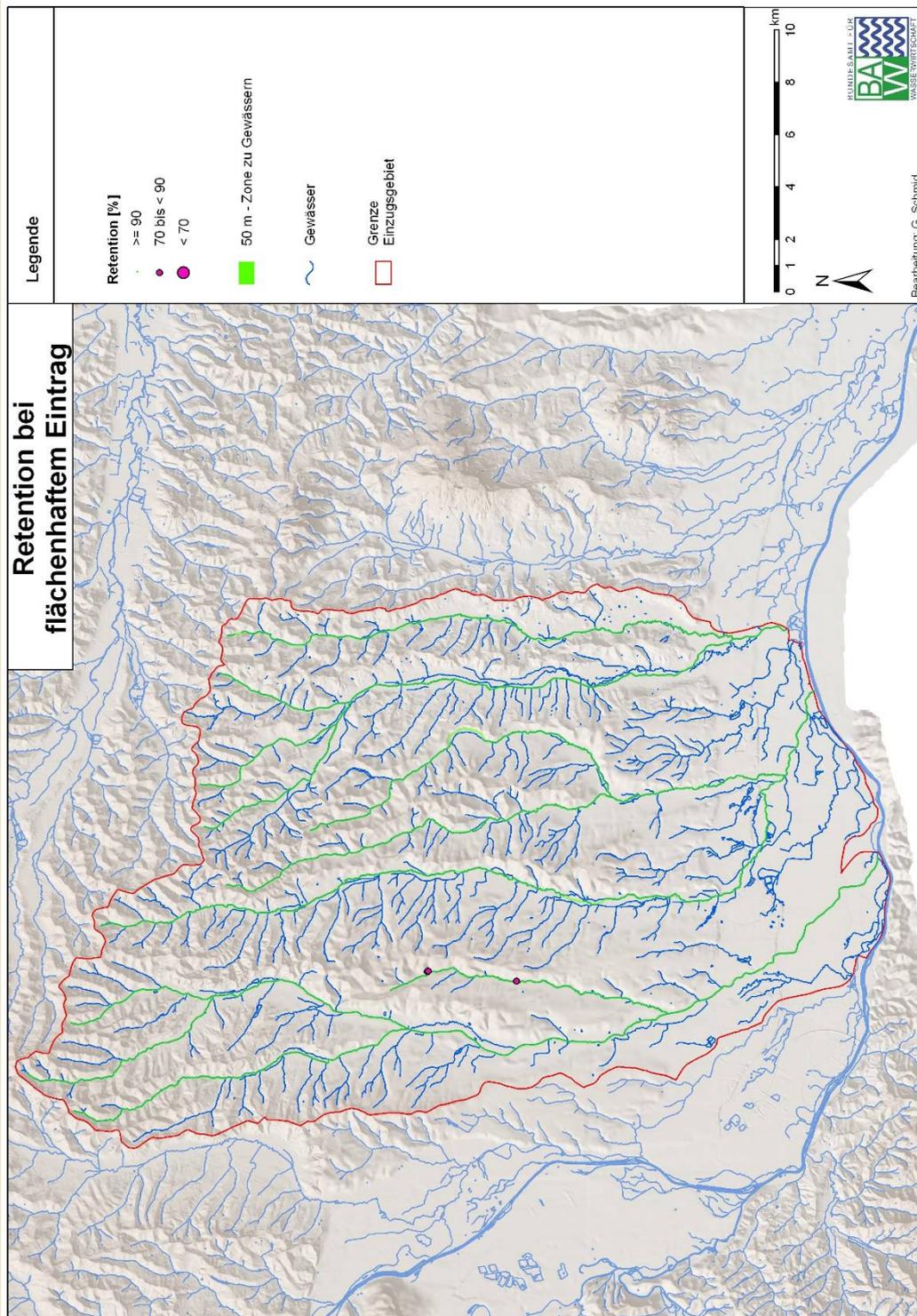


Abb. 4-47: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die steirischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaftem Eintragsbedingungen

4.2.4.3 Oberösterreich

Abb. 4-48 zeigt die Lage der oberösterreichischen Projektgebiete und den Puffer mit einer Ausdehnung von 2 mal 50 Metern und die Oberflächengewässer. Obwohl in Oberösterreich im Prinzip alle Gewässer in den Gebieten von der Maßnahme erfasst sind, verbleiben ungeschützte Bereiche, insbesondere, wenn von konvergenten Abflussbedingungen ausgegangen wird. Tab. 4-20 stellt deren Anteil den geschützten Flächen gegenüber.

Tab. 4-20: Retentionsleistung von Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, ausgedrückt als Anteil von geschützter und ungeschützter Fläche

Flächenanteile	Teileinzugsgebiete					
	Innviertel		Krems		Gusen	
Geschützt (ha)	150033		39435		7042	
Ungeschützt	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft	konvergent	flächenhaft
ha	10145	3740	3216	986	493	183
%	6,8	2,5	8,2	2,5	7,0	2,6

Die Ergebnisse für die einzelnen Erosionsfaktoren sind in Abb. 4-48 bis Abb. 4-52 dargestellt. Aus ihnen wird der Bodenabtrag für die Testgebiete berechnet (Abb. 4-53). Die Hangneigungen und Einzugsgebietsgrößen innerhalb der Testgebiete sind in Abb. 4-54 und Abb. 4-55 dargestellt.

Die Werte in Tab. 4-21 geben die mittlere Retentionsleistung der 50 m Filterstreifen für das gesamte Testeinzugsgebiet an. Sowohl unter der Annahme von konvergentem Eintrag, als auch bei flächenhaftem Eintrag liegen die mittleren Retentionsleistungen bei 97%, es werden also im Durchschnitt aller 709.736 Eintragungspunkte nur 3% des ankommenden Sediments in das Gewässer gelangen. Betrachtet man allerdings die berechneten Minima, zeigt sich, dass bei der Annahme von konvergentem Eintrag auch weitaus gerin-

gere Retentionsleistungen möglich sind. Abb. 4-56 stellt die Situation bei konvergentem Eintrag graphisch dar, Abb. 4-57 zeigt die Situation bei flächenhaft angenommenen Eintragsbedingungen. Es zeigt sich deutlich, dass bei konvergenten Eintragsbedingungen eine Reihe von Eintragungspunkten weniger als 90% Retentionsleistung aufweisen, wie auch Tab. 4-22 zeigt.

Tab. 4-21: mittlere, minimale und maximale Retentionsleistungen der Filterstreifen in den oberösterreichischen Testgebieten, berechnet für die Auswertungsmethode konvergent und flächenhaft

	Auswertungsmethode	
	konvergent	flächenhaft
	%	%
Minimum	8	96
Maximum	100	100
Mittelwert	97	97

Tab. 4-22: Häufigkeiten der SDR für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen

SDR	Anzahl
$\leq 0,1$	699824
$> 0,1 - 0,2$	6020
$> 0,2 - 0,3$	1177
$> 0,3 - 0,4$	1443
$> 0,4 - 0,5$	576
$> 0,5 - 0,6$	59
$> 0,6 - 0,7$	356
$> 0,7 - 0,8$	171
$> 0,8 - 0,9$	25
$> 0,9 - 1,0$	85

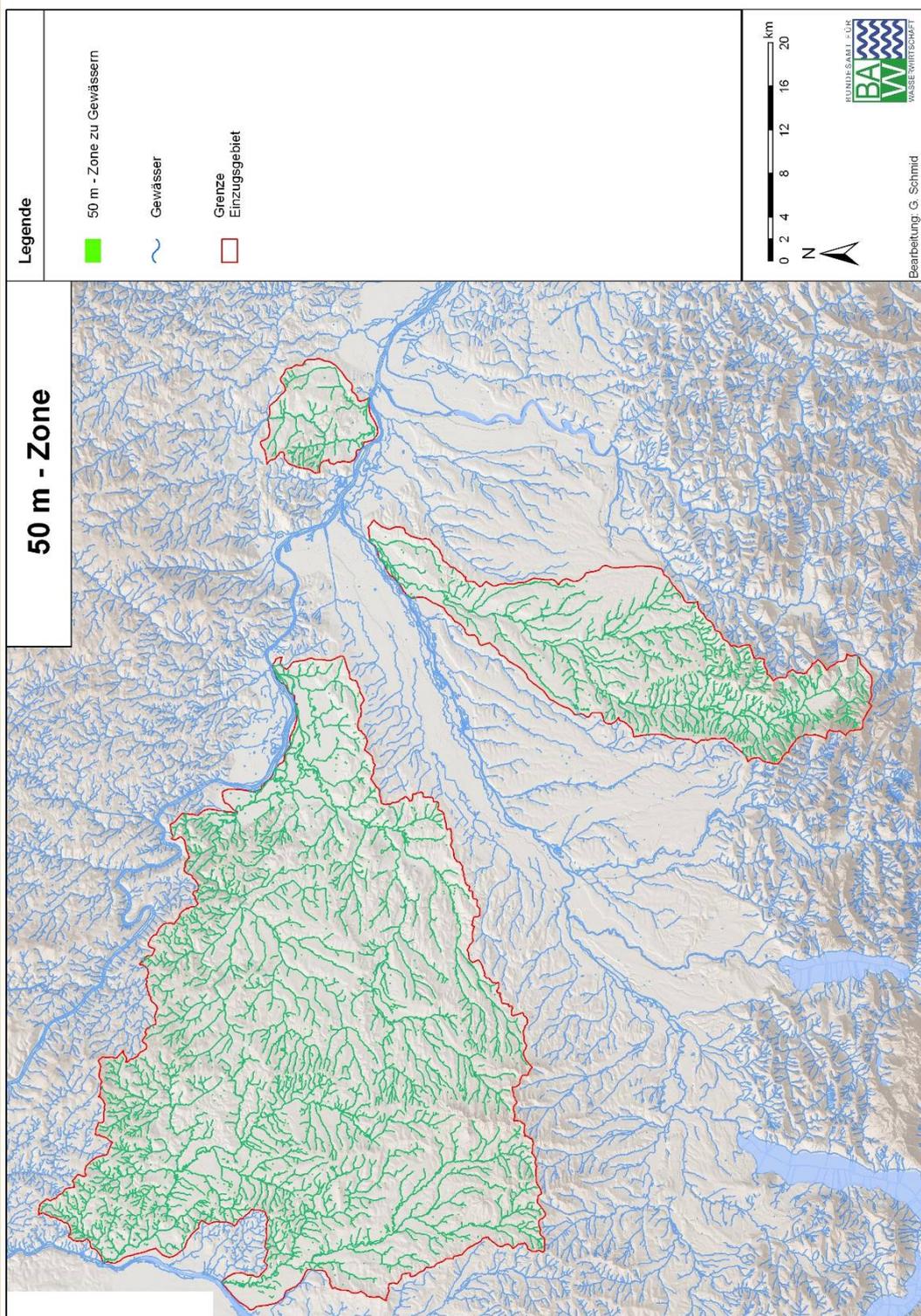


Abb. 4-48: Ausweisung der 50 m breiten Zone mit Gewässerrandstreifen für die oberösterreichischen Testgebiete

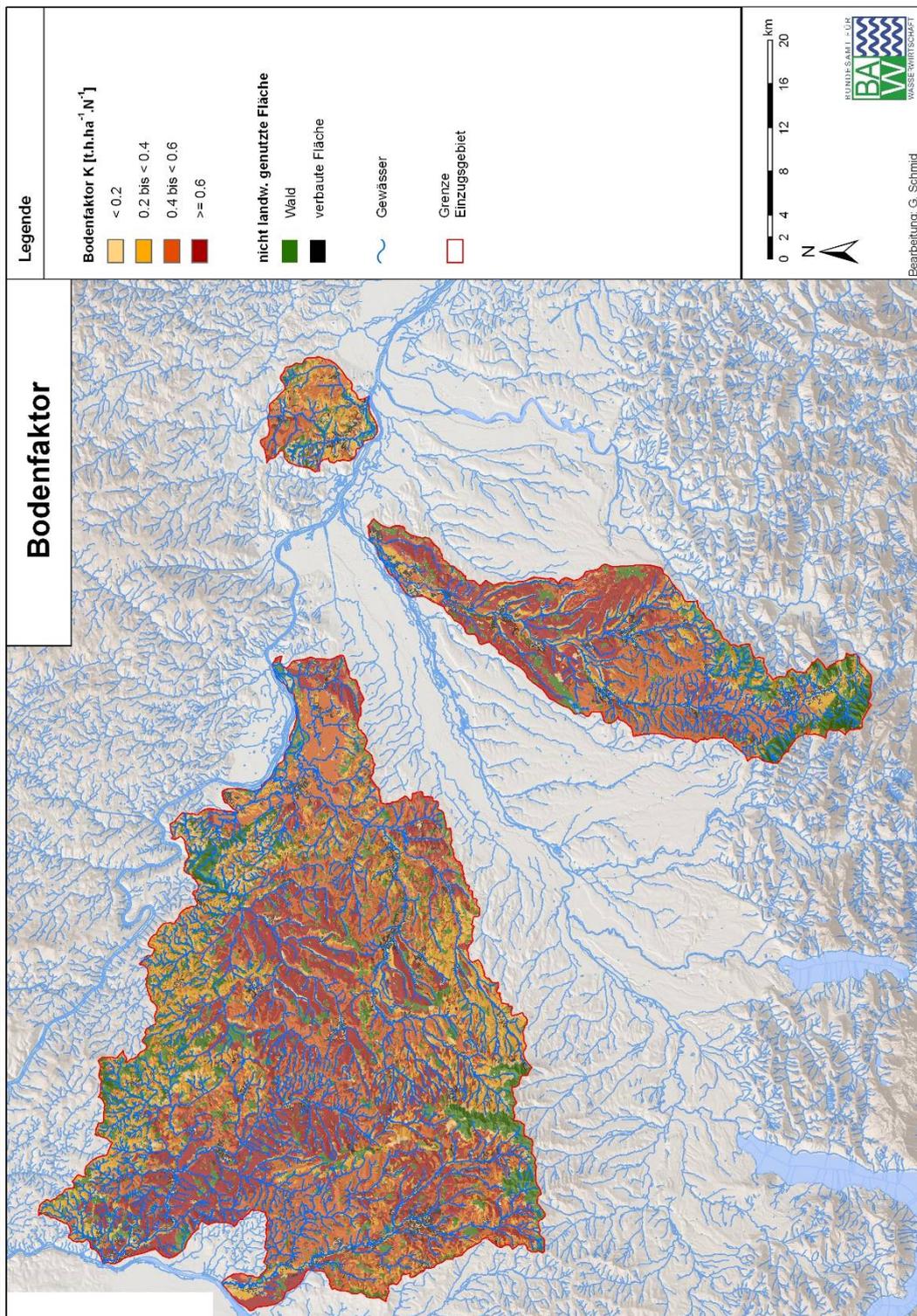


Abb. 4-49: K-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

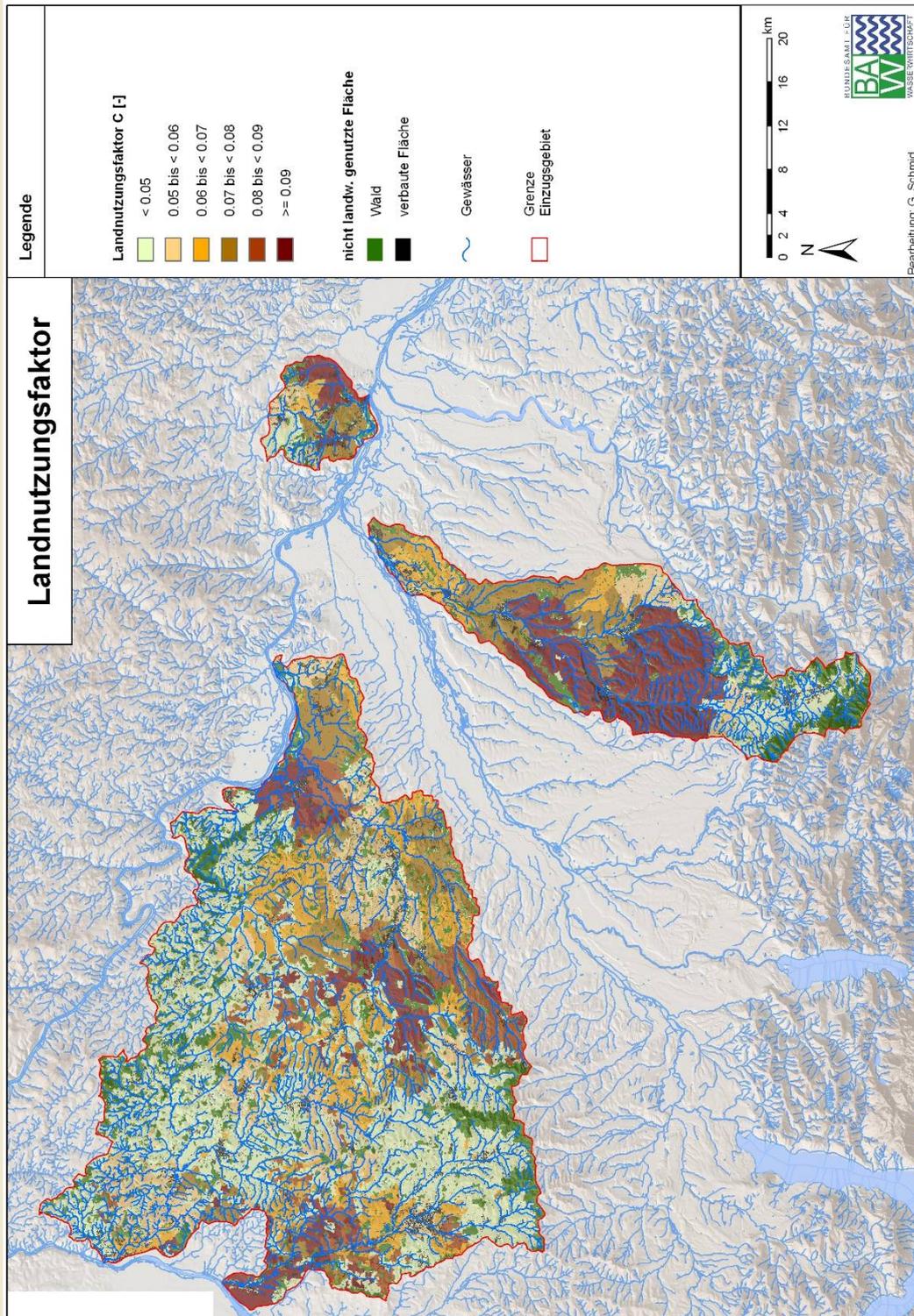


Abb. 4-50: C-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

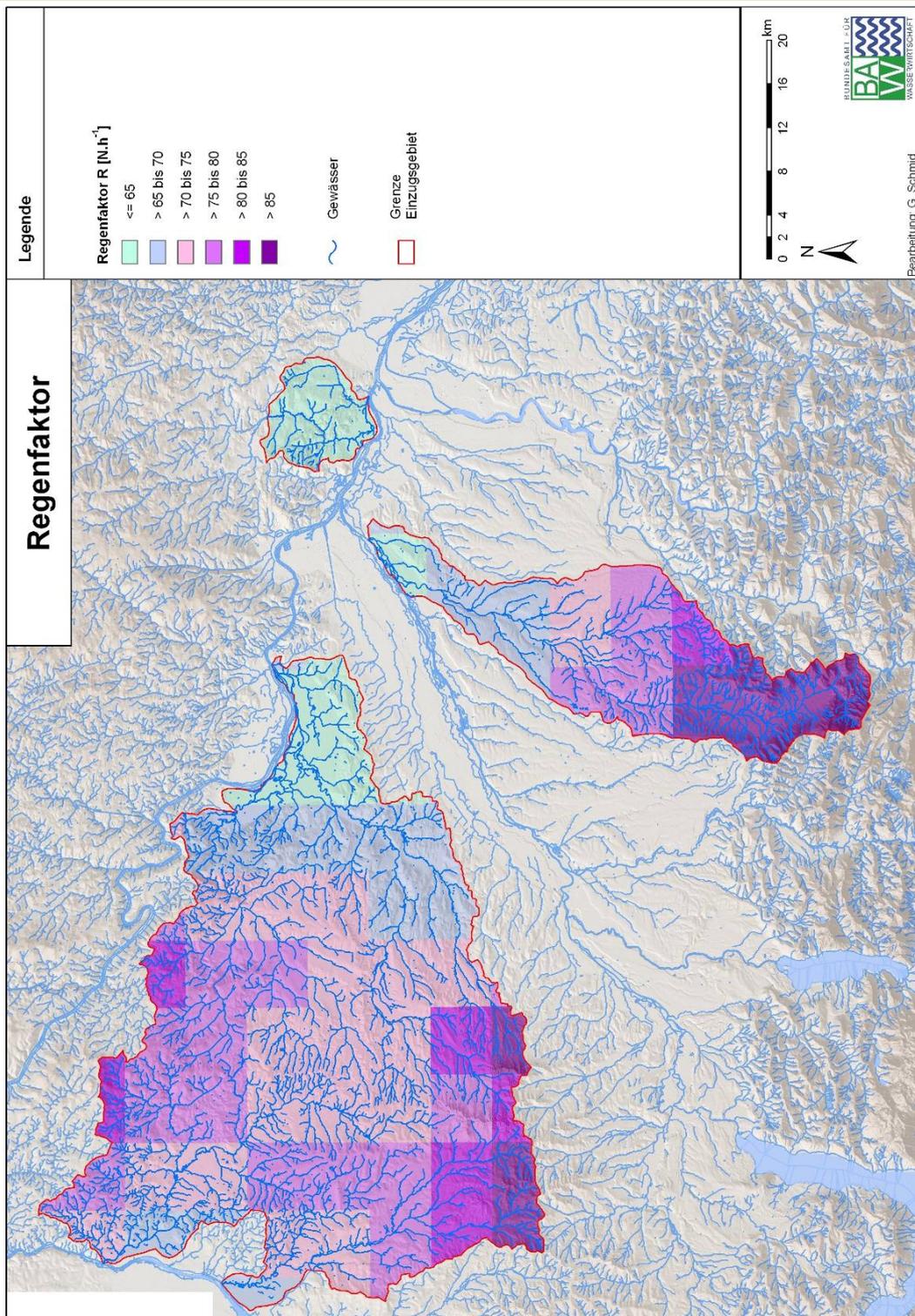


Abb. 4-51: R-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

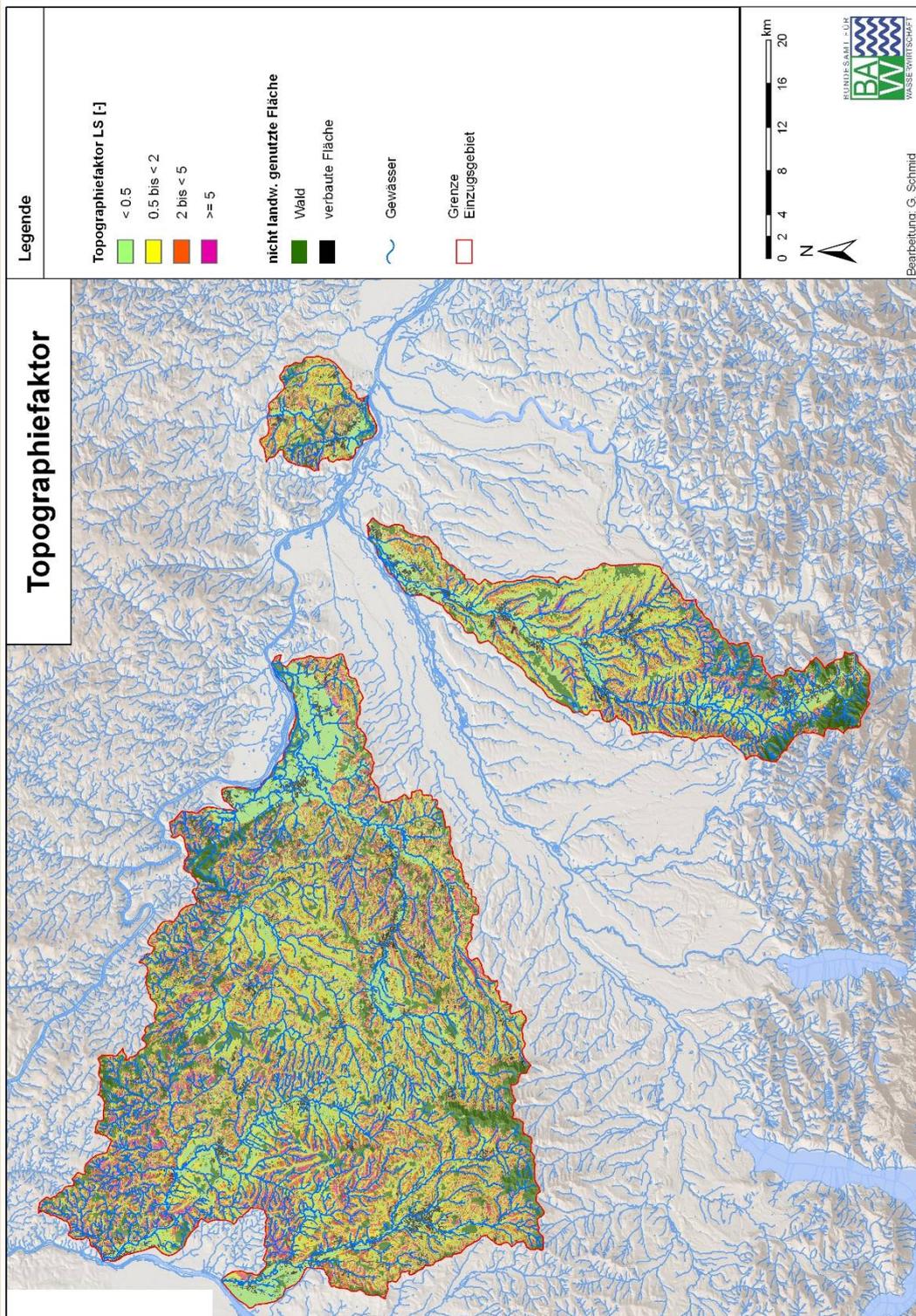


Abb. 4-52: LS-Faktor der USLE für die oberösterreichischen Testgebiete

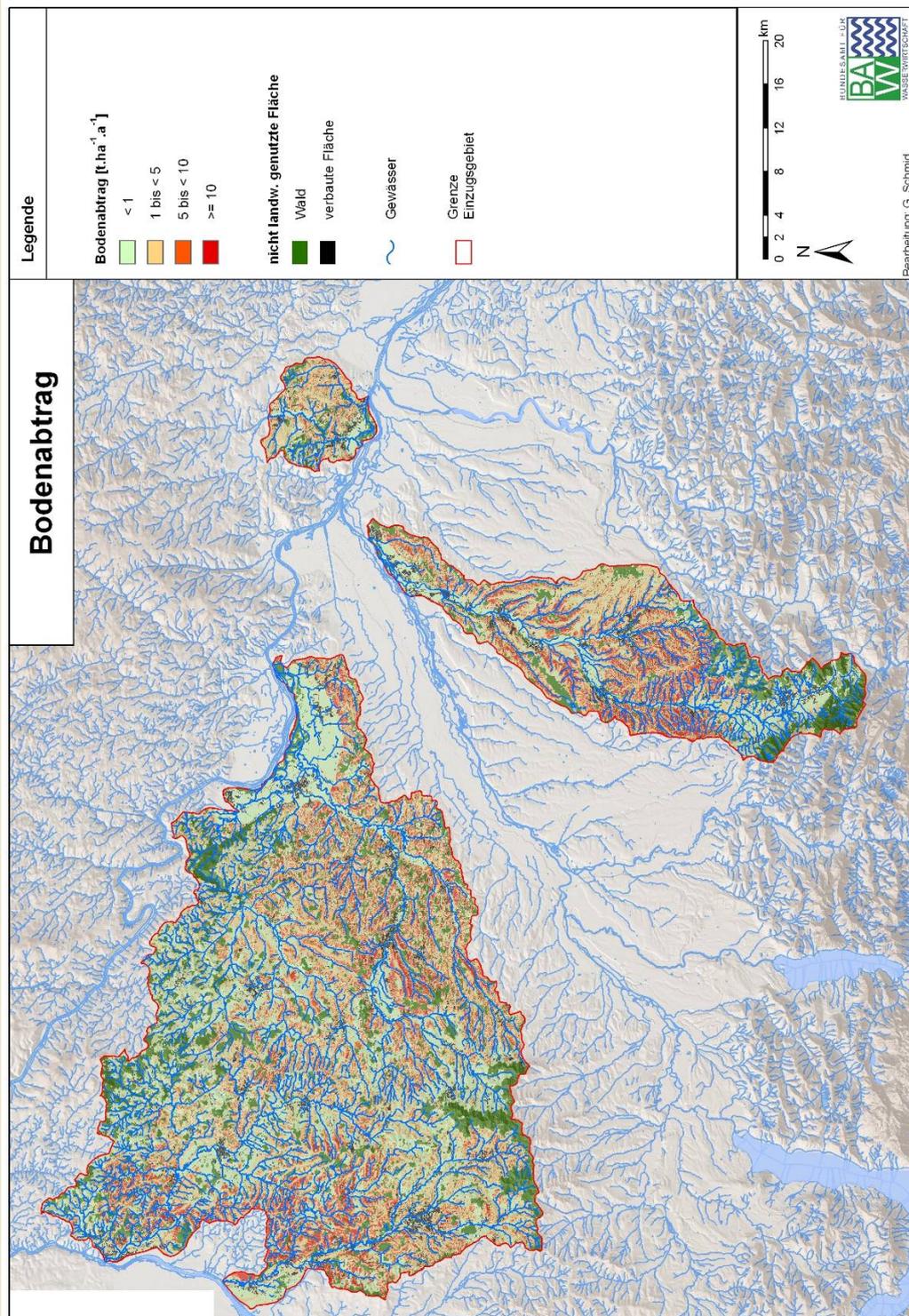


Abb. 4-53: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser, berechnet mit den Faktorwerten der USLE, für die oberösterreichischen Testgebiete

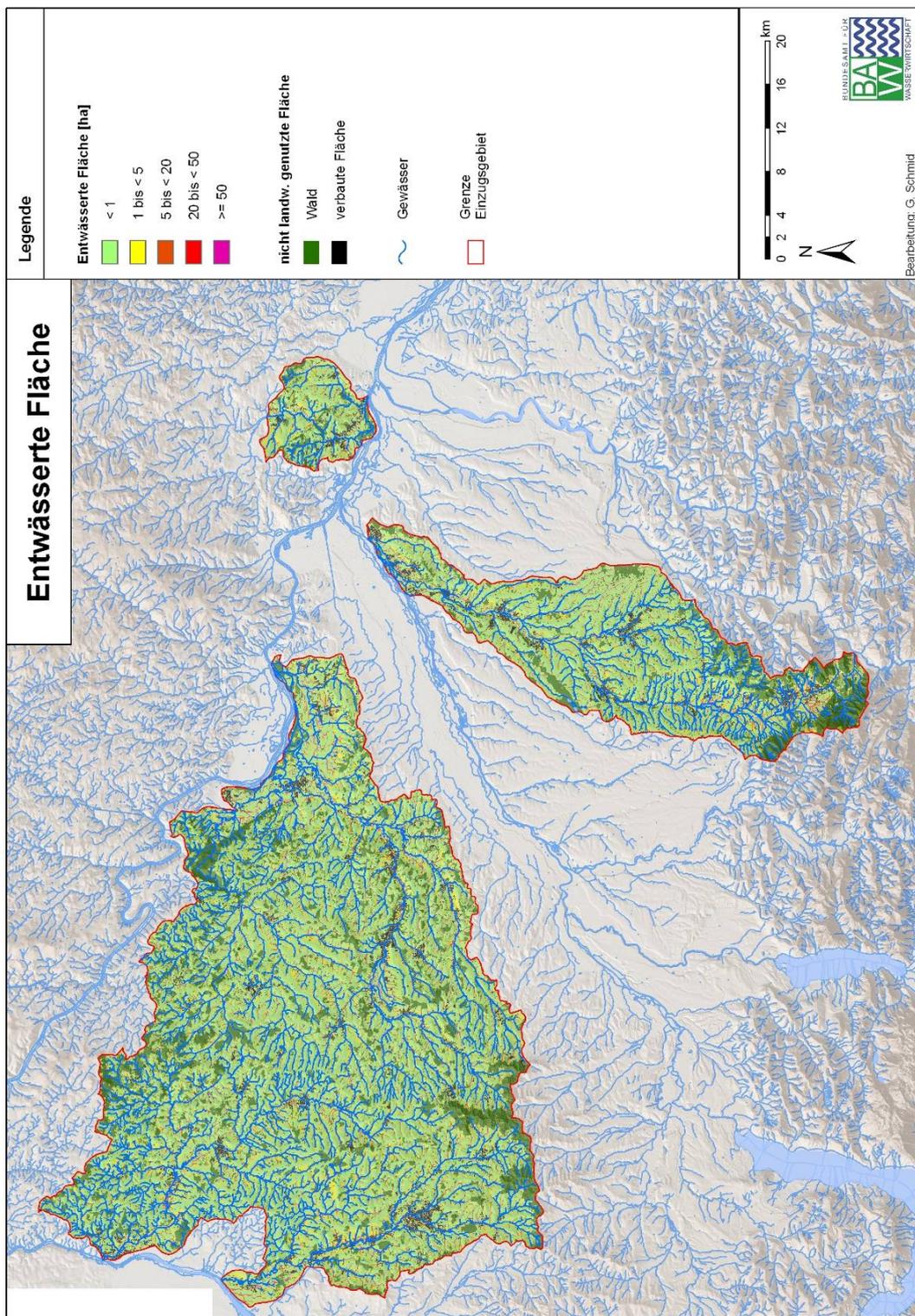


Abb. 4-54: Einzugsgebietsgrößen für jeden Rasterpunkt der oberösterreichischen Testgebiete

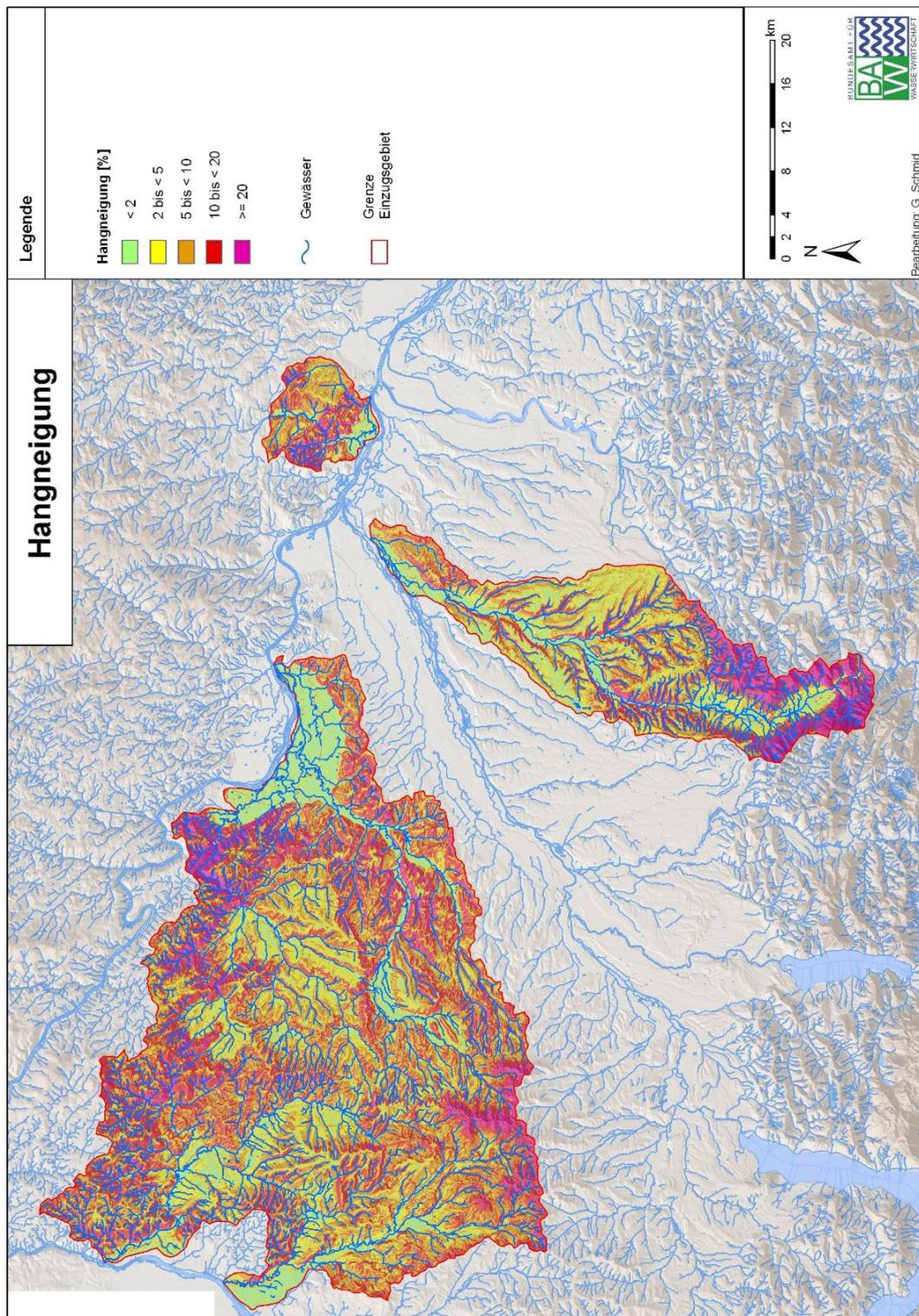


Abb. 4-55: Hangneigungen für die oberösterreichischen Testgebiete

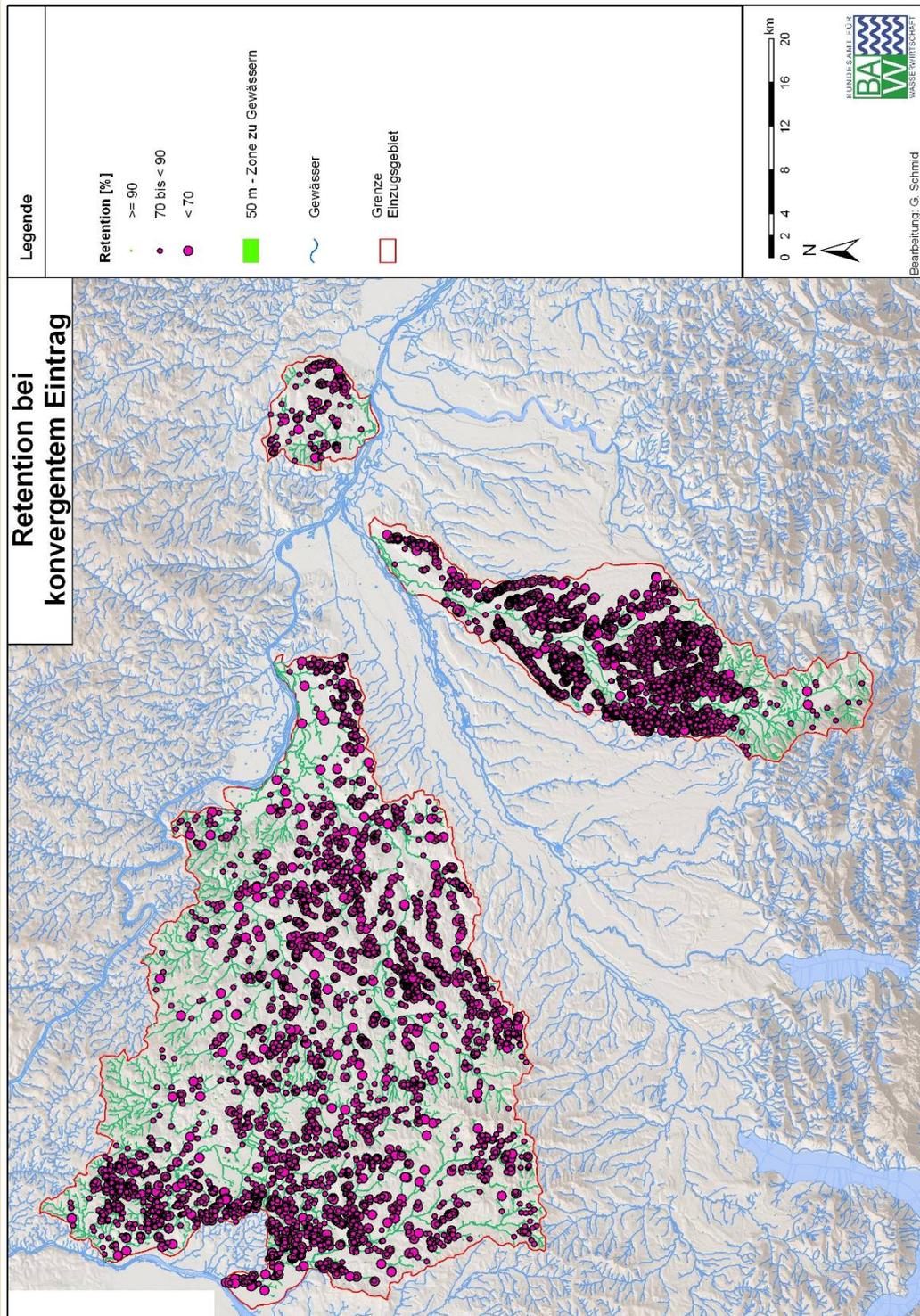


Abb. 4-56: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von konvergenten Eintragsbedingungen. Stellen mit $< 70\%$ Retentionsleistung stark hervorgehoben.

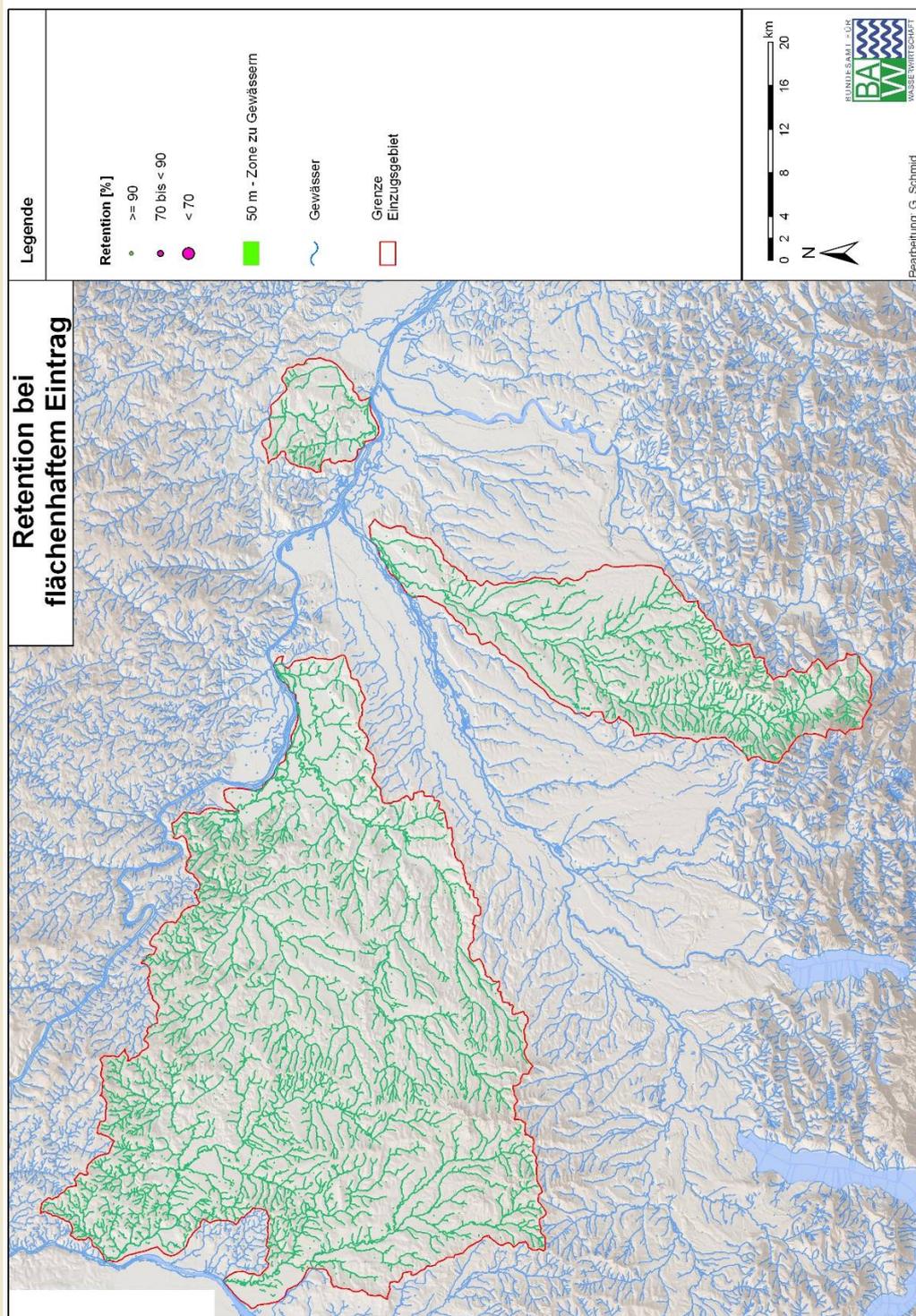


Abb. 4-57: Effektivität des Einsatzes von Vegetationsfilterstreifen (50 m) für die oberösterreichischen Testgebiete unter der Annahme von flächenhaften Eintragsbedingungen

4.3 Feldkartierungen zur Ausweisung der Wirkung linearer Strukturen

4.3.1 Ergebnisse im Überblick

Abb. 4-58 zeigt die Lage der fünf Testgebiete. Jeweils zwei Gebiete befinden sich im Einzugsgebiet (EZG) des Rußbachs und Sulzbachs, eines befindet sich im Einzugsgebiet des Weidenbachs.

Tab. 2-1 stellt die Resultate aus den Analysen die mittels Laserscan-Datensatz und dem D-Infinity Algorithmus mittels erweiterter Berechnungsvariante unter Einbeziehung kartierter Strukturen ermittelt wurden dar. Die Modellierungen, die mittels DGM 1 m durchgeführt wurden, gaben die Situation in den Testgebieten am genauesten wieder, weshalb hier lediglich diese Ergebnisse wiedergegeben werden.

Tab. 4-23: Flächenbilanz der Testgebiete

Testgebiete	EZG-Größe	geschützt		ungeschützt	
		in ha	in %	in ha	in %
Rußbach-Lachsfeld	338	338	100,0	0	0,0
Rußbach-Kleinebersdorf	228	142	62,2	86	37,8
Weidenbach-Klein-Harras	422	384	91,0	38	9,0
Sulzbach-Götzendorf	287	287	100,0	0	0,0
Sulzbach-Ebenthal	89	63	70,7	26	29,3

In zwei der fünf Testgebiete (Rußbach-Lachsfeld, Sulzbach-Götzendorf) wurden keine linearen Abflusswege beobachtet, diese Gebiete entwässern also gänzlich geschützt durch Gewässerrandstreifen in das Fließgewässer. In den übrigen drei Testgebieten wurden Teil-einzugsgebiete ermittelt, deren Oberflächenabfluss konzentriert wird und an Filterstreifen vorbei in Fließgewässer mündet. Im Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf wurden in diesem Vergleich die schlechtesten Ergebnisse erzielt. Dort entwässern annähernd 40 % der Fläche ungeschützt in den Rußbach. Das bedeutet, dass die Effektivität von Gewässerrandstreifen in die-

sem Gebiet deutlich herabgesetzt ist. Auch im Testgebiet des Weidenbaches wurde ein ungeschütztes Teil-einzugsgebiet ausgewiesen, dort sind 9 % der Fläche ungeschützt, das entspricht einer Fläche von 38 ha. Das Testgebiet Sulzbach-Ebenthal ist ebenfalls von linearen Abflusswegen betroffen, dort sind etwa 30 % der Fläche nicht durch Filterstreifen geschützt.

Stellvertretend für diese drei Testgebiete werden in Kap. 4.3.2 die Ergebnisse für das Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf im Detail vorgestellt.

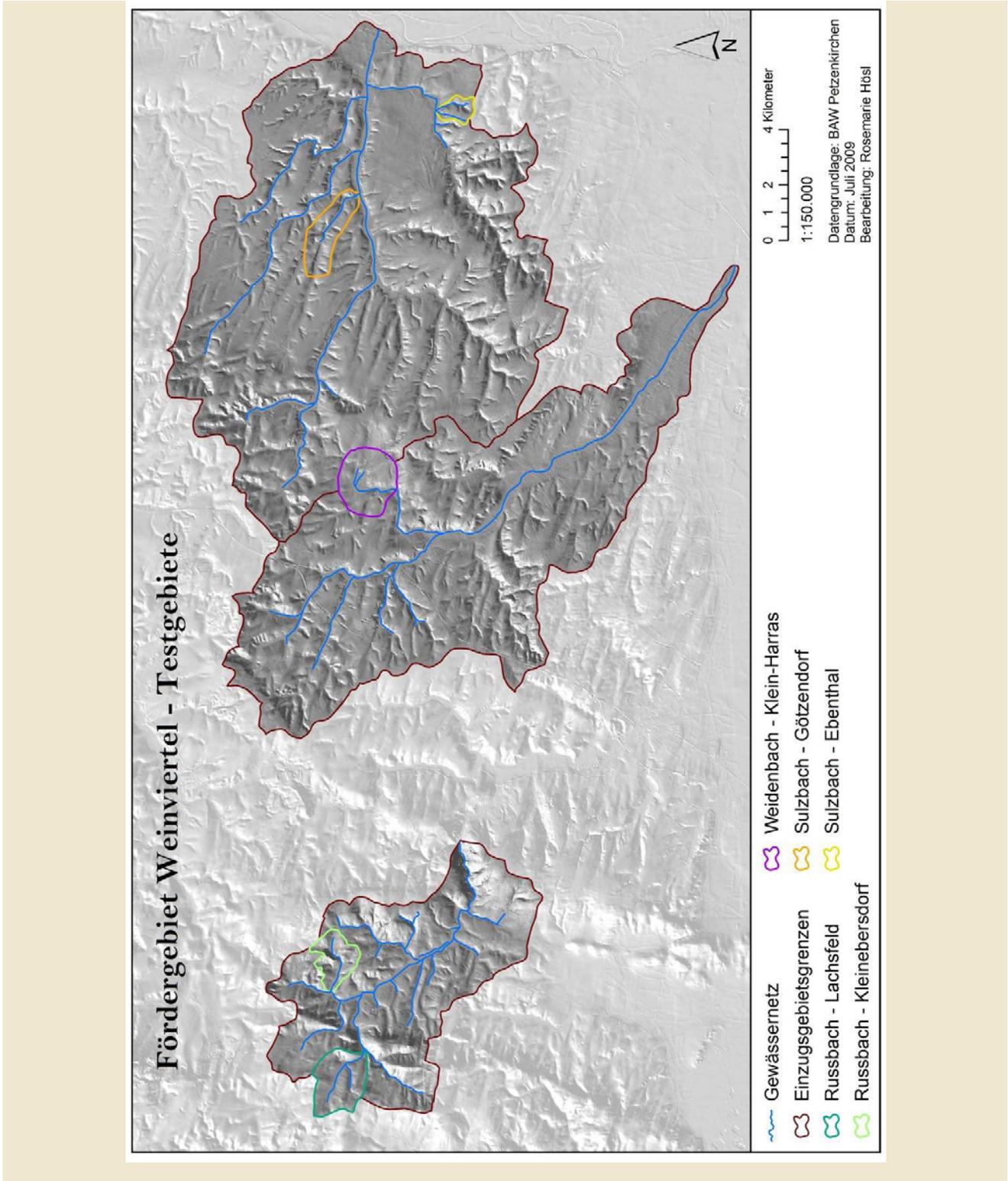


Abb. 4-58: Lage der Testgebiete im Fördergebiet Niederösterreich

Verlauf des
Zubringers



Detailansicht des Durchlasses
im Entwässerungsgraben –
Testgebiet Russbach-
Kleinebersdorf

Abb. 4-59: Entwässerungsgraben und Durchlass im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf

4.3.2 Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf

In Tab. 4-24 werden die Flächenverhältnisse dargestellt, die mittels DGM 1 m berechnet wurden. Die Wahl des Rechenalgorithmus (D8 oder D-Infinity) wirkt auf das Endergebnis der geschützten bzw. ungeschützten Flächen kaum aus. Wesentlich für das Resultat ist jedoch, ob in einer erweiterten Berechnungsvariante die kartierten Strukturen einbezogen wurden. Wären ohne deren Berücksichtigung ca. 80% des Einzugsgebiets als geschützt ausgewiesen worden, ergibt die erweiterte Berechnung unter Berücksichtigung der kartierten Strukturen einen geschützten Flächenanteil von lediglich ca. 60%.

Aus diesen Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass automatisch generierte Abflusswege, selbst mit einem genauen Höhenmodell (Auflösung 1 m) nur bedingt der Realität entsprechen.

Die Abb. 4-60 a bis d dienen zur Veranschaulichung der unterschiedlichen Ergebnisse aus den Berechnungsvarianten für das Einzugsgebiet. Die blaue Linie stellt den tatsächlichen Verlauf des Vorfluters dar, während die weißen Linien die abgeleiteten Abfluss-

wege aus den beiden verwendeten Algorithmen wiedergeben. Rein visuell kann auch hier festgestellt werden, dass die beiden Algorithmen sehr ähnliche Ergebnisse liefern, sowohl bei der normalen Berechnungsvariante (a und c) als auch bei der erweiterten Berechnungsvariante (b und d). Die roten Pfeile in Abb. 4-60 c und d geben dabei den Verlauf von kartierten Strukturen, in diesem Fall Straßengräben, wieder, die als lineare Abflusswege im Gelände erhoben wurden und anschließend in das Höhenmodell integriert wurden. Wie in Abb. 4-60 a und b ersichtlich, konnten diese linearen Strukturen mittels normaler Berechnungsvariante nicht erhoben werden. Der modellierte Abfluss mündet in diesen Fällen wesentlich weiter flussabwärts in den Vorfluter. Lediglich der Verlauf des Vorfluters wurde mittels normaler Berechnungsvarianten gut nachgebildet.

Tab. 4-24: Flächenverhältnis des Testgebietes Rußbach-Kleinebersdorf

Flächenverhältnis - Rußbach-Kleinebersdorf				
Datengrundlage: DGM 1 m EZG-Größe in ha: 228,4				
Berechnungsvariante	geschützt		ungeschützt	
	in ha	in %	in ha	in %
D8	186,2	81,5	42,3	18,5
D8 + kart. Fließwege	141,5	61,9	86,9	38,1
D-Infinity	186,1	81,5	42,3	18,5
D-Infinity + kart. Fließwege	142,1	62,2	86,3	37,8

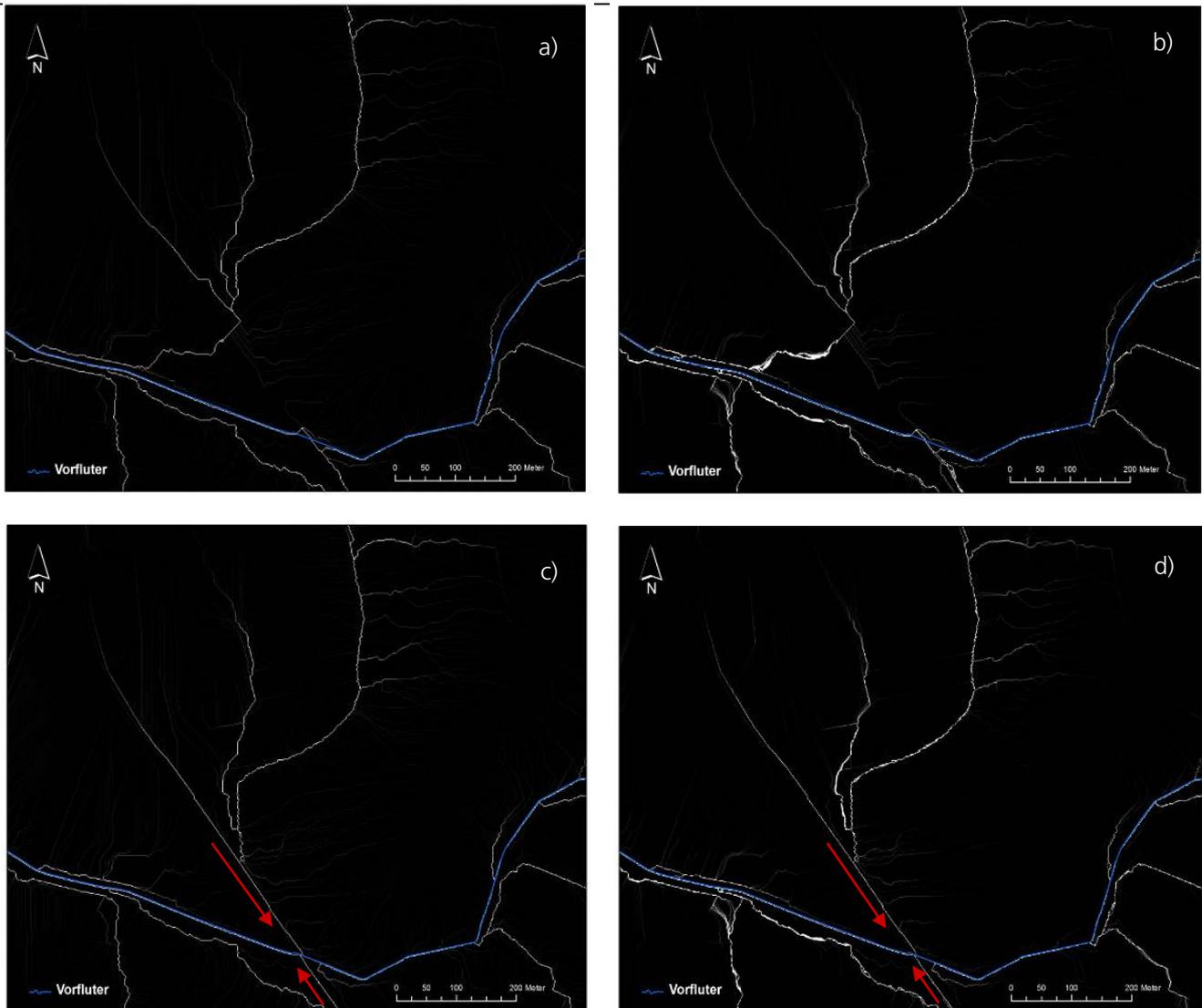


Abb. 4-60: Fließwege aus DGM 1 m abgeleitet: a) D8, normale Berechnungsvariante; b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante; c) D8, erweiterte Berechnungsvariante; d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante

Diese Modellierungen wurden auch mit den beiden anderen Höhenmodellen durchgeführt. Abb. 4-61 stellt die Ergebnisse für alle drei Höhenmodelle dar, die mittels normaler Berechnungsmethode, also ohne kartierte Fließwege durchgeführt wurde. Es wird ersichtlich, dass nur das hoch aufgelöste DGM 1 m zumindest Teile des ungeschützten Einzugsgebietes identifizieren konnte. Laut den anderen beiden Höhenmodellen wäre das gesamte Testgebiet als geschützt anzusehen.

Abb. 4-62 stellt die Ergebnisse aller drei Höhenmodelle dar, die mittels erweiterter Berechnungsmethode er-

mittelt wurden. In dieser Variante wurden die kartierten Abflusswege in die Höhenmodelle integriert, dadurch konnten ungeschützte Teileinzugsgebiete ermittelt werden. Daraus wird ersichtlich, dass eine genaue Beobachtung der tatsächlichen hydrologischen Abflussverhältnisse in einem Einzugsgebiet von enormer Bedeutung für die Anlage von Gewässerrandstreifen ist.

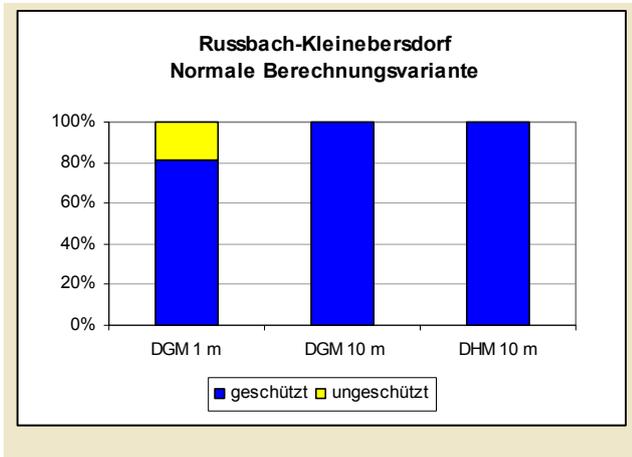


Abb. 4-61: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante

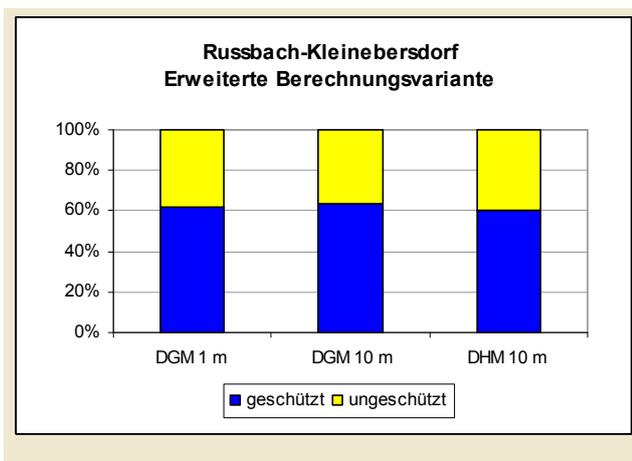


Abb. 4-62: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante

Tab. 4-25: Bodenabtragswerte der Testgebiete

Testgebiete	Bodenerosion t/ha/y	
	geschützt	ungeschützt
Rußbach-Lachsfeld	2,7	0,0
Rußbach-Kleinebersdorf	2,8	3,7
Weidenbach-Klein-Harras	1,8	1,8
Sulzbach-Götzendorf	3,7	0,0
Sulzbach-Ebenthal	4,0	2,0

4.3.3 Bodenerosion

Aus Tab. 4-25 lassen sich die Bodenabtragswerte, die mit Hilfe der Bodenabtragskarte des hydrologischen Atlas berechnet wurden, entnehmen. Die Erosionswerte wurden auf Basis der geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebiete ermittelt. Daraus wird deutlich, dass das Testgebiet Rußbach-Kleinebersdorf das höchste Gefährdungspotenzial an Bodenerosion hat. In der ungeschützten Einzugsgebietsfläche werden etwa 3,7 Tonnen pro Hektar und Jahr abgetragen und ungeschützt in den Rußbach geleitet. Aber auch die beiden Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras und Sulzbach-Ebenthal sind von Bodenerosion betroffen.

4.4 Evaluierung der Wirkung von Gewässerrandstreifen durch Messungen (siehe auch Abb. in Anlage 3)

4.4.1 Beschreibung der Profilstellen

4.4.1.1 Standort Grub (Nö)

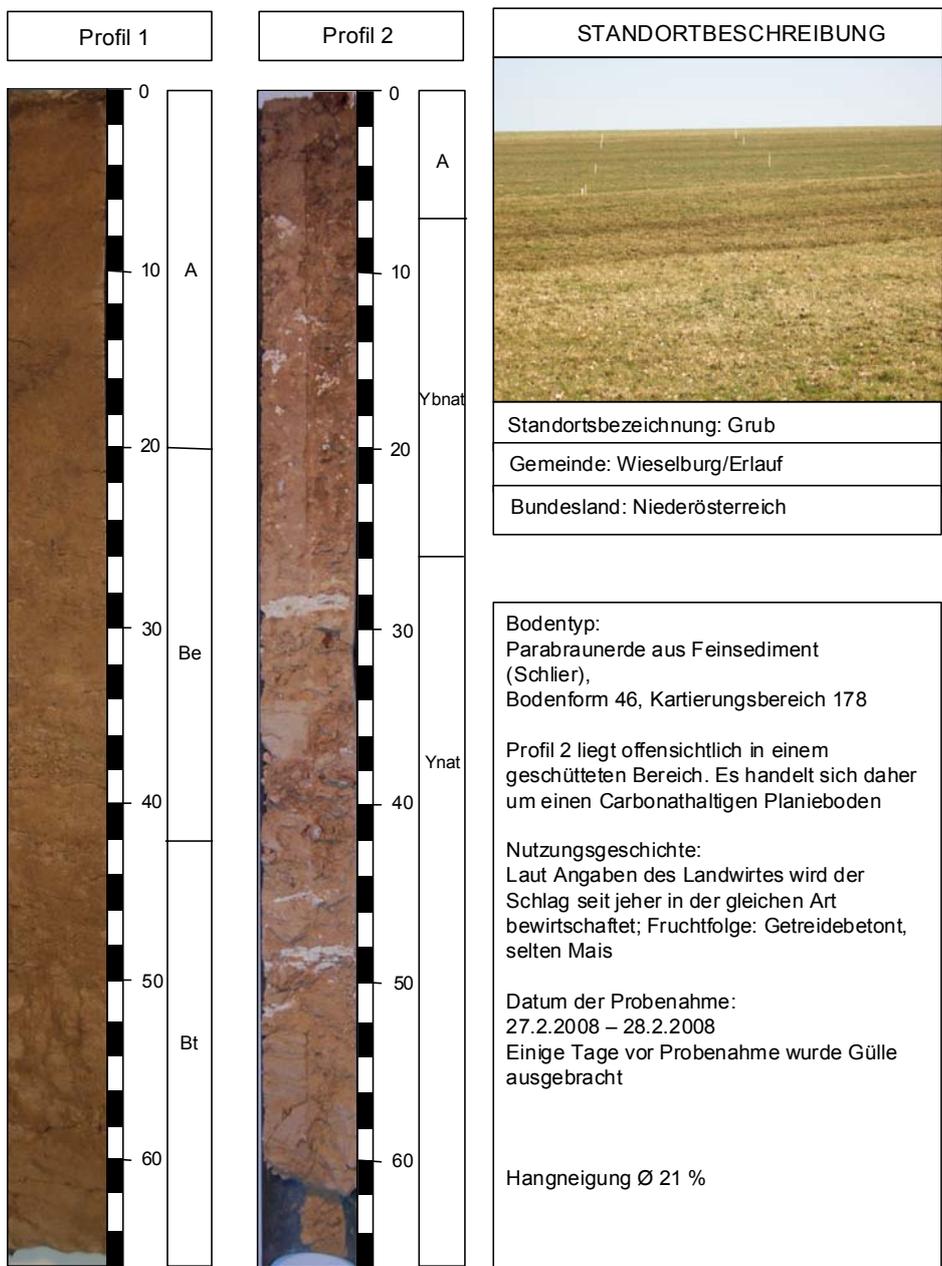


Abb. 4-63: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Grub

4.4.1.2 Standort Waidendorf (Nö)



Abb. 4-64: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Waidendorf

4.4.1.3 Standort Reiting (Stmk)

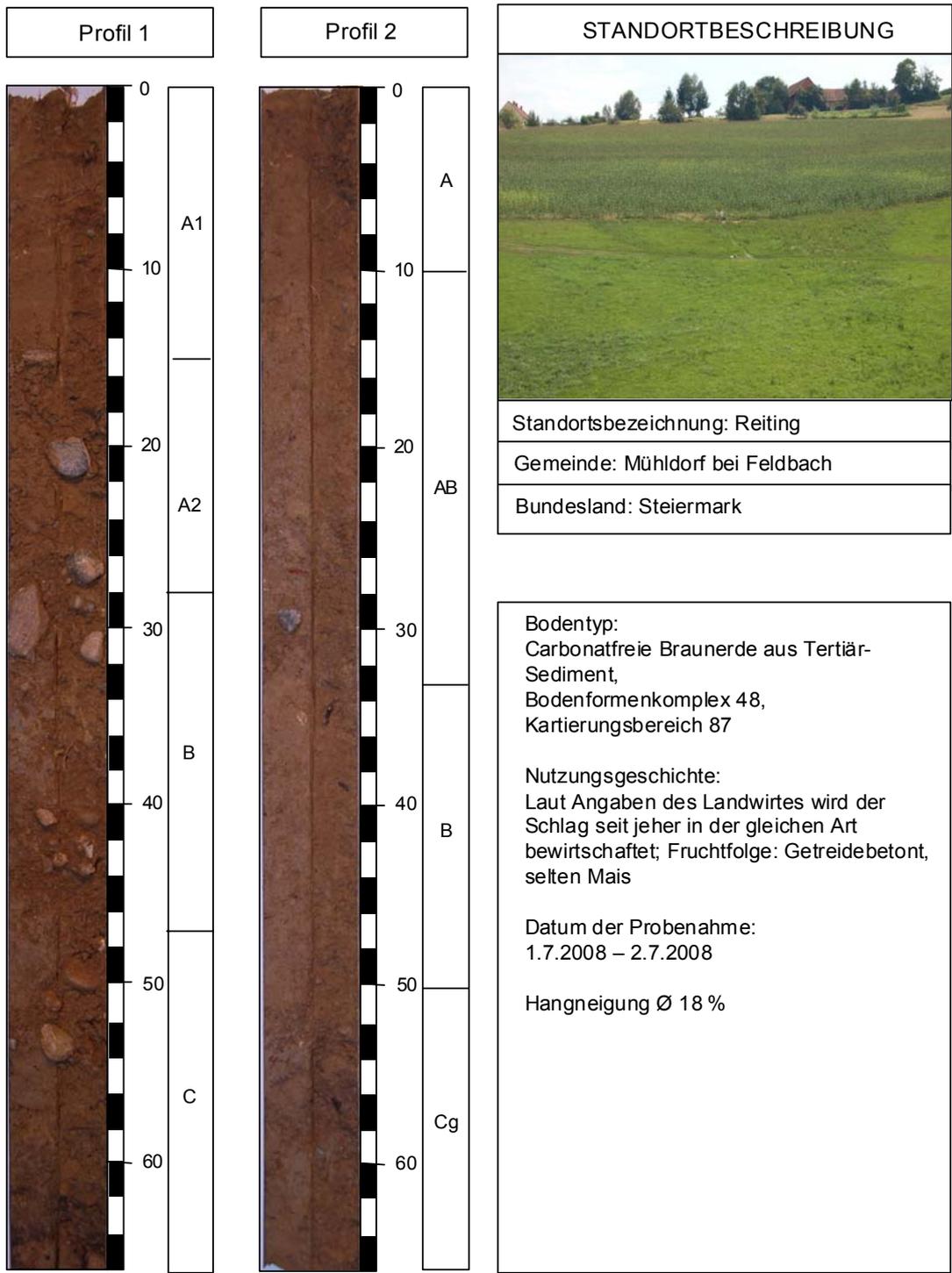


Abb. 4-65: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Reiting

4.4.1.4 Standort Altaist (Oö)

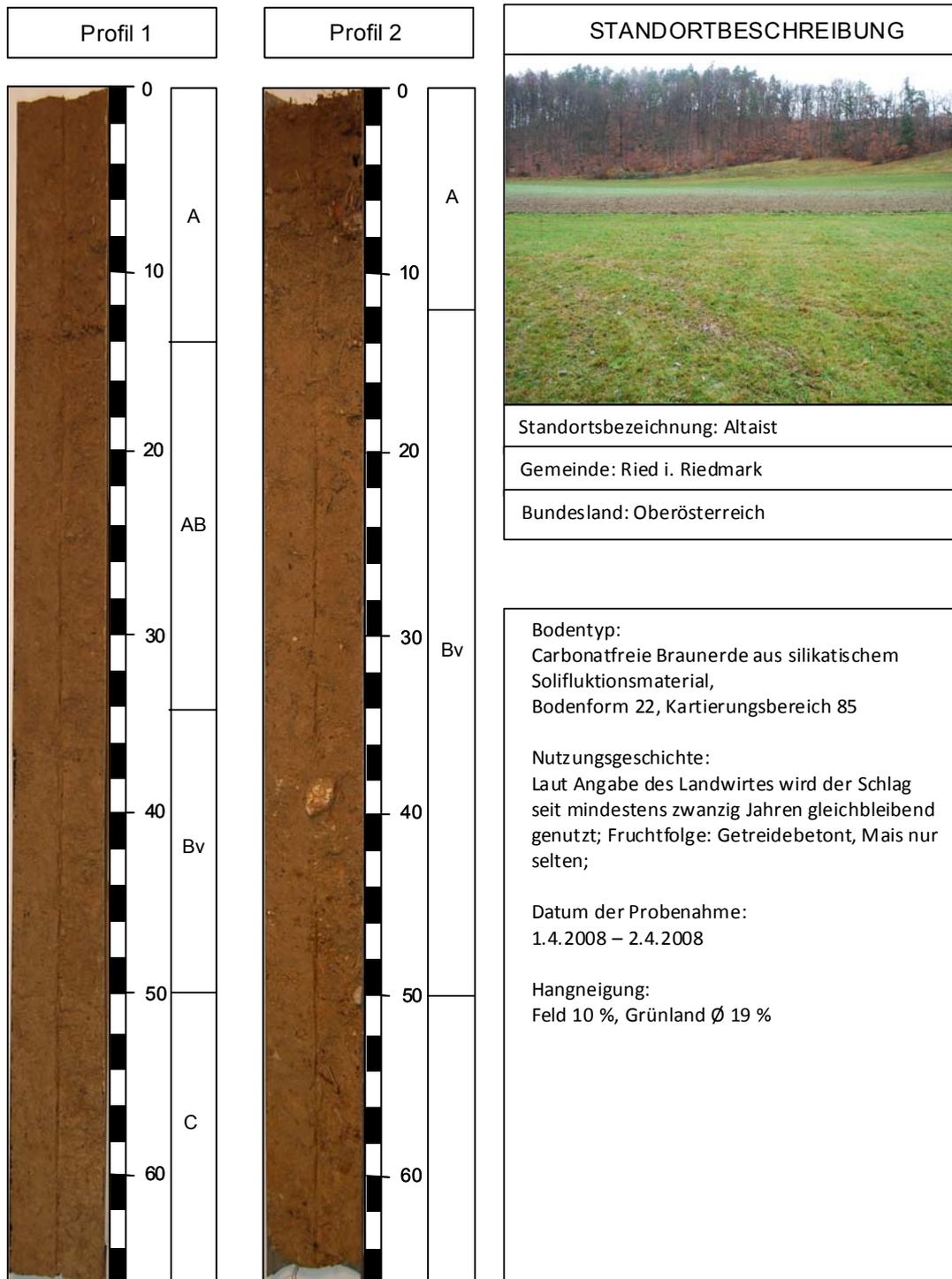


Abb. 4-66: Profilaufbau und Basisinformationen zum Standort Altaist

4.4.2 Messergebnisse und Ableitung von Indikatoren für die Retentionswirkung

4.4.2.1 Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt

An den Standorten Grub, Waidendorf und Reiting waren die Konzentrationen an Kupfer und Zink in 150 cm Tiefe in der Regel geringer als im Vergleich zur Bodenschicht bis 15 cm Tiefe. In Grub war dies auch für die Parameter Barium, Vanadium, Blei, Cadmium und Chrom in mehr oder weniger hohem Ausmaß zu beobachten. Beim Standort Altaist wurden im Oberboden keine erhöhten Gehalte an Kupfer und Zink im Vergleich zu 150 cm festgestellt. Abb. 4-67 bis Abb. 4-70 zeigen exemplarisch die Konzentrationsverläufe für Kupfer an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting jeweils gemittelt über die Wiederholungsmessungen. Eine vollständige Darstellung der Ergebnisse enthält die Anlage 5.

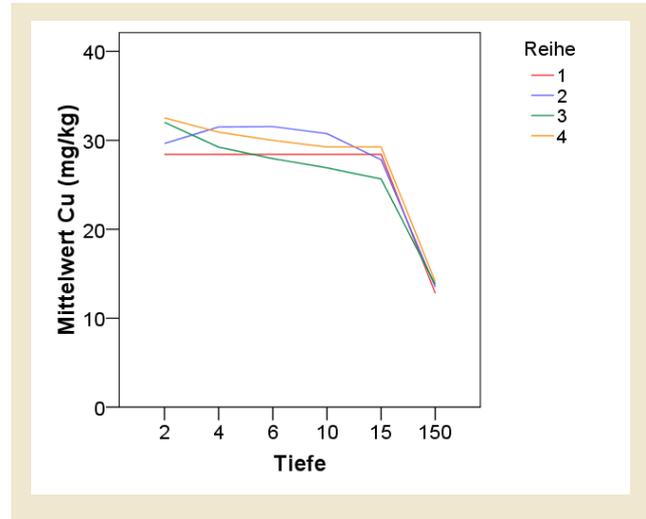


Abb. 4-68: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

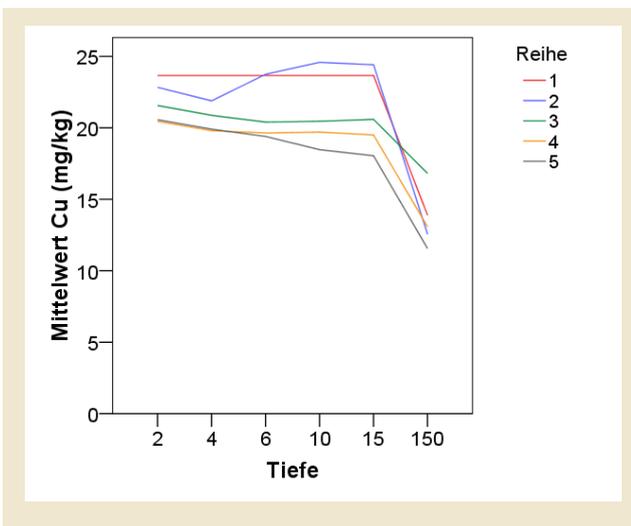


Abb. 4-67: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

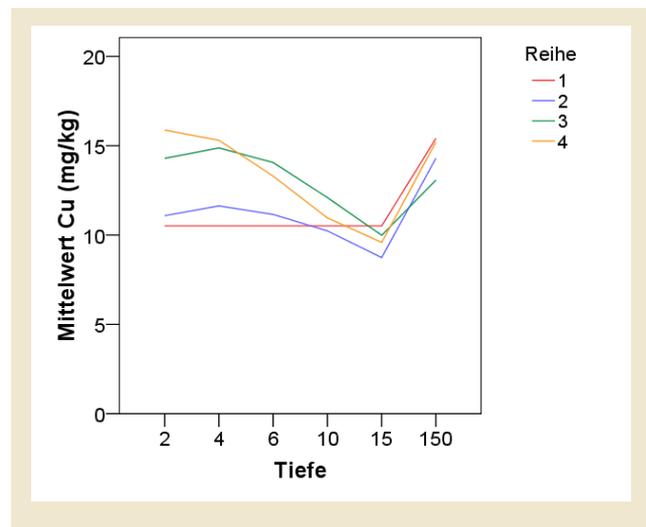


Abb. 4-69: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

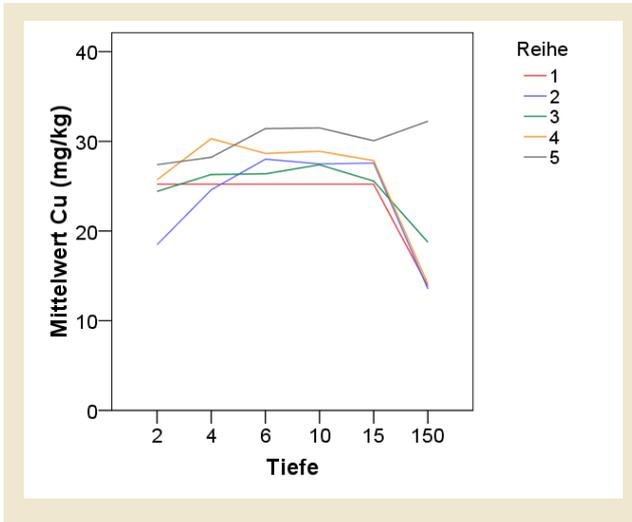


Abb. 4-70: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

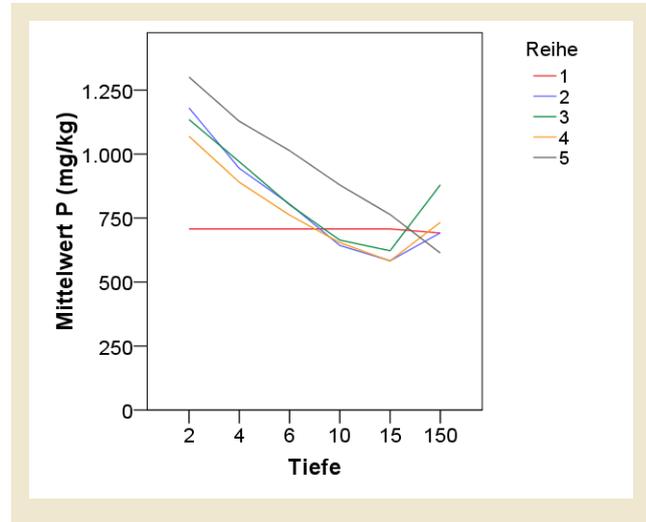


Abb. 4-71: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

In Reiting können in der Reihe 5 in 150 cm Tiefe veränderte Bodeneigenschaften beobachtet werden. Der Sandanteil steigt auf etwa 80 % an, der Ton- und Schluffgehalt sinken auf etwa 20 %. Die untersuchten Parameter zeigen in der Reihe ein unterschiedliches Verhalten in der Tiefe gegenüber den Reihen 1 bis 4, welches auf die veränderten Bodeneigenschaften zurückgeführt wird (siehe Abb. 4-70).

Der Parameter Phosphor verhält sich in Abhängigkeit des Standorts unterschiedlich: In Altaist können keine wesentlich erhöhten Gehalte im Oberboden festgestellt werden, während die Konzentrationen in Grub, Reiting und Waidendorf im Oberboden erhöht sind. Die Abbildungen Abb. 4-71 bis Abb. 4-74 zeigen die Phosphor-Konzentrationen an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting in den verschiedenen Tiefenstufen.

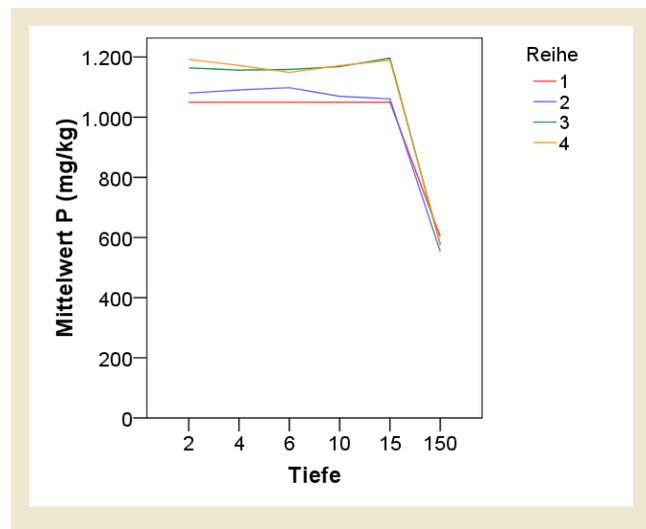


Abb. 4-72: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

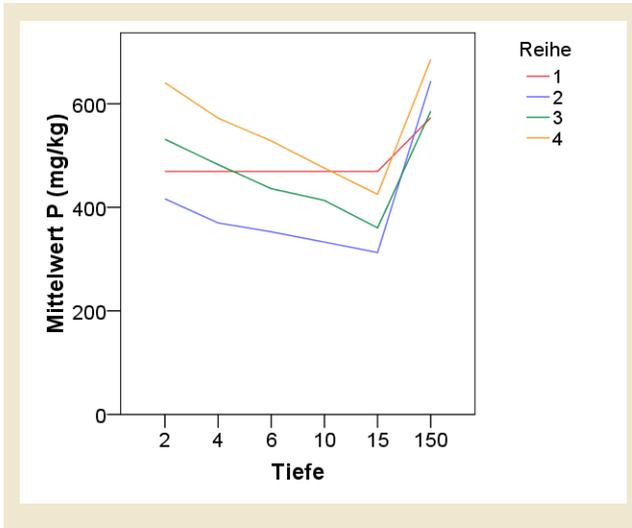


Abb. 4-73: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

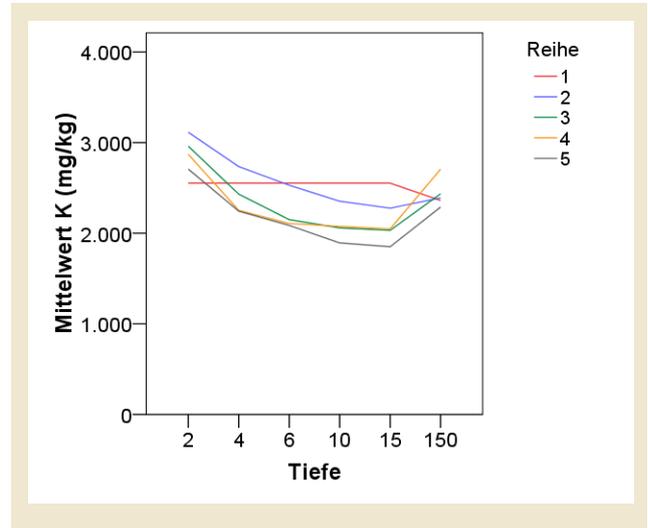


Abb. 4-75: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

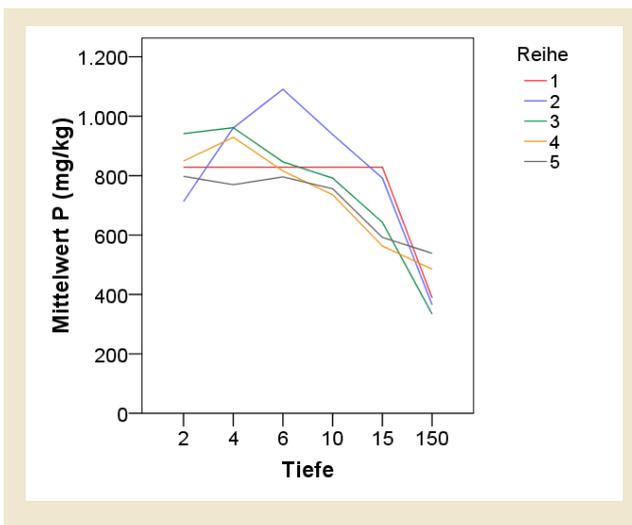


Abb. 4-74: Phosphor-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

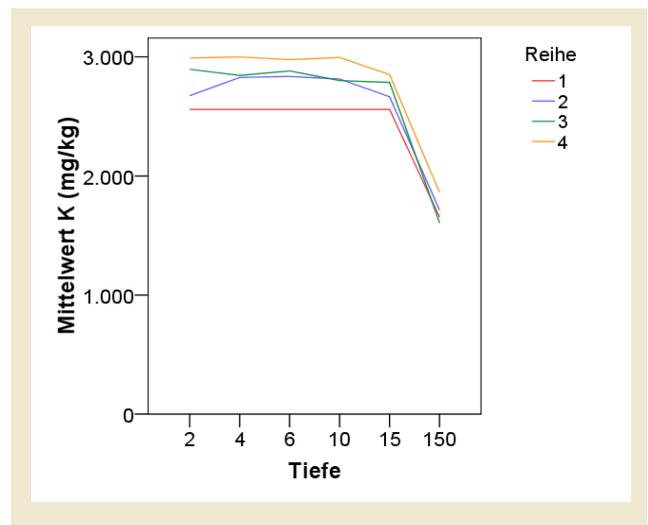


Abb. 4-76: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Waidendorf (Mittelwert der Wiederholungen)

Betreffend den Parameter Kalium konnten weder in Grub noch in Altaist erhöhte Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe beobachtet werden. In Waidendorf bzw. Reiting war dies sehr wohl der Fall. Die Abbildung Abb. 4-75 bis Abb. 4-78 zeigen die Kalium-Konzentrationen an den Standorten Grub, Waidendorf, Altaist und Reiting in den verschiedenen Tiefenstufen.

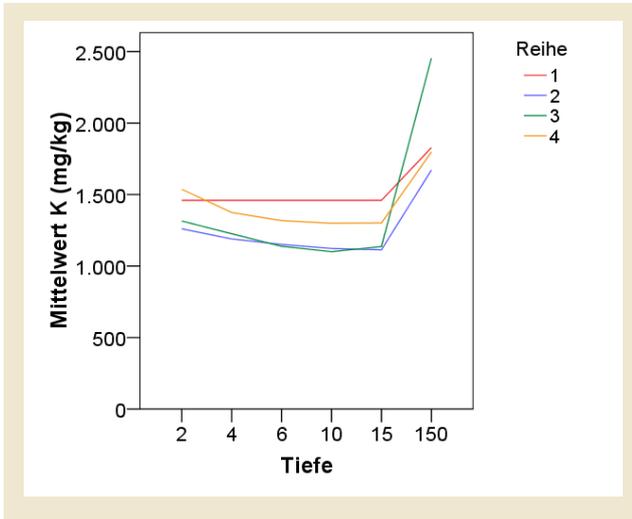


Abb. 4-77: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Altaist (Mittelwert der Wiederholungen)

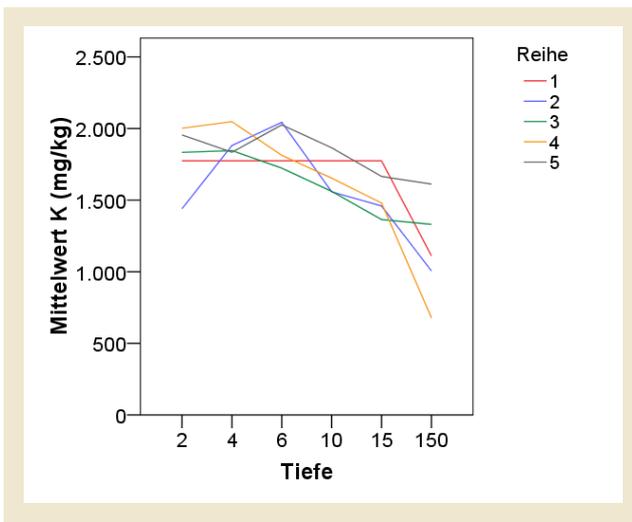


Abb. 4-78: Kalium-Konzentration in mg/kg am Standort Reiting (Mittelwert der Wiederholungen)

Für die Parameter Natrium und Magnesium wurden in 150 cm Tiefe zum Teil höhere Gehalte als im Oberboden beobachtet. Dies lässt darauf schließen, dass die Variation dieser Elemente im Ausgangsmaterial bereits so hoch ist, dass Stoffverlagerungen über Gehaltsänderungen nicht mehr abgebildet werden. Mit einer Rolle könnte außerdem spielen, dass diese beiden Elemente relativ leicht mit dem Sickerwasser verlagert

werden. Die beiden Parameter sind für die Beurteilung der Wirkung von Gewässerrandstreifen deshalb nicht gut geeignet.

Die Konzentrationen an organischen Kohlenstoff bzw. Gesamt-Stickstoff nehmen an allen vier Standorten erwartungsgemäß mit der Tiefe ab.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass am Standort Altaist im Oberboden (0 bis 15 cm) im Vergleich zum natürlichen Gehalt (bei 150 cm) keine erhöhten Gehalte an Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium gemessen wurden. Der Acker wird extensiv bewirtschaftet.

Die Standorte Grub, Waidendorf und Reiting werden in Kapitel 4.4.2.4 für jene Parameter, die im Oberboden erhöhte Konzentrationen aufweisen, ausgewertet.

4.4.2.2 Variabilität innerhalb der Wiederholungsreihen

Für jeden der vier Standorte wurden je Reihe und Tiefenstufe jeweils 5 Wiederholungsmessungen im Abstand von 1,25 m bis 3 m durchgeführt. Die Variabilität der Wiederholungsmessungen wurde geprüft.

Dazu wurde der Variationskoeffizient je Reihe und Tiefenstufe berechnet und im Anschluss der Mittelwert je Standort gebildet (siehe Tab. 4-26 und Anlage 4). Der Variationskoeffizient beschreibt die Standardabweichung relativ zum Mittelwert und stellt damit eine Normierung der Varianz dar.

Aus Tab. 4-26 ist ersichtlich, dass die Standorte Grub, Altaist und Waidendorf vergleichsweise geringe Variationskoeffizienten < 20 % aufweisen. Abb. 4-79 zeigt exemplarisch die Kupferkonzentrationen am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe für die einzelnen Wiederholungen. Dies liefert einen Hinweis darauf, dass an diesen drei Standorten der Oberflächenabfluss und in Folge die Ablagerung des mittransportierten Materials relativ

gleichmäßig über die gesamte Breite der Fläche erfolgt.

Tab. 4-26: Variationskoeffizienten je Reihe und Tiefenstufe für die vier untersuchten Standorte

Parameter	Altaist	Grub	Reiting	Waidendorf
Cu (mg/kg)	6,4	4,1	10,6	15,4
Zn (mg/kg)	5,5	3,5	9,0	10,4
K (mg/kg)	4,0	5,8	12,3	6,9
Mg (mg/kg)	4,7	4,0	9,7	3,4
Na (mg/kg)	8,3	5,6	9,8	4,3
P (mg/kg)	8,0	7,7	13,3	10,1
Nt (mg/kg)	10,1	16,7	32,7	18,3
Corg (mg/kg)	8,4	16,2	30,5	16,6
Ctot (mg/kg)	8,2	20,4	30,5	6,9
Sand (%)	8,5	6,5	22,8	12,4
Schluff (%)	3,3	4,0	10,1	3,2
Ton (%)	7,9	5,1	12,9	15,2
Ba (mg/kg)		6,5		
Cd (mg/kg)		18,3		
Cr (mg/kg)		5,6		
Pb (mg/kg)		10,7		
V (mg/kg)		4,2		

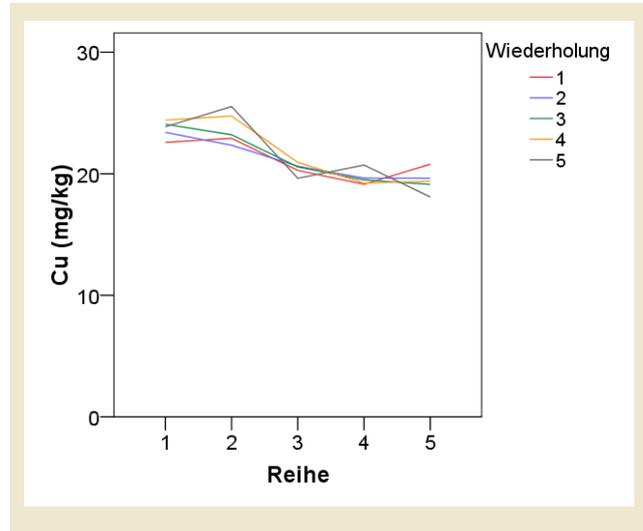


Abb. 4-79: Kupfer-Konzentration am Standort Grub in 6-10 cm Tiefe

Im Unterschied dazu sind die mittleren Variationskoeffizienten am Standort Reiting vergleichsweise hoch. Ursächlich dafür sind Ablagerungen mit einem erhöhten Anteil an organischer Substanz in der Tiefe (siehe Abb. 12 in Anlage 3), die darauf zurückzuführen sein dürften, dass in bestimmten Bereichen des Hangs bevorzugt Material abgelagert wird, da sich der Oberflächenabfluss möglicherweise dort konzentriert.

In diesem Fall ist es zielführend, einzelne Wiederholungsreihen zu betrachten, wie das in Abb. 4-80 exemplarisch für die Wiederholung 2 gemacht wurde. In der Tiefenstufe 4 bis 6 cm ist der erhöhte Gehalt an organischem Kohlenstoff erkennbar, der sich in anderen Wiederholungen nicht in dieser Weise wieder findet. Die Reihe 3 weist dafür in der Tiefenstufe 0–2 cm erhöhte Gehalte an organischen Stickstoffverbindungen auf.

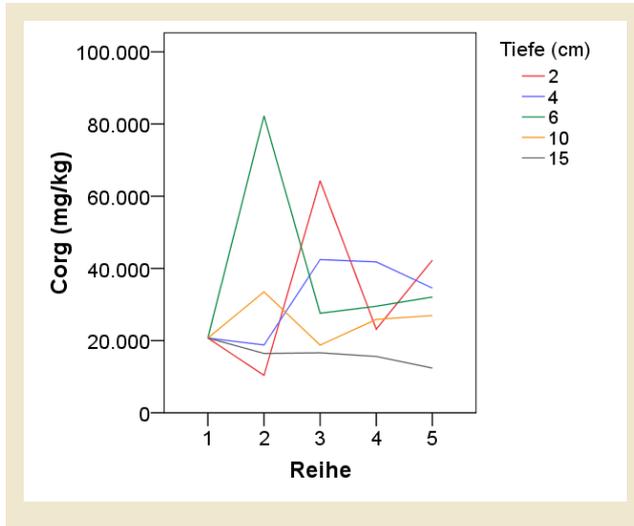


Abb. 4-80: Organischer Kohlenstoff in mg/kg am Standort Reiting (Wiederholung 2)

Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass hohe Variationskoeffizienten einen Hinweis auf einen konzentrierten Abfluss liefern, während kleine Koeffizienten auf einen breitflächigen Abfluss deuten.

4.4.2.3 Ergebnisse am Standort Grub bei erhöhtem Parameterumfang

In Grub wurden die Parameter Barium (Ba), Vanadium (V), Blei (Pb), Chrom (Cr) und Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Phosphor (P), Kalium (K), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Gesamt-Stickstoff (Nt), sowie CaCO_3 , der organische Kohlenstoff und der Gesamtkohlenstoff untersucht.

Abb. 4-81 zeigt die Kupferkonzentrationen am Standort Grub gemittelt über die Wiederholungen. In der Reihe 2 können in den Tiefenstufen 4 bis 15 cm erhöhte Kupfer-Konzentrationen beobachtet werden.

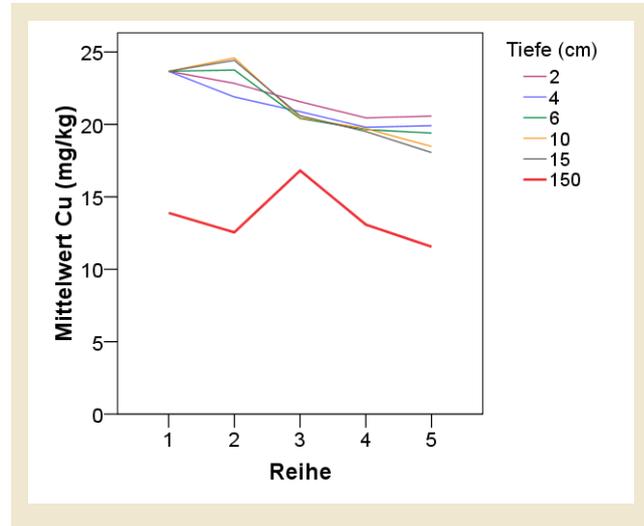


Abb. 4-81: Kupfer-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Für Zink wurden erhöhte Gehalte vor allem in der Schicht 0 bis 2 cm festgestellt (siehe Abb. 4-82).

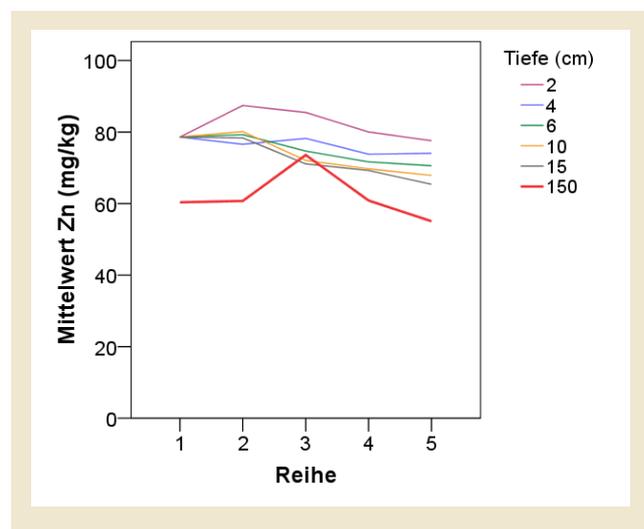


Abb. 4-82: Zink-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Für den Parameter Barium konnten erhöhte Konzentrationen im Oberboden festgestellt werden, die beobachtbare Retentionswirkung ist allerdings nicht so ausgeprägt wie bei Kupfer und Zink (siehe Abb. 4-83).

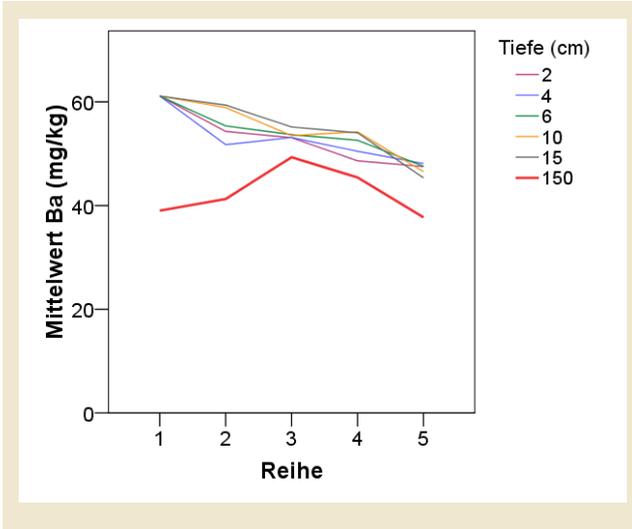


Abb. 4-83: Barium-Konzentrationen in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Die Parameter Kupfer, Zink und Barium korrelieren in hohem Ausmaß mit dem Tongehalt (siehe Tab. 4-27). Da Barium vor allem mit Kupfer aber auch Zink gut korreliert, wurde es für die Standorte Waidendorf, Reiting und Altaist aus dem Messprogramm genommen.

Tab. 4-27: Korrelationskoeffizienten der Parameter Ton (%), Kupfer (Cu), Barium (Ba) und Zink (Zn) am Standort Grub (Datengrundlage: alle Messdaten in mg/kg)

	Ton (%)	Cu (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Ton (%)	1,00	0,84	0,78	0,68
Cu (mg/kg)	0,84	1,00	0,80	0,78
Ba (mg/kg)	0,78	0,80	1,00	0,55
Zn (mg/kg)	0,68	0,78	0,55	1,00

Für den Parameter Cadmium konnten erhöhte Gehalte in der Tiefe von 0 bis 6 cm festgestellt werden. Cadmium korrelierte signifikant mit der organischen Substanz, der Korrelationskoeffizient betrug am Standort Grub 0,7. Die Ursache dürfte sein, dass Cadmium mit

der organischen Substanz Komplexe bildet. Cadmium wurde jedoch aufgrund der geringen Konzentrationen (max. 0,33 mg/kg; siehe Abb. 4-84) und der aufwändigen Analytik aus dem Messprogramm genommen.

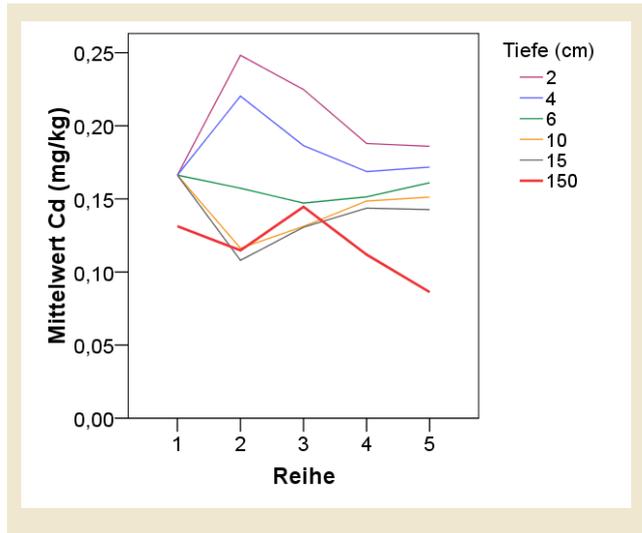


Abb. 4-84: Cadmium-Konzentration in mg/kg am Standort Grub (Mittelwert der Wiederholungen)

Die Parameter Vanadium und Blei konnten im Oberboden in erhöhten Konzentrationen im Vergleich zum natürlichen Gehalt festgestellt werden, allerdings indizierte diese Parameter keine Retentionswirkung. Sie wurden deshalb an den anderen Standorten nicht weiter untersucht.

Für Chrom konnten nur geringfügig erhöhte Konzentrationen im Oberboden im Vergleich zu 150 cm Tiefe beobachtet werden. Auch dieser Parameter wurde deshalb nicht weiter untersucht.

Damit verblieben für die Standorte Altaist, Reiting und Waidendorf die Parameter Kupfer (Cu), Zink (Zn), Phosphor (P), Kalium (K), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Gesamt-Stickstoff (Nt), sowie CaCO₃, der organische Kohlenstoff und der Gesamt-Kohlenstoff im Messprogramm.

4.4.2.4 Ergebnisse an den vier Standorten bei eingeschränktem Parameterumfang

Im Folgenden werden die einzelnen Parameter für die vier Standorte dargestellt. Dazu wurde die Masse pro cm^2 bis 15 cm Bodentiefe berechnet.

Kupfer

In Grub kann in der Reihe 2 bei allen Wiederholungen eine Retentionswirkung beobachtet werden. Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen $0,36$ und $0,49 \text{ mg/cm}^2$ (siehe Abb. 4-85). Sie verhalten sich innerhalb der Wiederholungsmessungen homogen, sodass auf einen breitflächigen Oberflächenabfluss geschlossen werden kann.

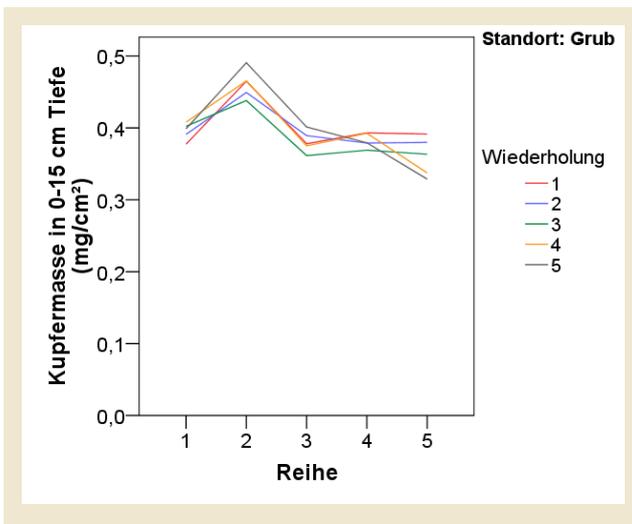


Abb. 4-85: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Der Standort Waidendorf zeigt ebenso wie Grub in der Reihe 2 die beste Retentionswirkung (siehe Abb. 4-86). Bei der Wiederholung 1 treten mit bis zu 70 g/cm^2 die höchsten Massengehalte auf. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass der Standort als Weinbau genutzt wird und Kupfer als Pflanzenschutzmittel im Weinbau verbreitet eingesetzt wurde.

Der in Abb. 4-86 erkennbare Unterschied zwischen den Wiederholungen weist auf einen konzentrierten Oberflächenabfluss hin (vgl. auch Luftbild zu Grub in Abb. 4-10), was sich gut mit den ungleichmäßigen Abflussverhältnissen in einem Weingarten mit Reihen in Fallrichtung erklären lässt.

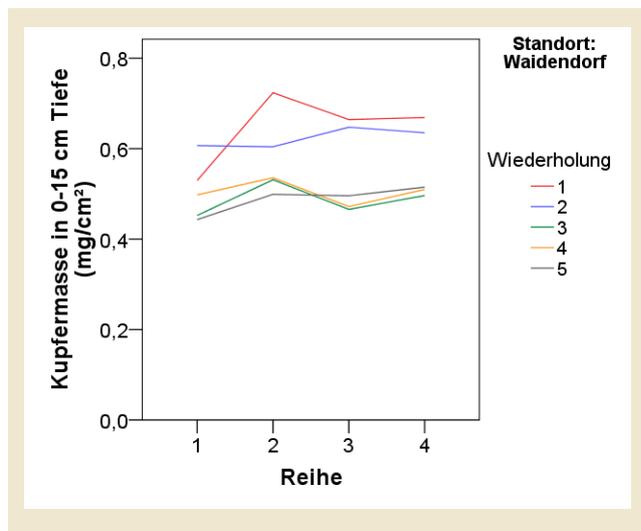


Abb. 4-86: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

In Reiting wurde zwar eine im Vergleich zum natürlichen Gehalt erhöhte Kupferkonzentrationen festgestellt, aussagen über eine Retention sind aufgrund der heterogenen Messdaten jedoch nicht möglich (siehe Abb. 4-87).

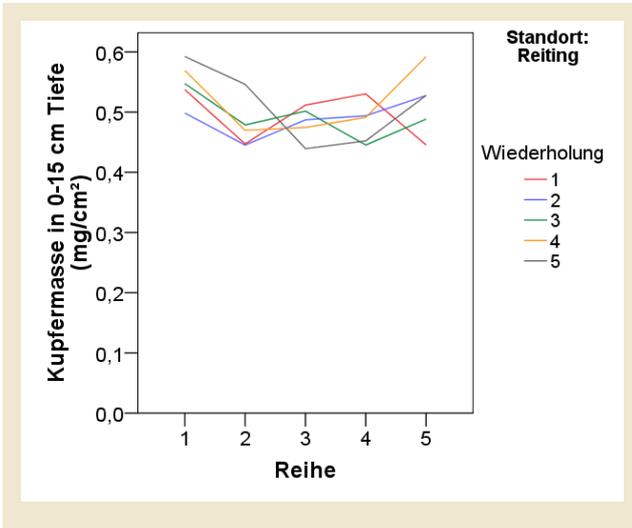


Abb. 4-87: Kupfermasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

Zink

Anhand des Parameters Zink kann in Grub ebenso wie bei Kupfer in der Reihe 2 bei allen Wiederholungen eine Retentionswirkung beobachtet werden (siehe Abb. 4-88). Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen 1,3 und 1,6 mg/cm². Die Wiederholungsmessungen zeigen eine nur geringe Streuung.

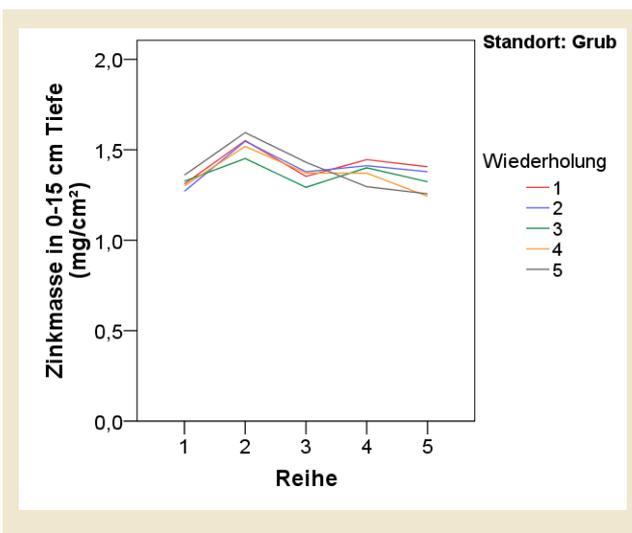


Abb. 4-88: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Der Standort Waidendorf zeigt anhand von Zink in der Reihe 2 und 3 die beste Retentionswirkung (siehe Abb. 4-89). Die Massen bis 15 cm Tiefe liegen zwischen 0,9 und 1,3 mg/cm². Die Wiederholungsmessungen lassen (so wie auf Grund von Kupfer) auf einen konzentrierten Abfluss schließen.

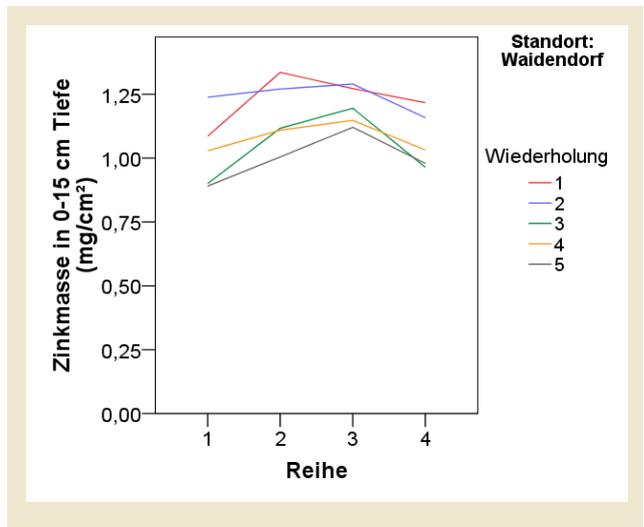


Abb. 4-89: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

Am Standort Reiting können, wie bereits bei Kupfer, aufgrund der Heterogenität der Zinkwerte keine Aussagen über ggf. auftretende Erosionsereignisse und die Retentionswirkung getroffen werden (siehe Abb. 4-90).

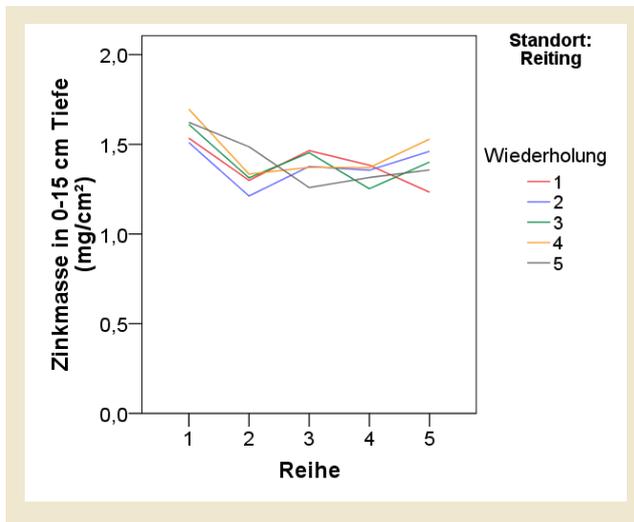


Abb. 4-90: Zinkmasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

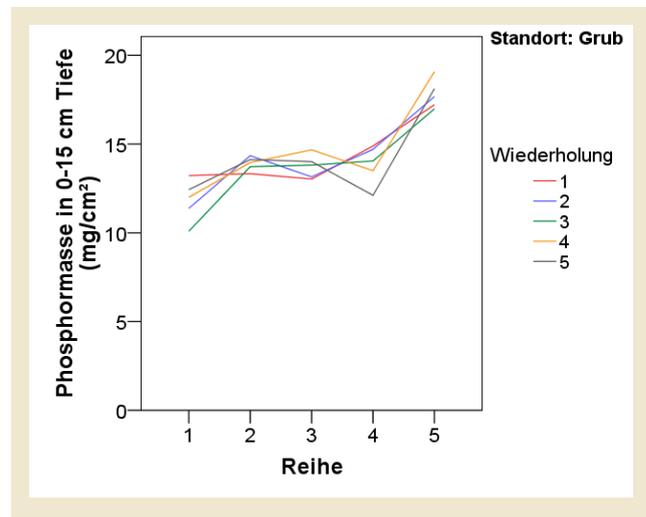


Abb. 4-91: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Grub

Phosphor

Abb. 4-91 zeigt, dass am Standort Grub in den Reihen 2 und 3 eine Retentionswirkung für Phosphor beobachtet werden kann. Auffällig sind die erhöhten Phosphor-Gehalte in der Reihe 5, die darauf zurückgeführt werden können, dass es sich hierbei um einen geschütteten Bereich handelt, dessen Standorteigenschaften nicht mit den Reihen 1 bis 4 verglichen werden können (der Carbonatgehalt und Sandanteil ist vergleichsweise hoch, der Tonanteil vergleichsweise niedrig).

In Waidendorf sind kontinuierlich abnehmende Phosphormassen bis 15 cm Bodentiefe zur Reihe 5 hin zu beobachten (siehe Abb. 4-92).

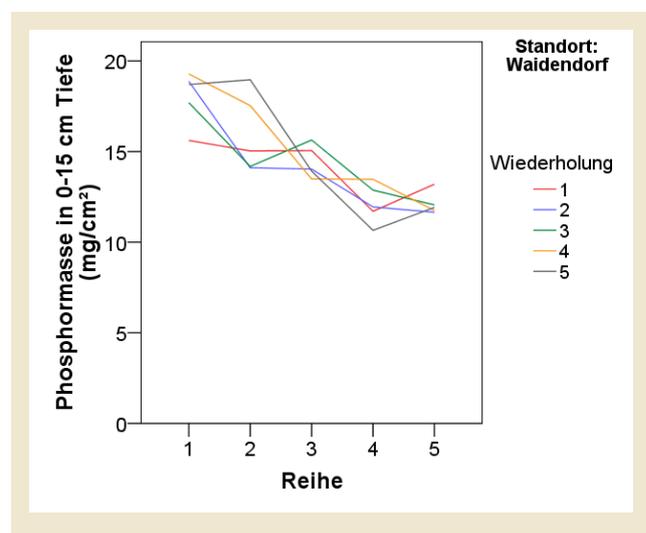


Abb. 4-92: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

In Reiting konnte betreffend Phosphor bei sämtlichen Wiederholungen in der Reihe 3 die beste Retentionswirkung beobachtet werden (Abb. 4-93).

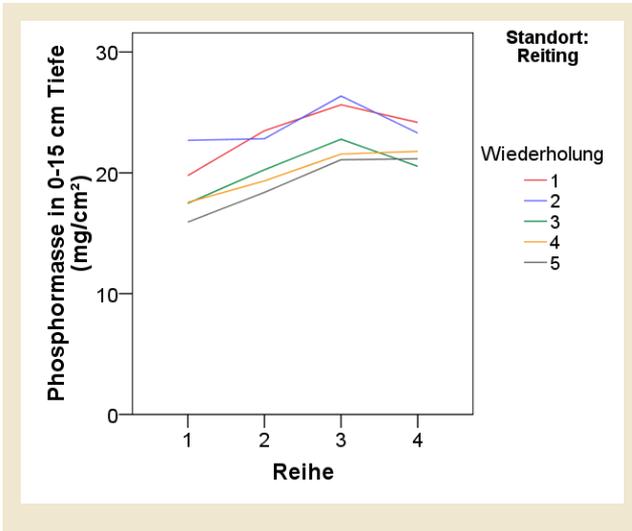


Abb. 4-93: Phosphormasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

Kalium

Am Standort Reiting wurde, gemessen am Parameter Kalium, in der Reihe 3 die beste Retentionswirkung erzielt (siehe Abb. 4-94).

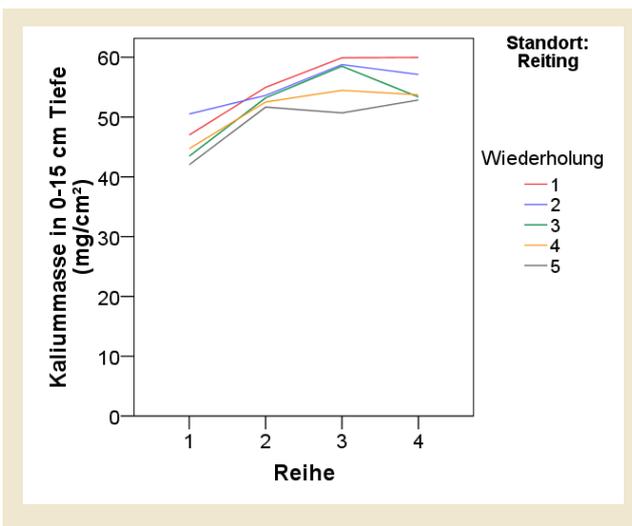


Abb. 4-94: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Reiting

In Waidendorf kann ein stetiger Verlauf der Massen bis 15 cm Oberboden hin zum Gewässer beobachtet

werden (siehe Abb. 4-70). Aussagen über ggf. auftretende Erosionsereignisse oder eine Retentionswirkung kann anhand von diesem Parameter nicht getroffen werden. Ergebnisse zu weiteren Parametern enthält Anlage 6.

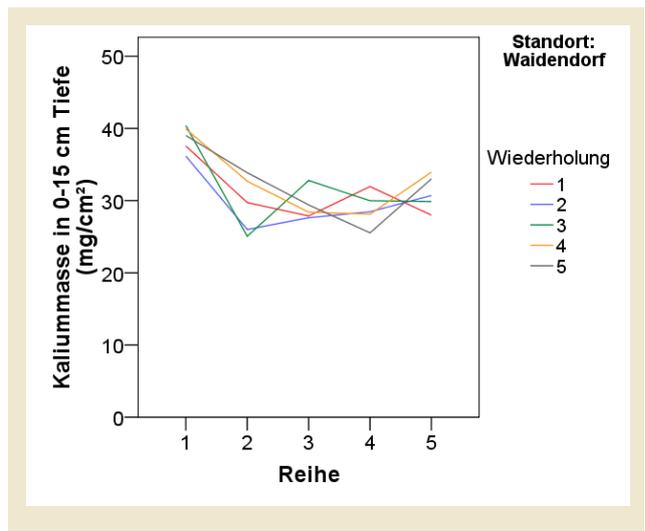


Abb. 4-95: Kaliummasse bis 15 cm Bodentiefe am Standort Waidendorf

Gesamt-Stickstoff

Der Parameter Gesamt-Stickstoff (Nt) wurde getrennt für die jeweiligen Tiefenstufen dargestellt, da sich die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe stark verändern. Die Darstellung der Messdaten erfolgte separat für die jeweiligen Wiederholungen. Die Ergebnisse werden exemplarische für die Standorte Grub und Waidendorf dargestellt. Für die Standorte Altaist und Reiting sind die Ergebnisse in Anlage 7 ersichtlich.

Am Standort Grub ist in den Reihen 2 und 3 bzw. in den Tiefenstufe 0 bis 2 cm und 2-4 cm die beste Retentionswirkung zu beobachten (siehe Abb. 4-96). In der Tiefenstufe 2-4 cm tritt in den Reihen 2 und 3 die beste Retentionswirkung auf (siehe Abb. 4-97). In der Tiefenstufe 4-6 cm gehen die Konzentrationsschwankungen zurück (siehe Abb. 4-98).

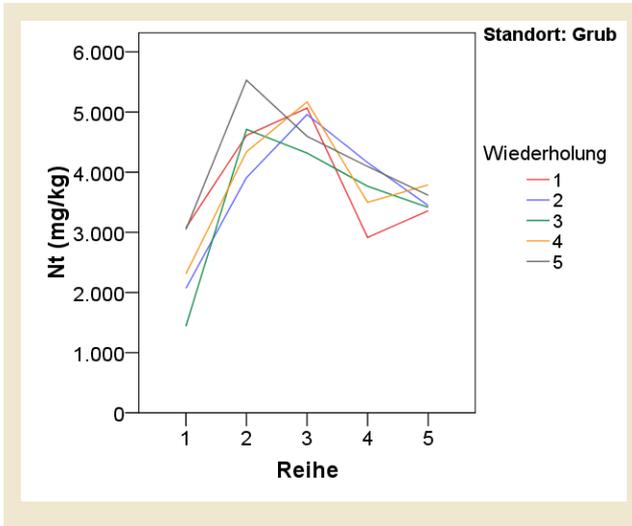


Abb. 4-96: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 0-2 cm

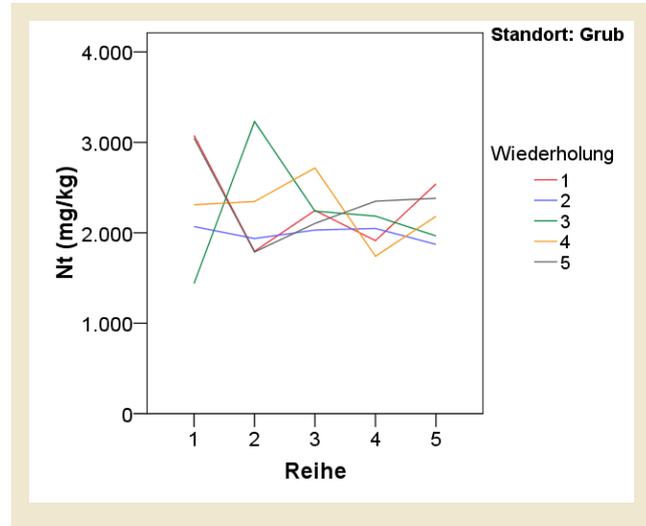


Abb. 4-98: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 4-6 cm

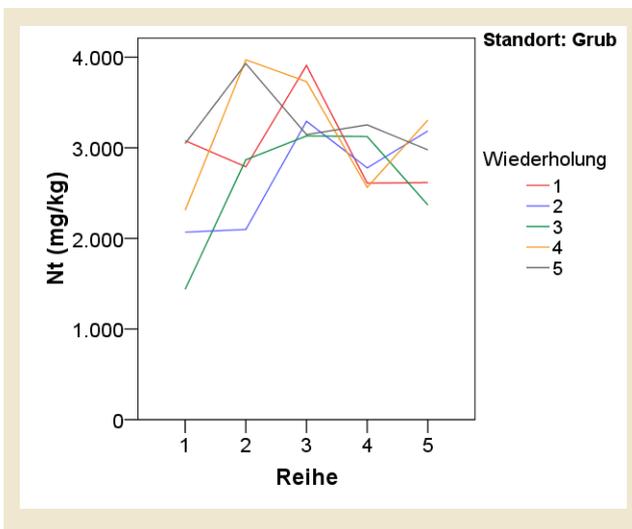


Abb. 4-97: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Grub in der Tiefenstufe 2-4 cm

Am Standort Waidendorf konnten in der Tiefenstufe 0-2 cm in den Wiederholungen 3 und 5 erhöhte Konzentrationen beobachtet werden (siehe Abb. 4-99). Die Ergebnisse lassen auf einen konzentrierten Abfluss schließen. Die Konzentrationen steigen von der Reihe 3 zur Reihe 4 in etwa 30m noch immer stark an. Eine mögliche Ursache ist, dass die beste Retentionswirkung bei Niederschlagsereignissen hoher Jährlichkeit und konzentriertem Abfluss die Breite der Gewässerrandstreifen (30 m) überschreitet.

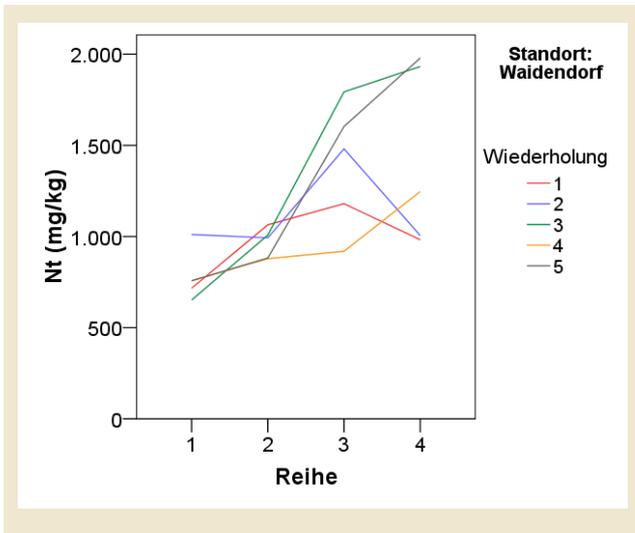


Abb. 4-99: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 0-2 cm

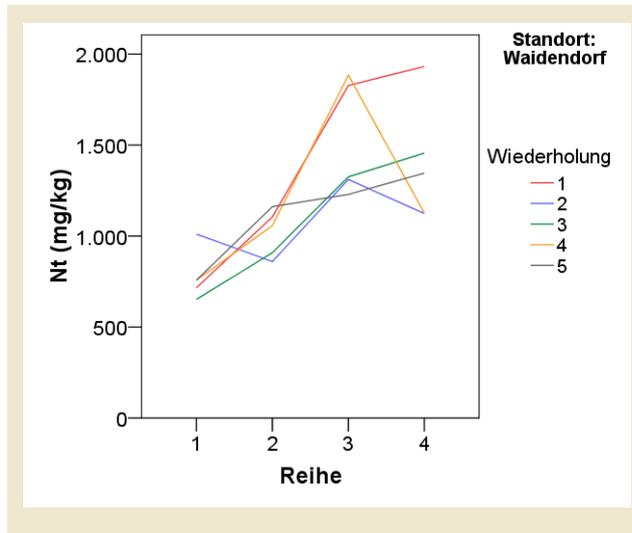


Abb. 4-101: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 4-6 cm

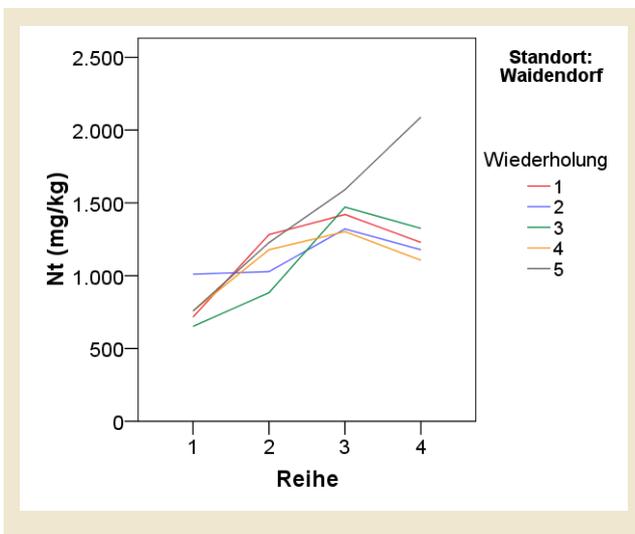


Abb. 4-100: Konzentration an Gesamt-Stickstoff am Standort Waidendorf in der Tiefenstufe 2-4 cm

Organischer Kohlenstoff

Der organische Kohlenstoff verhält sich sehr ähnlich wie der Gesamtstickstoff. Die beiden Parameter korrelieren in hohem Ausmaß, der Korrelationskoeffizient über alle Messdaten beträgt 0,97. Von einer Darstellung im Berichtsteil wurde daher abgesehen, die Ergebnisse sind in Anlage 7 ersichtlich.

4.4.2.5 Entwicklung von Indikatoren zur Messung der Retentionswirkung

Um eine Aussage über die Eignung der Parameter als Indikatoren treffen zu können, wurde eine Relevanzmatrix erstellt, welche die Ergebnisse der Auswertungen aus Kapitel 4.4.2.4 zusammenfassend darstellt (Tab. 4-28).

Die Parameter **Kupfer** und **Zink** wurden in den Gewässerrandstreifen der Standorte Grub, Waidendorf und Reiting im Oberboden in erhöhten Konzentrationen gemessen. Der Konzentrationsverlauf bis 15 cm Tiefe ist relativ konstant. Bei den Standorten Grub und Waidendorf wurde vor allem in der Reihe 2, zum Teil auch in der Reihe 3, erhöhte Konzentrationen gefun-

den, die einen Rückschluss auf Erosionsereignisse und eine Retentionswirkung zulassen. Am extensiv bewirtschafteten Standort Altaist konnten weder Kupfer noch Zink in erhöhten Konzentrationen gemessen werden. Eine Eignung der beiden Parameter als Indikatoren zur Bestimmung der Retentionsleistung eines Gewässerrandstreifens ist vor allem **für intensiv bewirtschaftete Standorte** gegeben.

Auch für den Parameter **Phosphor** ergab sich eine gute Eignung als Indikatorparameter. Sowohl in Grub als auch Waidendorf und Reiting wurden im Oberboden der Gewässerrandstreifen erhöhte Konzentrationen an Phosphor beobachtet. Die Reihen 2 und 3, zum Teil auch die Reihe 4, wiesen die beste Retentionswirkung auf. Am Standort Grub wurde Kalium im Oberboden nicht in erhöhten Konzentrationen gemessen.

Die Parameter **Gesamtstickstoff** bzw. **organischer Kohlenstoff** treten in Bodentiefen zwischen 0 und 6 bzw. 10 cm an allen vier untersuchten Standorten zum Teil in stark erhöhten Konzentrationen auf, die Rückschlüsse auf Erosionsereignisse geben. Beide haben sich als besonders sensible Indikatoren herausgestellt. Bei diesen Parametern konnte in der oberen Bodenschicht auch beim extensiv bewirtschafteten Standort Altaist zum Teil eine starke Retentionswirkung beobachtet werden.

Natrium und Magnesium sind als Indikatorparameter für vorliegende Fragestellung nicht geeignet. Weitere Schwermetalle und Spurenelemente wurden bereits auf Grund von Ergebnissen aus Grub bzw. aus praktischen Erwägungen ausgeschlossen.

Tab. 4-28: Relevanzmatrix zur Charakterisierung der Indikatoreigenschaften (* organische Einlagerungen im Oberboden wurden beobachtet)

Parameter	Indikatoreigenschaft	Grub	Waidendorf	Reiting	Altaist
Kupfer	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	k.A.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2	Reihe 2	k.A.	k.A.
Zink	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	k.A.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2	Reihe 2 bzw. 3	k.A.	k.A.
Phosphor	Konzentrationen im Oberboden erhöht	ja	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	breit	konz.	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihe 2 bzw. 3	Reihen 2 bis 4	Reihe 3	k.A.
Kalium	Konzentrationen im Oberboden erhöht	nein	ja	ja	nein
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	k.A.	k.A.	breit	k.A.
	Abstand mit bester Retentionswirkung	k.A.	k.A.	Reihe 3	k.A.
Gesamt-Stickstoff	Konzentrationen im Oberboden erhöht	von 0-6 cm	von 0-6 cm	von 0-6 cm*	von 0-10 cm
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	konzentriert	breit
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihen 2 und 3	Reihen 3, 4 und darüber hinausgehend	Reihe 2 bis 4	Reihe 3
Organischer Kohlenstoff	Konzentrationen im Oberboden erhöht	von 0-6 cm	von 0-6 cm	von 0-6 cm*	von 0-6 cm
	Verlagerung mit dem Oberflächenabfluss	breit	konzentriert	konzentriert	breit
	Abstand mit bester Retentionswirkung	Reihen 2 und 3	Reihen 3, 4 und darüber hinausgehend	Reihe 2 bis 4	Reihe 3

4.4.3 Untersuchungen mit ¹³⁷Cs

Untersuchungen mit ¹³⁷Cs haben den Vorteil, dass der Eintrag dieser Substanz mit Sicherheit aus der Atmosphäre stammt und nicht im Rahmen der Bodenbewirtschaftung erfolgte. Unwägbarkeiten über Eintragspfade, wie sie für andere Elemente existieren, spielen somit bei der Interpretation der Ergebnisse keine Rolle. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass Cs von den Pflanzen kaum aufgenommen wird und auch

eine Tiefenverlagerung durch Sickerwasser keine nennenswerte Rolle spielt. Auf Grund der hohen Kosten der Untersuchung wurden Analysen nur am Standort Grub zur Überprüfung der Ergebnisse aus Kapitel 4.4.2 durchgeführt.

Abb. 4-102 bis Abb. 4-105 zeigen anhand der ¹³⁷Cs Aktivitätskonzentrationen eine Akkumulation in Reihe 3 (Grünland nach 10 m) und Reihe 4 (Grünland nach 30 m). In Reihe 1, dem Ackerstandort, ist der durch-

mischte Pflughorizont deutlich vom darunterliegenden Material unterscheidbar.

irgendwann in der Vergangenheit als Acker genutzt wurde.

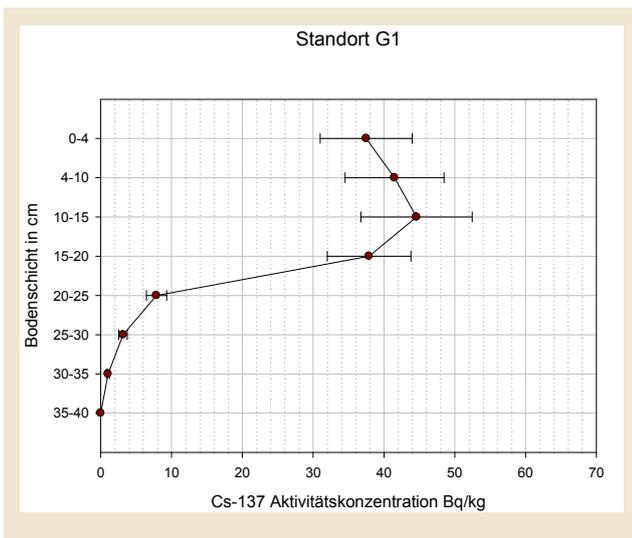


Abb. 4-102: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 1 (Acker)

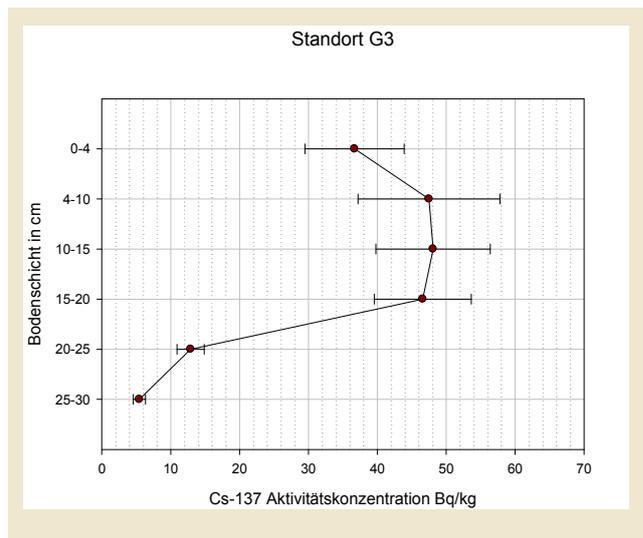


Abb. 4-104: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 3 (Grünland nach 10 m)

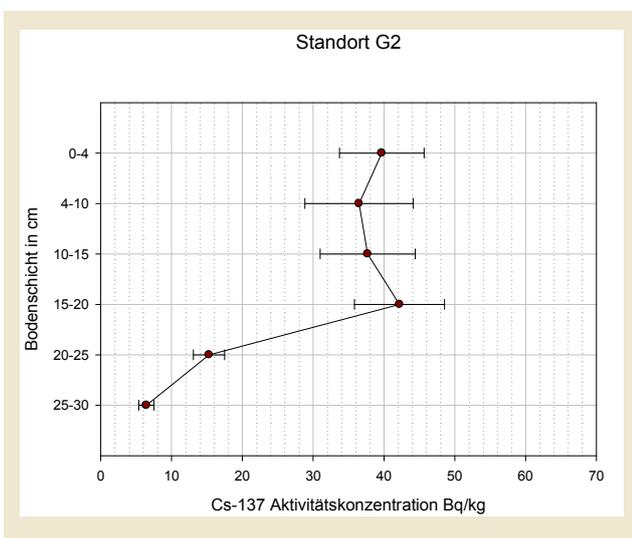


Abb. 4-103: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 2 (Grünland nach 1,5 m)

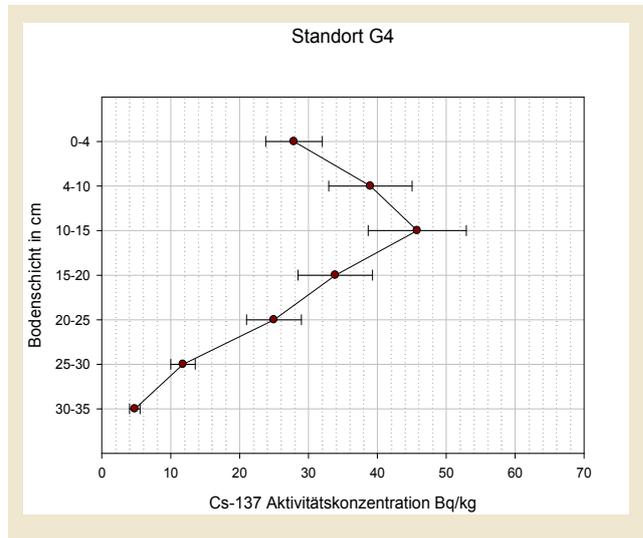


Abb. 4-105: ^{137}Cs Aktivitätskonzentration Reihe 4 (Grünland nach 3 m)

Reihe 2 liegt zwar bereits im Grünland, die Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration, sowie der Umstand, dass kaum eine Akkumulation ablesbar ist, weisen darauf hin, dass dieser Bereich anscheinend

Das Maximum der Retention findet offensichtlich im Abstand von 10 m vom Acker statt (Reihe 3), eine deutliche Retentionswirkung ist aber auch nach 30 m noch deutlich erkennbar (Abb. 4-106).

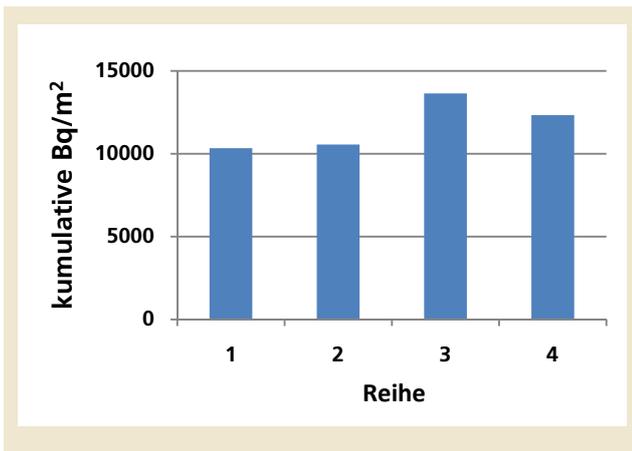


Abb. 4-106: Kumulative Bq/m² (0-35 cm)

Zusammenfassend kann aus den ¹³⁷Cs Untersuchungen geschlossen werden, dass gegenüber der Untersuchung der Standardparameter zusätzliche Details sichtbar werden, die Grundaussage jedoch bestätigt wird, dass ein wesentlicher Teil der Retention in den ersten 10 m und der Großteil innerhalb von 30 m stattfindet.

4.4.4 Tracerversuche

4.4.4.1 N-Alkylammonium als Tracer

Aus allen untersuchten Tonen lassen sich mit der adaptierten Extraktionsmethode analytisch geeignete Stoffmengen an N-Alkylammoniumionen extrahieren und als Tracer verwenden. Die Extraktionsausbeuten bewegen sich um 85% der dotierten N-Alkylammoniumionen-Menge.

Versuche mit Boden vom Versuchsstandort Grub zeigen, dass durch die Bodenmatrix die Extraktionsausbeute von N-Alkylammoniumionen nicht gestört wird. Die erarbeitete Extraktionsmethode ist auch für Bo-

denmaterial einsetzbar und ergibt Extraktionsausbeuten, die zwischen 70% und 110 % liegen.

Die Analysen zeigen, dass in den industriell produzierten organophilisierten Tonen N-Alkylammoniumionen mit unterschiedlichen Molekülmassen enthalten sind. Es können 4 Substanzen getrennt und identifiziert werden. Es handelt sich um die Molekülmassen (M+H⁺) 304.30, 332.33, 360.36 und 388.39. Von der Zusammensetzung des Tixogel VZ eignen sich zur Quantifizierung am Besten die Massen 360.36 und 388.39. Die Retentionszeiten dieser Massen liegen bei 2,92 Minuten, bzw. 5,34 Minuten.

Mit dieser Methode sind alle Voraussetzungen für eine praktische Anwendung des Tracers in Vegetationspufferstreifen erfüllt (Mentler et al., 2009).

4.4.4.2 Beregnungsversuch

Die Ergebnisse (Abb. 4-107) zeigen, dass bei größeren Mischungsmassen mit einer im Vergleich wesentlich höheren Inhomogenität (hier ausgedrückt als Variationskoeffizient von 5 unabhängigen Stichproben) gerechnet werden muss. Hier sind sicherlich noch weitere Untersuchungen notwendig um die Technik für eine bessere Homogenisierung zu entwickeln. Der Versuch zeigt aber, dass alle 4 untersuchten Massen, die im Tixogel VZ Material enthalten sind, als Tracer einsetzbar sind. Der Molekülmasse 360 wäre aber auf Grund des besseren Responsefaktors (100 µg/l 105) der Vorzug zu geben. Das theoretische Verhältnis zwischen den N-Alkylammoniumkonzentrationen in 10 kg und 70 kg Boden sollte 1:7 sein. Die unter Ratio angegebenen Werte stellen die tatsächlich gemessenen Konzentrationen dar. Wie aus Tab. 4-29 ersichtlich, liegen die erzielten Verhältniszahlen durchaus in einem akzeptablen Bereich, der aber sicherlich bei einer weiteren Optimierung der Homogenisierungstechnik noch verbessert werden kann.



Abb. 4-107: Mischung von Wirkstoff und Bodenmaterial in einem Betonmischer

Tab. 4-29: Konzentrationen der untersuchten N-Alkylammoniummassen nach Einmischung in 10 kg und 70 kg Boden (n = 5, VK = Variationskoeffizient, Ratio = Wiederfindung der angestrebten Mischungsverhältnisse)

	Boden	Masse							
		304		332		360		338	
	kg	mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
		Mw*	VK**	Mw	VK	Mw	VK	Mw	VK
	10	19,5	6	28,3	15	30,9	6	11,1	16
	70	2,6	47	3,6	23	4,5	36	1,8	36
Ratio***	7	7,5		7,9		6,9		6,2	

* = Mittelwert ** = Variationskoeffizient *** = Wiederfindung der angestrebten Mischungsverhältnisse

In einer Wiederholung der Mischungsprozedur wurde ein Boden mit erhöhtem Wassergehalt (ca. 20ww%) verwendet, um den Einfluss der Bodenausgangsfeuchte auf den Homogenisierungsprozess und den weiteren Verlauf der Beregnung zu untersuchen. Es zeigte sich, dass höhere Bodenwassergehalte zu Mischungsproblemen führen, die Konsequenzen für den nachfolgenden Beregnungsprozess haben (Abb. 4-109).

Nach erfolgter Homogenisierung wurde der markierte Boden für eine Regensimulation vorbereitet. Die Parzellengröße für die Beregnung betrug 2 x 0,5 m, die Hangneigung wurde mit 9% eingestellt. Die Beregnung selbst erfolgte mit einer Niederschlagsintensität von 60 mm/h, der verwendete Regensimulator erzeugt eine mediane volumetrische Tropfengröße von 2.1 mm und besitzt einen Uniformitätskoeffizienten von ca. 90% (Strauss et al. 2001).



Abb. 4-108: Der markierte Boden nach erfolgtem Einbau in die Messparzelle vor der Beregnung. Links: lufttrockener Boden; rechts: Wassergehalt ca. 20 ww%.



Abb. 4-109: Pseudopilierung von Bodenaggregaten als Resultat einer Homogenisierung bei erhöhtem Bodenwassergehalt, sowie Aufbrechen der pseudopilierten Aggregate während des Beregnungsprozesses.

Abb. 4-110 zeigt den Verlauf des Abfluss- und Erosionsprozesses während der Regensimulation. Beregnet wurde solange, bis Abflusskonstanz erreicht worden war, wie aus der Abbildung ersichtlich. Im vorliegenden Fall bedeutete dies eine Beregnungsdauer von 65 Minuten. Mit steigender Abflussmenge stieg aufgrund der höheren Schleppspannung auch die Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluss an. Um die Wirkung dieser Änderung in der Sedimentkonzentration zu untersuchen, wurden die zeitabhängig genommenen Sedimentproben auf ihre Tracerkonzentration und ihre Korngrößenzusammensetzung untersucht.

Ein in der Erosionsforschung vielfach beschriebenes Phänomen ist die Anreicherung von im Verhältnis zum Ausgangsmaterial kleinerer Korngrößen im Sediment (Morgan, 2005). Ein derartiger Zusammenhang ist auch in diesem Experiment deutlich sichtbar (Abb. 4-111). Darüber hinaus lässt sich eine enge Beziehung zwischen der Anreicherung von Schluff und der Konzentration der Tracermasse erkennen, dargestellt hier an der Tracermasse 332. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass N-Alkylammonium sich ähnlich wie Bodenpartikel beim Erosionsprozess verhält.

Dies bestätigt die generelle Eignung von Tixogel VZ als Tracer für alle Untersuchungen, die sich mit dem Transport von Boden in der Landschaft beschäftigen. Dazu gehört beispielsweise auch die Charakterisierung der Funktionsweise und Effektivität von Vegetationspufferstreifen.

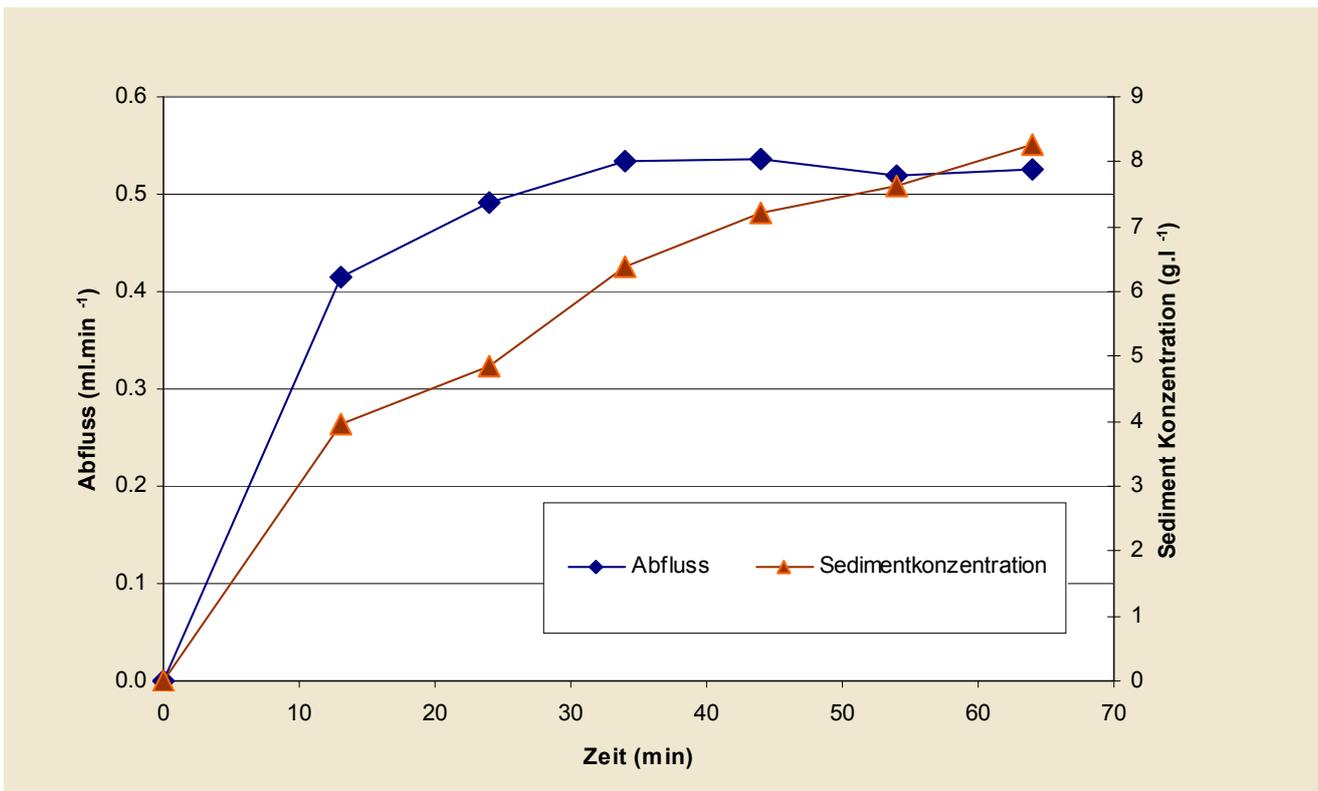


Abb. 4-110: Verlauf von Abfluss und Sedimentkonzentration während der Regensimulation

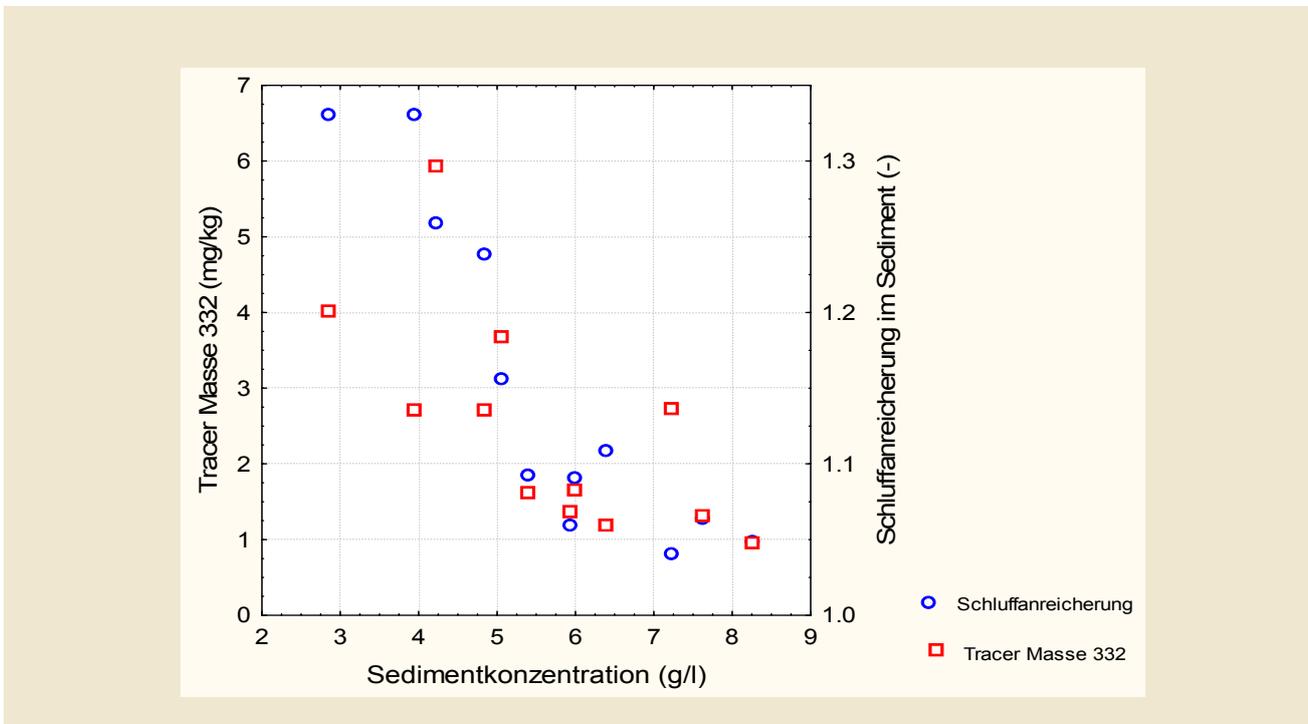


Abb. 4-111: Verhältnis von Sedimentkonzentration und Tracermasse 332 einerseits, sowie Sedimentkonzentration und Schluffanreicherung im Sediment andererseits, während der Regensimulation

Betrachtet man die Massen der unterschiedlichen N-Alkylammonium Komponenten in Tixogel VZ, lässt sich erkennen, dass im Beregnungsversuch ein sehr ähnliches Verhalten festgestellt werden kann. Engere Korrelationen weisen die Massen von M304, M332 und M388 auf, bei M360 ist die Korrelation zu den anderen Tracermassen zwar noch immer sehr eng, aber etwas geringer. Es sind also alle Komponenten von Tixogel als Tracer geeignet.

Tab. 4-30: Korrelationsmatrix der Tracermassen von Tixogel VZ im Beregnungsversuch

	M304	M332	M360	M388
M304	1.00	1.00	0.89	0.97
M332	1.00	1.00	0.85	0.98
M360	0.89	0.85	1.00	0.83
M388	0.97	0.98	0.83	1.00

4.4.4.3 Anwendbarkeit

Im Vergleich verschiedener organophilierter Tone hat sich Tixogel VZ am besten als Tracer zur Untersuchung von Transportprozessen von Bodenmaterial erwiesen. Eine optimale Extraktionsausbeute ergab sich bei einer kombinierten Anwendung von Ionenaustausch durch Bariumchlorid und Methanolextraktion. Die in

Tixogel VZ enthaltenen 4 Massenkomponenten können mit ähnlicher Ausbeute wiedergefunden werden. LC-MS (LC-MS/MS) Techniken sind hocheffiziente Analysensysteme zum Nachweis dieser Tracer. Die Nachweisgrenze des Tracers liegt bei $0,3\mu\text{g/l}$. Dies bedeutet, dass im Falle realer Bodenproben im Freiland ca. 5 kg Tixogel VZ/ha eingearbeitet auf eine Bodentiefe von 20 cm genügen, um einen positiven Nachweis für einen Verlagerungsprozess zu erhalten. Im Vergleich zu ähnlichen Tracern (seltene Erden) ist die Nachweisstärke dieses Verfahrens deutlich besser (Zhang et al., 2001). Ähnlich wie bei anderen Tracern (seltene Erden, Radioisotope) sind die Tracermassen von N-Alkylammoniumionen stark an den Boden gebunden und reagieren auch in ähnlicher Weise während des Transportprozesses (Anreicherung). Die zeitliche Reaktion der verschiedenen Tracermassen ist sehr ähnlich, was den Einsatz des gleichzeitigen Einsatzes verschiedener Massen ermöglicht. Insgesamt ergibt sich ein sehr positives Bild der potenziellen Einsatzmöglichkeiten von mit N-Alkylammoniumionen organophilierten Tönen in der Bodenumweltforschung. Praktische Erfahrungen in Freilandexperimenten und mit Böden unterschiedlicher physikochemischer Eigenschaften müssen allerdings noch erarbeitet werden.

4.5 Teilnahme, Wirksamkeit und Akzeptanz

4.5.1 Teilnehmende Flächen 2007 und 2008

Die Anzahl der teilnehmenden Betriebe an der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ Teilbereich Gewässerrandstreifen war in allen drei untersuchten Bundesländern sehr gering. Insgesamt nahmen im Jahr 2007 67 Betriebe und im Jahr 2008 145 Betriebe mit einer oder mehreren Flächen an der Maßnahme teil (Tab. 4-31), wobei die Teilnahme in der Steiermark am niedrigsten war.

Tab. 4-31: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Betriebe

BL	Teiln. Betriebe 2007 / 2008	Teiln. GST je Betrieb 2007 / 2008
NÖ	33 / 86	1,5 / 2,0
OÖ	32 / 57	1,9 / 2,3
STM	2 / 4	2,5 / 2,5
Ges.	67 / 145	1,7 / 2,1

Teiln. GST je Betrieb: Durchschnittliche Anzahl der teilnehmenden Grundstücke je Betrieb

In allen drei Projektregionen hätten insgesamt 142.955 Grundstücke an der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmen können. Tatsächlich teilgenommen haben im Jahr 2007 jedoch nur 116 Grundstücke (0,08% der potenziell teilnahmeberechtigten Grundstücke) und im Jahr 2008 300 Grundstücke (0,21% der potenziell teilnahmeberechtigten Grundstücke; siehe Tab. 4-31). In Oberösterreich war das Projektgebiet am größten und auch die Zahl der teilnehmenden Schläge am höchsten (Abb. 4-114 und Abb. 4-115). Somit wurden in Oberösterreich im Jahr 2007 37 ha Fläche, die unmittelbar entlang von Gewässern lagen, gemäß den Maßnahmenauflagen bewirtschaftet (Tab. 4-33). Im Jahr 2008 stieg die teilnehmende Fläche auf mehr als 60 ha an.

In der Steiermark war die Teilnahme in den Jahren 2007 und 2008 sowohl absolut mit 5 Grundstücken als auch relativ zu den potenziell teilnehmenden Grundstücken (0,04% am geringsten (Abb. 4-116). Nur auf 0,54 ha wurden hier Gewässerrandstreifen angelegt.

In Niederösterreich war das Projektgebiet am kleinsten und die Teilnahmequote mit 0,6% der potenziell teilnehmenden Flächen im Jahr 2007 und 2 % im Jahr 2008 am höchsten (Abb. 4-112 und Abb. 4-113). Dies lag eventuell am Informationsstand der Landwirtinnen und Landwirte, da in Niederösterreich jeder Betrieb, der Flächen im Projektgebiet besaß, persönlich in einem Brief über die Maßnahme informiert wurde.

Tab. 4-32: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke

BL	Pot. TN GST.	TN GST. 2007 Anzahl (%)	TN GST. 2008 Anzahl (%)
NÖ	8.695	49 (0,56%)	173 (1,99%)
OÖ	122.452	62 (0,05%)	122 (0,12%)
STM	11.808	5 (0,04%)	5 (0,04%)
Ges.	142.955	116 (0,08%)	300 (0,21%)

Pot. TN GST.: Potenziell teilnahmeberechtigte Grundstücke
 TN GST.: Anzahl teilnehmender Grundstücke

Tab. 4-33: An der Maßnahme Gewässerrandstreifen teilnehmende Fläche und durchschnittliche Größe der teilnehmenden Schläge

Bundesland	Teilnehmende Fläche (ha) 2007 / 2008	Durchschnittliche Größe der Schläge (ha)
NÖ	13,1 / 65,2	0,25 / 0,32
OÖ	37,0 / 60,1	0,53 / 0,36
Stmk	0,54 / 0,54	0,11 / 0,11

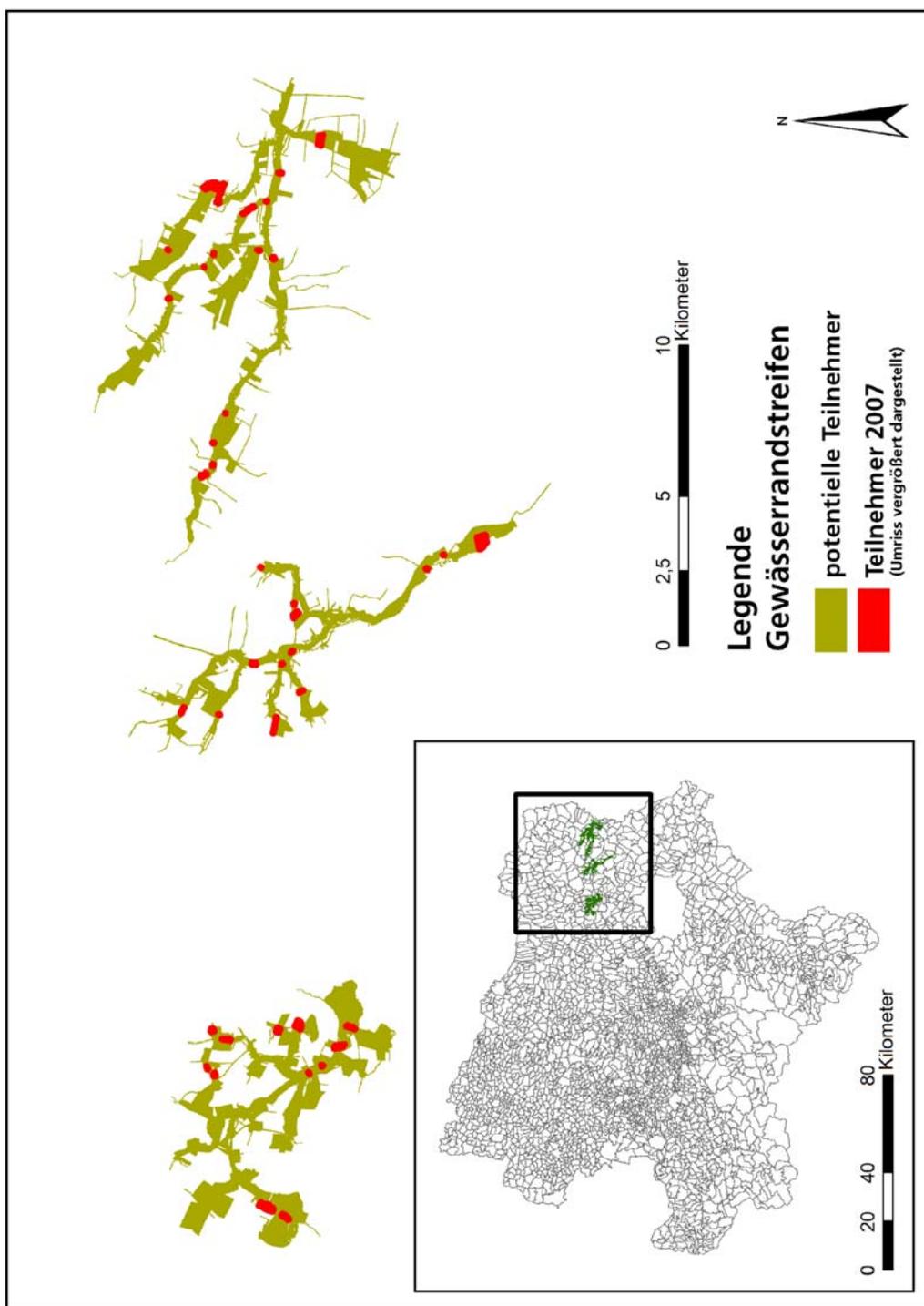


Abb. 4-112: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2007(Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

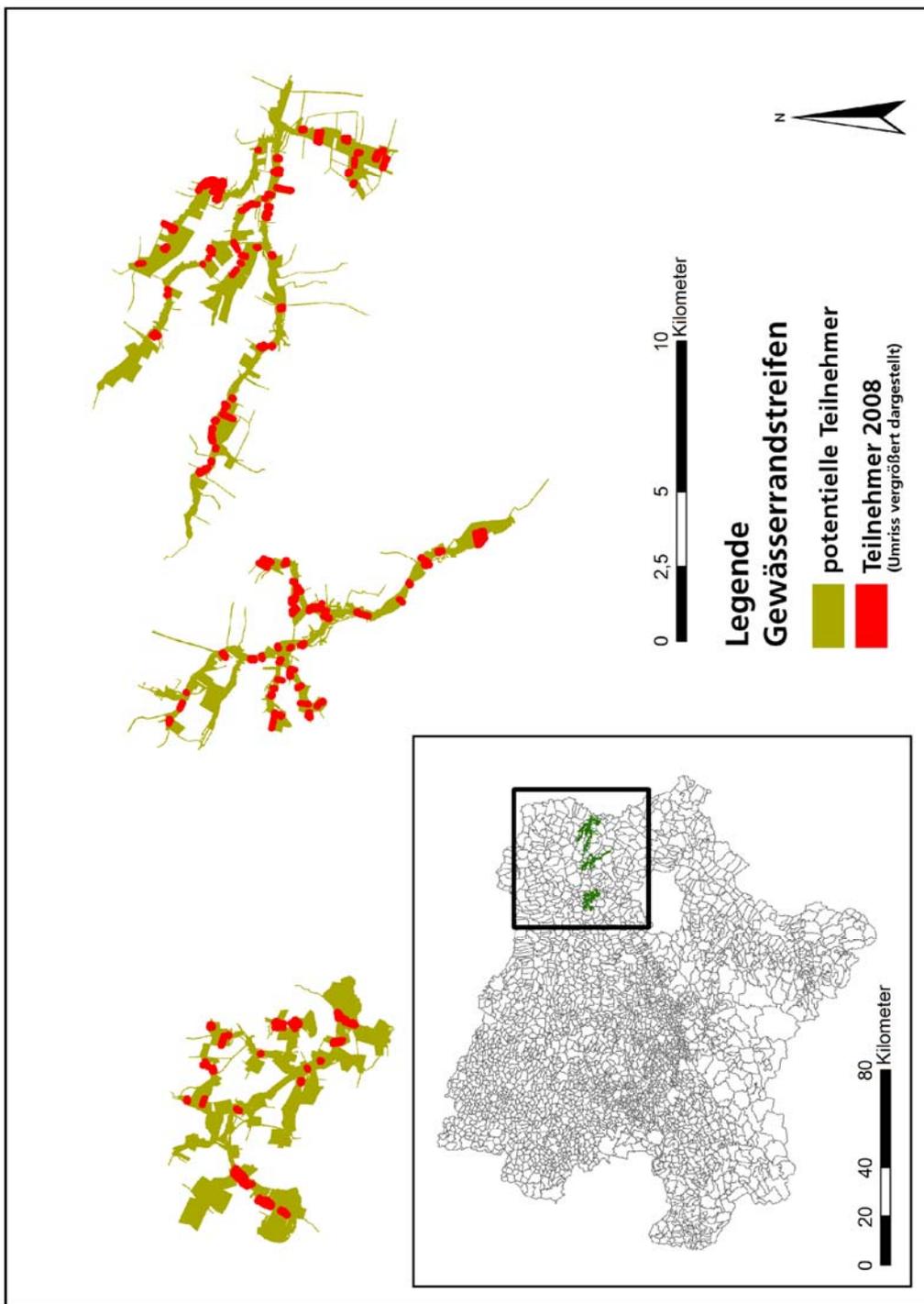


Abb. 4-113: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Niederösterreich im Jahr 2008 (Rußbach oberhalb Kreuttal, Weidenbach oberhalb Raggendorf und Sulzbach oberhalb B49). (Datengrundlage: Amt der NÖ Landesregierung, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

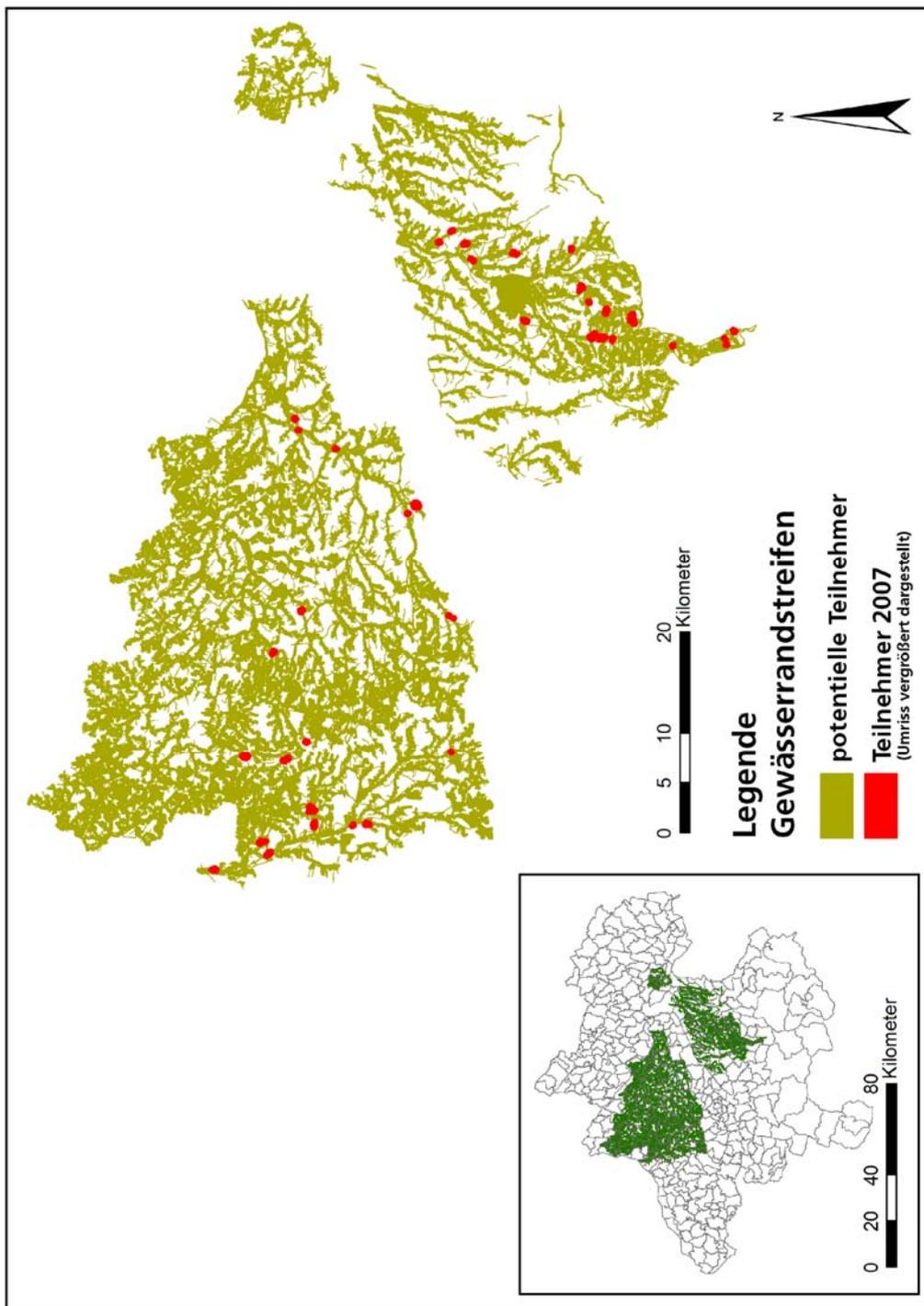


Abb. 4-114: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2007 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

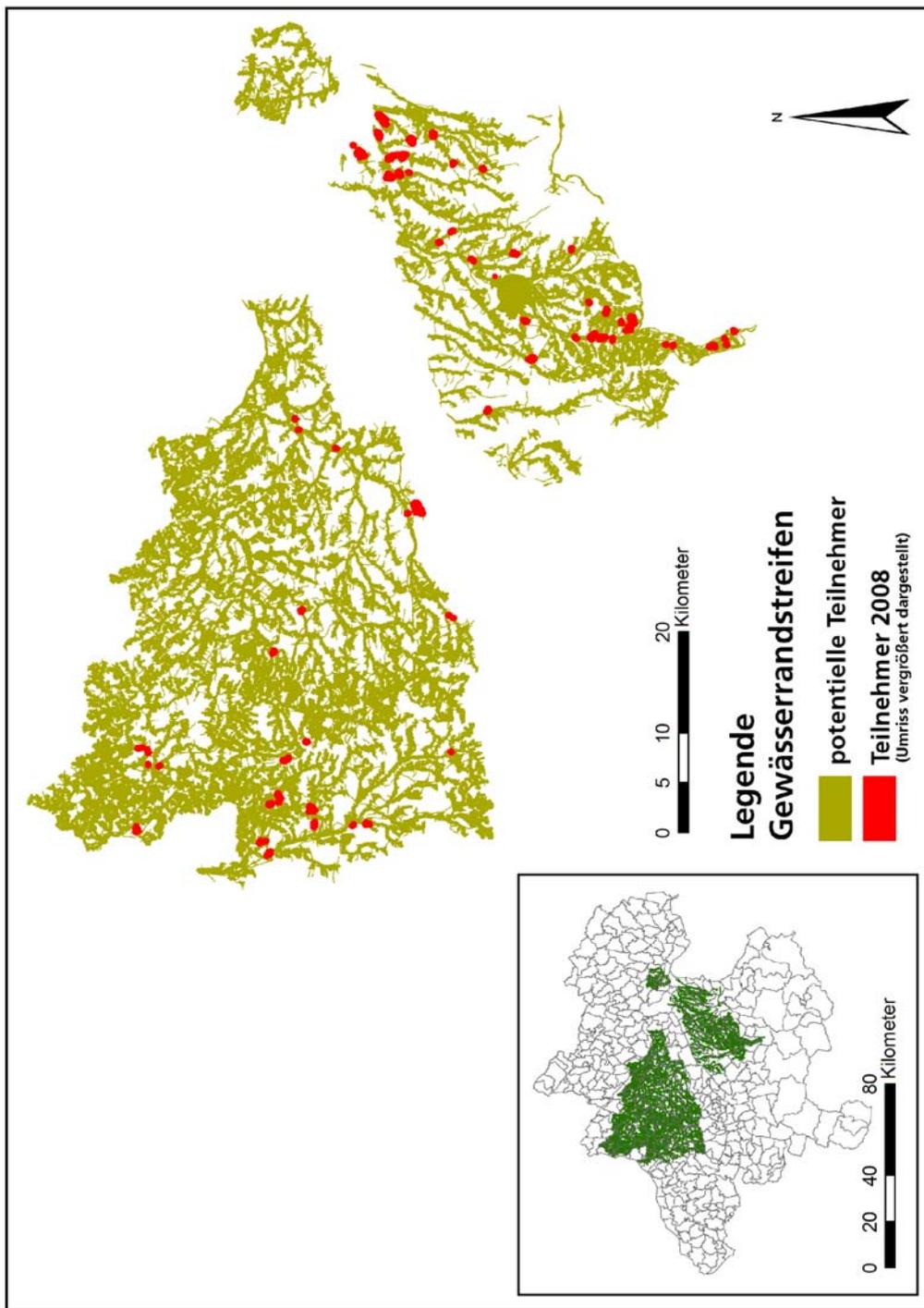


Abb. 4-115: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Oberösterreich im Jahr 2008 (Pram, Antiesen, Trattnach, Aschach, Innbach, Gr. Gusen, Krems). (Datengrundlage: DORIS, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

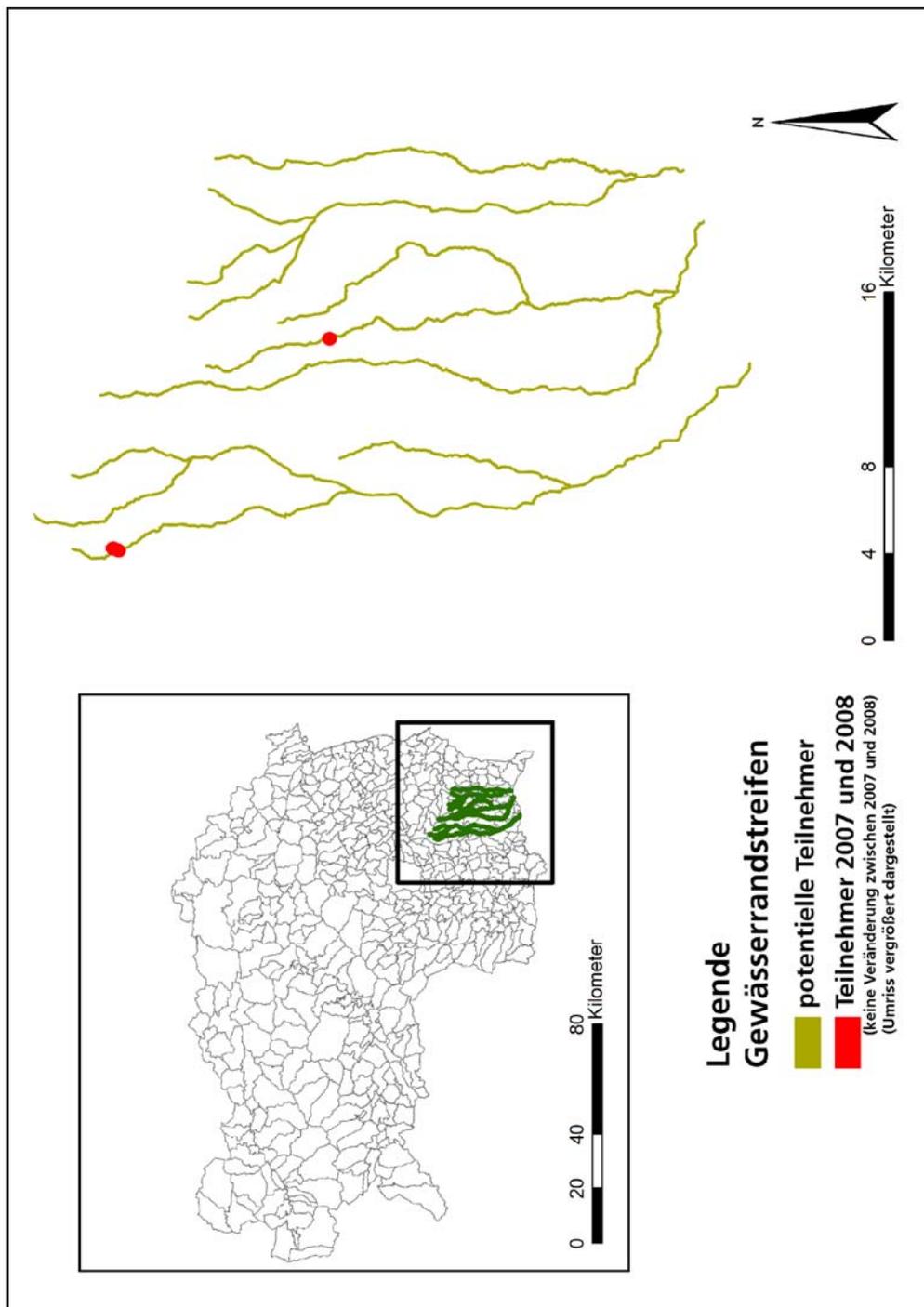


Abb. 4-116: Potenziell teilnahmeberechtigte und teilnehmende Grundstücke im Projektgebiet Steiermark in den Jahren 2007 und 2008 (Schwarzaubach, Saßbach, Ottersbach, Gnasbach und Poppendorfer Bach). (Datengrundlage: GIS Steiermark, 2007, BEV, 2001; Invekosdatensatz des BMLFUW)

4.5.2 Wirksamkeit der Maßnahme

Die Beurteilung der Wirksamkeit der Maßnahme bezieht sowohl deren prinzipielle Effektivität (Wirkung der Maßnahme) als auch das Teilnahmeverhalten mit ein. In Kapitel 4.4 wurde anhand der Indikatoren gezeigt, dass die prinzipielle Auslegung der Maßnahme (Stilllegung oder Begrünung eines 50 m breiten Streifens) eine ausreichende Schutzwirkung entfaltet. Kap. 4.2.4 weist nach, dass, auch unter Annahme konvergenter Fließbedingungen, die Maßnahme für den überwiegenden Teil der Einzugsgebiete diese Wirkung theoretisch entfalten kann, wenngleich in Teilbereichen ein Verbesserungspotenzial durch die Kartierung linearer Strukturen und deren Berücksichtigung bestünde (Kap. 4.3). Trotz dieser wirkungsseitig günstigen Voraussetzungen kann jedoch derzeit von keiner nennenswerten Wirksamkeit der Maßnahme ausgegangen werden, da es dazu an entsprechenden Teilnahmezahlen fehlt, obwohl diese von 2007 auf 2008 zugenommen haben. Berechnungsergebnisse für eine Reduktion des Sediment- bzw. Nährstoffeintrags in die Einzugsgebiete des Projektgebiets anhand der tatsächlich teilnehmenden Flächen lägen bei den derzeitigen Teilnahmezahlen weit unter den mit Modellen erzielbaren Aussagegenauigkeiten. Die Wirksamkeit der Maßnahme muss daher auch für die Teilnahmeverhältnisse des Jahres 2008 mit 0 angegeben werden.

4.5.3 Befragung zur Akzeptanz der Maßnahme

Teilnahmegründe

Als Grund für die Teilnahme an der Maßnahme Gewässerrandstreifen gab nahezu die Hälfte der befragten Landwirtinnen und Landwirte an, dass die Fläche ansonsten nicht wirtschaftlich zu bearbeiten wäre. Weiter Gründe lagen im Umwelt- und Naturschutzgedanken aber auch in der relativ gut ausbezahlten Prämie.

In Niederösterreich spielt die Wirtschaftlichkeit eine noch größere Rolle (Abb. 4-117). Während hier über die Hälfte der Teilnehmer und Teilnehmerinnen angeben, dass eine ökonomische Bewirtschaftung der Fläche anders nicht möglich ist, sieht das in Oberösterreich nur ein Drittel der Befragten als Grund für die Teilnahme (Abb. 4-118). Wesentlich wichtiger war hier dafür die Höhe der Prämie.

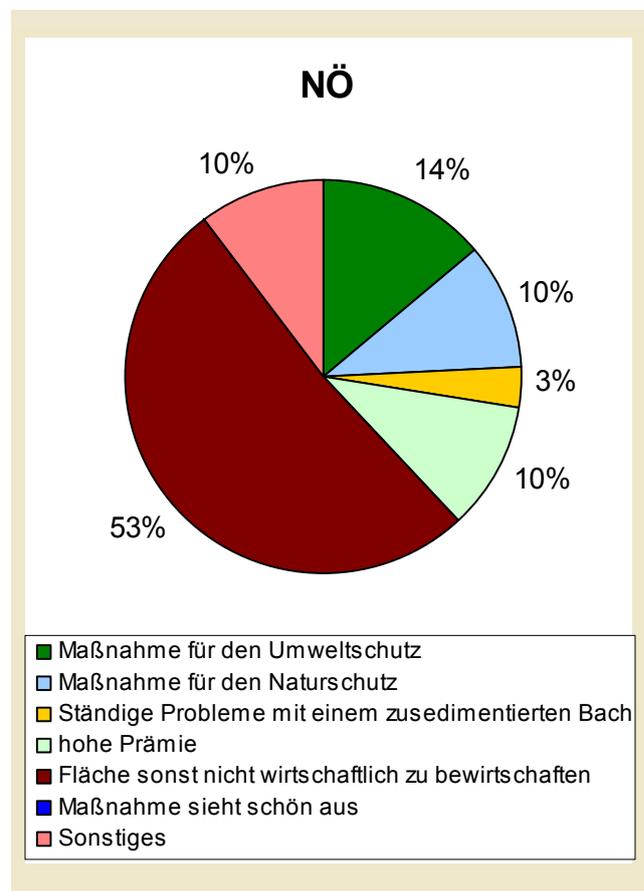


Abb. 4-117: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Niederösterreich

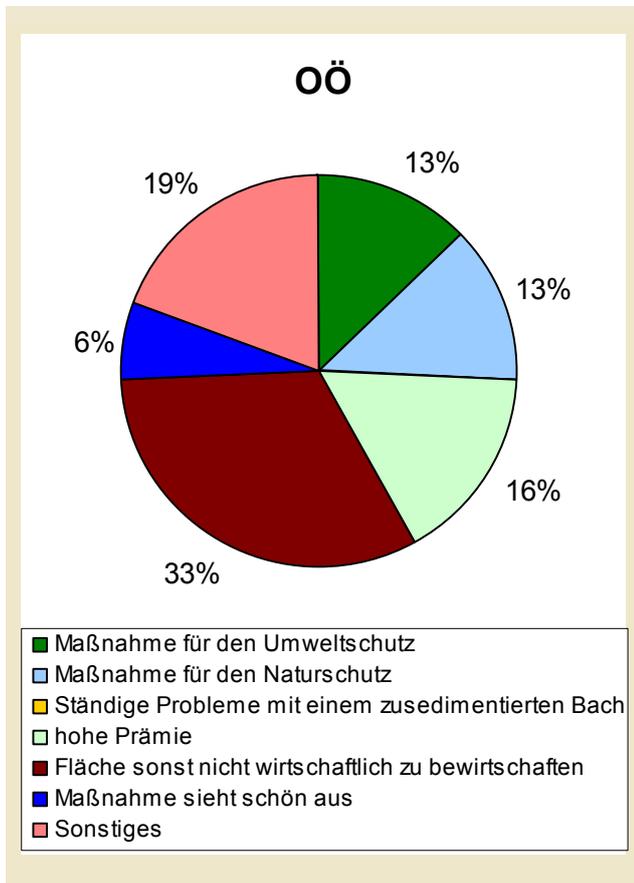


Abb. 4-118: Antworten auf die Frage: „Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?“ in Oberösterreich

Sowohl in Niederösterreich als auch in Oberösterreich hatten ein großer Teil der teilnehmenden Betriebe alle Grundstücke, die in ihrem Besitz waren und in der Gebietskulisse lagen, in die Maßnahme eingebracht (Abb. 4-120 und Abb. 4-121).

Dort, wo das nicht der Fall war, wurde in Niederösterreich häufig angegeben, dass die Flächen entlang der Gewässer zu den besten ihres Betriebes zählen und sie deswegen nicht aus der Produktion genommen werden können. Der Grund liegt darin, dass die Böden entlang von Oberflächengewässern meist einen Anschluss ans Grundwasser haben und damit die angebauten landwirtschaftlichen Kulturen Trockenperio-

den, wie sie in Ostösterreich häufig sind, besser überstehen können als auf Gewässerfernen Standorten.

Die Befragten waren außerdem der Meinung, dass das auch der Grund war, warum andere Landwirtinnen und Landwirte in Niederösterreich nicht an der Maßnahme teilnahmen (Abb. 4-122). Dieses Argument wurde in Oberösterreich kein einziges Mal genannt, da die Projektgebiete in Oberösterreich mit einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von jährlich ca. 800 – 1.000 mm kaum unter Trockenheit leiden. Nur 5 % der Befragten waren in Oberösterreich der Meinung, dass die Fläche auf eine andere Weise ökonomischer bewirtschaftet werden könnte bzw. sahen 6 % der Befragten die guten landwirtschaftlichen Böden entlang der Gewässer als Grund für die Nichtteilnahme vieler Landwirtinnen und Landwirte (Abb. 4-123).

Weiters gaben insgesamt 14 % der Befragten an, die Fläche anderwärtig, z.B. als düngungswürdige Fläche, innerhalb der Fruchtfolge etc. zu benötigen.

Vor allem in Niederösterreich war die Unkenntnis hoch, dass seit 2008 alle Grundstücke im Projektgebiet inkludiert sind, die innerhalb eines 50 m Streifens vom Ufer entfernt beginnen (Abb. 4-119) und daher eine Teilung der Grundstücke, wie im Vorjahr ursprünglich vorgesehen, nicht mehr nötig war. Die Änderung dieser Förderungs voraussetzung wurde in Niederösterreich relativ kurzfristig durchgeführt. Diese Information hatte die Landwirtinnen und Landwirte teilweise nicht mehr erreicht. Laut Angaben der Befragten hätten sie ansonsten weitere Grundstücke in die Maßnahme eingebracht.

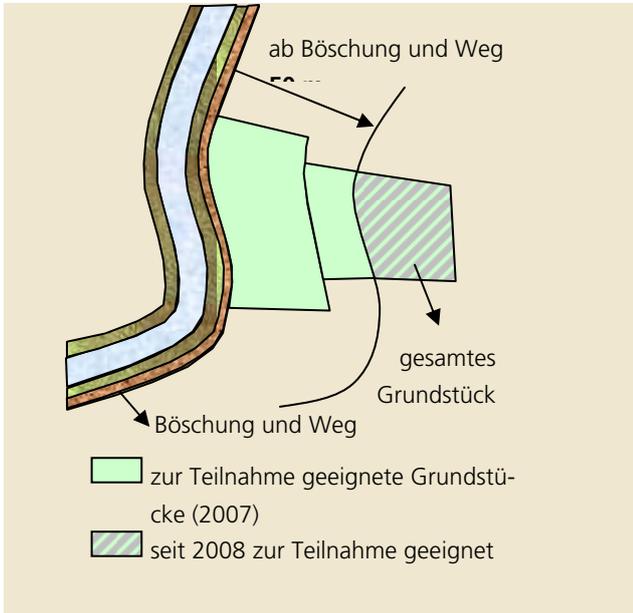


Abb. 4-119: Teilnahmeberechtigte Grundstücke 2007 und 2008

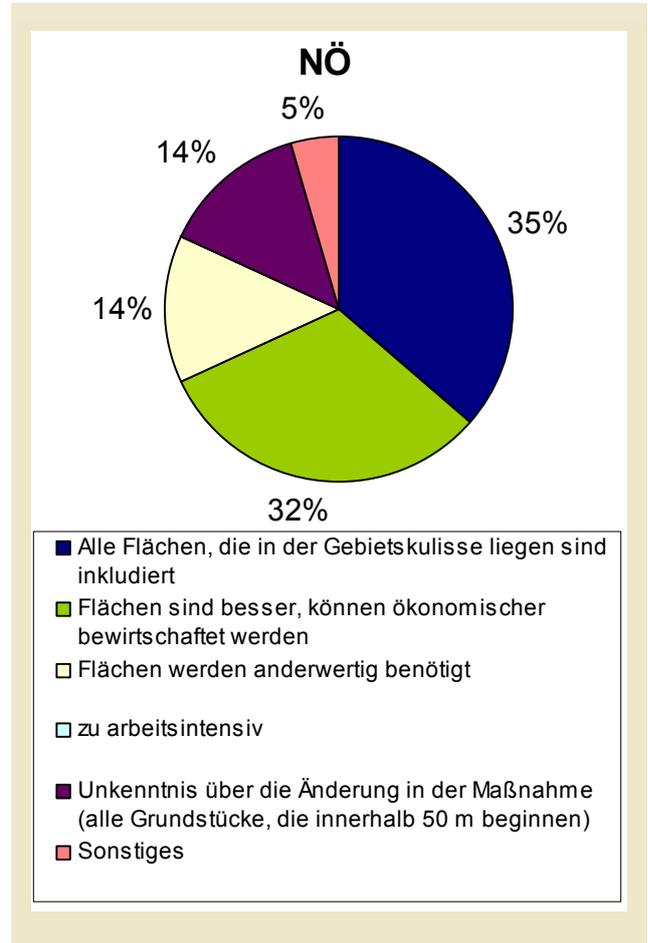


Abb. 4-120: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Niederösterreich

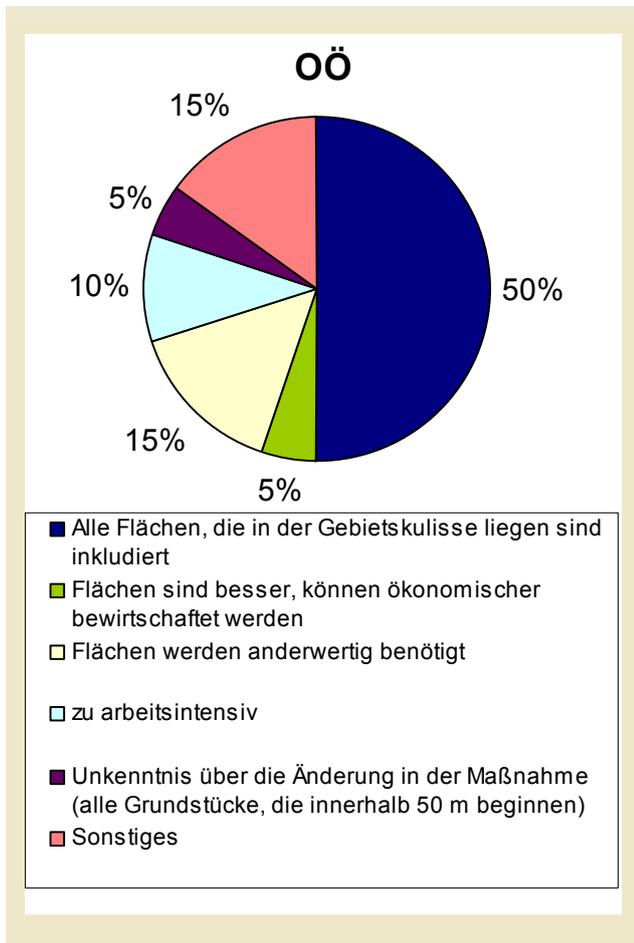


Abb. 4-121: Antworten auf die Frage: „Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?“ in Oberösterreich

Als weiteren Grund für die Nichtteilnahme vieler Landwirtinnen und Landwirte sahen die Befragten die Höhe der Prämie. Obwohl die Prämie mit 337 € bis 556 € pro ha (Oberösterreich) bzw. 514 € bis 581 € pro ha (Niederösterreich) relativ hoch bemessen ist, können bei einer Teilnahme für diese Flächen keine Zahlungsansprüche im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie mehr angemeldet werden. Die ÖPUL-Prämie für die Maßnahme reduziert sich dadurch um 300 €/ha. Dies wurde auch unter den freien Antworten in Oberösterreich unter „Sonstiges“ am häufigsten erwähnt. In Niederösterreich wurde vor allem die Unwissenheit über die Änderung der Gebietskulisse, in

welcher nun alle Grundstücke inkludiert sind, die innerhalb des 50 m Streifens beginnen, angeführt.

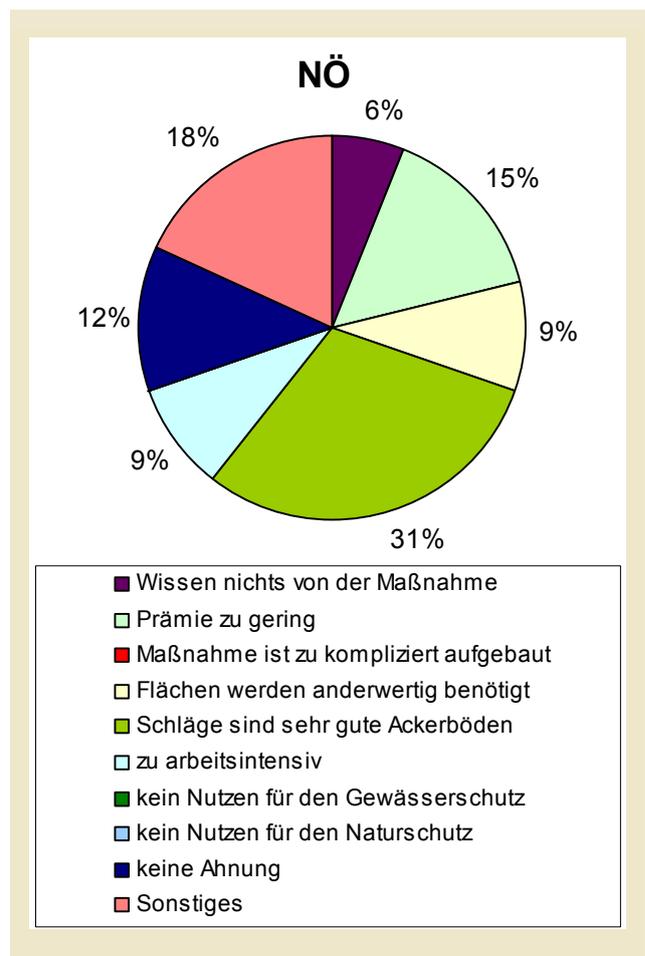


Abb. 4-122: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Niederösterreich

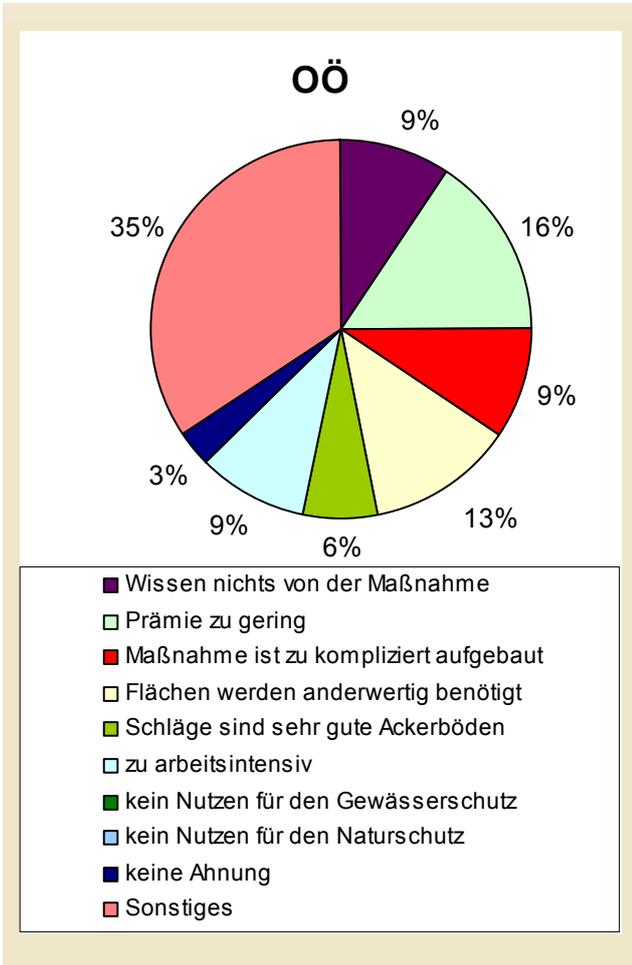


Abb. 4-123: Antworten auf die Frage: „Warum glauben Sie nehmen andere Landwirtinnen und Landwirte nicht an der Maßnahme teil?“ in Oberösterreich

Unter „Sonstiges“ gaben viele Teilnehmerinnen und Teilnehmer an, dass vor allem für kleine Parzellen, die ansonsten nicht wirtschaftlich bearbeitet werden könnten, sich diese Maßnahme sehr gut eignet.

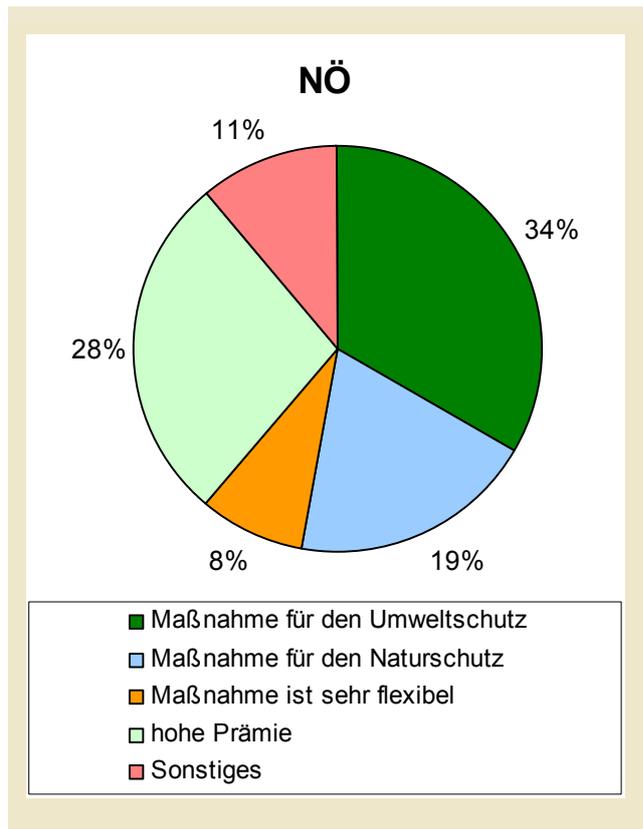


Abb. 4-124: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Niederösterreich

Positive Aspekte der Maßnahme

Hervorgehoben wurde von den Befragten die positive Wirkung der Maßnahme auf die Umwelt und die Natur (Abb. 4-124 und Abb. 4-125). Aber auch die hohe Prämie wurde immerhin von 25 % der Befragten, trotz der oben genannten Zusammenhänge, positiv bewertet. Die Maßnahme umfasst unterschiedliche Varianten, die von den Landwirten gewählt werden können, diese hohe Flexibilität wurde von 8 % der Befragten gut bewertet.

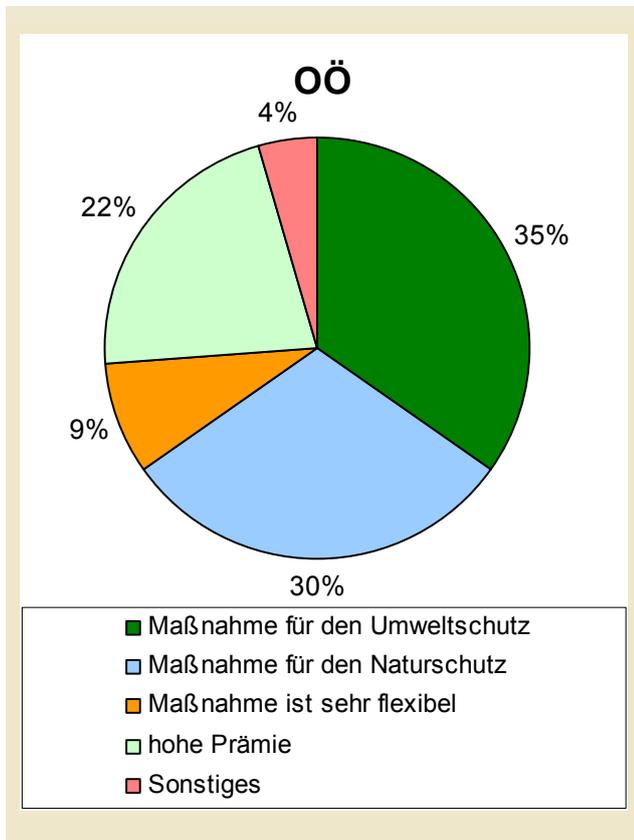


Abb. 4-125: Antworten auf die Frage: „Was finden sie gut an der Maßnahme?“ in Oberösterreich

Negative Aspekte der Maßnahme und Änderungsvorschläge der Landwirtinnen und Landwirte

Während in Niederösterreich ein Großteil der Befragten (37%) sehr zufrieden mit dem Aufbau und den Förderungsvoraussetzungen der Maßnahmen war (Abb. 4-126), lag der Anteil der Befragten, die an der Maßnahme nichts auszusetzen hatten in Oberösterreich wesentlich darunter (Abb. 4-127). Die lange Verpflichtungszeit (die jedoch im ÖPUL 2007 generell gültig ist) und die reduzierten Zahlungsansprüche auf die einheitliche Betriebsprämie wurden in Oberösterreich am häufigsten negativ erwähnt (als freie Antwort unter „Sonstiges“).

Obwohl ein Viertel der Befragten die hohe Prämie positiv hervorhoben, fanden andererseits ein Fünftel der Befragten die Prämie zu gering.

Weiters sehen einige Landwirtinnen und Landwirte die Beikräutervermehrung aufgrund von fehlendem Pestizideinsatz und seltenem Häckseln als Problem.

Während insgesamt 8% der Befragten die Flexibilität des Programms begrüßen, wurde vor allem in Oberösterreich diese hohe Komplexität des Programms von 8% negativ beurteilt, 19% würden eine Vereinfachung der Varianten begrüßen (Abb. 4-129). In Oberösterreich kann im Programm aus fünf verschiedenen Varianten gewählt werden, die unterschiedliche Maßnahmenauflagen beinhalten. In Niederösterreich wurden nur 2 Varianten angeboten (neue Brache; bestehende Brache), hier wünschten sich deshalb 10% der Befragten eine Erweiterung der Varianten (Abb. 4-128). Generell wurde unter „Sonstiges“ häufig eine höhere Flexibilität der Pflegeauflagen gewünscht (freie Wahl des Häckselzeitraums, Punktuelle Unkrautbekämpfung).

Trotz der vorgebrachten Kritikpunkte wünschten sich 64 % der Befragten keine Änderungen im Programm.

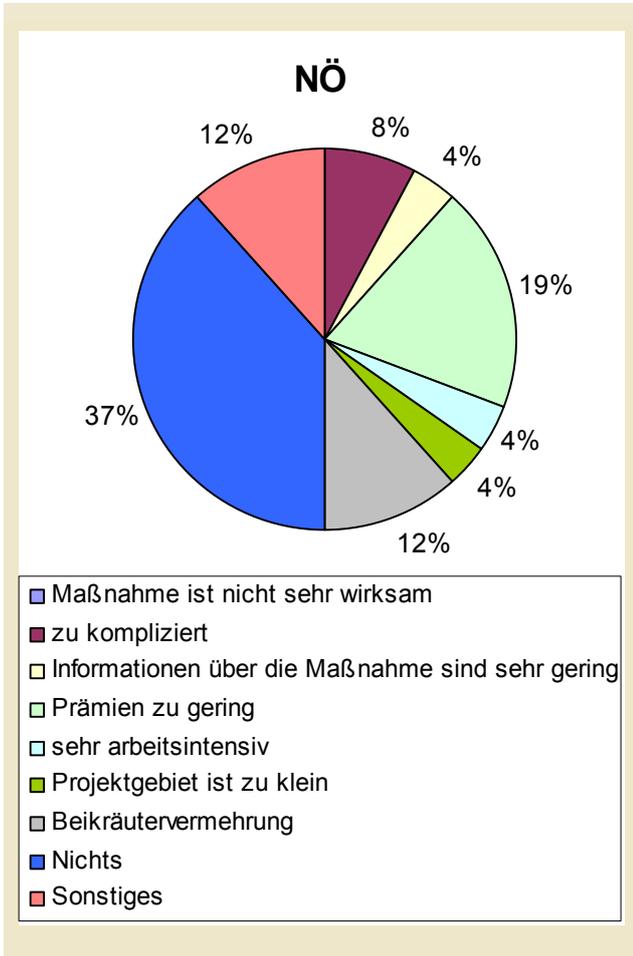


Abb. 4-126: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Niederösterreich

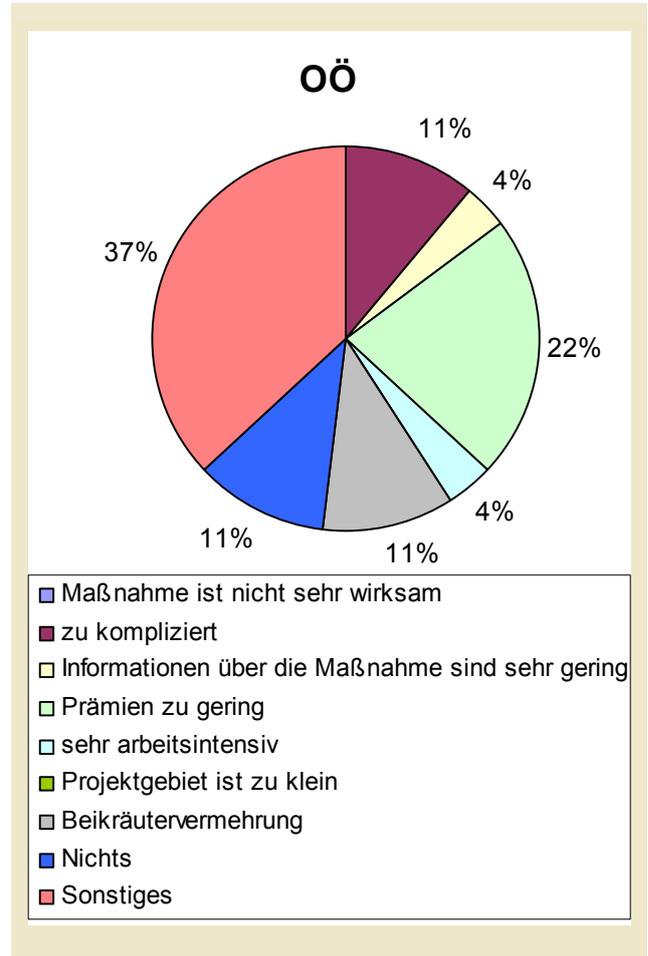


Abb. 4-127: Antworten auf die Frage: „Was finden sie an der Maßnahme schlecht?“ in Oberösterreich

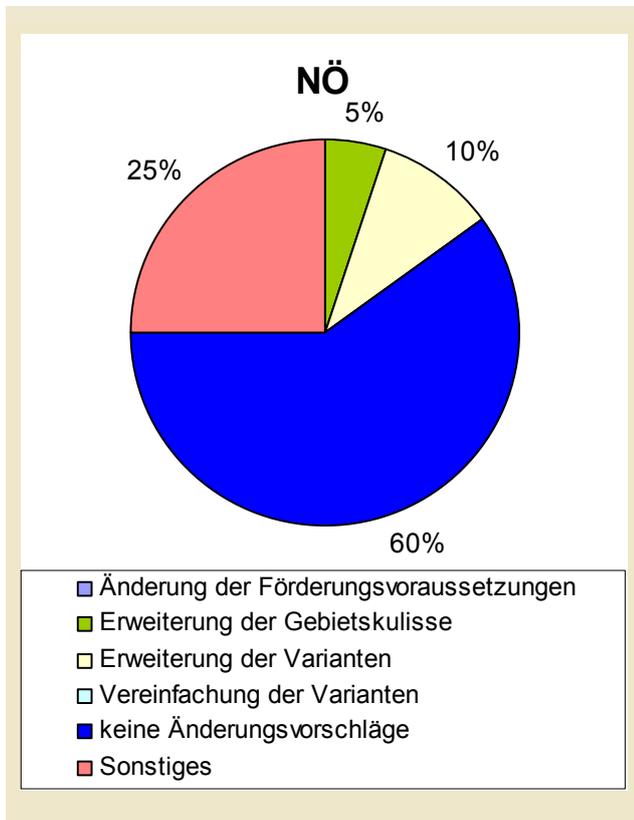


Abb. 4-128: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Niederösterreich

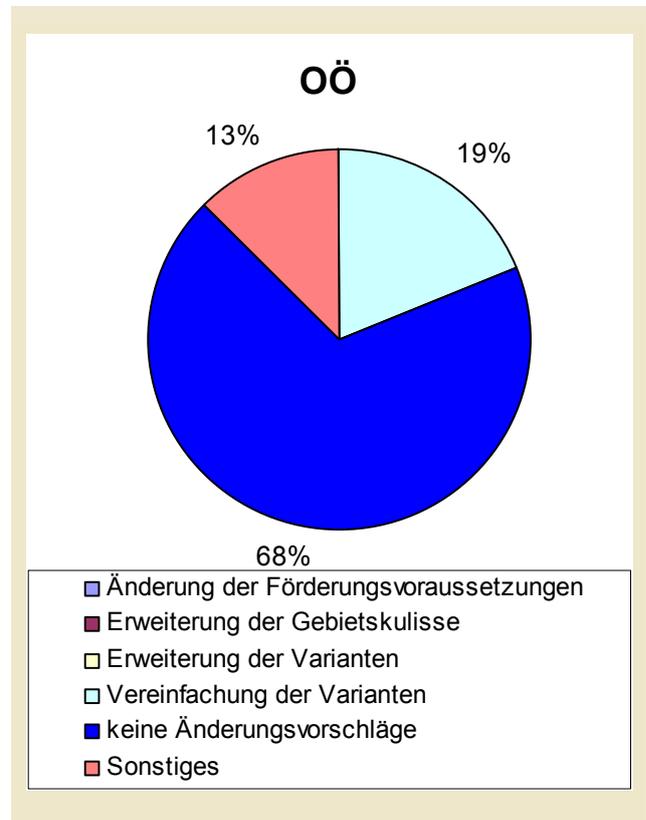


Abb. 4-129: Antworten auf die Frage: „Änderungsvorschläge?“ in Oberösterreich

Informationsgrad

Ein Großteil der Teilnehmerinnen und Teilnehmer hat von der Maßnahme über Informationsveranstaltungen oder die Beratung der Landwirtschaftskammer erfahren (Abb. 4-130 und Abb. 4-131). In Niederösterreich wurden zusätzlich alle Betriebe, deren Flächen innerhalb des Projektgebietes lagen, durch die Landwirtschaftskammer persönlich angeschrieben und über die Maßnahme informiert. Ein Artikel in der Landwirtschaftszeitung wurde weiters von 14% der Befragten als Informationsquelle angegeben.

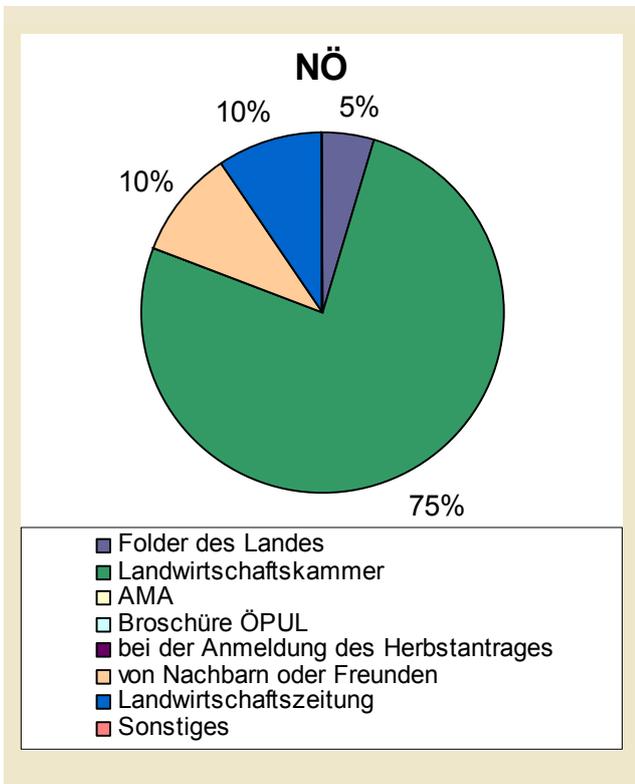


Abb. 4-130: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Niederösterreich

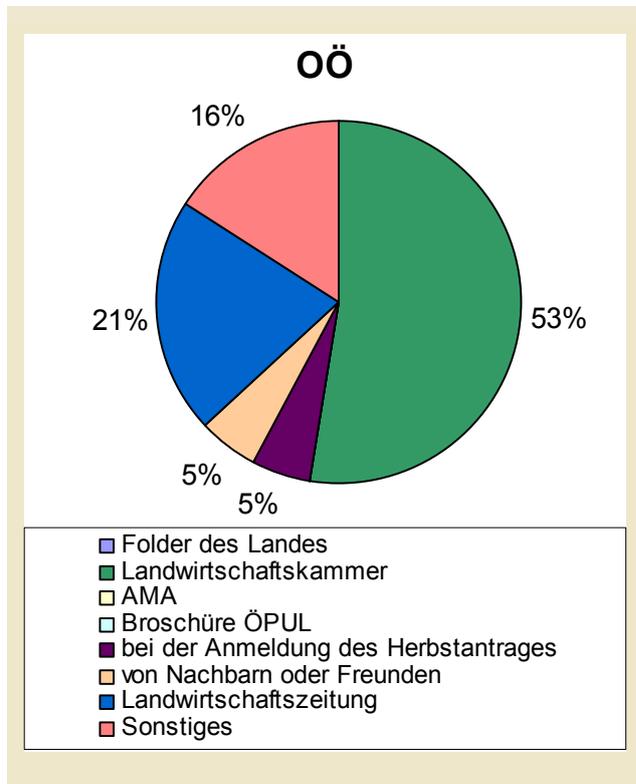


Abb. 4-131: Antworten auf die Frage: „Wie haben sie von der Maßnahme erfahren?“ in Oberösterreich

In Niederösterreich waren 84% der Befragten mit der Informationsweitergabe und ihrem Informationsgrad zufrieden (Abb. 4-132). In Oberösterreich wünschten sich die Befragten eine etwas offensivere Informationskampagne und eine stärkere Informationsweitergabe durch die Berater, vor allem bei einer Änderung der Förderungsvoraussetzungen oder der Varianten.

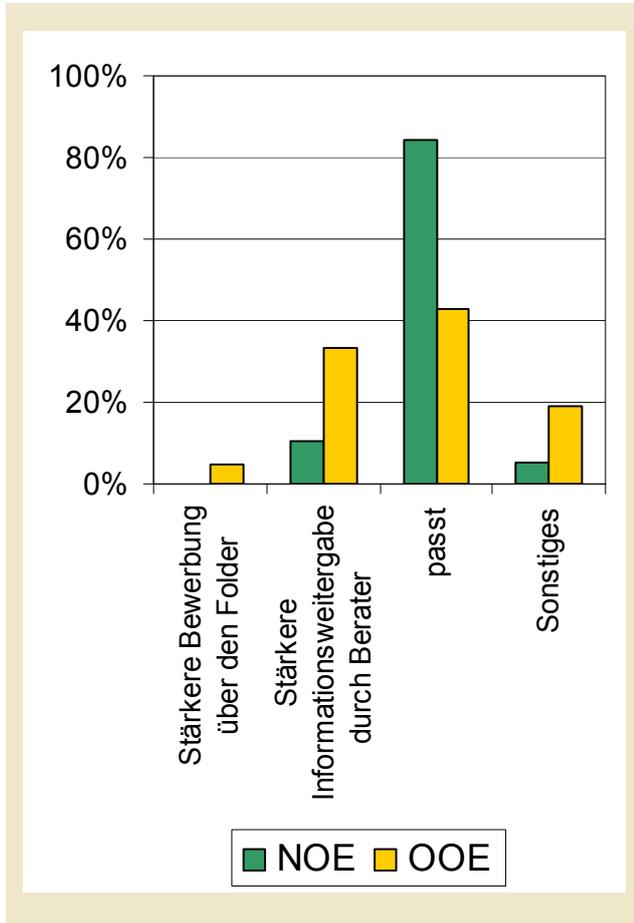


Abb. 4-132: Antworten auf die Frage: „Würden Sie an der Informationsweitergabe etwas ändern?“

Naturschutz im Vorgängerprogramm ÖPUL 2000

Größtenteils hatten die Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der Maßnahme Gewässerrandstreifen bereits Erfahrung an der Teilnahme an Naturschutzprogrammen im ÖPUL. 75% der Befragten in Niederösterreich und 50% der Befragten in Oberösterreich nahmen im Vorgängerprojekt ÖPUL 2000 an einer Naturschutzmaßnahme teil.

4.6 Ökonomische Optimierung

Eine ökonomische Optimierung der Maßnahme hat zum Ziel, Kosten zu senken ohne dass eine empfindliche Reduktion der Wirkung gegeben ist. Auf Basis der Ergebnisse der Kapitel 4.4 bis 4.5 kann das Haupteinsparungspotenzial in einer Reduktion der Breite des Filterstreifens geortet werden. Gleichzeitig besteht das Hauptmanko derzeit in der geringen Teilnahme, die vor allem mit einer zu geringen Höhe der Prämie zu begründen ist. Der Vorschlag der ökonomischen Optimierung geht daher in die Richtung, nicht (oder weniger) benötigte Flächen auszuscheiden und dafür den Fördersatz pro Maßnahmenfläche zu steigern.

Aus Abb. 4-131 ist ersichtlich, dass die Kosten der Maßnahme Gewässerrandstreifen in Niederösterreich unter den getroffenen Voraussetzungen einer Vollteilnahme bei einer Filterlänge von 10 m bis 50 m zwischen 1,3 und 1,8 Mio € liegen. Bei einer Filterlänge von 50 m ergibt sich eine Sedimentaustragsrate von 21 % bei lehmigem Sand und 34 % bei tonigem Lehm. Bei einer Filterlänge von 10 m erhöht sich die Sedimentaustragsrate auf 69 % bei lehmigem Sand und 78 % bei tonigem Lehm.

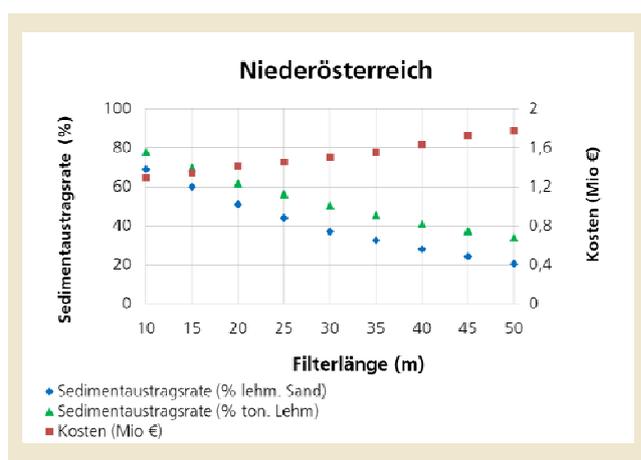


Abb. 4-133: Gegenüberstellung der Sedimentaustragsrate (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Eine Normalisierung der Daten zwischen 10 und 50 m Filterlänge (d.h. an den Endpunkten 10 bzw. 50 m wurden die Werte für die Sedimentaustragsrate bzw. die Kosten auf 0 bzw. 100 gesetzt) ergibt im Schnittpunkt der Kosten-Nutzen-Kurven eine optimale Filterlänge von knapp 30 m. Die Kosten bei Vollteilnahme belaufen sich bei dieser Filterlänge auf 1,5 Mio €, die Sedimentaustragsrate beträgt 37 % bei lehmigem Sand bzw. 51 % bei tonigem Lehm, d.h. 63 % bzw. 49 % der ausgetragenen Sedimente werden bei einem Starkniederschlagsereignis von 50 mm und einer Hangneigung von 5 % zurückgehalten.

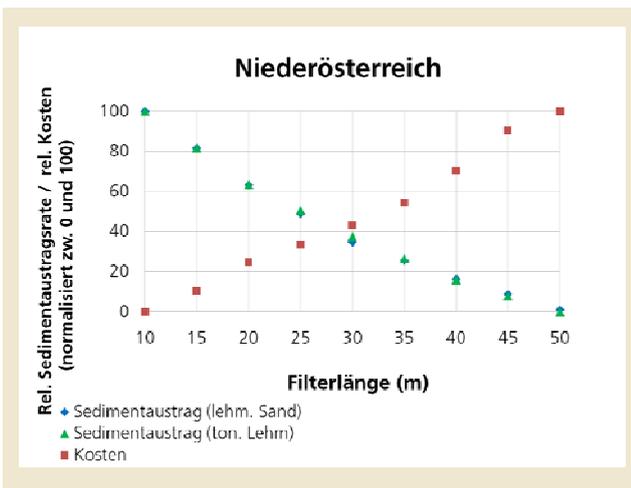


Abb. 4-134: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Niederösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Reduziert man die Filterlänge der Gewässerrandstreifen von derzeit 50 m auf 30 m, so kann in Niederösterreich die Prämie bei gleichen Kosten um etwa 80 €/ha erhöht werden. Eine Prämienerrhöhung könnte dazu beitragen, die Teilnahme an der Maßnahme zu steigern. Wie in Kap. 4.5.2 ausgeführt, sind die Prämien zwar hoch bemessen, allerdings können auf diesen Flächen keine Ansprüche im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie angefordert werden, die 300 €/ha ausmacht.

In Oberösterreich wurden die Kosten der Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ bei einer Filterlänge zwischen 10 m und 50 m unter der Voraussetzung einer Vollteilnahme zwischen 27,7 und 40,4 Mio € geschätzt (siehe Abb. 4-137). Die im Vergleich zu Niederösterreich bzw. der Steiermark erhöhten Kosten ergeben sich aus dem vergleichsweise großen Projektgebiet.

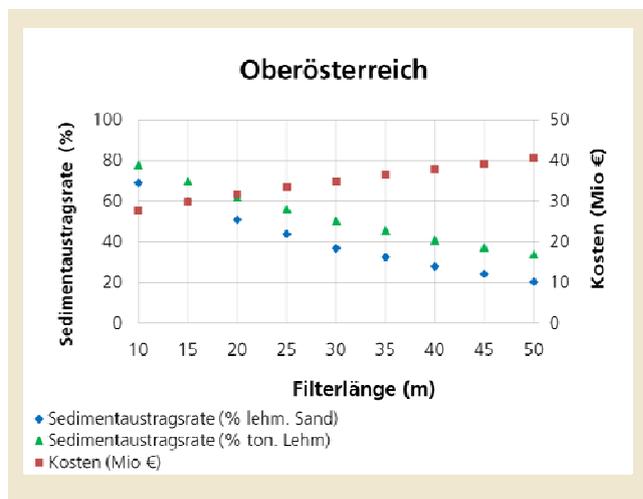


Abb. 4-135: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei normalisierten Daten ergibt sich im Schnittpunkt zwischen Sedimentsautrag und Kosten eine Filterlänge von etwas mehr als 25 m (siehe Abb. 4-136).

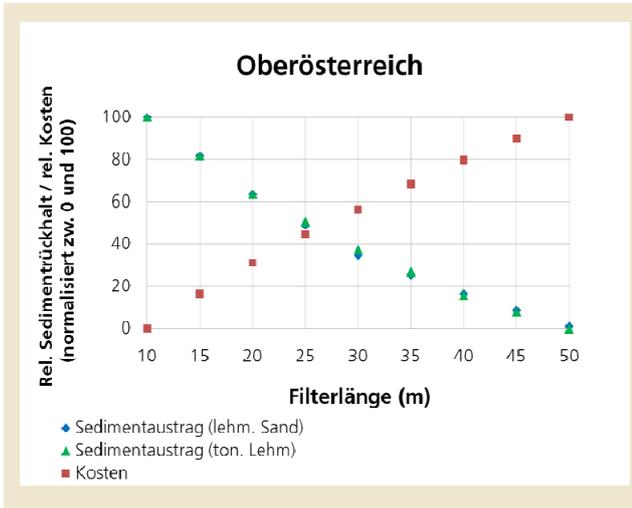


Abb. 4-136: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in Oberösterreich für unterschiedliche Filterlängen (m)

Reduziert man die Filterlänge der Gewässerrandstreifen von 50 auf 30 m, so könnte die Prämie in Oberösterreich als Anreiz zur Teilnahme bei gleichen Kosten um etwa 70 €/ha erhöht werden. Bei dieser Filterlänge betragen die Kosten nur mehr 34,9 Mio €.

In der Steiermark sind die Kosten für die Maßnahme „Gewässerrandstreifen“ aufgrund des relativ kleinen Projektgebiets am niedrigsten und liegen zwischen 0,2 Mio € bei 10 m Filterlänge und 0,9 Mio € bei 50 m Filterlänge (siehe Abb. 4-137).

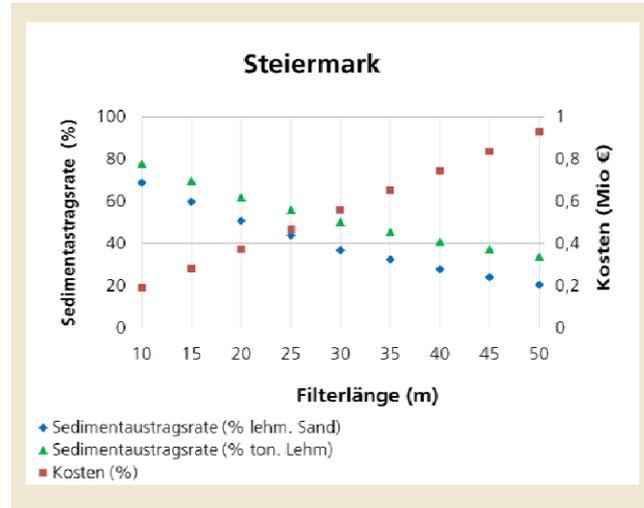


Abb. 4-137: Gegenüberstellung der Effizienz des Sedimentrückhalts (%) und der anfallenden Kosten (Mio €) im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei normalisierten Daten ergibt sich im Schnittpunkt zwischen Sedimentaustrag und Kosten eine Filterlänge von etwa 25 m (siehe Abb. 4-138).

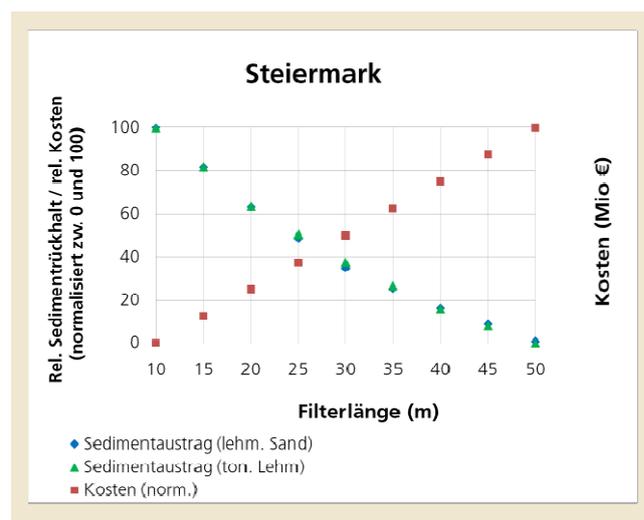


Abb. 4-138: Gegenüberstellung des relativen Sedimentaustrags und der relativen Kosten im Projektgebiet in der Steiermark für unterschiedliche Filterlängen (m)

Bei gleichbleibenden Kosten und einer Reduktion der Filterlänge von 50 m auf 30 m kann eine um 300 € /ha erhöhte Prämie ausbezahlt werden.

Das deutlich größere Potenzial zur Prämiensteigerung in der Steiermark im Vergleich zu den anderen beiden Bundesländern resultiert in einem unterschiedlichen Förderansatz. Während in der Steiermark nur die tatsächliche Breite des Filterstreifens förderfähig ist, können in Niederösterreich und Oberösterreich die gesamten Grundstücke, die innerhalb der Streifenbreite liegen eingebracht werden. Der Unterschied zwischen den Bundesländern zeigt, dass es eine überlegenswerte Alternative für Niederösterreich und Oberösterreich wäre, nur die tatsächlich erforderliche Streifenbreite zu fördern und den Fördersatz dafür sehr deutlich zu steigern.

4.7 Bewirtschaftungs- und Maßnahmenalternativen

Die eher ernüchternden Teilnehmezahlen an der Maßnahme geben Anlass über Alternativen zu den jetzt vorgesehenen Bewirtschaftungsvarianten bzw. Nutzungsaufgaben jenseits einer Steigerung der reinen Förderungshöhe nachzudenken. Eines der Haupthindernisse für hohe Teilnahmequoten dürfte darin bestehen, dass für Ackerflächen die Maßnahme in einer Stilllegung (in verschiedenen Varianten) besteht, die Fläche also nicht genutzt werden kann und gleichzeitig für diese Flächen der Zahlungsanspruch im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie verfällt, wodurch sich die Höhe der Prämie de facto um 300 €/ha reduziert. Je nach Variantenwahl bewegt sich dadurch der verbleibende Rest der Prämie im besten Fall in der Höhe von Prämien, die im Rahmen von Breitenmaßnahmen im ÖPUL gewährt werden (z.B. Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen), teilweise jedoch deutlich niedriger oder kann sogar negativ ausfallen.

Für teilnehmende Grünlandflächen besteht im Unterschied zu den Ackerflächen zumindest der Vorteil, dass eine Nutzung unter Auflagen weiterhin möglich ist und zusätzlich die Höhe der Prämie deutlich über jener für Ackerflächen liegt.

Ziel für eine Umgestaltung der Maßnahme müsste es sein, die Rahmenbedingungen auch für Ackerflächen so zu ändern, dass eine Teilnahme finanziell attraktiv ist, ohne Einbußen bei der Wirksamkeit hinnehmen zu müssen. Folgende Punkte wären dafür zu berücksichtigen:

- Eine ganzjährige dichte Bodenbedeckung muss gewährleistet sein.
- Eine Nutzung sollte möglich sein, damit auch die Möglichkeit, Nährstoffe aus dem zurückgehaltenen Bodenmaterial zu entziehen.

- Die Einbindung in das Fördersystem sollte aus Sicht des Landwirten bzw. der Landwirtin sinnvoll und vorteilhaft sein.

Eine Kultur, mit der diese Anforderungen erfüllt werden können, stellt Chinaschilf (*Miscanthus sinensis*, ‚Giganteus‘) dar. Chinaschilf ist eine ausdauernde Kulturpflanze, die nach einer 2-jährigen Etablierungsphase eine dichte Bodenbedeckung bildet, von der eine zumindest gleich gute Schutzwirkung wie von den derzeit vorgesehenen Stilllegungsvarianten oder von Grünland zu erwarten ist (vgl. Abb. 4-139).



Abb. 4-139: Chinaschilfbestand bei der Ernte. Auch im abgeernteten Bereich ist eine gute Bodendeckung gegeben (LK Österreich, 2006).

Chinaschilf wird vor allem als Energiepflanze angebaut, kann aber auch als Industrierohstoff genutzt werden. Im 2. Jahr kann mit einem Ertrag von 5 bis 7 t TM/ha, ab dem 2. Jahr mit Erträgen von 15 bis 22 t TM/ha gerechnet werden. Selbst geschätzten Erlösen von ca. 80 €/t¹ stehen Kosten von 30 bis 45 €/t gegenüber (Kostenschätzung LK Österreich, 2006).

¹ Schätzung ausgehend vom Heizwert/TM unter Berücksichtigung eines höheren Lagebedarfs und eines höheren Ascheanfalls im Vergleich zu Hackschnitzel. Die Schätzung basiert **nicht** auf einer Erhebung von Marktpreisen.

Interessant an *Miscanthus* ist die Möglichkeit einer extensiven Produktionsweise, bei der auf den Einsatz von Düngemittel und Pflanzenschutzmittel, insbesondere in der Hauptertragsphase, verzichtet wird. Dadurch ließe sich der Anbau im Bereich von Gewässerrandstreifen relativ gut mit Auflagen wie Dünge- und Pflanzenschutzmittelverzicht verbinden. Die Nährstoffversorgung würde dann vor allem aus dem angeschwemmten Bodenmaterial erfolgen.

Fördertechnisch würde sich anbieten, einerseits den Verzicht auf ertragssteigernde Produktionsmittel zu berücksichtigen und weiters *Miscanthus*, ähnlich wie z.B. Wechselwiesen, als begrünzte Ackerfläche anzurechnen.

Eine überschlägige Berechnung der Wirtschaftlichkeit von *Miscanthus* würde bereits unter den jetzigen Förderbedingungen Einkommensmöglichkeiten ergeben, die über der Förderhöhe der meisten Gewässerrandstreifenvarianten (unter Einrechnung des Verlusts der allgemeinen Betriebsprämie) liegt, sobald ein positiver Deckungsbeitrag erwirtschaftet wird (Tab. 4-34).

Weitere förderliche Aspekte sind in Unterlagen der Landwirtschaftskammern (Landwirtschaftskammer Österreich, 2006; Landwirtschaftskammer Niederösterreich, 2006) dargestellt und betreffen den Anbau auf Stilllegungsflächen, Nicht-Stilllegungsflächen und die Energiepflanzenbeihilfe.

Tab. 4-34: Überschlägige Wirtschaftlichkeitsberechnung
Miscanthus

DB/Förderung	€/ ha
Prämie Umweltgerechte Bewirtschaftung	85
Prämie Begrünung	130
Zwischensumme Prämien	215
Deckungsbeitrag DB 35 €/t; 15t/ha)	525
Summe	750

tenden oder stärkeren Hochwässern dürfte es nach einer gewissen Zeit jedoch zu einer Lagerung der Schilfstängel kommen, so dass dann die abflusshemmende Wirkung wieder abnimmt.

Mögliche Einschränkungen

- Obwohl Fragen zum Anbau und zur Kulturführung von Miscanthus unter österreichischen Bedingungen gut untersucht sind, wird diese Pflanze derzeit noch wenig angebaut, ist also in der landwirtschaftlichen Praxis nur sehr beschränkt vertreten. Die meisten Landwirtinnen und Landwirte müssten also erst Erfahrungen im Umgang mit dieser Kultur sammeln.
- Staunasse Böden, wie sie ev. in Randbereichen von Gewässern auftreten können, sind weniger für Miscanthus geeignet. Problematisch sind umgekehrt auch Wassermangel in Trockengebieten bzw. sehr sandige Böden.
- Für eine sinnvolle Nutzung müssen Abnehmer (Biomasseheizkraftwerke oder auch Haushalte mit entsprechenden Feuerungsanlagen) in genügender räumlicher Nähe vorhanden sein. Prinzipiell ist Miscanthushackgut in Biomassefeuerungsanlagen für Weichholzhackgut einsetzbar, auf Grund des geringen Raumgewichts sind jedoch größere Lagerflächen erforderlich.
- Im Fall von Hochwasser kann es im Uferbereich zu einer Verminderung des Abflusses kommen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Miscanthus üblicherweise im April bis Mai geschnitten wird. Im Anschluss ist die abflussmindernde Wirkung im Hochwasserfall zunächst gering, nimmt dann jedoch mit dem Pflanzenwachstum zu. Bei anhal-

5 Literatur

- Abu-Zreig, M., R. P. Rudra, H. R. Whiteley, M. N. Lalonde, N. K. Kaushik (2003): Phosphorus Removal in vegetated Filter Strip. *J. Environ. Qual.*, 32, 613-619.
- Barfield B.J. E., W. Tollner, J.C. Hayes (1979): Filtration of sediment by simulated vegetation I. Steady-state flow with homogeneous sediment. *Transactions of the ASAE*, 22, 5, 540-545.
- BEV (2007): Digitales Höhenmodell Model, Auflösung von 10 m x 10 m für Österreich
- BEV (2004): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet OÖ.
- BEV (2006): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet NÖ.
- BEV (2006): Digitale Katastralmappe für das Projektgebiet Stmk.
- Bren, L. J. (1998): The geometry of a constant buffer-loading design method for humid watersheds. *Forest Ecology and Management* 110, 113-125.
- Bren, L. J. (2000): A case study in the use of threshold measures of hydrologic loading in the design of stream buffer strips. *Forest Ecology and Management* 132, 243-257.
- Considine, G.D. (2005): *Van Nostrand's Encyclopedia of Chemistry*. Wiley-Interscience, Hoboken (Fifth Edition), 1628
- Daniels, R. B., J. W. Gilliam (1996): Sediment and Chemical Load reduction by Grass and Riparian Filters. *Soil Science Society of American Journal* 60, 246-251.
- Diaconu C., D. Diaconu (2002): *Prognoze hidrologice – Aplicatii (Hydrologische Vorhersagen – Übungen)*, Verlag Matrix Rom, Bucuresti.
- Dillaha, T. A., R. B. Reneau, S. Mostaghimi, D. Lee (1989): Vegetative Filter Strips for agricultural Non-point Source Pollution Control. *Trans. ASAE* 32, 513-519.
- Dorioz, J. M., D. Wang, J. Poulenard, D. Trevisan (2006): The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscape in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 4-21.
- Dosskey, M. G. (2001): Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management* 28, 5, 577-598. Springer, New York.
- Dosskey, M. G., K. D. Hoagland, J. B. Brandle (2007): Change in filter strip performance over ten years. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62, 1, 21-32.
- Dosskey, M. G., M J. Helmers, D. E. Eisenhauer (2006): An approach for using soil surveys to guide the placement of water quality buffers. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61, 6.
- Dosskey, M. G., M J. Helmers, D. E. Eisenhauer (2008): A design aid for determining width of filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63, 4, 232-240.
- Dosskey, M. G., M. J. Helmers, D. E. Eisenhauer, T. G. Franti, K. D. Hoagland (2002): Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57, 6, 336-343.
- Fiener, P., K. Auerswald (2006): Seasonal variation of grass waterway effectiveness in reducing runoff and

sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. *Soil & Tillage Research* 87, 48-58.

Flanagan, D. C., G. R. Forster, W. H. Neibling, J. P. Burt (1989): Simplified Equation for Filter strip Design. Paper No. 86-2043, *Trans. ASAE*, 32, 6.

Foster, G.R., R.A. Young and W.H. Neibling (1985): Sediment composition for nonpoint source pollution analyses. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 133-146.

Fox, A., D. E. Eisenhauer, M. G. Dosskey (2005): Modelling Water and Sediment Trapping by Vegetated Filters Using VFSMOD: Comparing Methods for Estimating Infiltration parameters/ Written for ASAE Annual International Meeting, Tampa, Florida.

Frühwirth P. et al. (2006): *Miscanthus sinensis "Giganteus" – Chinaschilf als nachwachsender Rohstoff* (Landwirtschaftskammer Österreich) ISBN 3-902325-02-X

Gawlik, B.M. and H. Muntau (EDS.) (1999). Eurosoil II, Laboratory Referenz Material for Soil-related Studies, Joint Research Centre European Commission (EUR 18983 EN), ISBN 92-828-7882-1.

Gharabaghi, B., H. R. Whitely, W. T. Dickinson, (2000): Sediment Removal Efficiency of Vegetative Filter Strips/Annual Research report, Guelph Turfgrass Institute.

Green W.H., G. Ampt (1911): Studies of soil physics, Part 1. The flow of air and water through soils. *Journal of the Agricultural Society* 4, 1-24.

Haan C.T., B.J. Barfield, J.C. Hayes (1994): Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. Sand Diego, Academic Press.

Hay, V., W. Pittroff, E. E. Tooman, D. Meyer (2006): Effectiveness of vegetative filter strip in attenuating nutrient and sediment runoff from irrigated pastures. *Journal of Agricultural Science*, 144, 349-360, Cambridge University Press.

Hayes, J. C., B. J. Barfield, R. I. Barnhisel (1979): Filtration of sediment by Simulated Vegetation II. Unsteady flow with Non-Homogeneous Sediment/*Transactions of the ASAE, American Society of Agricultural Engineering*, p. 1063-1067.

Hayes J.C., B.J. Barfield, R.I. Barnhisel (1984): Performance of grass filters under laboratory and field conditions. *Transactions of the ASAE*, 27,5, 1321-1331.

Helmers, M. J., D. E. Eisenhauer, T. G. Franti, M. G. Dosskey, M. G. (2005): Modelling Sediment Trapping in a vegetative Filter Accounting for Converting Overland Flow. *American Society of Agricultural Engineering*, Vol. 48 (2), p. 541-555.

Hösl R. (2009): Analyse von linearen Abflusswegen und ihr Einfluss auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Diplomarbeit, Universität Wien.

Kapenzi, A. (1994): Effect of Grass Strip Width on the Control of Soil Erosion from Steep Slopes. School of Agriculture, Food and Environment, Silsoe College. MSc Thesis.

Klik A. (2003b): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie auf Nährstoff- und Pestizidausträge. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft*, 55, 5-6, 89-96, Springer Verlag Wien.

Kuo, Y. M. (2007): Vegetative Filter Strips to Reduce Surface Runoff Phosphorus Transport from Mining Sand Tailings in the Upper Peace River basin of Central Florida. Dissertation, University of Florida.

- Lembacher F. et al. (2006): Chinaschilf – *Miscanthus sinensis* "Giganteus" (Landwirtschaftskammer Niederösterreich)
- Lighthill MJ, J.B. Whitham (1955): On kinematic waves. II: A theory of traffic flow on long crowded roads . Proceedings of the Royal Society , A229(1187), 317-345
- Lyon, S. W., M. T. Walter, P. Gerard-Marchant, T. Steenhuis (2004): Using a topographic index to distribute source area runoff predicted with SCS curve number equation. Hydrol. Process. 18, 2757-5771.
- Magette, W. L., R. B. Brinsfield, R. E. Palmer, J. D. Wood (1989): Nutrient and sediment Removal by Vegetated Filter Strips. Trans. ASAE, 32, 663-667.
- Mander, Ü., V. Kuusements, K. Lohmus, T. Muring (1997): Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. Ecological Engineering 8, 299-324.
- McKergow, L. A., D. M. Weaver, I. P. Prosser, R. B. Grayson, A. E. G. Reed (2003): Before and after riparian management; sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. Journal of Hydrology 270, 253-272.
- Mentler, A., P. Strauss, J. Schomakers, S. Hann, G. Köllensberger, and F. Ottner (2009): Organophilic clays as a tracer to determine Erosion processes, EGU2009-13192.
- Mockus V. (1969): Storm Rainfall Data. In: National Engineering Handbook, Section 4, U.S. Department of Agriculture.
- Morgan R.P.C. (2005): Soil Erosion and Conservation. Blackwell Publishing, ISBN 1-4051-1781-, Oxford.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gillian (1993) Numerical Approach to the Overland Flow Process in vegetative Filter Strips/American Society of Agricultural Engineering, Vol. 36 (3), p. 761-770.
- Muñoz-Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gilliam (1993b): Numerical Approach to the Overland Flow Process in vegetative Filter Strips. Transactions of the ASAE, 36, 3, 761-770.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons, J. W. Gillian, J. W. (1999): Modelling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips/Journal of Hydrology 214, p. 111-129.
- Muñoz- Carpena, R., J. E. Parsons (2005): E. VFSSMOD-W Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System, Model documentation & User's Manual/University of Florida, July.
- Schauder H., K. Auerswald (1992): Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. Z. Pflanzenernähr., Bodenkunde, 155, 489-4921.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. 15. Auflage. 16-17; 113-114, 424.
- Strauss P., J.Pitty, M.Pfeffer, A. Mentler (2000): Rainfall Simulation for Outdoor Experiments. In: P. Jamet, J. Cornejo (eds.): Current research methods to assess the environmental fate of pesticides. pp. 329-333, INRA Editions.
- Strauss P., A. Peinsitt (2002): Die erosiven Niederschläge des März 2002 und ihre Folgen in zwei landwirtschaftlich genutzten Kleineinzugsgebieten. Tagungsband ALVA, 259-261.
- Strauss P. (2007): Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In BMLFUW (ed.) Hydrologischer Atlas Österreichs. 3. Lieferung. Kartentafel 8.4. Wien: Bundesmi-

nisterium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. ISBN 3-85437-350-7.

Syversen, N., L. Oygarden, B. Salbu (2001): Caesium-134 as a tracer to Study Particle Transport Processes within a Small Catchment with Buffer Zone. *J. Env. Qual.*, 30, 5, 1771-1783.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, C. T. Haan, T.Y. KAO (1976): Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. *Transactions of the ASAE*, 19, 4, 678-682.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, C. Vachirakornwatana, C. T. Haan (1977): Sediment Deposition Patterns in Simulated Grass Filters. *Transactions of the ASAE*, 20, 5, 940-944.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, J. C. Hayes (1982): Sedimentology of Erect Vegetal Filters. *J. of Hydraulics Div.*, 108, 12, 1518-1531.

Tomer, M. D., D. E. James, T. M. Isenhardt (2003): Optimising the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 198-206.

Uusi Kämppe, J., T. Ylärinta (1992): Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips. *Agric. Sci. Finl.*, 1, 569-574.

Verstraeten, G., J. Poesen, K. Gillijns, G. Govers (2006): The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediments loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259-4267.

Williams, F.R., H.D. Berndt, H.D. (1977): Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Trans. of the ASAE* 20, 6, 1100-1104.

Wilson, L. G. (1967): Sediment Removal from Flood Water by Grass Filtration. Paper No. 63-738 presented

at the Winter Meeting of the American Society of Agricultural Engineers, Chicago, 1963. *Trans. ASAE*.

Wischmeier W.H., D.D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture. Handbook No. 537.

Xiang, W. N. (1996): GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 34, 1-10.

Zapata, F. (2002): Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides. Dordrecht. S. 1-7.

Zhang, X.C., J.M. Friedrich, M.A. Nearing, L.D. Norton (2001): Potential use of Rare Earth Oxides as Tracers for Soil Erosion and Aggregation Studies. In: *Soil Science Society of America. Journal* Vol 65. S. 1508-1515.

Zillgens, B. (2001): Simulation der Abflussverminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. *Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 34*, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

**Anlage 1: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller
und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Oberösterreich**



LAND
OBERÖSTERREICH

GEWÄSSERRANDZONEN

ÖPUL 2007
Blauflächen
WFB O-002





GEWÄSSERRANDZONEN IM ÖPUL 2007

**ERHALTUNG UND ENTWICKLUNG
NATURSCHUTZFACHLICH WERTVOLLER
UND GEWÄSSERSCHUTZFACHLICH
BEDEUTSAMER FLÄCHEN
WFB 0-002**



LIEBE LANDWIRTINNEN UND LANDWIRTE!

Wir freuen uns, dass es gelungen ist, im ÖPUL 2007 ein für Oberösterreich maßgeschneidertes Förderprogramm zur „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen **WFB O-002 Gewässerrandzonen**“ zu verankern. Wir ersuchen Sie, in das Blauflächenprogramm Gewässerrandzonen einzusteigen, um unsere Umwelt noch lebenswerter zu gestalten.

Wir wollen Ihnen für die Leistungen der Vergangenheit danken und Ihnen künftig die Möglichkeit geben, durch nachhaltige und zukunftsweisende Bewirtschaftung der Gewässerrandzonen einen maßgeblichen Beitrag zum Erhalt der Produktivität unserer landwirtschaftlichen Nutzflächen und zum Sichern des ökologischen und chemischen Zustands unserer Gewässer zu leisten.

Dr. Josef Pühringer
Landeshauptmann

Dipl.-Ing. Erich Haider
Landeshauptmann-
Stellvertreter

Rudi Anschöber
Landesrat für Umwelt,
Energie, Wasser und
KonsumentInnenschutz

ÖR Hannes Herndl
Präsident der Landwirt-
schaftskammer OÖ

**NACHHALTIGE LANDWIRTSCHAFT
IM EINKLANG MIT DER NATUR.
GEWÄSSERRANDZONEN SCHÜTZEN
BODEN UND BACH.**

Im ÖPUL 2007 werden WF-Blaufächenprogramme angeboten. Mit dem Programm „Gewässerrandzonen WFB O-002“ werden die Anlage von Brachen und die Feldfütternutzung von Ackerflächen im Nahbereich ausgewählter Gewässer unterstützt.

WIRKUNGEN

- Gewässerrandzonen halten Boden, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel zurück
- Gewässerrandzonen verhindern das Verschlammen von Bächen und Flüssen und verringern so den Erhaltungsaufwand
- Gewässerrandzonen sind Lebensraum für Tiere und Pflanzen
- Gewässerrandzonen verbessern Ufer- und Erosionsschutz
- Gewässerrandzonen verbessern das Kleinklima

ZIELE

- Reduktion der Nitrat- und Phosphatbelastung der Flüsse und Bäche
- Rückhalt von Ackerboden
- Verringerung der Erosion
- Uferstabilisierung
- Schaffung von Lebensraum

VORTEILE FÜR DIE LANDWIRTE

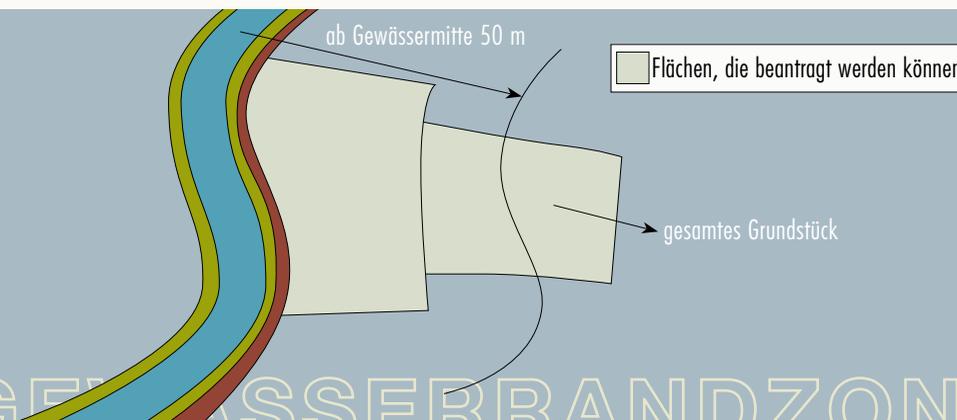
- Prämien von 337 Euro/ha/Jahr bis zu 556 Euro/ha/Jahr
- Gewässerrandstreifen mit mindestens 1 x Häckseln (Gewässerrandzonen O-002 Varianten 11, 12 und 14) können mit Ausnahme des ersten Antragsjahres mit Umbruch als Blüh- oder Nützlingsstreifen gemeldet werden. Im Rahmen der ÖPUL-Maßnahme UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen) werden diese Flächen anerkannt.

WICHTIGE HINWEISE

- Die Maßnahme Gewässerrandzonen WFB O-002 ist nicht mit anderen ÖPUL-Maßnahmen kombinierbar. Für diese Flächen werden ausschließlich die WF-Prämien ausbezahlt. Von jeder bisherigen ÖPUL-Maßnahme kann in das WFB-Programm umgestiegen werden.
- Maximale Förderung:
Acker-Stilllegung (Gewässerrandzonen O-002 Varianten 11, 12, 13 und 14) kann maximal 25 % der Ackerflächen eines Betriebes umfassen.
- Wenn im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie Zahlungsansprüche für die Flächen der Gewässerrandzonen angemeldet werden, reduziert sich die ÖPUL-Prämie um 300 Euro/ha.

FÖRDERUNGSVORAUSSETZUNGEN

- Das Grundstück muss im Projektgebiet liegen
- Gefördert werden Grundstücke, die ganz oder teilweise innerhalb eines Streifens 50 m vom Gewässer entfernt liegen
- Kein Begehen oder Befahren außer zu Bewirtschaftungszwecken
- Verzicht auf Klärschlamm und kompostierten Klärschlamm
- Keine Geländeänderungen
- Keine neuen Drainagierungen
- Keine Düngung und kein Pflanzenschutz



VARIANTEN

Variante 11

Ackerstilllegung
mit 1 x Häckseln
jedes Jahr

432 Euro

- Stilllegung der Ackerfläche
- Einmaliger Umbruch und Einsaat im 1. Jahr des Verpflichtungszeitraums bis spätestens 15.05.
- 1 x Häckseln pro Jahr zwischen 15.09. und 01.04.
- Vorhandene Landschaftselemente (Bäume und Sträucher) müssen erhalten bleiben

Variante 12

Ackerstilllegung
mit 1 x Häckseln
alle 2 Jahre

373 Euro

- Stilllegung der Ackerfläche
- Einmaliger Umbruch und Einsaat im 1. Jahr des Verpflichtungszeitraums bis spätestens 15.05.
- Häckseln jedes 2. Jahr zwischen 15.09. und 01.04.
- Jährliches Häckseln ist zulässig
- Vorhandene Landschaftselemente (Bäume und Sträucher) müssen erhalten bleiben



VARIANTEN

Variante 13

Ackerstilllegung
mit 1 x
Häckseln im
Vertragszeitraum

337 Euro

- Stilllegung der Ackerfläche
- Einmaliger Umbruch und Einsaat im 1. Jahr des Verpflichtungszeitraums bis spätestens 15.05.
- 1 x Häckseln im Verpflichtungszeitraum
- Regelmäßige punktuelle Pflegemaßnahmen zur Entfernung aufkommender Gehölze
- Abtransport von Schwendmaterial (Strauchwerk)
- Vorhandene Landschaftselemente (Bäume und Sträucher) müssen erhalten bleiben

Variante 14

Ackerstilllegung
mit 2 x Häckseln
pro Jahr

471 Euro

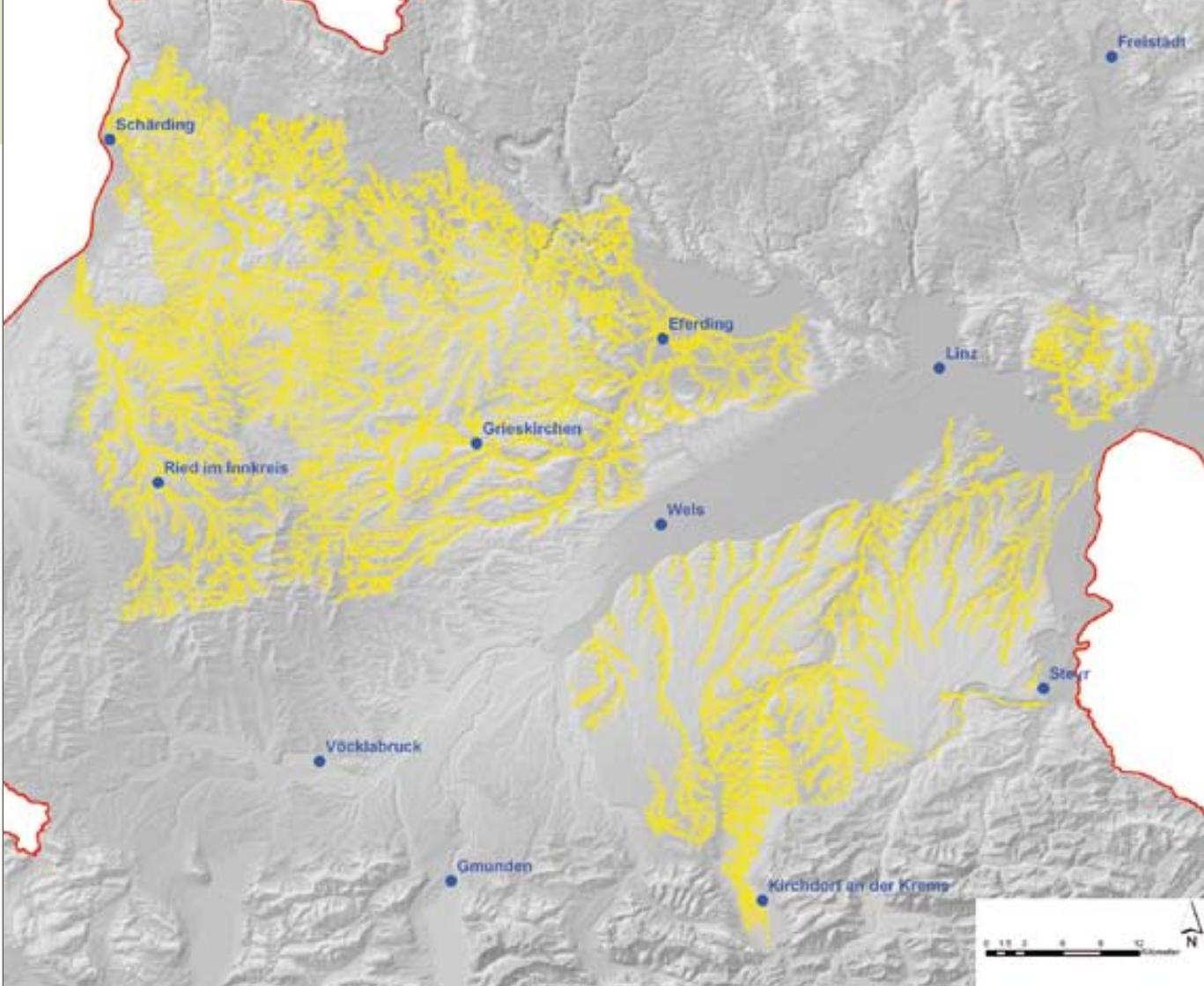
- Stilllegung der Ackerfläche
- Einmaliger Umbruch und Einsaat im 1. Jahr des Verpflichtungszeitraums bis spätestens 15.05.
- 2 x Häckseln pro Jahr
- Vorhandene Landschaftselemente (Bäume und Sträucher) müssen erhalten bleiben

Variante 15

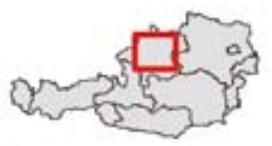
Feldfutternutzung
auf Acker

556 Euro

- Begrünte Ackerfläche mit Mähwiesen- oder Mähweidenutzung
- Keine Düngung
- Vorhandene Landschaftselemente (Bäume und Sträucher) müssen erhalten bleiben



**Gewässerrandzonen
ÖPUL 2007
WFB O-002**



Legende:
 [Red line] Landesgrenze
 [Yellow area] Projektgebiet -
 Schutzbereichsrichtige Grundstücke

Eintrag der Gewässer im Einzugsgebiet
 der Ankersen, Aschach, Traillbach,
 Imbach und dem Unterlauf des Osen,
 sowie entlang der Gewässer der
 Traun-Enns-Platte

Information

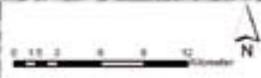
Vertraggeber: Amt der Oö. Landesregierung, Wasserwirtschaft, Eferdingstr. 11, 4020 Linz

Aussteller: Ing. Tull, Ingenieurbüro
 E-Mail: tull@ingtull.at
 Telefon: +43 7323 2000

Vertragsschluss: 11. September 2007

Standort: WFB: www.land-oberoesterreich.gv.at
 WFB: www.wfb-oberoesterreich.gv.at

Umfang: 100,00 km²
 Maßstab: 1:50.000



ANMELDUNG

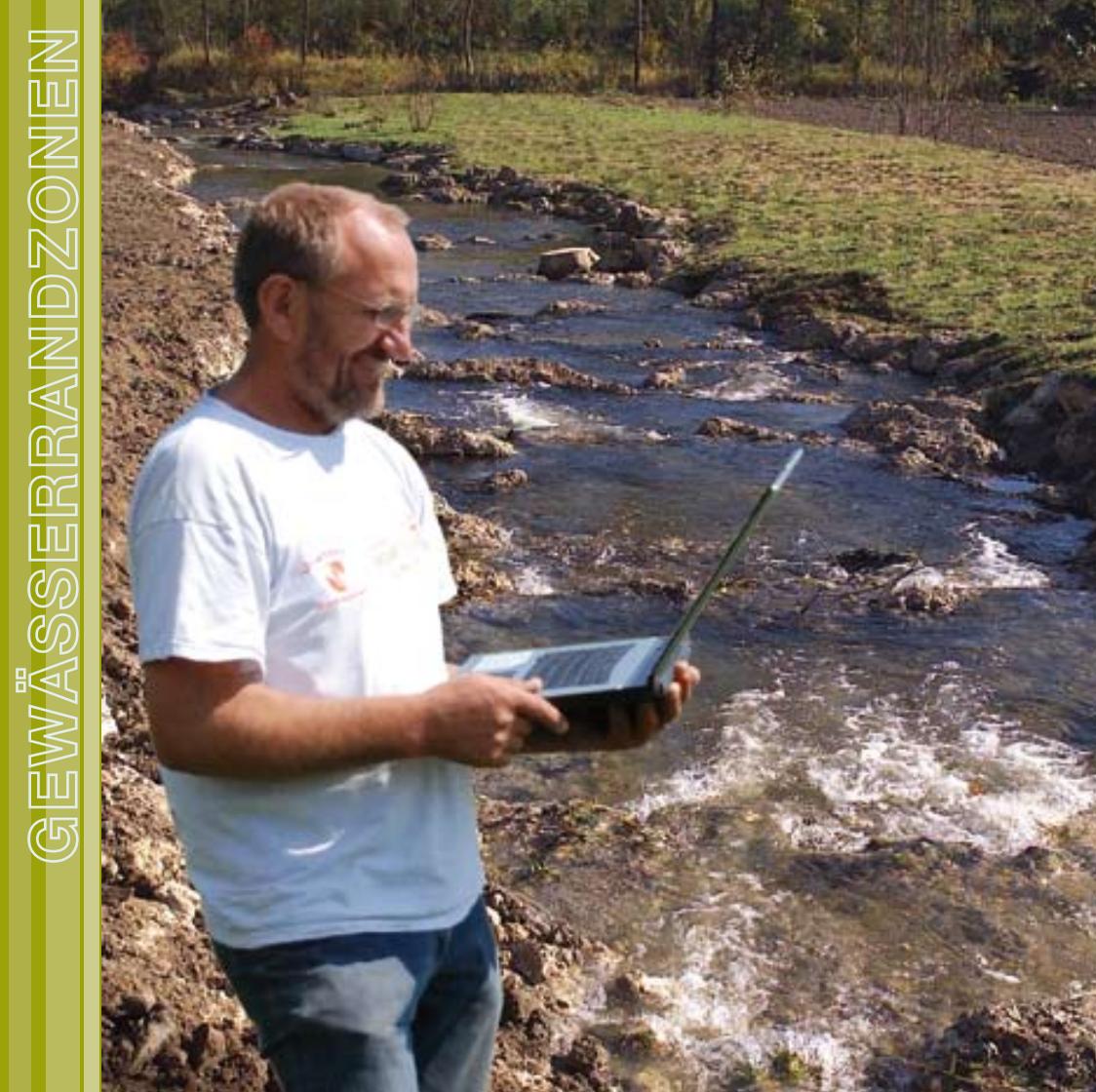
Landwirtinnen und Landwirte, die Flächen im Projektgebiet bewirtschaften und Gewässerrandzonen anlegen, können dafür eine Förderung im Rahmen von ÖPUL 2007 erhalten.

Eine Karte und eine Liste mit allen teilnahmeberechtigten Grundstücken sowie entsprechende Antragsformulare liegen bei der Bezirksbauernkammer bzw. bei der Antragsstelle für den Herbstantrag auf.

Die Karte mit einer Darstellung aller teilnahmeberechtigten Grundstücke kann über die Homepage des Amtes der Oö. Landesregierung abgefragt werden (www.land-oberoesterreich.gv.at).

Für eine Teilnahme an der Maßnahme „Gewässerrandzonen O-002“ im Jahr 2008 muss im Herbstantrag 2007 die ÖPUL-Maßnahme **„Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“** angekreuzt werden.

Ein entsprechender Förderantrag unter Angabe der gewählten Variante ist an die Naturschutzabteilung des Landes Oberösterreich zu richten.



**Wir sind alle Wasser aus
verschiedenen Flüssen.**

**Das macht es so leicht, sich
zu treffen.**

Yoko Ono

Impressum

Medieninhaber: Land Oberösterreich

Herausgeber:

Amt der Oö. Landesregierung
Wasserwirtschaft

Projektleiter Mag. Felix Weingraber
Kärntnerstraße 12, 4021 Linz

E-Mail: felix.weingraber@ooe.gv.at

Autor: Dipl.-Ing. Josef Forstinger
Naturschutzabteilung und
wpa Beratende Ingenieure GmbH

Redaktion: Waltraud Dinges
Grund- und Trinkwasserwirtschaft
Öffentlichkeitsarbeit

Grafik, Layout:

Wasserwirtschaft
text.bild.media GmbH (738002), Linz
Mag. art. Cornelia Wengler

Fotos/Grafiken:

H. Dinges, Linschinger, Weingraber, Wengler

Druck:

OHA-Druck, Traun

Download:

www.land-oberoesterreich.gv.at
Themen > Umwelt > Wasser > Oberflächengewässer

Erscheinungsdatum: Oktober 2007

Copyright: Wasserwirtschaft



lebensministerium.at



(*wasserwirtschaft)



**Anlage 2: Broschüre der Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller
und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ des Landes Steiermark**



Das Land
Steiermark



lebensministerium.at



Gewässerrandstreifen

ÖPUL 2007

Erhaltung und Entwicklung
naturschutzfachlich wertvoller und
gewässerschutzfachlich
bedeutsamer Flächen

Blauflächen (WFB)

Landwirte stellen nicht nur hochwertige gesunde Lebensmittel her, sondern schützen durch zukunftsweisende Bewirtschaftung auch Österreichs Flüsse und Bäche!

Gewässerrandstreifen:



- halten Sedimente, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel zurück und verhindern, dass diese in Bäche oder Flüsse gelangen
- verhindern das Verschlämmen vor allem von langsam fließenden Bächen
- schaffen Lebensraum für Tiere und Pflanzen
- stellen Hochwasser-, Ufer- und Windschutz dar
- verbessern das Kleinklima
- schaffen Raum für Gewässerentwicklungen

Ziel der Maßnahme

- geringere Nitrat- und Phosphatbelastung der Flüsse und Bäche
- Artenvielfalt
- attraktives Landschaftsbild und Schaffung von Erholungsflächen



Vorteile für die Landwirte



Attraktive Prämien bis zu 484 €/ha/Jahr



Für Betriebe der Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ werden zusätzlich 40 €/ha auf Grünlandflächen (Uferschutz 1) ausbezahlt



Die Varianten Uferschutz 2, 3 und 4 (außer im 1. Jahr mit Umbruch) können als Blüh- oder Nützlingsstreifen herangezogen werden, die im Rahmen der ÖPUL-Maßnahme UBAG (Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen) verpflichtend sind.

Wichtig für die Landwirte

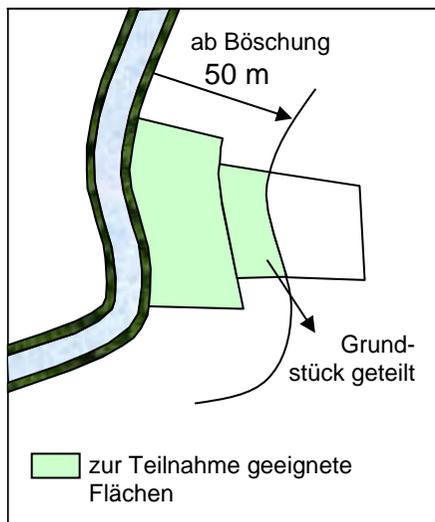
- Für die Fläche mit Gewässerrandstreifen können keine weiteren ÖPUL-Prämien bezogen werden.
- Max. Förderung:
Acker: Für Acker-Stilllegung (Uferschutz 2-4) können max. 25 % der Ackerfläche eines Betriebes verwendet werden (gilt für Betriebe ab 2 ha)
- Wenn im Rahmen der einheitlichen Betriebsprämie Zahlungsansprüche für die Flächen der Gewässerrandstreifen angemeldet werden, dann reduziert sich die ÖPUL-Prämie auf diesen Flächen um 300 €/ha



Förderungsvoraussetzungen

für alle Varianten verpflichtend

- das Grundstück muss im Projektgebiet liegen
- gefördert werden Feldteile, die innerhalb 50 m vom Gewässerrand liegen
- Verzicht auf Klärschlamm und kompostierten Klärschlamm
- keine Geländeänderungen
- keine neue Drainagierung
- keine Spritzmittelanwendung
- keine Düngung
- vorhandene Landschaftselemente (z.B. Büsche und Bäume) müssen erhalten bleiben



Varianten



Uferschutz 1
Grünland mit
erster Mahd
ab 15. Juni

Euro 484,-

Grünland

- Mähwiese
- mind. 1x - max. 2x Mahd (Traktormahd) und Abtransport des Mähgutes
- ein Befahren oder Beweiden des Gewässerrandstreifens zwischen 15.3. und 15.6. ist verboten



Uferschutz 2
Acker-
stilllegung mit
jährlichem
Häckseln

Euro 365,-

Ackerfläche

- Stilllegung der Ackerfläche
- 1 x Häckseln pro Jahr zwischen 1.9. und 31.12.
- keine Nutzung des Aufwuchses



Ackerfläche

- Stilllegung der Ackerfläche
- Häckseln jedes 2. Jahr
- keine Nutzung des Aufwuchses

Uferschutz 3
Acker-
stilllegung mit
Häckseln alle
2 Jahre

Euro 286,-



Ackerfläche

- Stilllegung der Ackerfläche
- im ersten Jahr 1x Umbruch und
Einsaat bis 31.12.
- in den Folgejahren mind. 1x Mahd
- jährlicher Abtransport des Mähgutes
und Lagerung am Rand des Feldes
- keine Nutzung des Aufwuchses

Uferschutz 4
Acker-
stilllegung mit
Umbruch und
jährlicher
Mahd

Euro 444,-

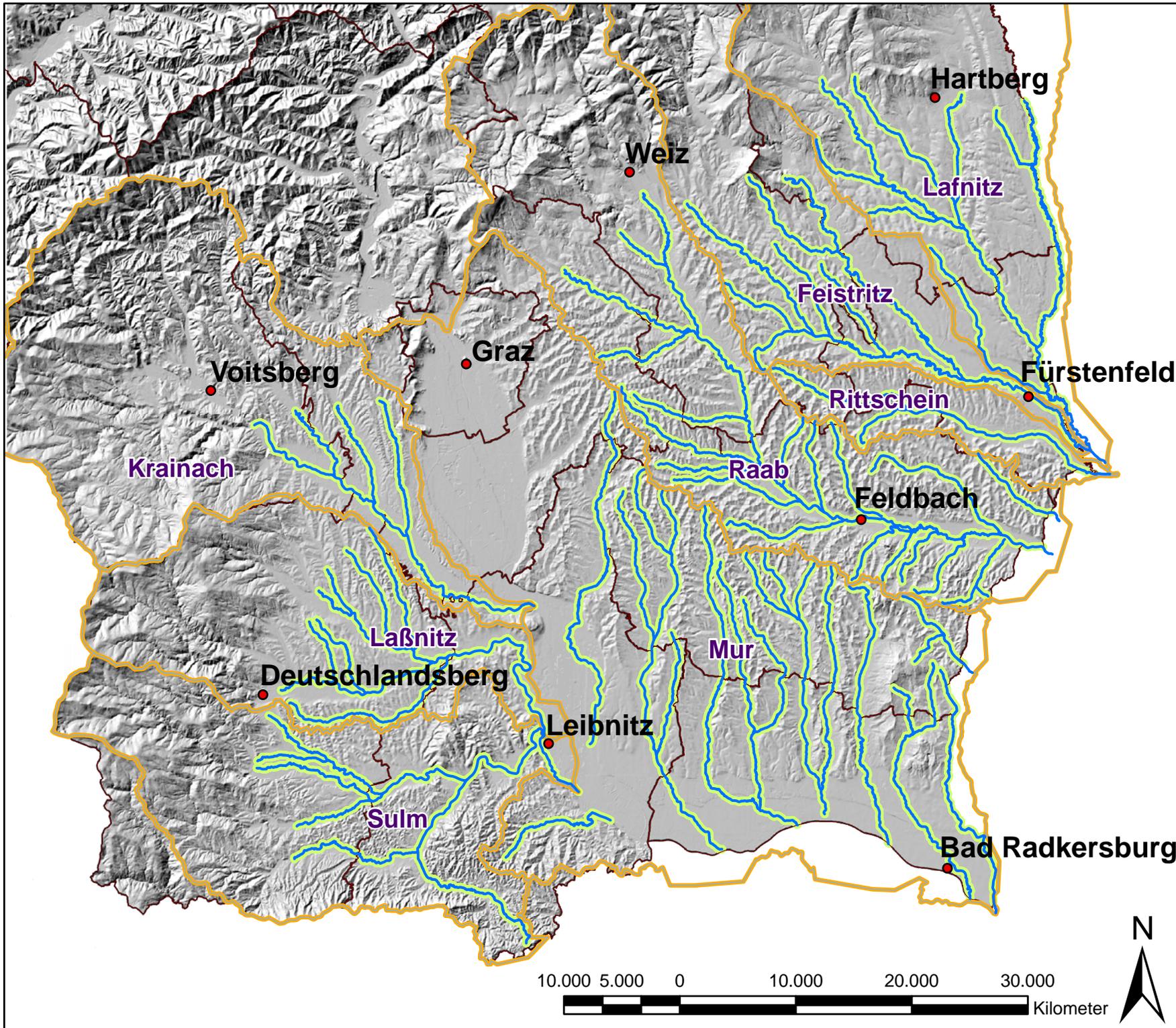


Projektgebiet Gewässerrand- streifen

Erhaltung und Entwicklung
naturschutzfachlich wertvoller
und gewässerschutzfachlich
bedeutsamer Flächen

Legende

- an der Maßnahme
teilnehmende Bäche
- Einzugsgebiets-
grenzen der Flüsse
- Bezirke



10.000 5.000 0 10.000 20.000 30.000
Kilometer



Anmeldung:

Landwirtinnen und Landwirte, die Flächen im Projektgebiet haben und Gewässerrandstreifen anlegen, können dafür eine Förderung im Rahmen von ÖPUL 2007 erhalten!

Diese Landwirte werden direkt von der Landwirtschaftskammer informiert. Eine Liste der Grundstücke gibt es in der Naturschutzabteilung des Landes.

Für einen Einstieg im Jahr 2008 muss im Herbstantrag 2007 die ÖPUL-Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ angekreuzt werden. In dieser wird auch die gewählte Variante angegeben. Von der Naturschutzabteilung des Landes wird dann eine Projektbestätigung ausgestellt.



**Letztmöglicher Einstieg in die Maßnahme:
Herbstantrag 2008
(= Verpflichtungsjahr: 2009)**

**Verpflichtungszeitraum:
bis 2013**

Impressum

Medieninhaber: Land Steiermark
Herausgeber: Amt der Stmk.
Landesregierung, Bundesministerium für
Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft

Kontakt: Mag^a. Gerda Gubisch,
Mag. Dr. Michael Ferstl
Email: gerda.gubisch@stmk.gv.at
michael.ferstl@stmk.gv.at

Erscheinungsdatum: September 2007

Autor: wpa Beratende Ingenieure GmbH
Graphik, Layout: wpa Beratende Ingenieure
GmbH
Fotos: Lebensministerium, wpa Beratende
Ingenieure GmbH,
Hr. Linschinger, Presseabteilung Land OÖ

Copyright: Land Steiermark, Bundesministe-
rium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft



wpa Beratende Ingenieure



Das Land
Steiermark



lebensministerium.at

Anlage 3: Profilansichten der Probenahmestellen



Abb. 1: Profilsicht des Probenahmepunktes 1/3 am Standort Altaist

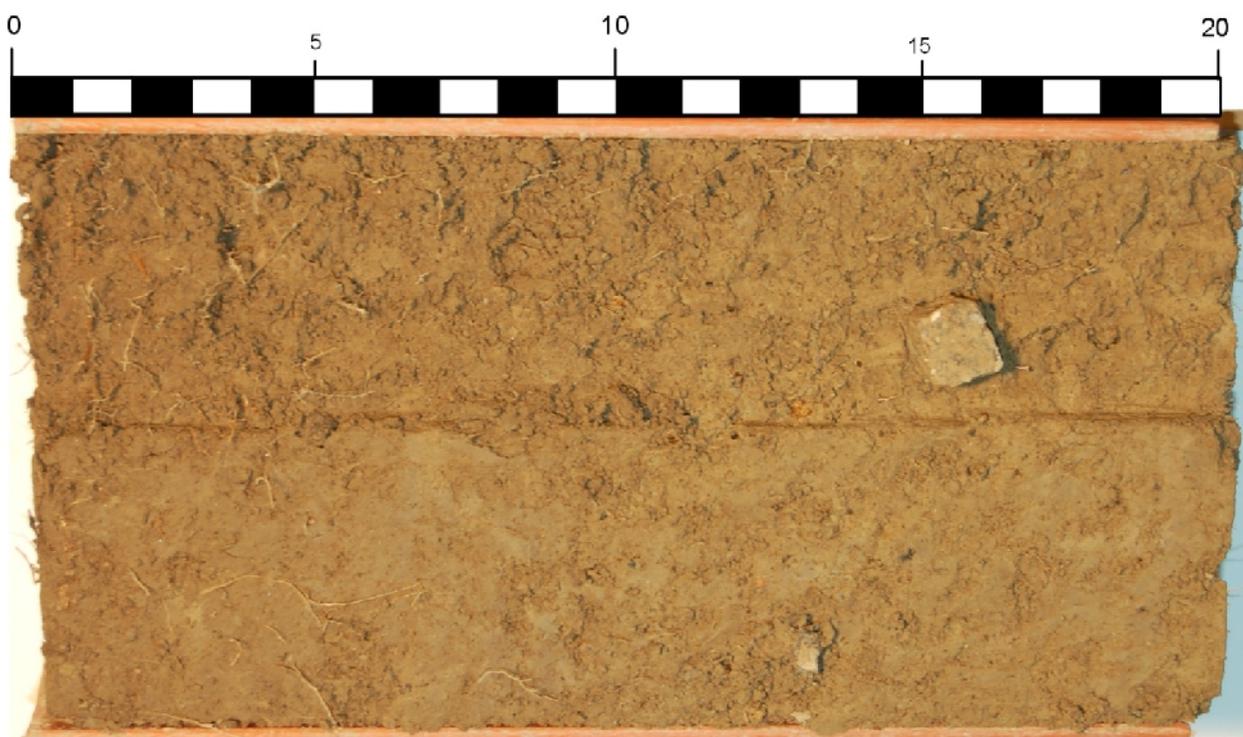


Abb.2: Profilsicht des Probenahmepunktes 2/3 am Standort Altaist



Abb. 3: Profilsicht des Probenahmepunktes 3/3 am Standort Altaist



Abb. 4: Profilsicht des Probenahmepunktes 4/3 am Standort Altaist



Abb. 5: Profilsicht des Probenahmepunktes 1/3 am Standort Grub



Abb. 6: Profilsicht des Probenahmepunktes 2/3 am Standort Grub



Abb. 7: Profilsicht des Probenahmepunktes 3/4 am Standort Grub



Abb. 8: Profilsicht des Probenahmepunktes 4/4 am Standort Grub



Abb. 9: Profilansicht des Probenahmepunktes 5/3 am Standort Grub



Abb. 10: Profilansicht des Probenahmepunktes 1/3 am Standort Reiting



Abb. 11: Profilsicht des Probenahmepunktes 2/3 am Standort Reiting



Abb. 12: Profilsicht des Probenahmepunktes 3/3 am Standort Reiting



Abb. 13: Profilansicht des Probenahmepunktes 4/3 am Standort Reiting



Abb. 14: Profilansicht des Probenahmepunktes 5/3 am Standort Reiting



Abb. 15: Profilansicht des Probenahmepunktes 1 am Standort Waidendorf



Abb. 16: Profilansicht des Probenahmepunktes 2 am Standort Waidendorf



Abb. 17: Profilansicht des Probenahmepunktes 3 am Standort Waidendorf



Abb. 18: Profilansicht des Probenahmepunktes 4 am Standort Waidendorf

**Anlage 4: Deskriptive Statistik der Messwerte an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und
Waldaist**

Deskriptive Statistik der Messwerte an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist

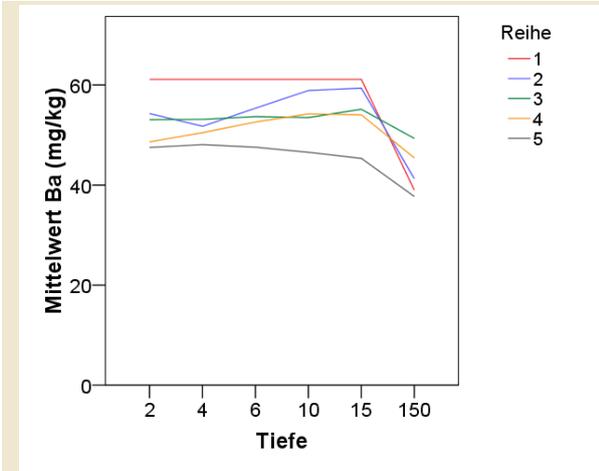
Standort	Parameter	Anzahl Messungen	Minimum (mg/kg)	Maximum (mg/kg)	Mittlerer Mittelwert (mg/kg)	Mittlere St.abw.* (mg/kg)	Mittlerer Var.koeff.** (%)
Altaist	Corg (mg/kg)	100	9113,9	45041,0	23076,1	2009,5	8,4
Altaist	Cu (mg/kg)	100	8,0	18,5	11,8	0,8	6,4
Altaist	K (mg/kg)	100	1012,3	1597,4	1294,0	50,3	4,0
Altaist	Mg (mg/kg)	100	2716,8	4271,7	3191,2	152,2	4,7
Altaist	Na (mg/kg)	100	48,0	108,9	68,7	6,0	8,3
Altaist	Nt (mg/kg)	100	793,8	4009,5	1995,6	195,8	10,1
Altaist	P (mg/kg)	100	282,8	700,1	449,8	35,4	8,0
Altaist	Sand (%)	100	11,7	32,0	21,0	1,6	8,5
Altaist	Schluff (%)	100	52,1	70,7	61,9	2,0	3,3
Altaist	Ton (%)	100	13,4	25,4	17,1	1,4	7,9
Altaist	Zn (mg/kg)	100	38,7	70,4	50,4	2,8	5,5
Grub	Corg (mg/kg)	125	8517,5	72505,1	26690,5	4372,4	16,2
Grub	Cu (mg/kg)	125	16,5	26,2	21,4	0,9	4,1
Grub	K (mg/kg)	125	1736,8	3410,4	2381,5	138,7	5,8
Grub	Mg (mg/kg)	125	5007,8	7571,3	6020,0	239,4	4,0
Grub	Na (mg/kg)	125	70,1	118,0	89,1	5,2	5,6
Grub	Nt (mg/kg)	125	1014,0	5529,3	2439,9	396,9	16,7
Grub	P (mg/kg)	125	520,0	1444,8	837,1	63,7	7,7
Grub	Sand (%)	125	13,6	27,3	17,5	1,2	6,5
Grub	Schluff (%)	125	43,6	58,2	51,1	2,0	4,0
Grub	Ton (%)	125	19,1	39,8	31,3	1,5	5,1
Grub	Zn (mg/kg)	125	60,7	98,1	75,9	2,6	3,5
Reiting	Corg (mg/kg)	125	7429,8	84120,5	26610,3	8912,9	30,5
Reiting	Cu (mg/kg)	125	12,9	34,0	26,9	2,8	10,6
Reiting	K (mg/kg)	125	844,2	2388,2	1757,1	215,4	12,3
Reiting	Mg (mg/kg)	125	2322,2	7549,6	5667,2	550,0	9,7
Reiting	Na (mg/kg)	125	28,1	83,7	62,7	6,0	9,8
Reiting	Nt (mg/kg)	125	545,2	6462,1	2152,7	745,4	32,7
Reiting	P (mg/kg)	125	426,2	1282,5	817,0	107,1	13,3
Reiting	Sand (%)	125	14,3	81,2	28,6	6,8	22,8
Reiting	Schluff (%)	125	12,6	62,8	48,9	4,8	10,1
Reiting	Ton (%)	125	6,2	29,9	22,5	2,7	12,9
Reiting	Zn (mg/kg)	125	32,0	90,6	75,7	6,6	9,0
Waidendorf	Corg (mg/kg)	100	8541,7	30057,9	15375,8	2694,4	16,6
Waidendorf	Cu (mg/kg)	100	19,8	41,1	29,4	4,5	15,4

Standort	Parameter	Anzahl Messungen	Minimum (mg/kg)	Maximum (mg/kg)	Mittlerer Mittelwert (mg/kg)	Mittlere St.abw.* (mg/kg)	Mittlerer Var.koeff.** (%)
Waidendorf	K (mg/kg)	100	2361,4	3468,6	2781,6	192,2	6,9
Waidendorf	Mg (mg/kg)	100	12023,6	15688,1	14390,6	482,5	3,4
Waidendorf	Na (mg/kg)	100	81,4	106,2	88,6	3,9	4,3
Waidendorf	Nt (mg/kg)	100	651,9	2089,9	1113,8	212,5	18,3
Waidendorf	P (mg/kg)	100	894,4	1386,6	1118,2	112,6	10,1
Waidendorf	Sand (%)	100	11,4	24,1	16,1	2,0	12,4
Waidendorf	Schluff (%)	100	63,0	76,2	69,2	2,2	3,2
Waidendorf	Ton (%)	100	5,6	19,6	14,8	2,2	15,2
Waidendorf	Zn (mg/kg)	100	46,5	69,6	58,5	6,0	10,4

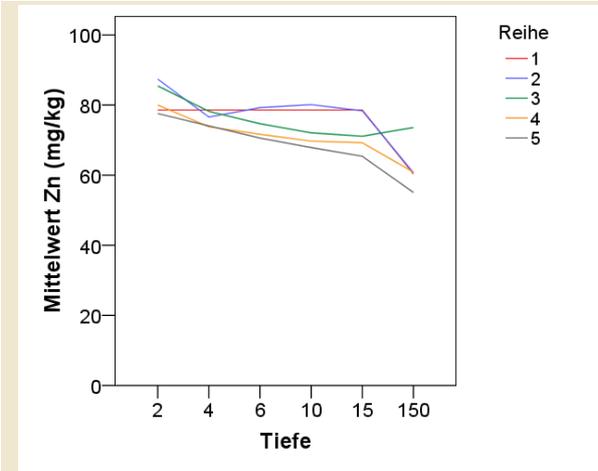
* St.abw.: Standardabweichung

** Var.koeff.: Variationskoeffizient

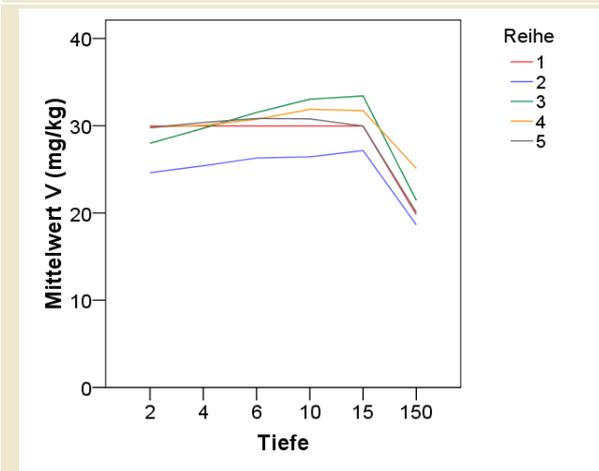
Anlage 5: Konzentrationen der Messdaten im Oberboden in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm im Vergleich zum natürlichen Gehalt in 150 cm Tiefe an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist (Mittelwert der Wiederholungen)



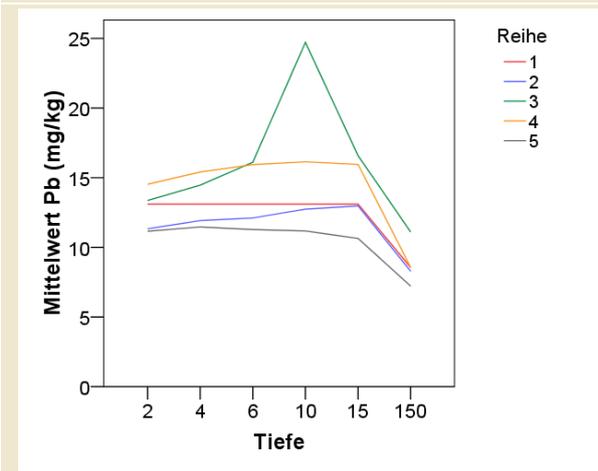
GRUB



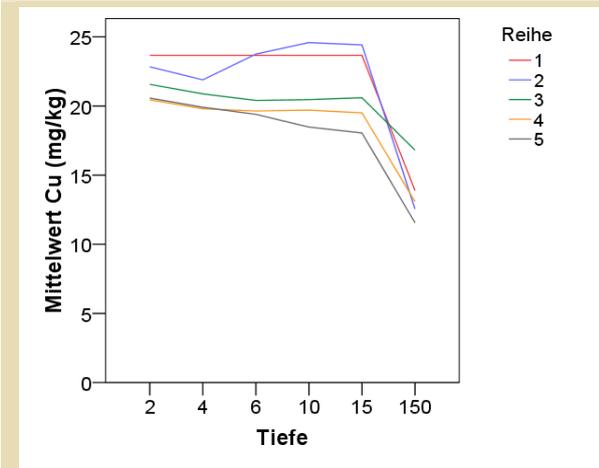
GRUB



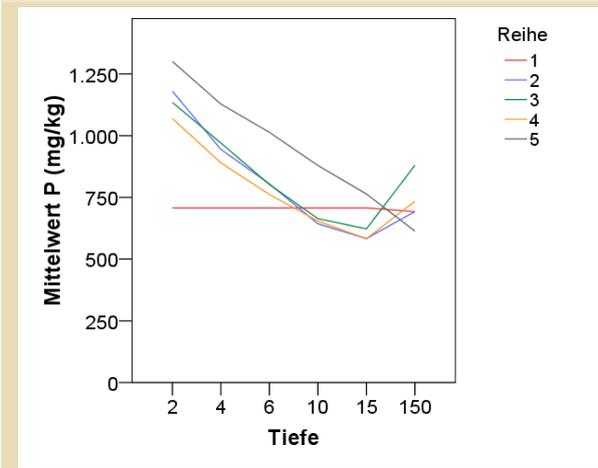
GRUB



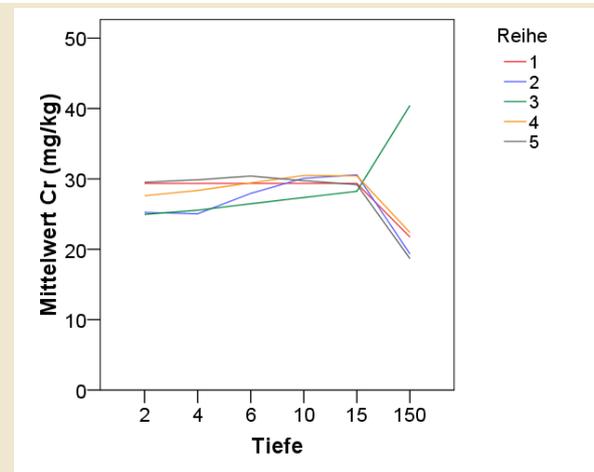
GRUB



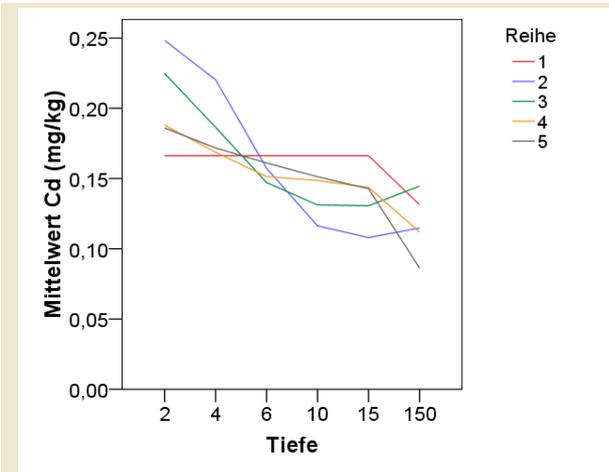
GRUB



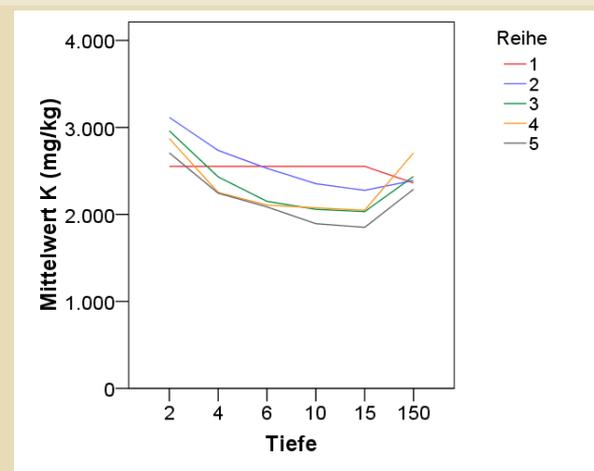
GRUB



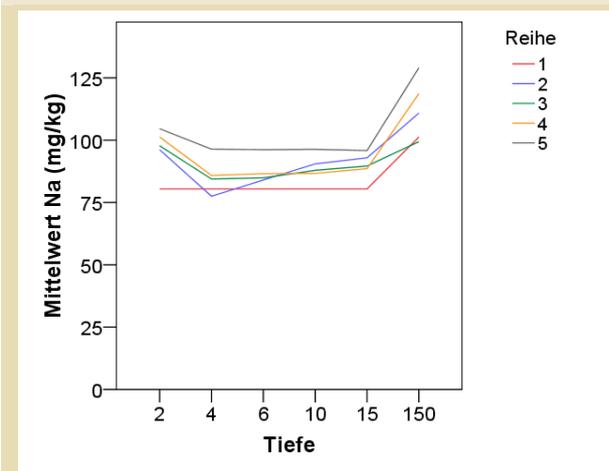
GRUB



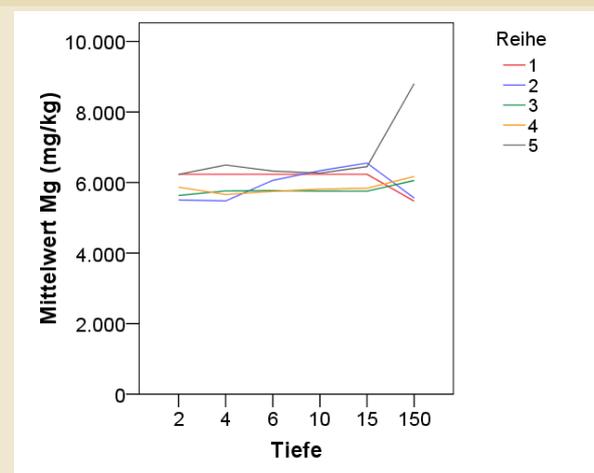
GRUB



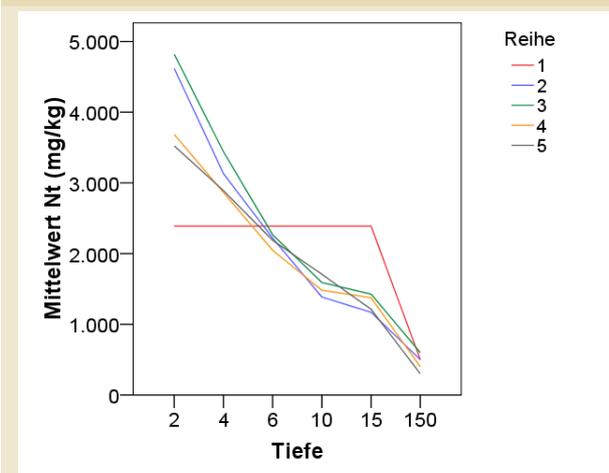
GRUB



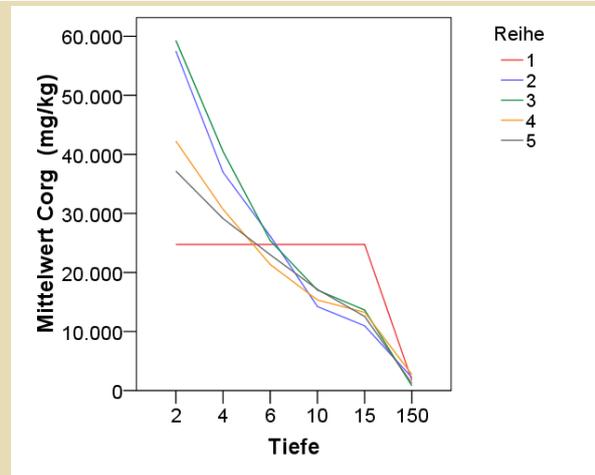
GRUB



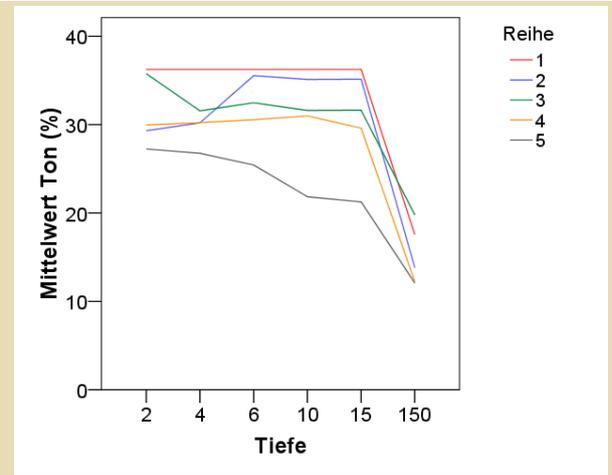
GRUB



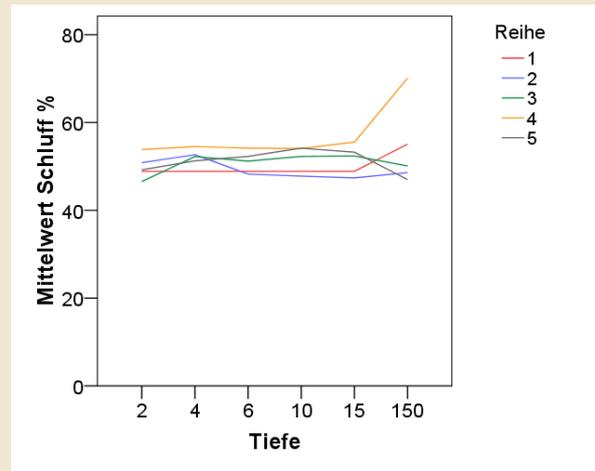
GRUB



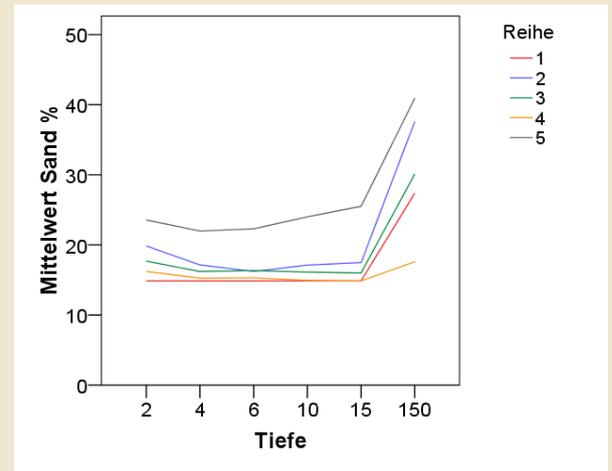
GRUB



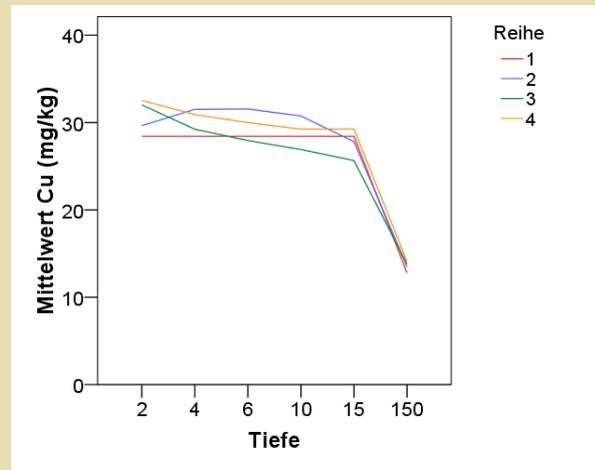
GRUB



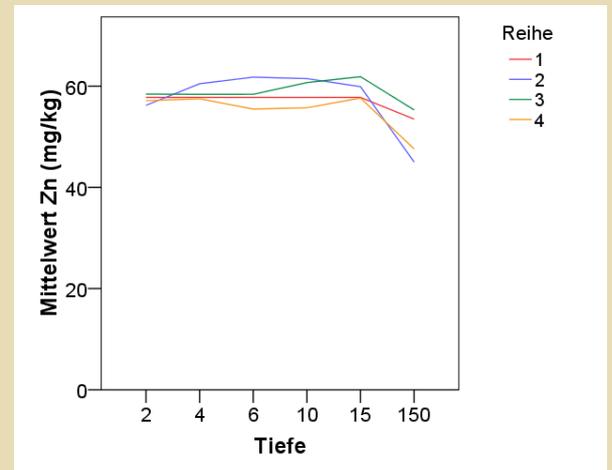
GRUB



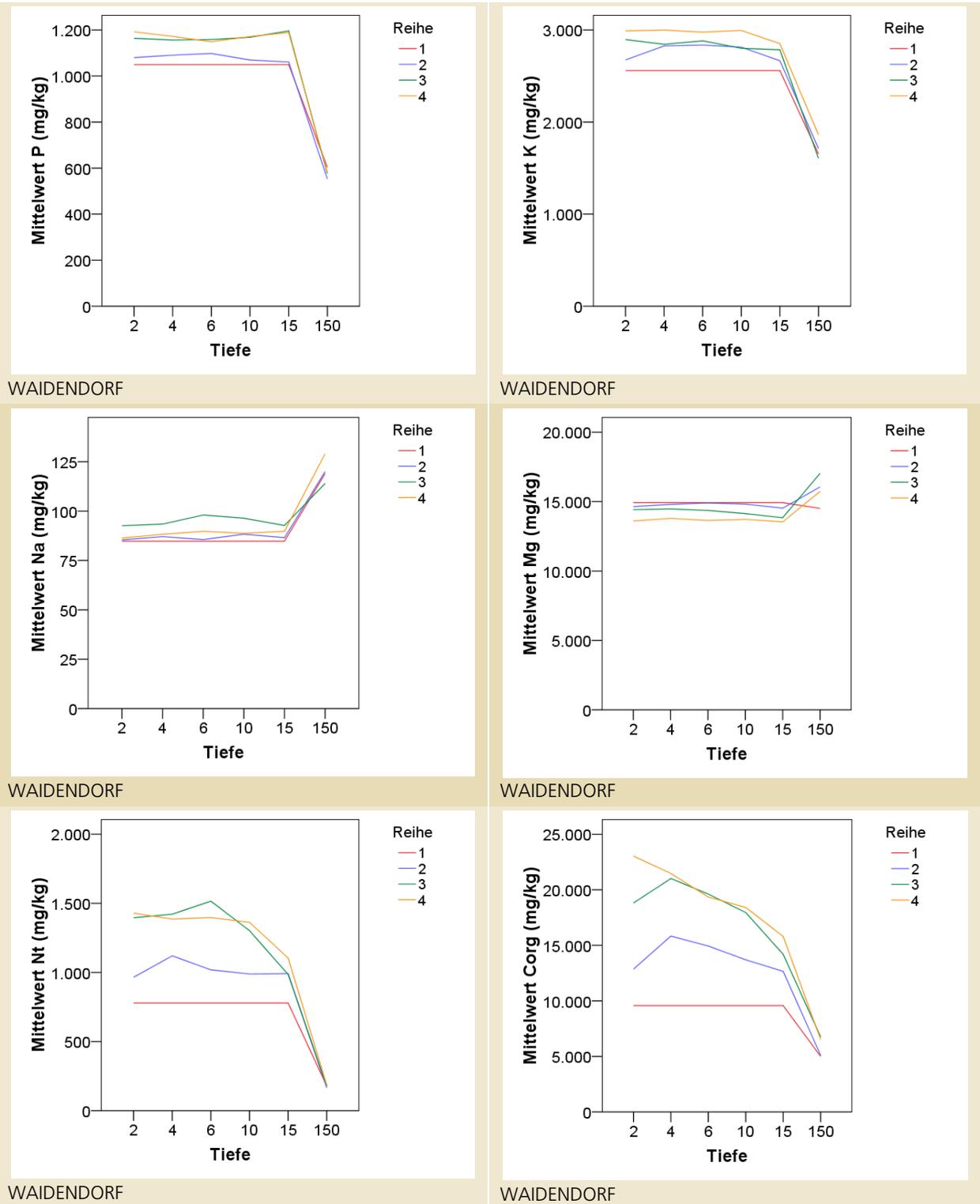
GRUB

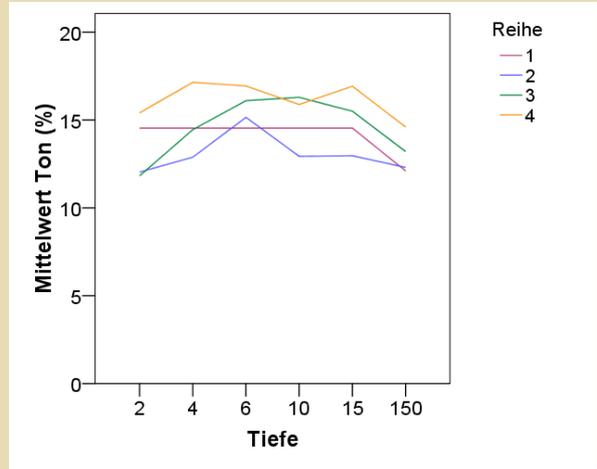


WAIDENDORF

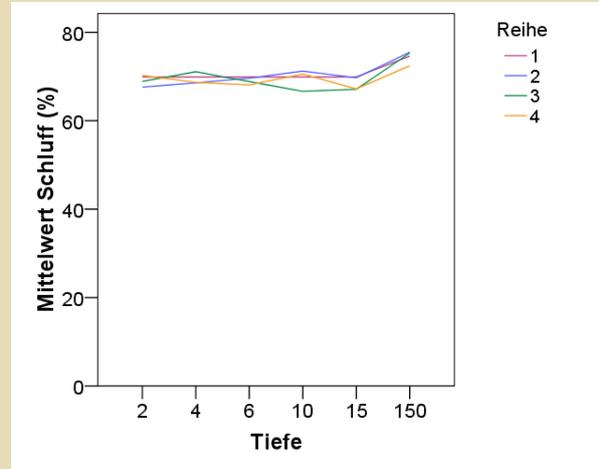


WAIDENDORF

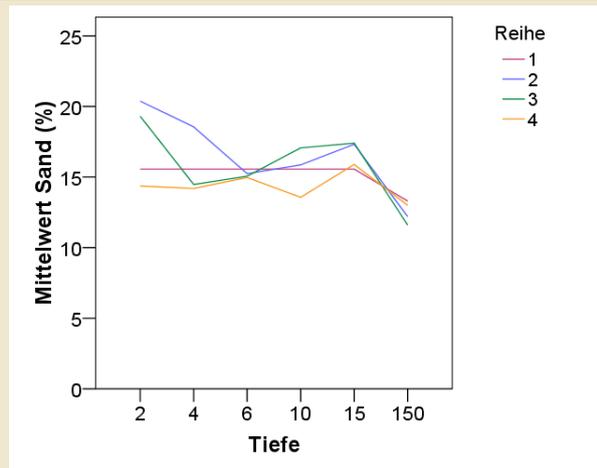




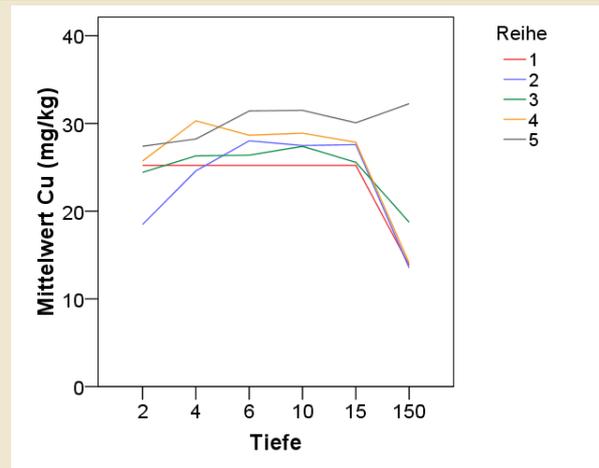
WAIDENDORF



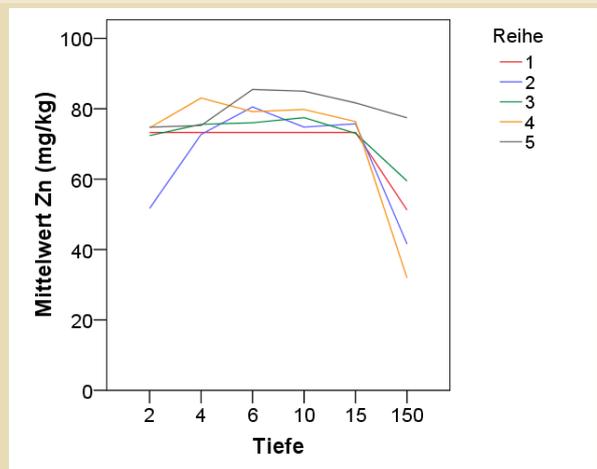
WAIDENDORF



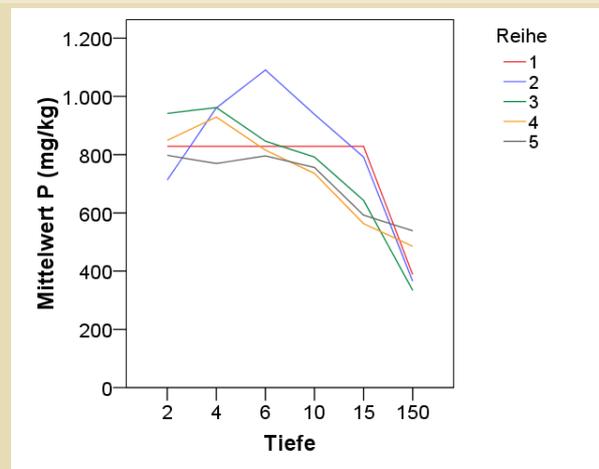
WAIDENDORF



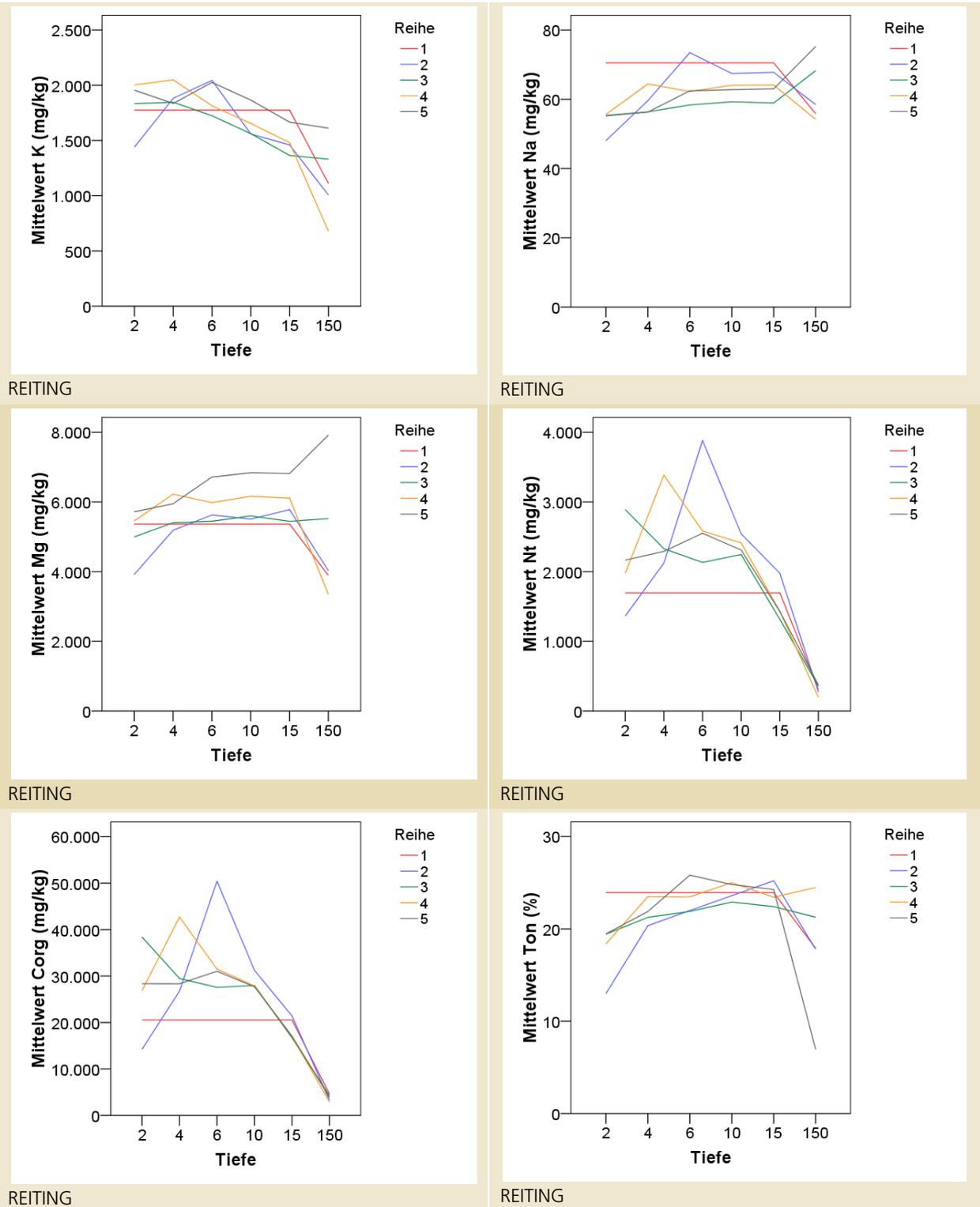
REITING

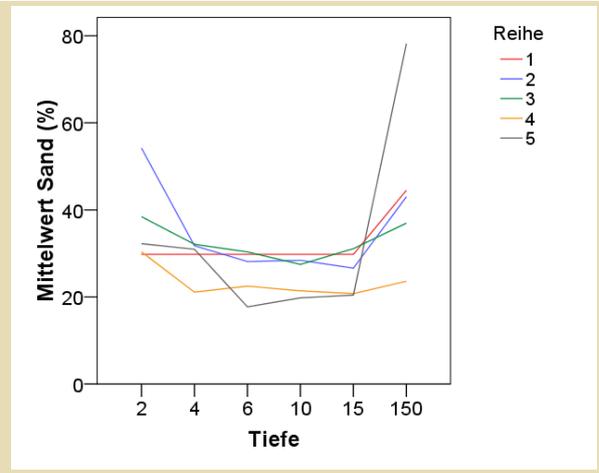
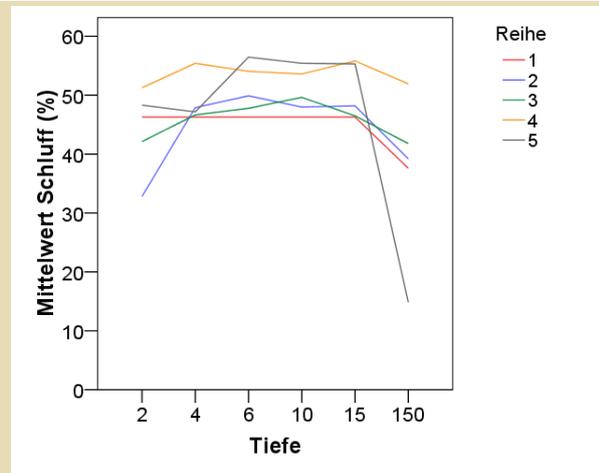


REITING



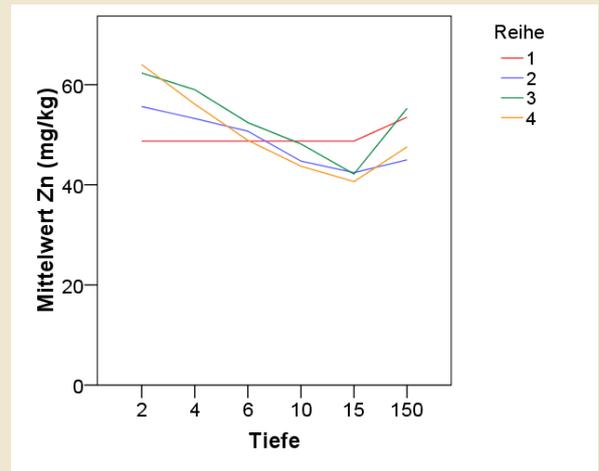
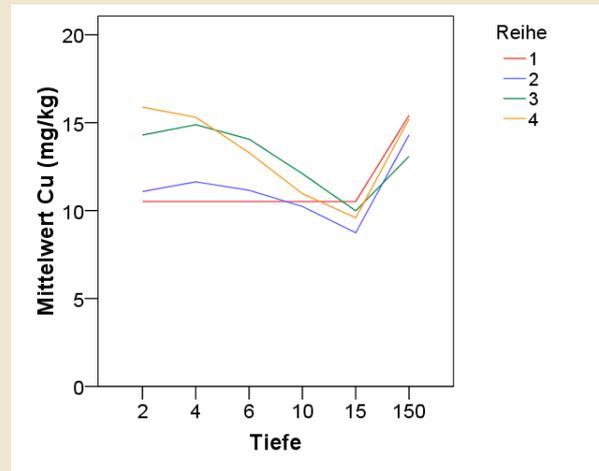
REITING





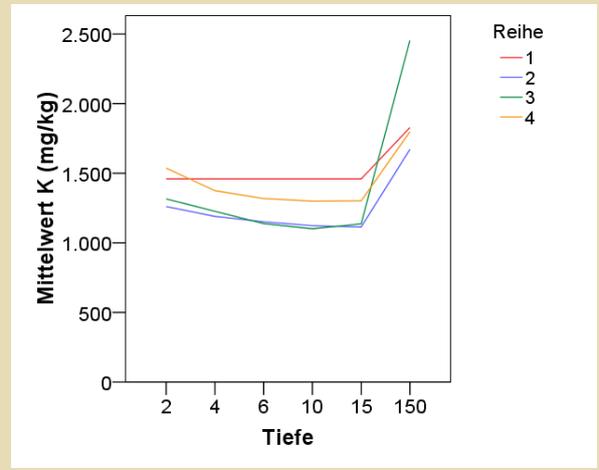
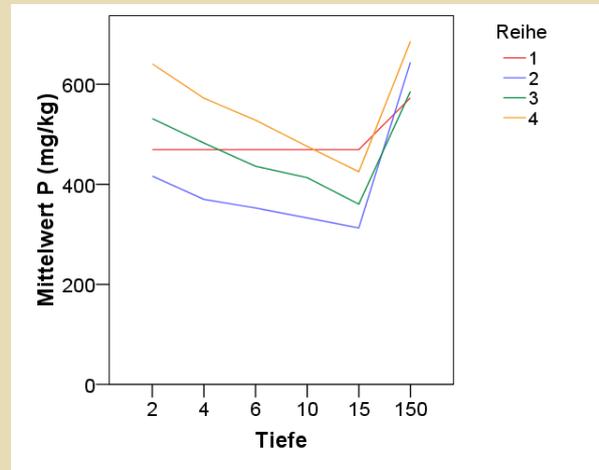
REITING

REITING



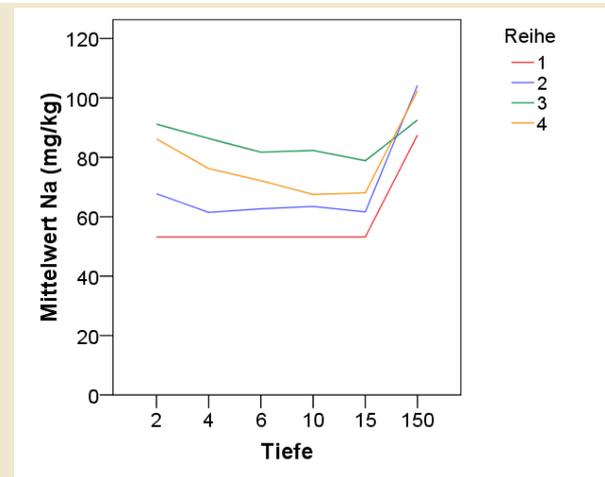
ALTAIST

ALTAIST

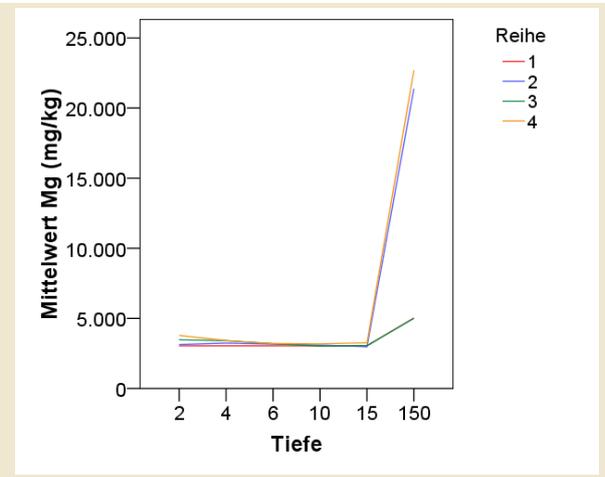


ALTAIST

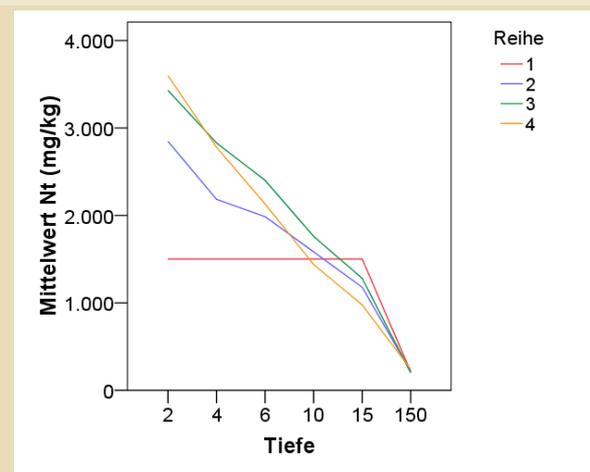
ALTAIST



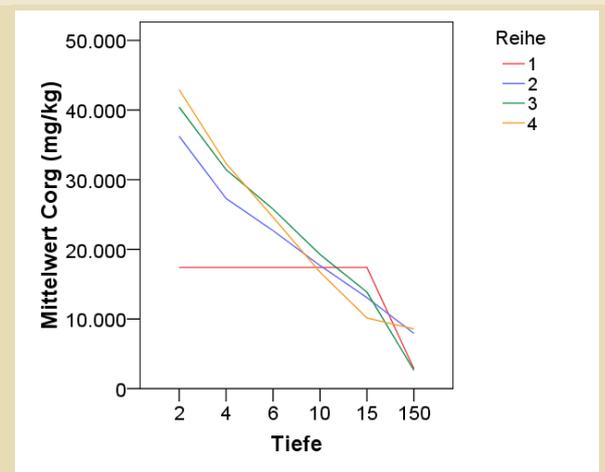
ALTAIST



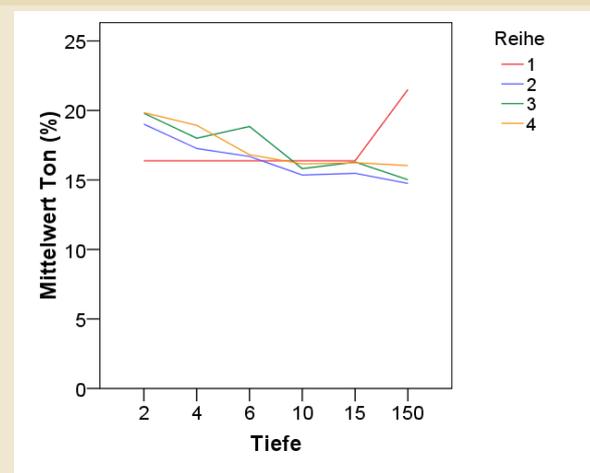
ALTAIST



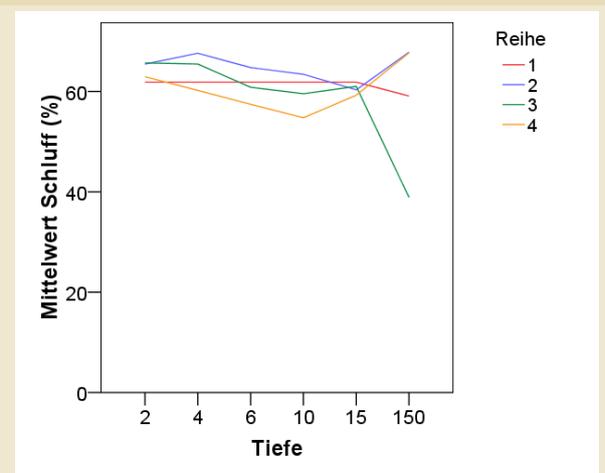
ALTAIST



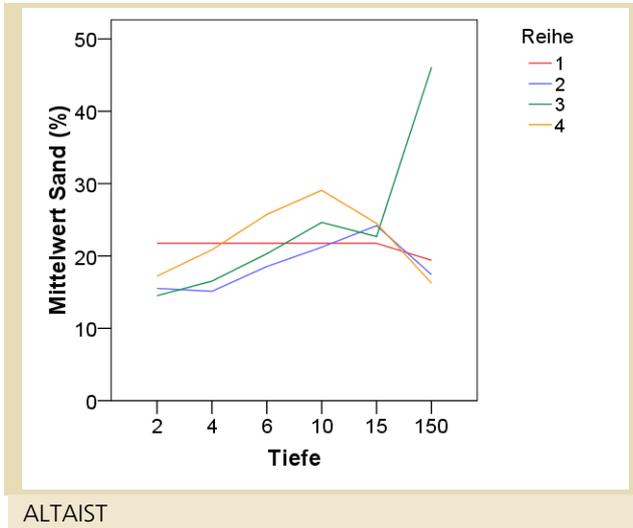
ALTAIST



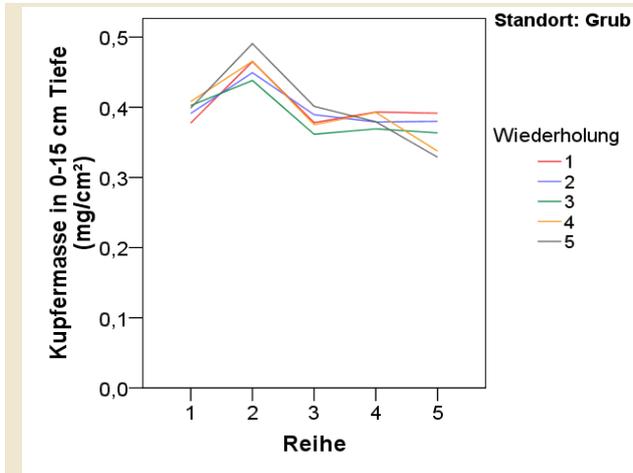
ALTAIST



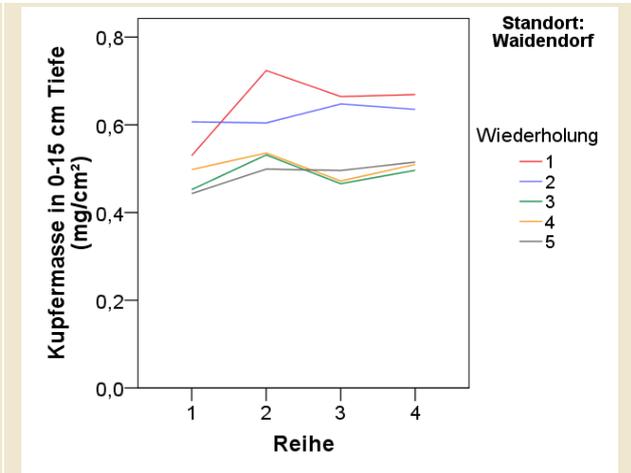
ALTAIST



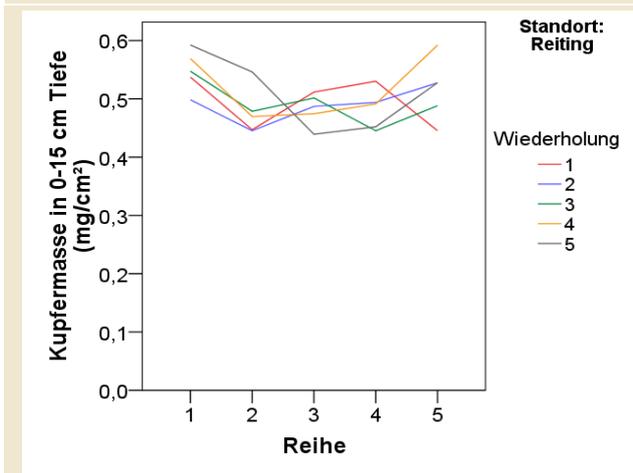
Anlage 6: Massen der Wiederholungsmessungen im Oberboden (0-15 cm Tiefe) für die Parameter Kupfer, Zink, Phosphor und Kalium an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist



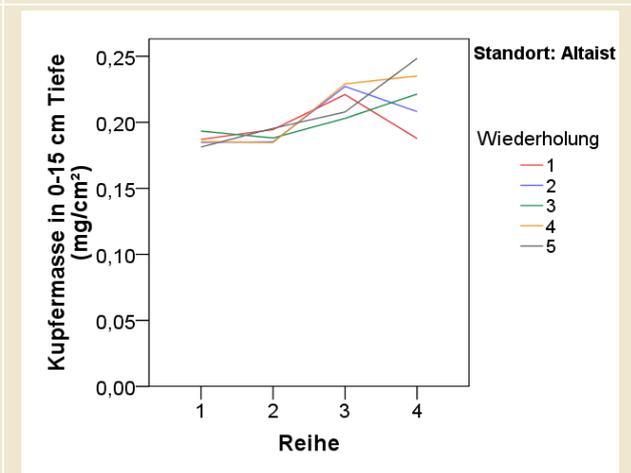
Grub



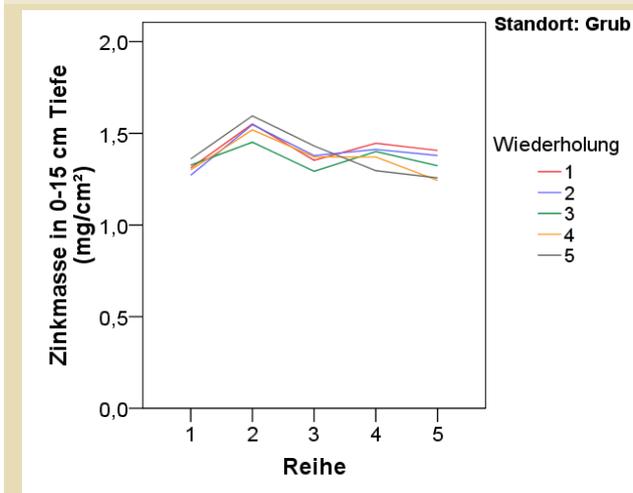
Waidendorf



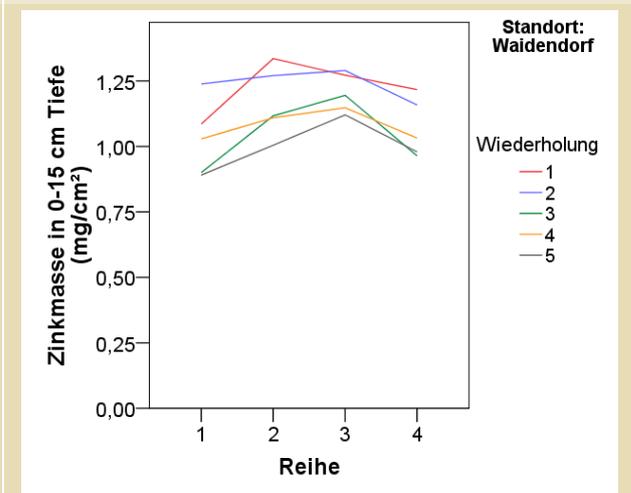
Reiting



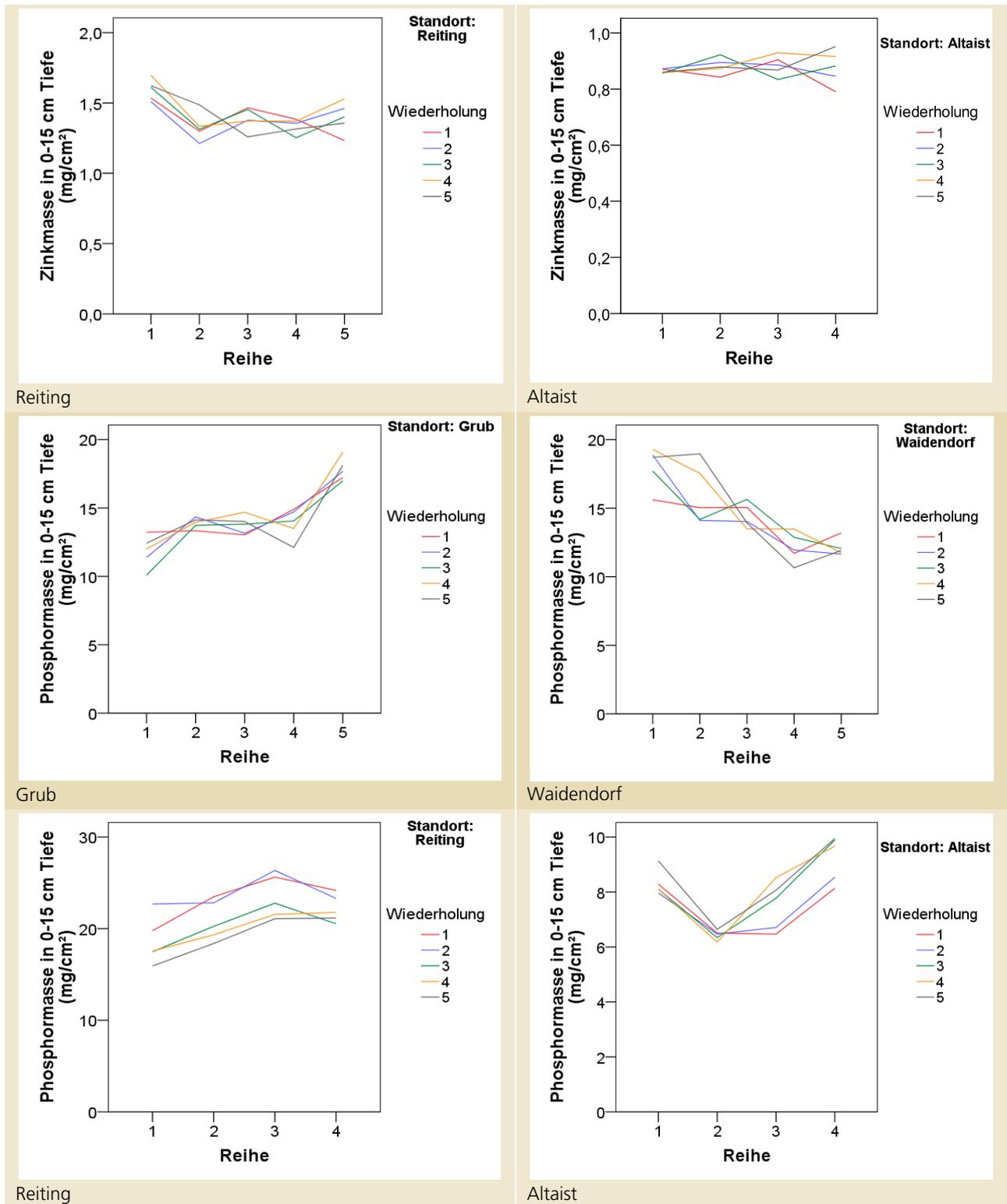
Altaist

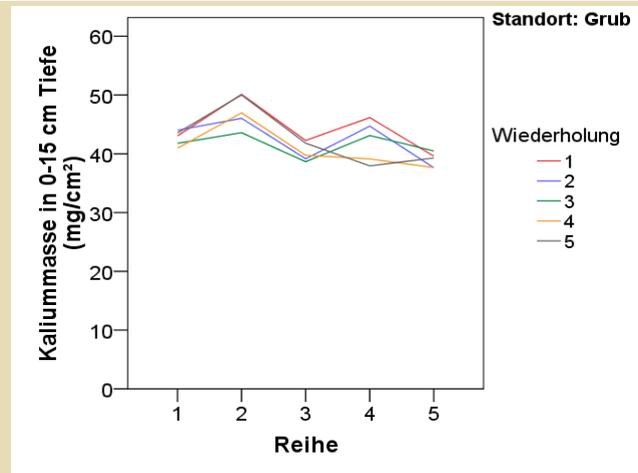


Grub

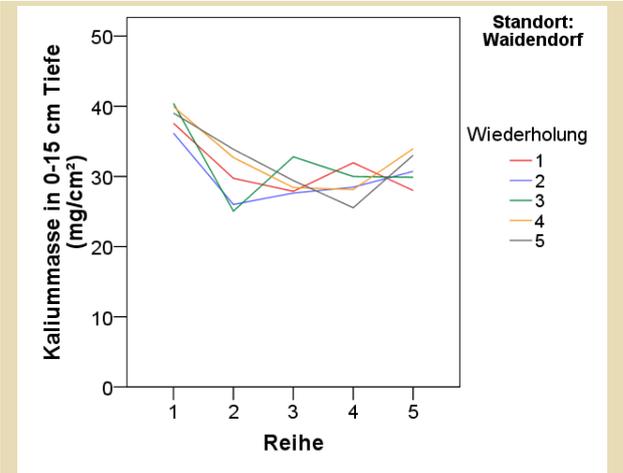


Waidendorf

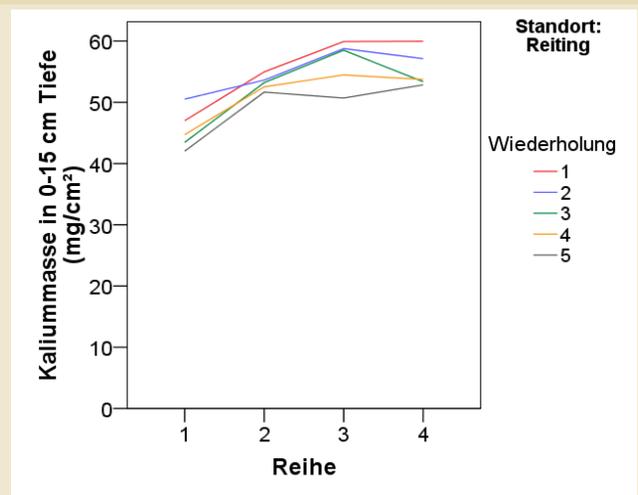




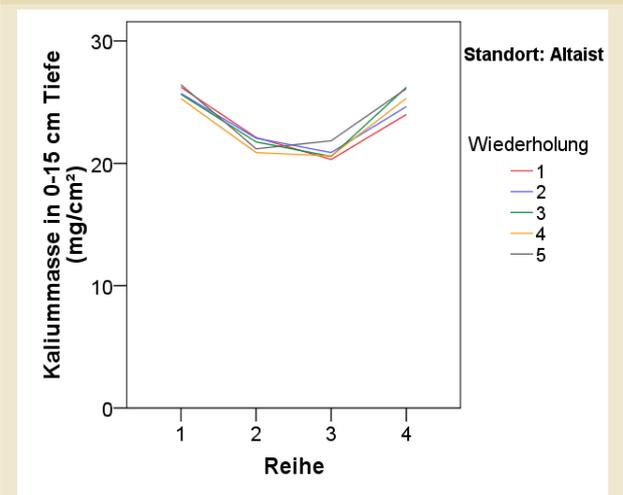
Grub



Waidendorf

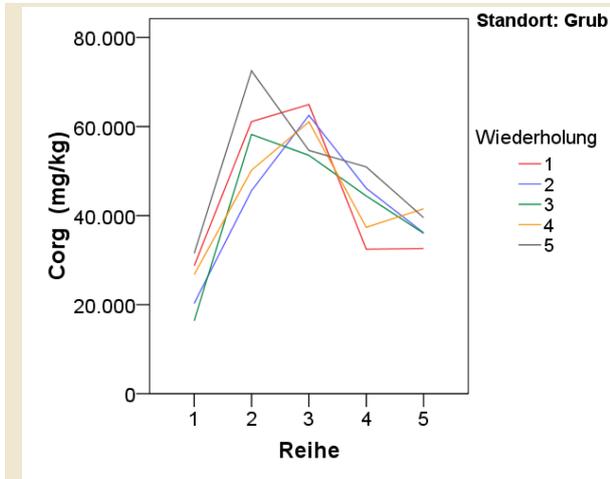


Reiting

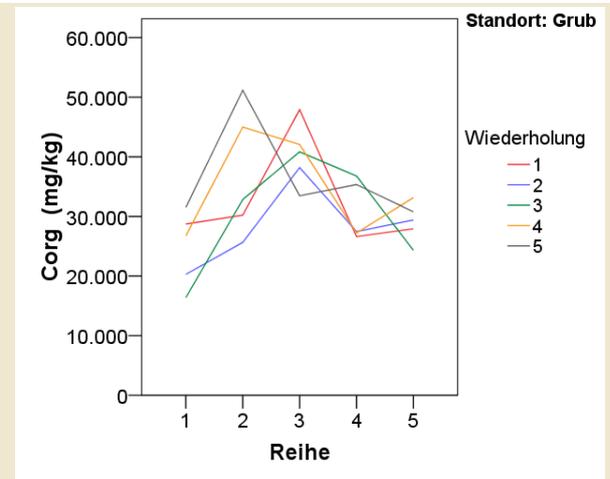


Altaist

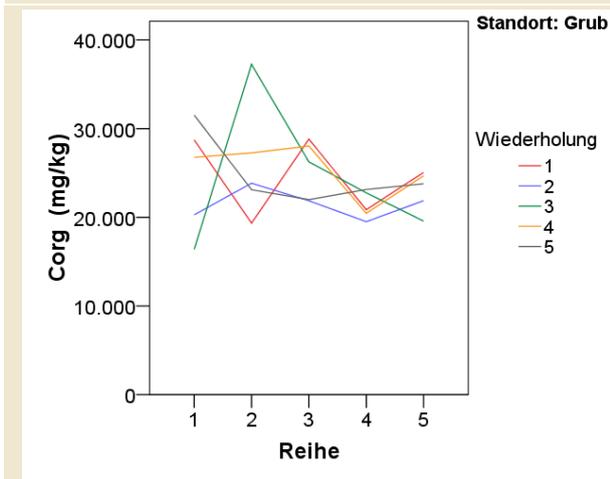
Anlage 7: Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (Corg) und Gesamt-Stickstoff (Nt) in den Tiefenstufen 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-10 cm und 10-15 cm an den Standorten Grub, Waidendorf, Reiting und Waldaist



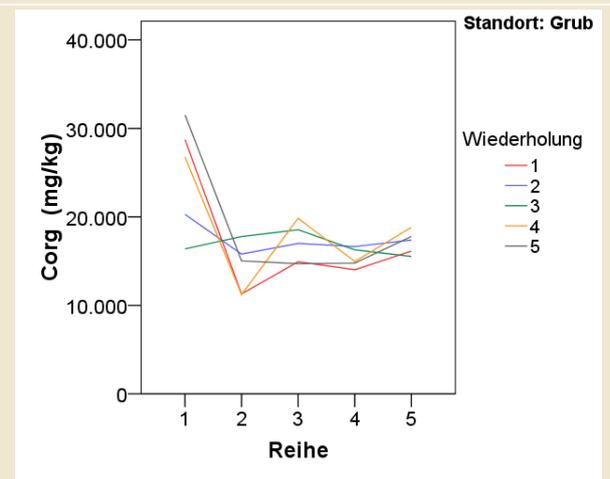
Tiefenstufe 0-2 cm



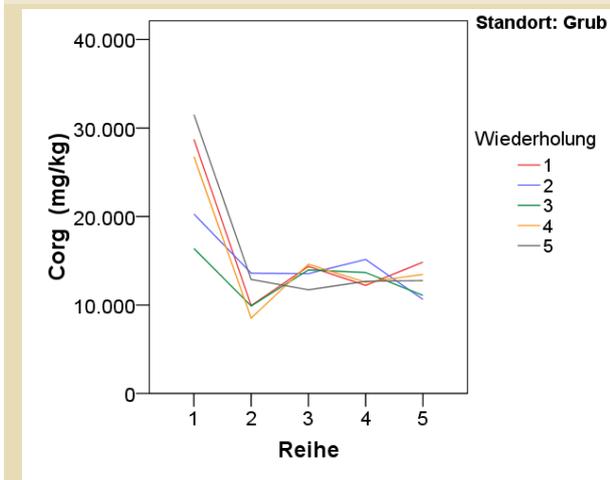
Tiefenstufe 2-4 cm



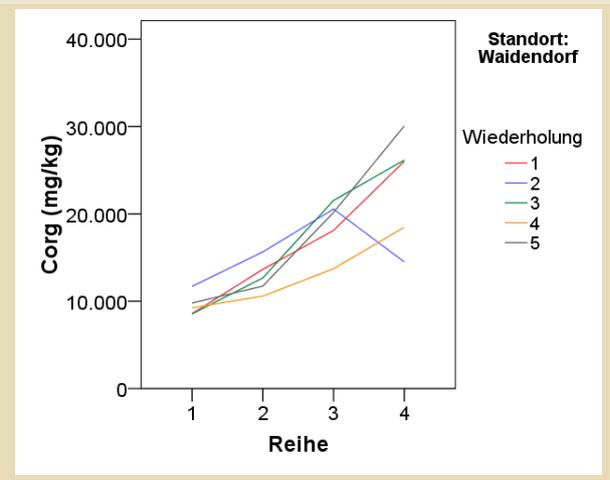
Tiefenstufe 4-6 cm



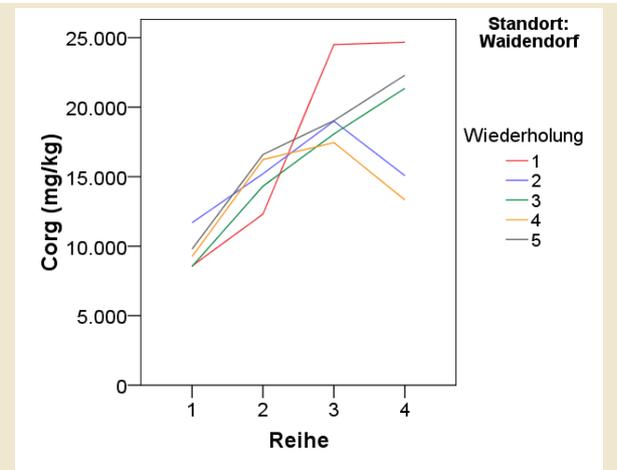
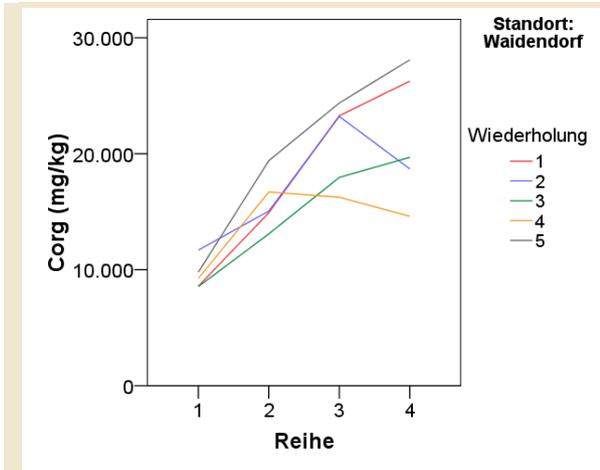
Tiefenstufe 6-10 cm



Tiefenstufe 10-15 cm

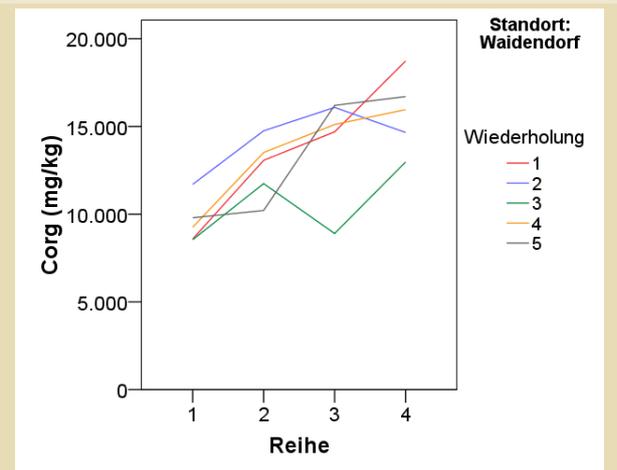
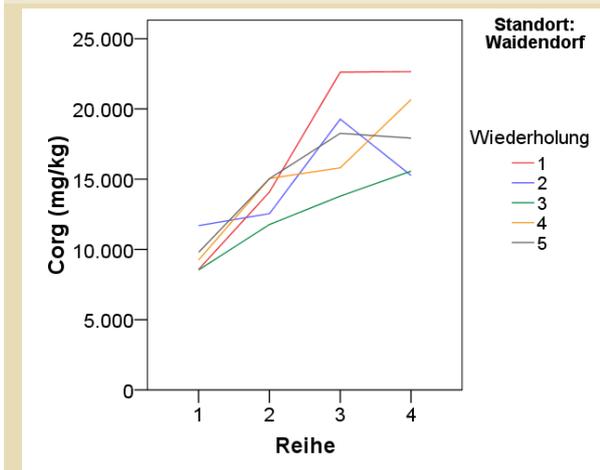


Tiefenstufe 0-2 cm



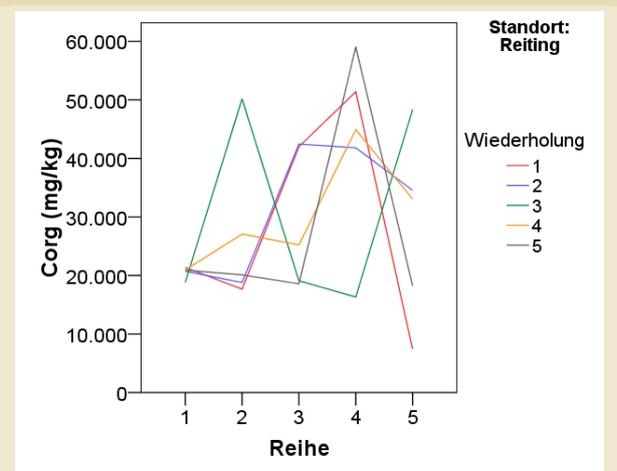
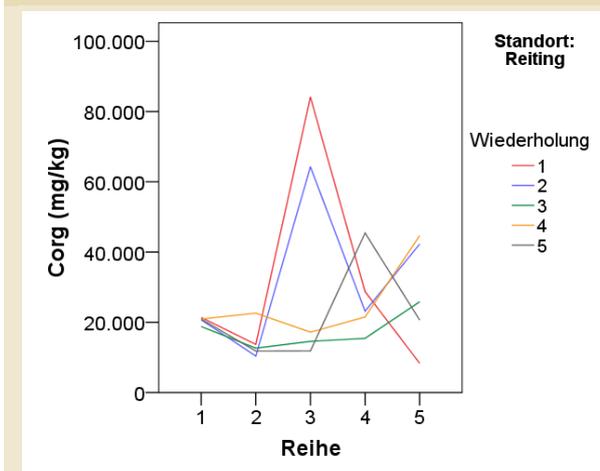
Tiefenstufe 2-4 cm

Tiefenstufe 4-6 cm



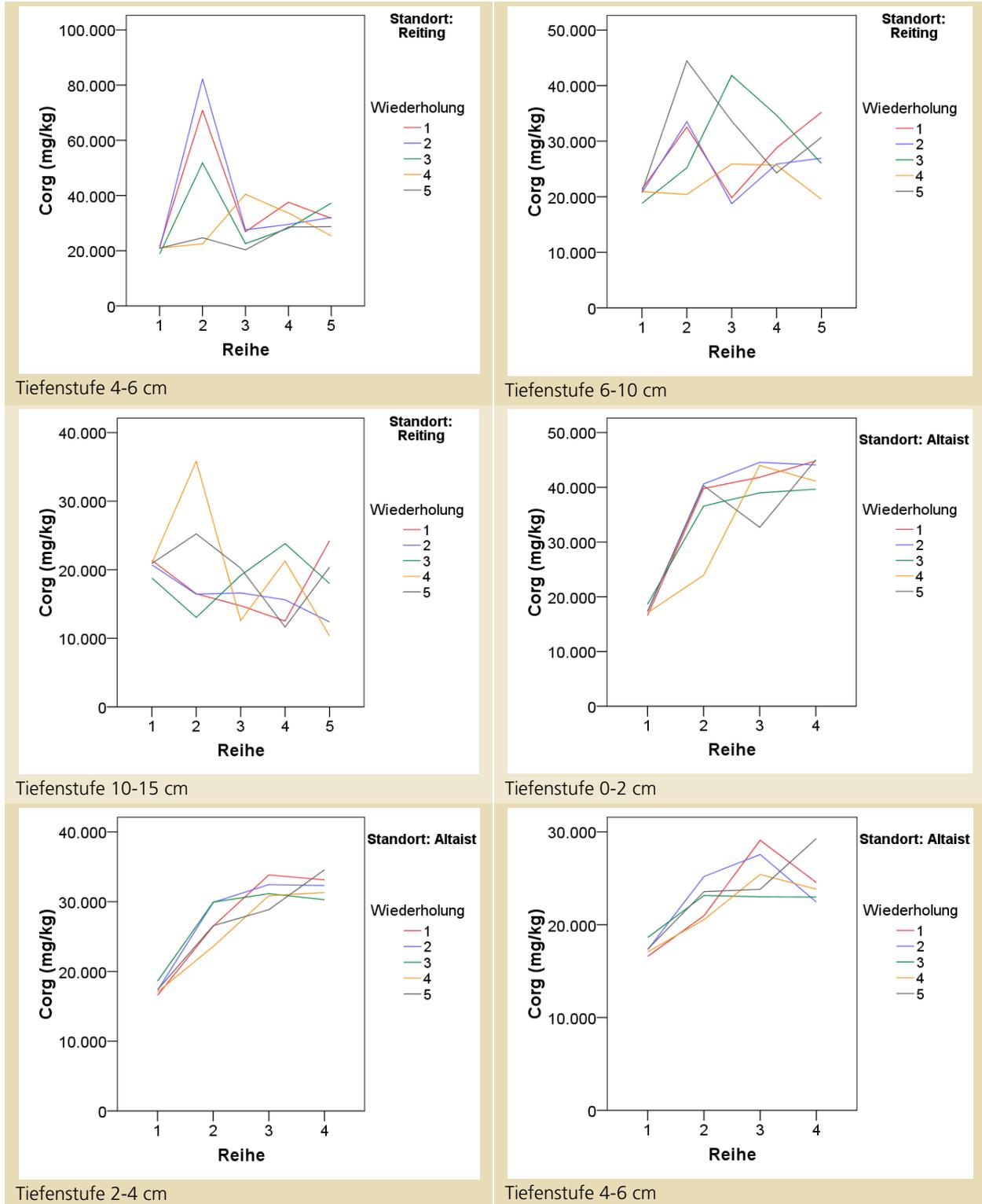
Tiefenstufe 6-10 cm

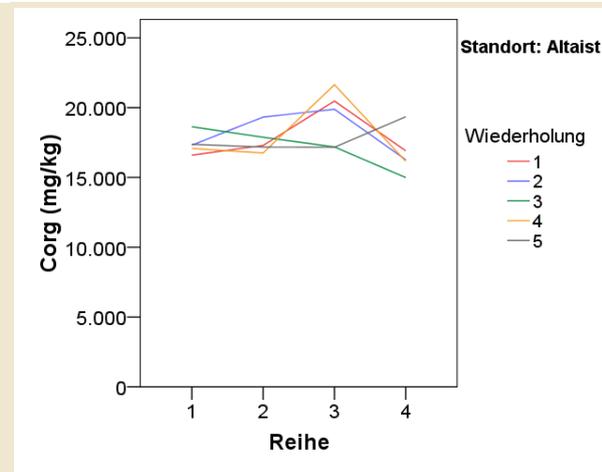
Tiefenstufe 10-15 cm



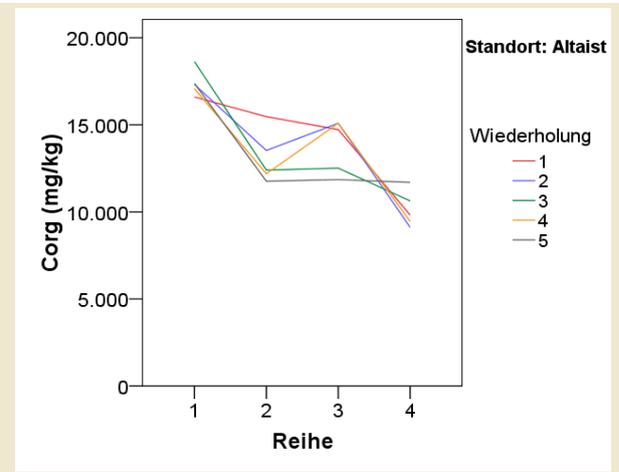
Tiefenstufe 0-2 cm

Tiefenstufe 2-4 cm

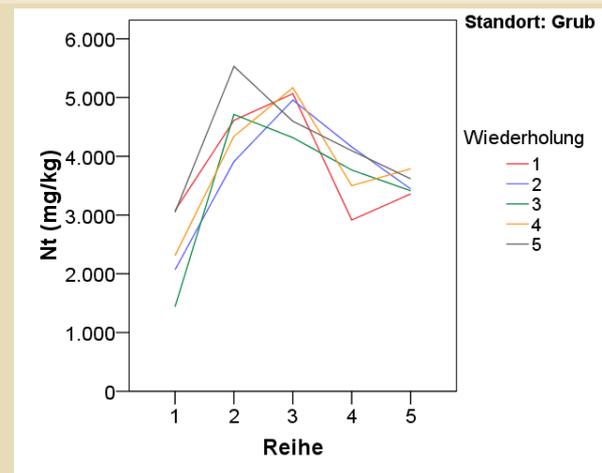




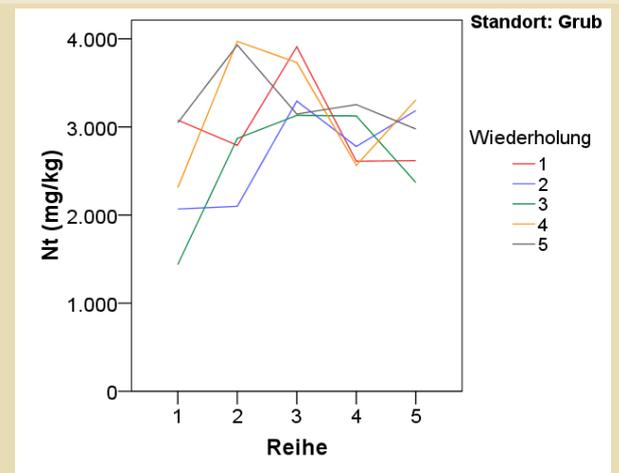
Tiefenstufe 6-10 cm



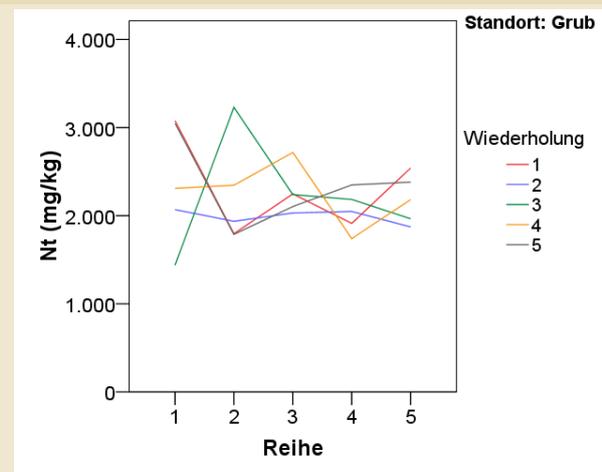
Tiefenstufe 10-15 cm



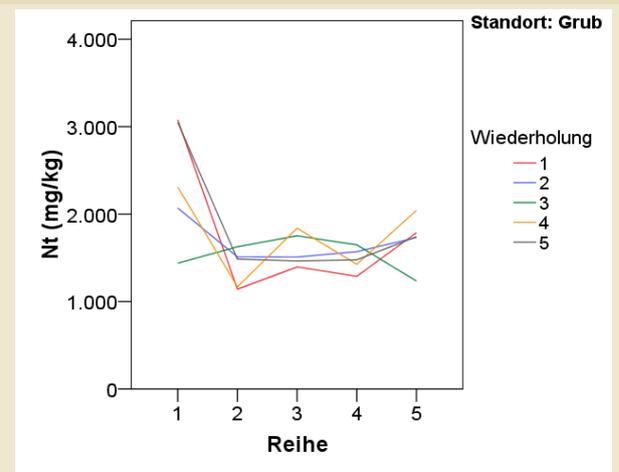
Tiefenstufe 0-2 cm



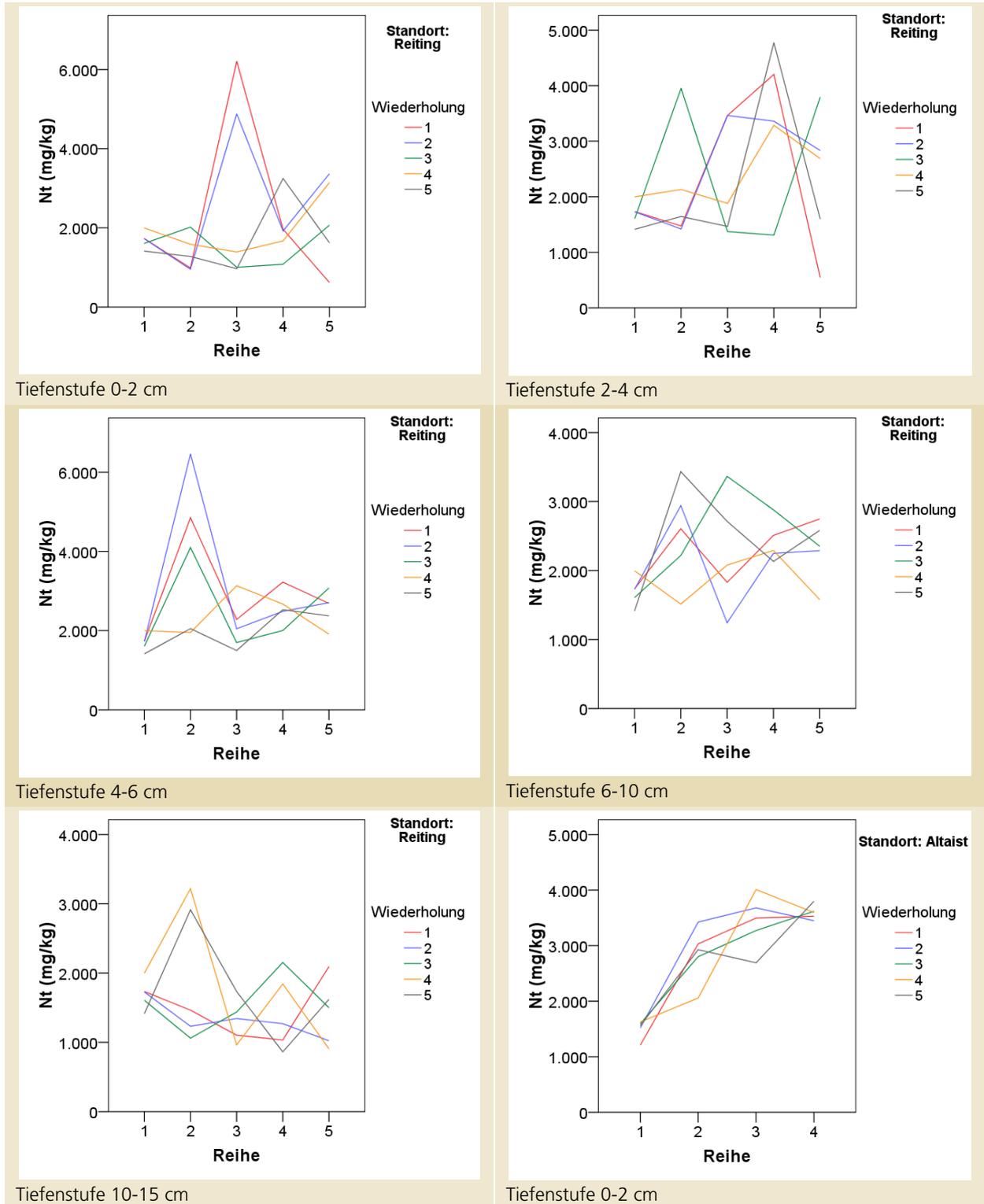
Tiefenstufe 2-4 cm

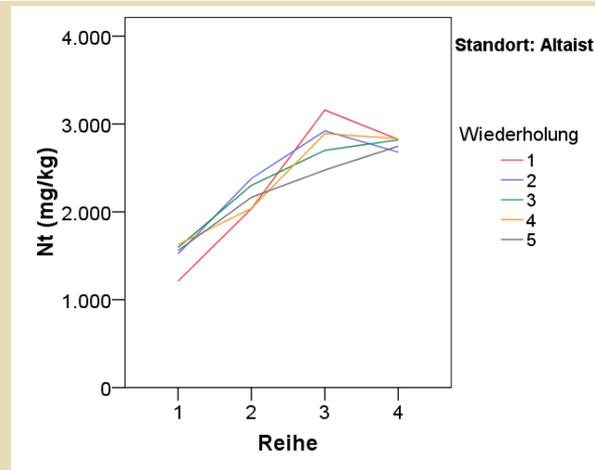


Tiefenstufe 4-6 cm

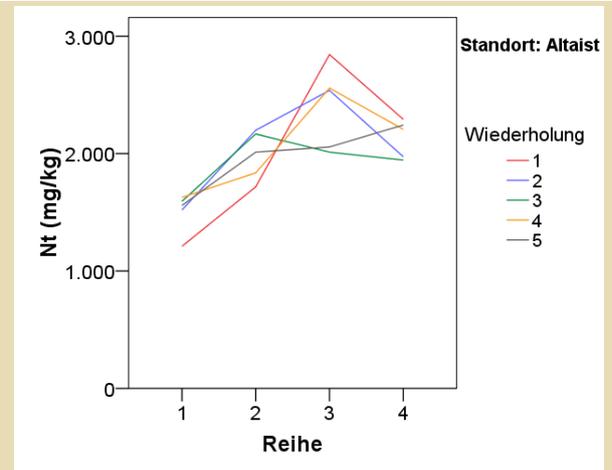


Tiefenstufe 6-10 cm

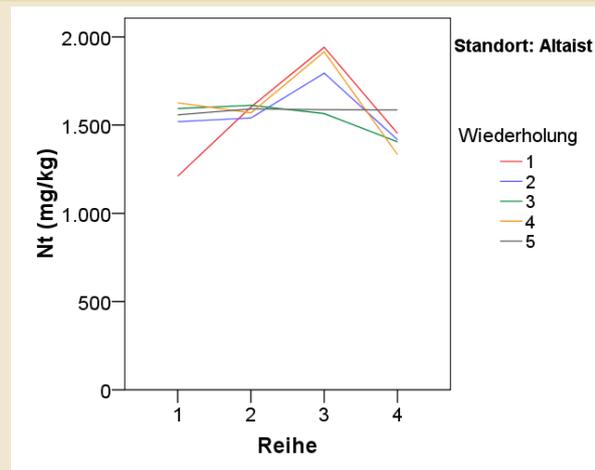




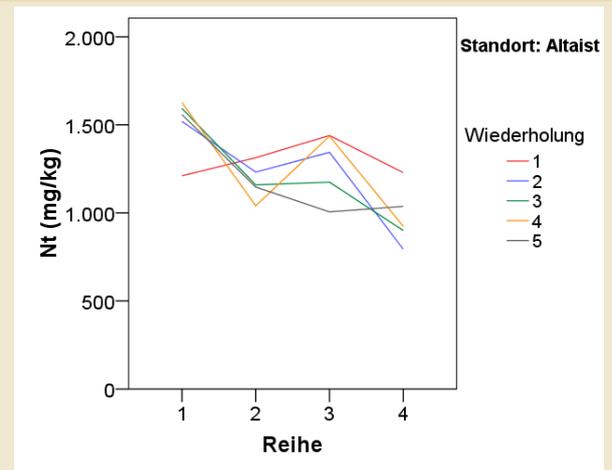
Tiefenstufe 2-4 cm



Tiefenstufe 4-6 cm



Tiefenstufe 6-10 cm



Tiefenstufe 10-15 cm

Anlage 8: Fragebogen zur Befragung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der ÖPUL Maßnahme „Gewässerrandstreifen“

Telefonbefragung - Fragebogen	
Frage	Antwortmöglichkeiten
Nehmen Sie an der Maßnahme Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen (28) - Gewässerrandstreifen teil	<ul style="list-style-type: none"> • Ja • Nein
Wie haben Sie von der Maßnahme Gewässerrandstreifen erfahren?	<ul style="list-style-type: none"> • Folder des Landes • Landwirtschaftskammer • AMA • Broschüre ÖPUL • bei der Anmeldung des Herbstantrages • von Nachbarn oder Freunden • Landwirtschaftszeitung • Sonstiges
Warum haben Sie sich für diese Maßnahme auf gerade diesem Grundstück entschieden?	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahme für den Umweltschutz • Maßnahme für den Naturschutz • Ständige Probleme mit einem zusedimentierten Bach • hohe Prämie • Fläche sonst nicht wirtschaftlich zu bewirtschaften • Maßnahme sieht schön aus • Sonstiges
Warum nehmen Sie nicht mit anderen Flächen an dieser Maßnahme teil?	<ul style="list-style-type: none"> • Alle Flächen, die in der Gebietskulisse liegen sind inkludiert • Flächen sind besser, können ökonomischer bewirtschaftet werden • Flächen werden anderweitig benötigt • zu arbeitsintensiv • Unkenntnis über die Änderung in der Maßnahme (alle Grundstücke, die innerhalb 50 m beginnen) • Sonstiges
Warum glauben Sie nehmen andere Landwirte / Nachbarn nicht an der Maßnahme teil?	<ul style="list-style-type: none"> • Wissen nichts von der Maßnahme • Prämie zu gering • Maßnahme ist zu kompliziert aufgebaut • Flächen werden anderwertig benötigt • Schläge sind sehr gute Ackerböden • zu arbeitsintensiv • kein Nutzen für den Gewässerschutz • kein Nutzen für den Naturschutz • keine Ahnung • Sonstiges
Was finden Sie an der Maßnahme gut?	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahme für den Umweltschutz • Maßnahme für den Naturschutz • Maßnahme ist sehr flexibel • hohe Prämie • Sonstiges

Telefonbefragung - Fragebogen	
Frage	Antwortmöglichkeiten
Was finden Sie an der Maßnahme schlecht	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahme ist nicht sehr wirksam • zu kompliziert • Informationen über die Maßnahme sind sehr gering • Prämien zu gering • sehr arbeitsintensiv • Projektgebiet ist zu klein • Beikräutervermehrung • Nichts • Sonstiges
Was würden Sie an der Maßnahme ändern?	<ul style="list-style-type: none"> • Änderung der Förderungsvoraussetzungen • Erweiterung der Gebietskulisse • Erweiterung der Varianten • Vereinfachung der Varianten • keine Änderungsvorschläge • Sonstiges
Würden Sie an der Informationsweitergabe etwas ändern wollen?	<ul style="list-style-type: none"> • Stärkere Bewerbung über den Folder • Stärkere Informationsweitergabe durch Berater • Passt • Sonstiges
Haben Sie bereits im Vorgängerprojekt ÖPUL 2000 an Naturschutzmaßnahmen teilgenommen?	<ul style="list-style-type: none"> • Ja • Nein • Wenn Ja, welche?